

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**



**“RELACIÓN ENTRE COBERTURA DE BOSQUE Y GEOMORFOLOGÍA  
FLUVIAL CON LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS  
BENTÓNICOS EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO MAYO”**

Presentada por:

**Gabriel Antonio Trujillo Paucar**

Tesis para Optar el Título Profesional de:

**BIÓLOGO**

Lima – Perú

2018

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA  
FACULTAD DE CIENCIAS**

**“RELACIÓN ENTRE COBERTURA DE BOSQUE Y GEOMORFOLOGÍA  
FLUVIAL CON LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS  
BENTÓNICOS EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO MAYO”**

Presentada por:

**GABRIEL ANTONIO TRUJILLO PAUCAR**

Tesis para Optar el Título Profesional de:

**BIÓLOGO**

Sustentada y Aprobada por el siguiente jurado:

.....  
Dra. Marta Williams León de Castro

**PRESIDENTE**

.....  
Mg. Sc. Germán A. Arellano Cruz

**MIEMBRO**

.....  
Mg. Sc. Ayling Wetzell Canales-Springett

**MIEMBRO**

.....  
Mg.Sc. Carlos A. Llerena Pinto

**ASESOR**

.....  
Eduardo Oyague Passunni

**Co-ASESOR**

## **DEDICATORIA**

Este trabajo va dedicado a mis padres Hilario Gabriel Trujillo Franco, Luz Elena Collagua Paucar y a mi hermana Andrea Alejandra Trujillo Paucar, que a pesar de las multiplicidades de diferencias en ideas que presentamos y solemos discutir, me han ayudado en muchos aspectos de mi vida, los cuales han formado la línea de tiempo en la que me encuentro ahora, por lo cual estoy muy complacido y agradecido con cada uno de ellos.

## **AGRADECIMIENTO**

Quiero empezar por agradecer a una persona que considero como mi mentor principal y un gran amigo Eduardo Oyague Pasunni, que me presentó el maravilloso mundo de los insectos acuáticos y me reintrodujo en los partidos de tennis. Un agradecimiento a mis amigos de la División de Limnología de CORBIDI, con quienes no sólo he compartido horas académicas y horas de trabajo sino momentos de celebración y una gran cantidad de viajes. En algún momento alguno(a) ha estado sentado a mi lado escribiendo la enorme cantidad de insectos que caían. Un agradecimiento a Conservation International, en particular a Johanna Toivonnen y Lassi Suominen por destinar parte del presupuesto original a la realización de mi tesis, y a mi compañero de campo en Moyobamba. Para finalizar, un agradecimiento a Mónica Flores, Adela Aguilar y Carlos Arango, que me han ayudado ya sea con palabras, insistiéndonos mutuamente para concluir nuestras tesis o contestando las preguntas que les hacía.

## ÍNDICE GENERAL

<b>RESUMEN</b> .....	<b>vii</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>viii</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
1.1. OBJETIVO GENERAL.....	2
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	2
<b>II. MARCO TEÓRICO</b> .....	<b>3</b>
2.1. COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	3
2.2. TIPOS DE HÁBITATS .....	3
2.3. GEOMORFOLOGÍA FLUVIAL .....	5
2.3.1. Antecedentes de estudios de geomorfología fluvial en relación a la comunidad de macro invertebrados bentónicos .....	10
2.4. COBERTURA DE BOSQUE.....	11
2.4.1. Antecedentes de estudios de cobertura del terreno y/o uso del terreno en relación a la comunidad de macro invertebrados bentónicos .....	11
2.5. DIVERSIDAD .....	12
2.6. CALIDAD ECOLÓGICA .....	13
<b>III. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>15</b>
3.1. ÁREA DE ESTUDIO .....	15
3.2. MUESTREO DE CARACTERÍSTICAS GEOMORFOLÓGICAS .....	16
3.3. MUESTREO DE COBERTURA DE BOSQUE.....	20
3.4. MUESTREO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS .....	23
<b>IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	<b>26</b>
4.1. ESTACIONES DE MUESTREO .....	26
4.2. GEOMORFOLOGÍA FLUVIAL .....	27
4.2.1. Relación de atrincheramiento .....	27
4.2.2. Ancho del cauce/Profundidad (A/P).....	28
4.2.3. Sinuosidad.....	30
4.2.4. Pendiente.....	32
4.2.5. Sustrato dominante .....	35
4.2.6. Clasificación natural de los ríos.....	37
4.3. Cobertura de bosque .....	40

4.3.1. Cuenca .....	40
4.3.2. Ribera.....	41
4.4. HÁBITATS.....	42
4.4.1. Mesohàbitats .....	42
4.4.2. Microhàbitats .....	45
4.5. Comunidad de macroinvertebrados bentónicos .....	47
4.5.1. Composición total.....	47
4.5.2. Composición por tipo de río .....	48
4.6. ÍNDICES DE DIVERSIDAD .....	51
4.7. ÍNDICES DE CALIDAD ECOLÓGICA .....	56
4.7.1. Normalidad de las variables.....	62
4.7.2. Correlaciones .....	64
4.8. ANÁLISIS MULTIVARIADO .....	71
4.8.1. Análisis de clúster.....	71
4.8.2. Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM) .....	73
<b>V. CONCLUSIONES.....</b>	<b>79</b>
<b>VI. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>81</b>
<b>VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>82</b>
<b>VIII. ANEXOS .....</b>	<b>88</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1:</b> Tipos de micro hábitats considerados durante el muestreo.....	5
<b>Tabla 2:</b> Rango de tamaño (mm) y observaciones para cada categoría de partícula.....	19
<b>Tabla 3:</b> Detalle de información espacial y temporal de cada estación de muestreo .....	26
<b>Tabla 4:</b> Medidas para el cálculo de la relación de atrincheramiento .....	27
<b>Tabla 5:</b> Registros para el cálculo de A/P .....	29
<b>Tabla 6:</b> Medidas para el cálculo de la sinuosidad .....	31
<b>Tabla 7:</b> Medidas para el cálculo de la pendiente.....	33
<b>Tabla 8:</b> Sustrato dominante.....	35
<b>Tabla 9:</b> Resumen de las características geomorfológicas y el tipo de río obtenido a partir de estas.....	37
<b>Tabla 10:</b> Cobertura de bosque en cada una de las estaciones .....	41
<b>Tabla 11:</b> Cantidad de mesohábitats según el tipo de río .....	43
<b>Tabla 12:</b> Microhábitats según el tipo de río.....	45
<b>Tabla 13:</b> Detalle de las estaciones de muestreo, mostrando el tipo de río y la cantidad de taxones encontradas por grupo .....	49
<b>Tabla 14:</b> Detalle de las estaciones de muestreo, mostrando el tipo de río y sus índices de diversidad .....	55
<b>Tabla 15:</b> Detalle de los promedios de los índices de diversidad por tipo de río .....	55
<b>Tabla 16:</b> Detalle de las estaciones de muestreo, mostrando el tipo de río y los valores de EPT .....	62
<b>Tabla 17:</b> Resultados de la prueba de Shapiro-Wilk para cada variable (sin transformación y con transformación).....	63
<b>Tabla 18:</b> Valores de correlación de Pearson entre las variables de cobertura de bosque, geomorfología fluvial con los índices de diversidad y calidad ecológica.....	70
<b>Tabla 19:</b> Valores de correlación de Pearson entre las variables de cobertura de bosque y geomorfología fluvial con las dimensiones del EMNM .....	75

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Representación transversal de diferentes ríos, mostrando su asociación con la relación de atrincheramiento .....	6
<b>Figura 2:</b> Visión aérea de diferentes ríos, mostrando las diferentes sinuosidades .....	7
<b>Figura 3:</b> Guía mostrando los diferentes ríos usando el nivel 1 y 2 de clasificación .....	9
<b>Figura 4:</b> Clave para la clasificación de ríos naturales .....	10
<b>Figura 5:</b> Mapa de la Cuenca del Alto Mayo .....	16
<b>Figura 6:</b> Dibujo mostrando el cálculo de la sinuosidad en una vista longitudinal del río .....	17
<b>Figura 7:</b> Sección transversal del río, mostrando las medidas para el cálculo de la relación de atrincheramiento .....	18
<b>Figura 8:</b> Ubicación de los ejes de una particula.....	19
<b>Figura 9:</b> Mapa de coberturas para la Cuenca del Alto Mayo.....	20
<b>Figura 10:</b> Microcuencas del Alto Mayo.....	21
<b>Figura 11:</b> Microcuencas de los ríos donde se ubican las estaciones de muestreo .....	21
<b>Figura 12:</b> Cuenca original y modificada para una estación de muestreo.....	22
<b>Figura 13:</b> Mapa de cobertura para una las estaciones de muestreo .....	22
<b>Figura 14:</b> Mapa de cobertura de bosque ribereño de una de las estaciones de muestreo .....	23
<b>Figura 15:</b> Gráfico de barras de los registros de la relación de atrincheramiento .....	28
<b>Figura 16:</b> Gráfico de barras de los registros A/P .....	30
<b>Figura 17:</b> Gráfico de barras de los registros de sinuosidad .....	32
<b>Figura 18:</b> Gráfico de barras de los registros de la pendiente (%) .....	34
<b>Figura 19:</b> Línea de tendencia de la pendiente (%) con respecto a la altitud.....	34
<b>Figura 20:</b> Gráfico de barras para el sustrato dominante .....	36
<b>Figura 21:</b> Línea de tendencia de la pendiente con respecto al sustrato dominante.....	36
<b>Figura 22:</b> Gráfico de barras de los tipos de ríos.....	38
<b>Figura 23:</b> Estados de evolución de un canal .....	40
<b>Figura 24:</b> Gráficos de barras mostrando el número de mesohábitats por estación.....	44
<b>Figura 25:</b> Gráfico de barras de los microhábitats por estación.....	46
<b>Figura 26:</b> Gráfico y sub-gráfico de pastel mostrando la representación de familias por grupo taxonómico.....	48
<b>Figura 27:</b> Gráficos de barras mostrando la cantidad de taxones por estación, agrupados por el tipo de río .....	50



<b>Figura 28:</b> Gráficos de barras para el índice de Shannon-Weaver (H') para las estaciones, agrupados por tipo de río.....	52
<b>Figura 29:</b> Gráficos de barras para el índice de Simpson (D') para las estaciones, agrupados por tipo de río .....	53
<b>Figura 30:</b> Gráficos de barras para la Equidad de Pielou (J) para las estaciones, agrupados por tipo de río .....	54
<b>Figura 31:</b> Gráfico de barras de EPT (S) por estación, agrupados según el tipo de río .....	57
<b>Figura 32:</b> Gráfico de barras de EPT (N) por estación, agrupados según el tipo de río.....	59
<b>Figura 33:</b> Gráfico de barras de EPT/CA (N) por estación, agrupados según el tipo de río.....	61
<b>Figura 34:</b> Gráficos de dispersión entre la cobertura de bosque en el total de la cuenca y los índices de diversidad, para aquellos con Coeficiente de Pearson > 0.04.....	65
<b>Figura 35:</b> Gráficos de dispersión entre la cobertura de bosque en el total de la cuenca y los índices de calidad ecológica, para aquellos con Coeficiente de Pearson > 0.04 .....	66
<b>Figura 36:</b> Gráficos de dispersión entre la cobertura de bosque ribereño y los índices de diversidad e índices de calidad ecológica .....	68
<b>Figura 37:</b> Gráfico de dispersión entre la cobertura de bosque ribereño (%) y EPT(S) ^2 .....	69
<b>Figura 38:</b> Dendograma basado en el índice de similaridad de Bray-Curtis para todas las estaciones .....	72
<b>Figura 39:</b> Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM) entre las dimensiones 1 y 2, en base al índice de disimilaridad de Bray-Curtis de las estaciones .....	74
<b>Figura 40:</b> Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM) entre las dimensiones 2 y 3, agrupados según el porcentaje de bosque en la cuenca .....	76
<b>Figura 41:</b> Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM) entre las dimensiones 2 y 3, agrupados según el porcentaje de bosque ribereño. ....	77

## ÍNDICE DE ANEXOS

<b>Anexo 1:</b> Profundidades registradas a lo largo del ancho del cauce por estación de muestreo.....	88
<b>Anexo 2:</b> Histogramas de frecuencia acumulada del tamaño de las partículas encontradas en cada estación.....	90
<b>Anexo 3:</b> Número de individuos por taxa para cada una de las estaciones de muestreo ..	100
<b>Anexo 4:</b> Diagrama de cajas para las variables de cobertura de bosque.....	103
<b>Anexo 5:</b> Diagrama de cajas para las variables de geomorfología fluvial.....	104
<b>Anexo 6:</b> Diagrama de cajas para los índices de diversidad.....	105
<b>Anexo 7:</b> Diagrama de cajas para los índices d calidad ecológica.....	106
<b>Anexo 8:</b> Galeria fotográfica de los tipos de río encontrados.....	107
<b>Anexo 9:</b> Galeria fotográfica del muestreo en campo.....	113
<b>Anexo 10:</b> Galeria fotográfica de algunas familias de macroinvertebrados encontradas .	115

## RESUMEN

La disminución de la cobertura de bosque en la selva alta o yunga es un problema que persiste. La creación de un lugar de protección como el Bosque de Protección del Alto Mayo trata de conservar los bosques presentes en esta cuenca. La conservación de bosques es de importancia para los ríos porque permiten la regulación del ingreso de nutrientes, la filtración de sedimentos y la estabilidad de las orillas. El rango de variabilidad de la cobertura de bosque en la cuenca y en la zona ribereña no fue lo suficientemente amplio para ver una marcada segregación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, las correlaciones de cobertura de bosque en la cuenca con el número de taxones, el índice de Shannon-Weaver, el índice de Simpson, el número de familias de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera y con la relación entre la abundancia de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera con respecto a la abundancia de Chironomidae-Oligochaeta fueron positivas y altas ( $r > 0.4$ ). En el bosque ribereño, las correlaciones positivas y altas ( $r > 0.4$ ) fueron para el número de taxones, índice de Shannon-Weaver, índice de Simpson, índice de Equidad de Pielou y el número de familias de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera.

El escalamiento multidimensional no métrico mostró que las variables de geomorfología fluvial explicaban muy poco el ordenamiento de las estaciones, con excepción de la relación ancho/profundidad, la cual está ligada a procesos de sedimentación y transporte de material fino que ocurren en el río, la cual afecta en última instancia a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. El número de taxones, los índices de diversidad y los índices de calidad ecológica mostraron que los ríos con menor diversidad son los ríos tipo E5, los cuales tuvieron poca diversidad de hábitats: lento y arena. La comunidad de macroinvertebrados bentónicos puede ser usada para planes de reforestación, sirviendo de indicadores para zonas con diferentes niveles de cobertura.

**Palabras clave:** Comunidad de macroinvertebrados bentónicos, Alto Mayo, cobertura de bosque, geomorfología fluvial, clasificación de Rosgen.

## ABSTRACT

The coverage decreases in the Peruvian cloud forests (yungas or selva alta) is a persistent problem that generates risks for the conservation over terrestrial and aquatic habitats. The creation of a protected area as the Alto Mayo Protection Forest, has the objective to preserve the forests in this basin, protecting in this way a diversity of habitats and ecosystem services. The conservation of forests is important for rivers because they provide the conditions to capture, and store water during the rain season, contributes with the regulation of the nutrient inputs, reduce the erosion and ensures the banks stability.

The range of variability of the forest cover in the entire basin and in the riparian zone was not wide enough to see a marked segregation of the benthic macroinvertebrate community at the different places evaluated. However, the correlations of forest cover in the basin with the number of taxa, the Shannon-Weaver index, the Simpson index, the number of families of Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT) and the ratio EPT/CA (CA: Chironomidae + Annelida), were positive and high ( $r > 0.4$ ). In the riparian forest, positive and high correlations ( $r > 0.4$ ) were for the number of taxa, Shannon-Weaver index, Simpson index, Pielou Equity index and EPT.

Non-metric multidimensional scaling showed that the fluvial geomorphology variables explains a little amount of the obtained arrangement, with the exception of the width/depth relationship, which is linked to processes of sedimentation and transport of fine material that occur in the river, which ultimately affects the community of benthic macroinvertebrates.

The number of taxa, the diversity indexes and the ecological quality indexes are lower at the E5 type rivers, which had little diversity of habitats. The community of benthic macroinvertebrates can be used as early indicators of territory use changes, in basins with growing occupancy patterns.

**Key words:** Community of benthic macroinvertebrates, Alto Mayo, forest cover, fluvial geomorphology, rosgen classification.

## I. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, los ecosistemas naturales que componen las cuencas hidrográficas (bosques, áreas ribereñas, humedales, etc.) han sido modificados y fragmentados rápidamente por la expansión de la agricultura, actividades forestales, expansión urbana, construcción de vías de transporte y otras actividades antropogénicas. Estos cambios afectan los bienes y servicios ecosistémicos de cuencas, particularmente los servicios de regulación hidrológica y regulación de la calidad del agua superficial y la recarga de aguas subterráneas (Smith *et al.*, 2006).

En diferentes países se ha trabajado la influencia de la fragmentación del paisaje sobre diferentes características de los cuerpos de agua, entre algunas de ellas están: (1) su hidrología (Cooper, 2008), (2) las variables físico-químicas (Bolstad y Swank, 1997) y (3) la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Kroll *et al.* 2009, Nerbonne y Vondracek 2001, Boonsoong *et al.* 2007).

Características geomorfológicas como pendiente, relación ancho – profundidad, relación de atrincheramiento, sinuosidad y la granulometría del lecho son propias de cada río (Rosgen 1994). Burton *et al.* (2005) toma en cuenta algunas de estas características para clasificar los tipos de canales evaluados y evaluar su relación con el ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos.

En la última década, un número considerable de trabajos en Perú, ha surgido con el fin de establecer índices de calidad ecológica basado en el ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos, en particular en ríos altoandinos (Acosta *et al.* 2009, Villamarín *et al.* 2013), dentro de los cuales, se considera directa o indirectamente características propia de la cuenca (cobertura del suelo) y algunas características de geomorfología fluvial.

## **1.1. OBJETIVO GENERAL**

Determinar la relación entre cobertura de bosque, geomorfología fluvial con la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del Río Mayo.

## **1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Determinar la relación entre la cobertura de bosque de la cuenca y la comunidad de macroinvertebrados bentónicos mediante un escalamiento multidimensional no métrico. Además de la correlación de la cobertura de bosque con los índices obtenidos a partir de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.
- Determinar la relación entre la cobertura de bosque ribereño y la comunidad de macroinvertebrados bentónicos mediante un escalamiento multidimensional no métrico. Además de la correlación de la cobertura de bosque ribereño con los índices obtenidos a partir de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.
- Establecer la relación entre la geomorfología fluvial de los puntos de muestreo y su comunidad de macroinvertebrados bentónicos mediante la agrupación de puntos de muestreo en un escalamiento multidimensional no métrico. Además de la correlación de las variables de geomorfología fluvial con los índices obtenidos a partir de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.
- Identificar que variables geomorfológicas definen mejor la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el escalamiento multidimensional no métrico.
- Asociar los tipos de hábitat encontrados con el tipo de geomorfología fluvial de los puntos de muestreo

## II. MARCO TEÓRICO

### 2.1. COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos es definida por Alba-Tercedor (1996) como: "... aquellos animales invertebrados, que, por su tamaño relativamente grande, son retenidos por redes de luz de malla de entre 250-300  $\mu\text{m}$ ... ". Esta comunidad esta formada por diferentes Phyla: Platyhelminthes, Annelida, Mollusca y Arthropoda. De entre ellos la gran mayoría son Arthropoda y dentro estos, los insectos (Alba-Tercedor, 1996). Muchos de estos insectos pasan algunos de sus estadios dentro del rio, encontrando: ninfas, larvas, pupas y/o adultos (Dominguez y Fernández, 2009). Estos organismos se alimentan principalmente de algas y microorganismos, y sirven como fuente de alimento principal para peces y otros vertebrados. Debido a su importancia para las poblaciones de peces y como indicadores de la calidad del agua, han sido usados en evaluaciones de cuerpos de agua (Wetzel, 2001).

### 2.2. TIPOS DE HÁBITATS

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos se encuentra en una diversidad de hábitats dentro del río. Estos hábitats pueden ser definidos en base a: (1) la condición hidráulica de un sector del río conocido como mesohabitat (Gordon *et al.* 2004, Brooks *et al.* 2005) y (2) el sustrato de un sector del río conocido como microhabitat (Cogerino *et al.*, 1995).

No se encontró una traducción exacta en español para algunas de los tipos de mesohabitat, por lo cual se agregó algunas modificaciones a la terminología:

- Rápido: Conocido en ingles como *rapid*. Movimiento del agua rápido y turbulento, superficie del agua con intermitentes olas. Con una pendiente más profunda que el subrápido (Washington Department, s.f.)

- Subrápido: Conocido en inglés como *riffle*. Es una región dentro del río con material particulado grueso y con un movimiento del agua superficial y rápido, rompiendo la superficie superficial del agua constantemente. En términos de pendiente, este es mayor que una poza o una tabla (Jowett, 1993; Vermont Agency of Natural Resources, 2004).
- Tabla: Conocido en inglés como *run*. Este es una sección con una categoría intermedia. El flujo es menos turbulento que en el subrápido, pero tiene mas velocidad que en un lento y una poza. Tiende a ser ligeramente laminar (Gordon *et al.*, 2004).
- Poza: Conocido en inglés como *pool*. Región de profundidad dentro del río con movimiento muy lento de agua y con material particulado más fino (Gordon *et al.*, 2004).
- Lento: Conocido en inglés como *glide*. Movimiento del agua muy lento, con un flujo totalmente laminar y una pendiente negativa. Por lo general, se encuentran despues una poza (Vermont Agency of Natural Resources, 2004)
- Caída: Conocido en inglés como *waterfall* o *fall*. Caída de agua sobre una caída vertical o casi vertical. Presencia de mucha turbulencia y agua blanca en la caída (Washington Department, s.f.).

El tipo de material predominante en el sustrato y la cobertura formada es conocido como microhábitats. Los tipos de micro hábitats se encuentran descritos en la Tabla 1.



**Tabla 1: Tipos de micro hábitats considerados durante el muestreo**

<b>Definición del sustrato</b>	<b>Observaciones</b>
Briofitas	Musgos, Hepáticas y Antocerotes en piedras o larga superficies rocosas
Espermatófitas acuáticas sumergidas (Hydrophytes)	Incluye las plantas y la capa de sedimento de la superficie
Materia orgánica particulada	Incluye la capa de sedimento de la superficie
Raíces sumergida	Muestreo solo de las raíces
Piedras y guijarros (25-250 mm)	Incluye los diferentes tipos de sedimento según el tamaño
Rocas (>250 mm), incluye las piedras y guijarros (25-250 mm)	Incluye los sedimentos y fauna asociada
Grava (2-25 mm)	Incluye los diferentes tipos de sedimento según el tamaño
Espermatofitas emergentes (Helophytes)	Incluye la capa de sedimento de la superficie
Sedimento fino (<0.1 mm) con materia orgánica fina	Capa de sedimento de la superficie (< 3cm)
Arena y limo	Capa de sedimento de la superficie (< 3cm)
Algas	Incluye elementos minerales de apoyo
Superficies naturales y/o artificiales duras y lisas	Raspado

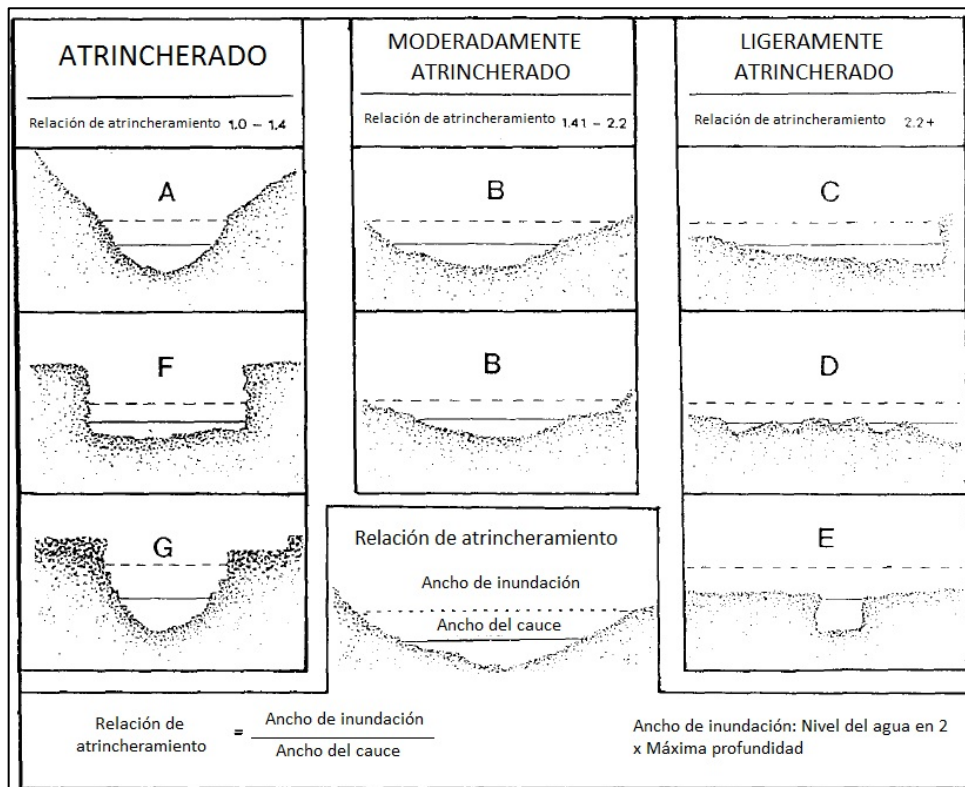
FUENTE: Adaptado de Villamarin *et al.* (2013)

### 2.3. GEOMORFOLOGÍA FLUVIAL

La geomorfología fluvial es una característica poco estudiada de nuestros ríos, que sin embargo, influye directamente y de diversas formas en su hidrología, la calidad del agua, en la conformación de los hábitats y en la diversidad de la fauna hidrobiológica (Leopold *et al.* 1964, Dunne y Leopold 1978, Harrelson *et al.* 1994). Rosgen (1994) establece un sistema de clasificación de ríos basado en características de geomorfología fluvial. Este sistema de clasificación permite dar una mirada preliminar para agrupar ríos con características geomorfológicas similares, los cuales se encuentran dentro de los dos primeros niveles de

análisis que él plantea para el levantamiento de información de un río. El primer nivel contempla una caracterización geomorfológica con los siguientes atributos como información principal:

- Relación de atrincheramiento: Atrincheramiento es definido como el grado de confinamiento del cauce del río a su valle (Kulin y Gurewitz, 1972). Este grado es reflejado en la relación del ancho de inundación con respecto al ancho del cauce. Un corte transversal del río y de su valle que lo delimita permite entender mejor este concepto, como se muestra en la Figura 1. Para un río muy confinado en su valle, la terraza plana adyacente al cauce (si es que existe) no se inunda cuando ocurre épocas lluviosas, sin embargo un río no muy confinado en su valle, con una planicie adyacente muy cercana a su cauce puede ser inundada bajo una época lluviosa (Rosgen, 1994).
- Relación Ancho/Profundidad: Es la relación entre el ancho del río, cuando este está lleno hasta el borde del límite de sus orillas (aca se le ha llamado ancho del cauce a lo que se conoce como *bankfull*), con respecto a la profundidad promedio.



**Figura 1: Representación transversal de diferentes ríos, mostrando su asociación con la relación de atrincheramiento.**

FUENTE: Modificado de Rosgen (1994)

- Sinuosidad: Es definida por Schumm citado por Senciales (s.f.) como “... *el desarrollo de meandros existentes en el cauce principal de un río, y su cálculo se obtiene poniendo en relación la ongitud de dicho cauce con la longitud máxima del valle que lo forma*”.

Una guía visual se tiene en la Figura 2.

Tipo de río	A	D	B & G	F	C	E
Vista aérea						
Sección transversal						
Promedio	1.5	1.1	3.7	5.3	11.4	24.2
Rango	1-3	1-2	2-8	2-10	4-20	20-40

**Figura 2: Visión aérea de diferentes ríos, mostrando las diferentes sinuosidades.**

FUENTE: Modificado de Rosgen (1994)

El segundo nivel en el levantamiento de información de un río según Rosgen (1994), abarca una descripción morfológica del río, abarcando los siguientes atributos:

- Pendiente: No es la pendiente generada por el lecho del río, sino por la diferencia de la elevación del nivel del agua con respecto a una unidad de longitud del tramo del río. Este atributo es uno de los que afecta al transporte de sedimentos, funciones hidráulicas presentes en el río y funciones biológicas (Rosgen, 1994).
- Sustrato del río: Es la composición de los diferentes materiales dispersos por el lecho del río y en sus orillas. Para la clasificación de ríos de Rosgen (1994) se usa el material dominante dentro del río.

La Figura 3 muestra un mejor detalle del gradiente que ocurre en los tipos de ríos cuando el segundo nivel, es decir la pendiente y el sustrato dominante, es aplicado.

Este sistema de clasificación permite entender muchos de los procesos físicos que predominan como la erosión y la acumulación de material particulado (Diaz y Ollero, 2005; Rosgen, 1994). Permite, además entender el predominio de determinadas condiciones hidráulicas: caída, rápido, subrápido, lento y poza, como puede verse en la Clasificación de ríos de Diaz y Ollero (2005) para la cuenca del Ebro, donde el tipo de cauce muestra la dominancia y/o interacción de algunas de estas condiciones hidráulicas. El manejo de determinados tipos de ríos podría tomar en cuenta esta clasificación, estandarizando manejos para los ríos que sean del mismo tipo (Harrelson *et al.* 1994; Dunne y Leopold, 1978).

La descripción de los ríos encontrados en el primer nivel de clasificación se detalla a continuación:

- Aa+: Muy alto relieve. Características erosivas o de deposición, abundancia de roca madre como sustrato. Potencial flujo de residuos. Profundo atrincheramiento. Zonas verticales en el cauce con pozas profundas, presencia de caídas.
- A: Alto relieve. Características erosivas o de deposición. Roca madre como sustrato dominante en el lecho. Ríos atrincherados y confinados en el valle. Lecho usualmente formado por una pendiente, seguido por una poza profunda.
- B: Relieve moderado. Presencia de deposición colluvial y/o arrastre de residuos del suelo del valle. Atrincheramiento y relación ancho/profundidad moderados. Valles de pendientes suaves. Predominancia de rápidos con pozas ocasionales.
- C: Amplios valles con terrazas en asociación con llanuras de inundación, suelos aluviales. Ligeramente atrincherado con meandros bien definidos. Patrón de subrápido-poza presente en el río.
- E: Amplio valle. Presencia de materiales aluviales con llano de inundación. Muy sinuoso, orillas estables con vegetación. Patrón de subrápido-poza en el río con una baja relación Ancho/Profundidad.
- F: Atrincherado en materiales altamente degradados. Pendiente suaves, con una alta relación ancho/profundidad. Meandrónico, presencia de orillas inestables con altas tasas de erosión. Patrón subrápido-poza presente en el río.

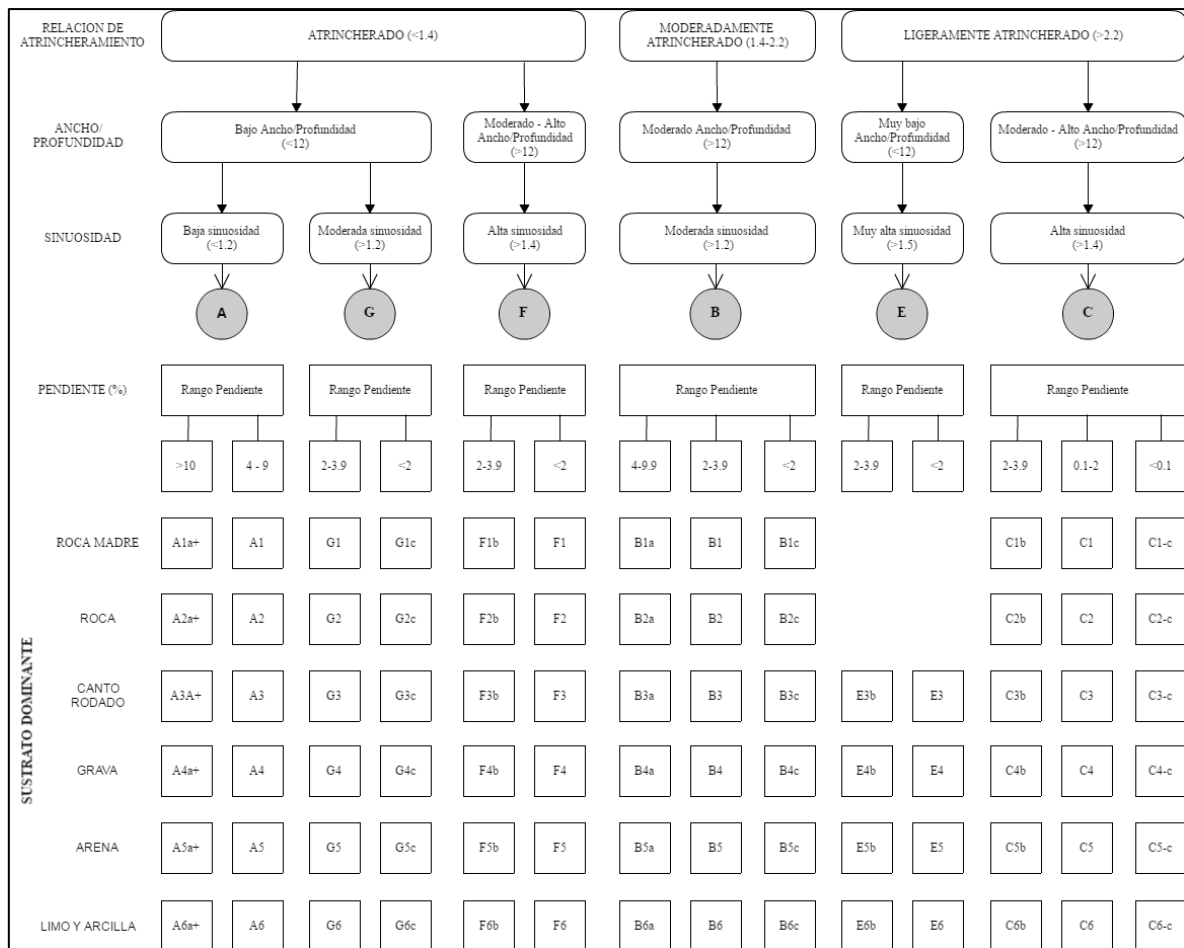
- G: Moderadas pendientes seguidas por pozas, con una bja relación Ancho/Profundidad. Valles estrechos o profundamente insertados en materiales aluviales o colluviales. Son inestables con altas tasas de erosión de la orilla.

La clave del sistema de clasificación de Rosgen se encuentra en la Figura 4.

	A	B	C	D	DA	E	F	G
1 Roca madre								
2 Roca								
3 Canto rodado								
4 Grava								
5 Arena								
6 Limo/Arcilla								
Atrincheramiento	<1.4	1.4-2.2	>2.2	N/A	>2.2	>2.2	<1.4	<1.4
A/P	<1.2	>1.2	>1.4	<1.1	1.1-1.6	>1.5	>1.4	>1.2
Sinuosidad	<12	>12	>12	>40	<40	<12	>12	<12
Pendiente	.04-.099	.02-.039	<.02	<.02	<.005	<.02	<.02	.02-.039

**Figura 3: Guía mostrando los diferentes ríos usando el nivel 1 y 2 de clasificación.**

FUENTE: Modificado de Rosgen (1994)



**Figura 4: Clave para la clasificación de ríos naturales.**

FUENTE: Modificado de Rosgen (1994)

### 2.3.1. Antecedentes de estudios de geomorfología fluvial en relación a la comunidad de macro invertebrados bentónicos

Spindler (2004) evalúa la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos de tipo B, C y F, encontrando una mayor riqueza de taxa y porcentaje de ephemeropteras y trichopteras en el canal de tipo “F” y “C”, además de predominar la abundancia de oligochaeta y chironomidae en canales donde el material particulado pequeño dominaron.

Cole (2002) identifica diferencias en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de ríos con pendiente superior a 1.5 por ciento que comprenden ríos tipo A, B y C en comparación a ríos con una pendiente inferior a 1.5 por ciento que comprenden ríos tipo E y F. Las condiciones hidráulicas fue otra diferencia encontrada en estos dos grupos de ríos, la asociación rápido-poza o subrápido-poza era ausente en los ríos tipo E y F, mientras que

en los ríos tipo A, B y C eran muy frecuentes.

## **2.4. COBERTURA DE BOSQUE**

La alteración de la cobertura boscosa afecta la hidrología de la cuenca aumentando la concentración de sedimentos en suspensión y solutos en agua según los niveles de deforestación (Cooper 2008). La conversión de bosques a tierras agrícolas conlleva al uso de insecticidas y pesticidas. Otra amenaza es la excesiva ganadería en zonas deforestadas que transforman al suelo en un contaminante potencial ya que, la escorrentía lo lava y lleva los contaminantes a los ríos afectando la calidad del agua (United States EPA, 2005). La agricultura y la ganadería, así como la presencia de centros poblados y urbes, como formas de cambio de uso de la tierra en las cuencas deforestadas producen diferentes impactos en el agua de los ríos.

- Cobertura de bosque en la cuenca: Cobertura de bosque en la cuenca donde se ubica la estación de muestreo.
- Cobertura de bosque ribereño. El bosque ribereño forma parte de la zona de protección que bordea las orillas de un río (Gordon *et al.*, 2004). Un ancho óptimo de aproximadamente 50 m. de esta cobertura permite la protección de la calidad del agua del río (Sparovek *et al.*, 2002)

### **2.4.1. Antecedentes de estudios de cobertura del terreno y/o uso del terreno en relación a la comunidad de macro invertebrados bentónicos**

Boonsong *et al.* (2007) mostraron que la comunidad de macro invertebrados bentónicos responde a ríos con un diferente uso del terreno en sus cuencas. Cole (2002) demostró que el porcentaje de agricultura y bosque son algunos de los factores asociados al ensamblaje de macro invertebrados bentónicos.

Además, índices de calidad basado en macro invertebrados bentónicos fueron usados para determinar su respuesta al uso del terreno, mostrando diferencias entre el tipo de uso de terreno dominante a nivel de cuenca (Kroll *et al.*, 2009). Simplemente la presencia o ausencia de bosque en una cuenca ejerce diferencias en la comunidad de macro invertebrados

bentónicos y en sus índices de calidad, tanto a una escala de cuenca como de ribera (Iñiguez-Armijos *et al.*, 2014). La cobertura de bosque aporta materia orgánica particulada en los ríos y regula su temperatura, explicando una parte de las diferencias en el ensamblaje de grupos funcionales de macro invertebrados bentónicos (Holmes *et al.*, 2011).

## 2.5. DIVERSIDAD

La diversidad específica es medida de múltiples formas. Los índices de diversidad permiten reflejar la estructura de una comunidad basándose en su equidad y la riqueza específica. Moreno (2001) elabora una clasificación para facilitar su uso donde el índice de Shannon-Wiener y equidad de Pielou es ubicado como índice de equidad y el índice de Simpson como índice de dominancia, todos como índices de estructura. Mientras que la riqueza específica está como el índice más sencillo para medir la biodiversidad. Los índices usados para medir la diversidad son:

- **Riqueza específica (S):** La riqueza específica muestra el número de especies dentro de una comunidad.
- **Índice de Shannon-Wiener (H')**: Este índice creado por Shannon (1948) fue diseñado inicialmente para medir la cantidad de información transmitida en un código. Aplicado al campo ecológico, su definición se puede establecer como la medida del grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran 1988), cuya formulación es:

$$H' = - \sum p_i \log p_i$$

Donde:  $p_i$ : Abundancia relativa de la  $i$ -ésima especie

La base del logaritmo es indiferente, es decir puede ser binaria, decimal o natural (Somarriba, 1999), para los cálculos de este índice se escogió la base binaria.



- **Índice de Simpson (D):** Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Simpson, 1949; Moreno, 2001), su formulación es:

$$D = \sum p_i^2$$

Donde:  $p_i$ : Abundancia relativa de la  $i$ -ésima especie.

- **Equidad de Pielou (J')**: Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Moreno 2001), de ahí que su formulación sea:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde:

$H'$ : índice de Shannon-Wiener

$H'_{max}$ : índice de Shannon-Wiener cuando todas las especies tienen la misma abundancia relativa, es decir equivale a  $\log$  (número de especies)

Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

## 2.6. CALIDAD ECOLÓGICA

En términos generales y para este caso de estudio, se definiría como la expresión general de la estructura y función del río, expresada mediante los componentes que lo habitan (FAO, 2009).

El uso de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad ecológica del agua es ampliamente utilizado, debido a la ventaja de que reflejan las condiciones existentes tiempo atrás, a diferencia de los parámetros fisicoquímicos cuyos resultados pueden cambiar en pocas horas (Barbour *et al.* 1999; Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor *et al.* 2002). Los índices a ser usados son:

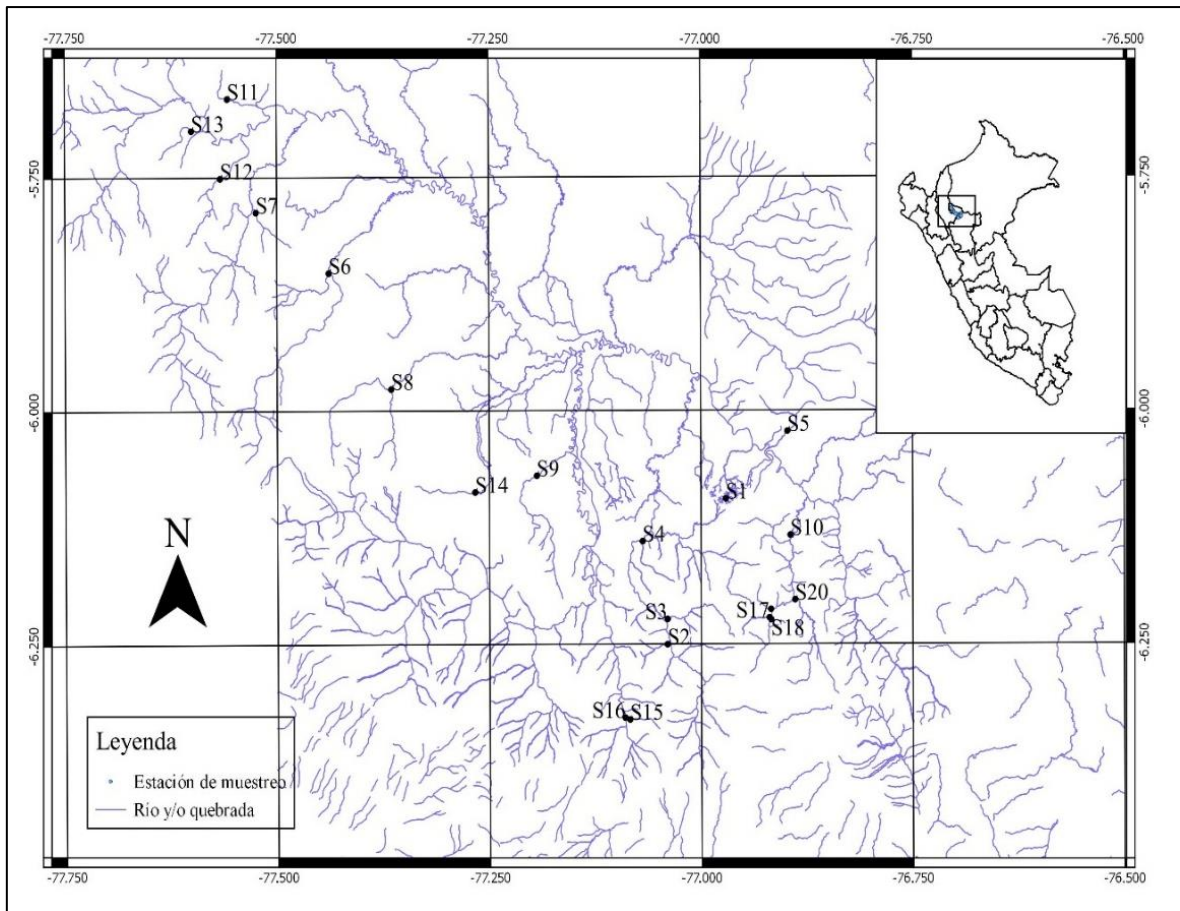
- EPT (S) (Lenat, 1998): Este índice usa tres órdenes de insectos acuáticos (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) y se basa en la premisa de que los ríos con mejor calidad ecológica tienen mayor riqueza, mientras que ríos contaminados tendrán una menor riqueza (Watershed Science Institute, s.f.). En general, trabaja con la cantidad de especies en estos órdenes, sin embargo, va a representar el número de familias en los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y trichoptera en el presente trabajo.
- EPT (N): Este índice es el mismo que EPT (S) con la diferencia que se basa en abundancia en vez de riqueza de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y trichoptera.
- EPT/CA (N): Este índice muestra la relación entre la abundancia de los grupos Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera con Chironomidae y Oligochaeta, estos dos últimos asociados con su capacidad de reconocer gradientes de contaminación (Rosa *et al.*, 2014)

### **III. MATERIALES Y MÉTODOS**

#### **3.1. ÁREA DE ESTUDIO**

El área de estudio está dentro de la parte alta de la cuenca del río Mayo conocida también como la cuenca del Alto Mayo, ubicada en las provincias de Moyobamba y Rioja en el departamento de San Martín en Perú. Dentro se ubica el bosque de protección del Alto Mayo, así como su zona de amortiguamiento, ubicado aproximadamente al noroeste de la ciudad de Rioja (INRENA, 2008).

La elección de los sitios de evaluación tuvo como referencia abarcar zonas con diferente cobertura de bosque, evitando las áreas urbanas para no tener la influencia de aguas residuales urbanas sobre las estaciones de muestreo. Se tuvo 20 puntos de evaluación durante una temporada de estiaje (Agosto del 2014). Se puede revisar el Mapa de la cuenca del Alto Mayo con los puntos de muestreo en la Figura 5.



**Figura 5: Mapa de la Cuenca del Alto Mayo.**

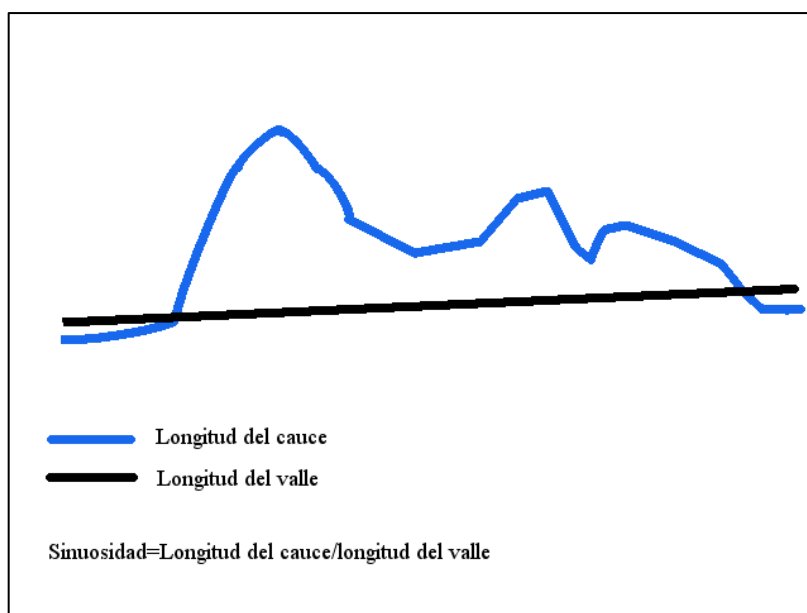
FUENTE: Elaboración propia

### 3.2. MUESTREO DE CARACTERÍSTICAS GEOMORFOLÓGICAS

Se hizo una clasificación de los ríos evaluados, basándose en el método de Rosgen (1994)

Las Medidas tomadas para la caracterización de los ríos o quebradas fueron:

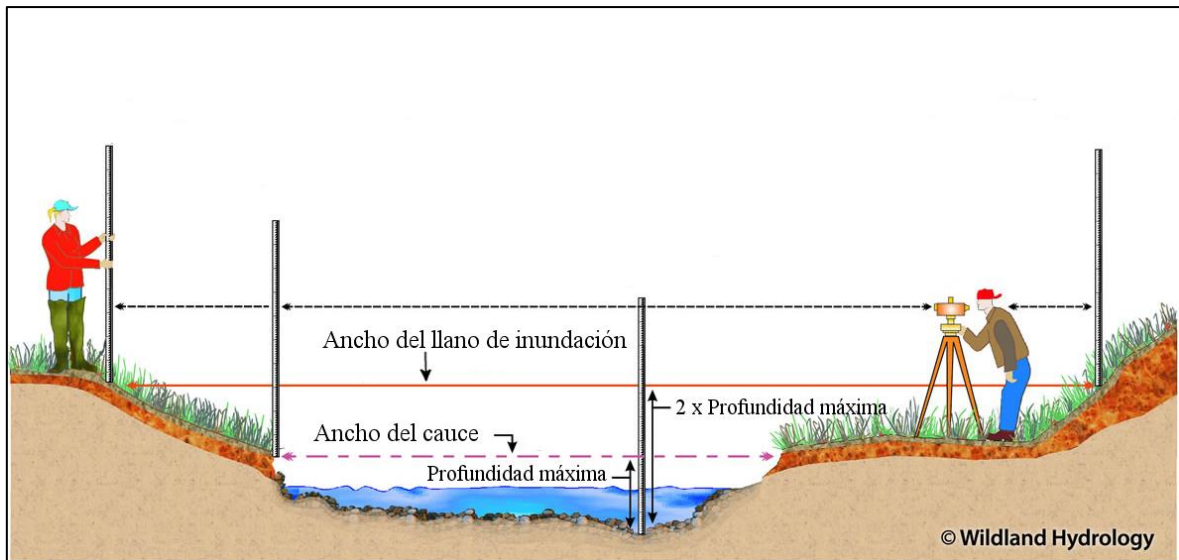
- **Pendiente:** Medida en campo con un clinómetro. Se ubicó aguas arribas del extremo de evaluación, mientras que en el extremo ubicado aguas abajo, una persona sostenía una varilla de referencia. Con el clinómetro se registró cuanto era la pendiente entre el extremo inferior y superior del tramo de evaluación.
- **Sinuosidad:** La sinuosidad de los ríos se obtuvo de imágenes satelitales con un sistema de información geográfica (SIG). Se dividió la longitud del curso de agua entre la longitud de su valle, tomando en cuenta que abarquen como mínimo dos longitudes de ondas para el caso de los que tuvieran tendencias meándricas (Figura 6).



**Figura 6: Cálculo de la sinuosidad en una vista longitudinal del río.**

FUENTE: Modificado de New Mexico Environment Department (2010)

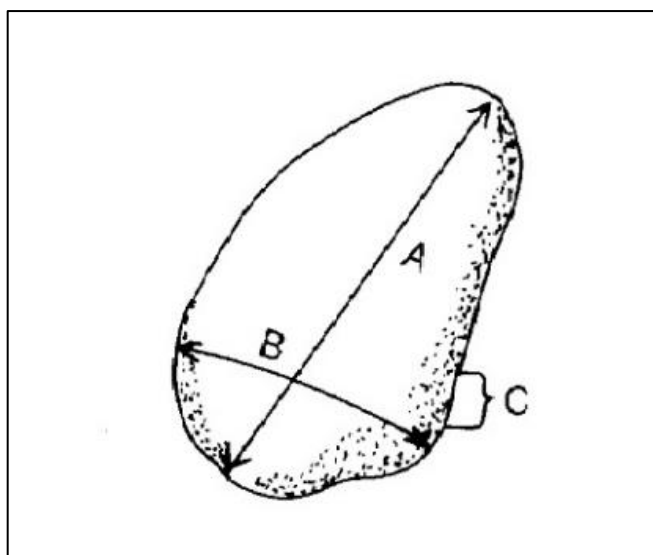
- La tasa de atrincheramiento se midió con clinómetro y cinta métrica. Esta tasa calcula la relación entre el ancho del llano de inundación con respecto al ancho del cauce. Primero se delimitó el ancho del cauce del río, tomando como referencia la pendiente de las orillas y el inicio de la presencia de vegetación. Posteriormente se calculó la profundidad máxima y finalmente, la ubicación del llano de inundación se encontró en la proyección del doble de la profundidad máxima. La Figura 7 muestra como se estableció estas medidas.



**Figura 7: Sección transversal del río, mostrando las medidas para el cálculo de la relación de atrincheramiento.**

FUENTE: Modificado de New Mexico Environment Department (2010)

- Relación de ancho/profundidad ( $A/P$ ) se midió con varilla metálica y cinta métrica. Una vez establecido el ancho del cauce, se tomó la medida de este y de varias profundidades a lo largo de esa sección. Finalmente, la profundidad obtenida fue la profundidad promedio a lo largo de la sección transversal del tramo del río.
- Materiales del canal: La composición del material que conforma el canal fue evaluado por el método de conteo de guijarros de Wolman (1954). Este método consiste en medir el eje intermedio de 100 partículas tomadas del lecho del río, como se observa en la Figura 8, y ubicar estas medidas en un histograma (Rosgen, 1994). Este histograma considera seis categorías para las medidas obtenidas de Wentworth (1922). Se agregó roca madre como categoría adicional como se puede ver en la Tabla 2. Las partículas fueron tomadas caminando en zig-zag a través del tramo de evaluación.



- A: Eje más largo
- B: Eje intermedio
- C: Eje más pequeño

**Figura 8: Ubicación de los ejes de una partícula.**

FUENTE: Modificado de Harrelson *et al.* (1994)

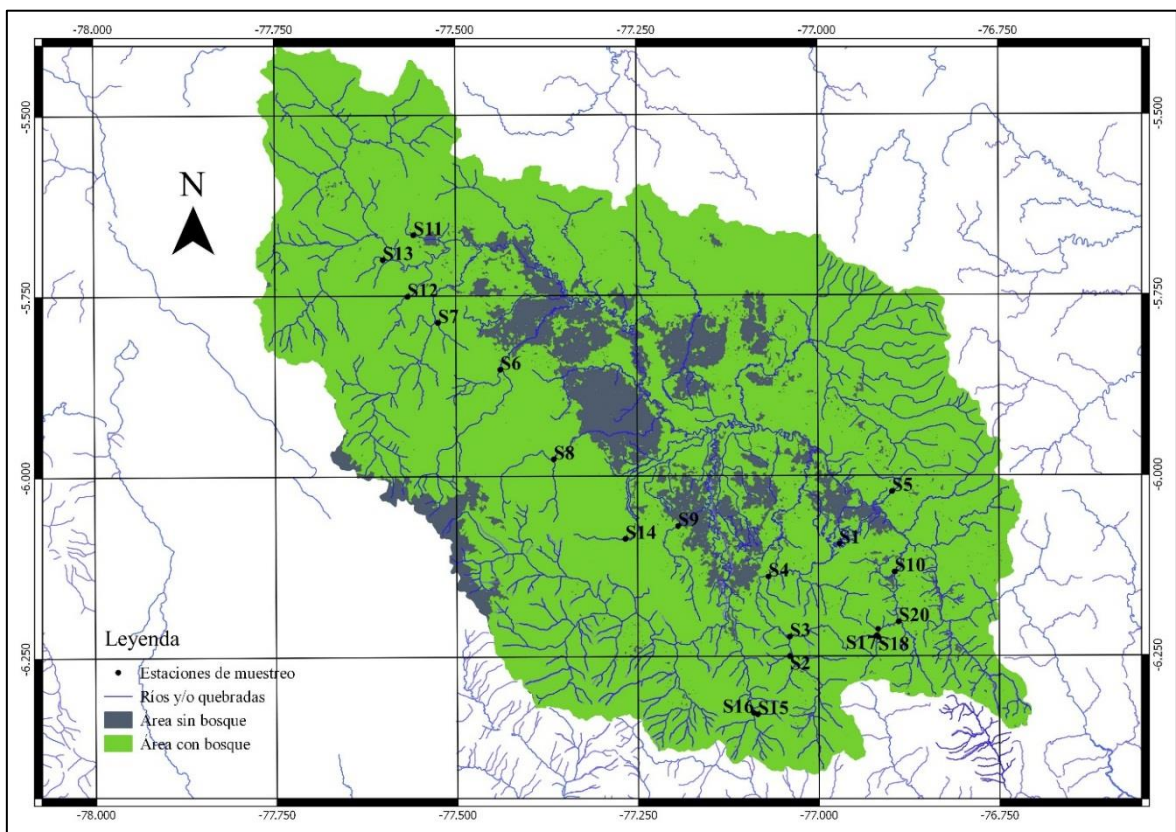
**Tabla 2: Rango de tamaño (mm) y observaciones para cada categoría de partícula**

Nombre de partícula	Rango de tamaño (mm)	Observaciones
Roca madre	>1000	Se consideró a superficies donde la superficie era plana, amplia y no podían ser levantada. Su lavado era superficial
Roca	>256	Se consideró material sumamente grande, ocupaba toda la red Surber, pero que se podía levantar para el lavado en la red
Canto rodado	64-256	Ninguna
Grava	2-64	Ninguna
Arena	0.62-2	Aún podía ser medida por los instrumentos con los que se contaba
Limo/Arcilla	<0.62	No pudo ser medida, sin embargo fue reconocida por su color y textura, para diferenciarlo de la arena

FUENTE: Modificado de Wenworth (1922)

### 3.3. MUESTREO DE COBERTURA DE BOSQUE

La cobertura de bosque fue calculada en dos escalas: En la cuenca y en la zona ribereña. Este fue realizado gracias a los archivos de extensión *shape* obtenidos por Gonzales (2014), los cuales contenían información de áreas con zonas de cobertura de bosque y zonas sin cobertura de bosque para la Cuenca del Alto Mayo, como se puede observar en la Figura 9. Además de las microcuencas para toda la zona del Alto Mayo (Figura 10) y de los ríos y quebradas en estas cuencas.



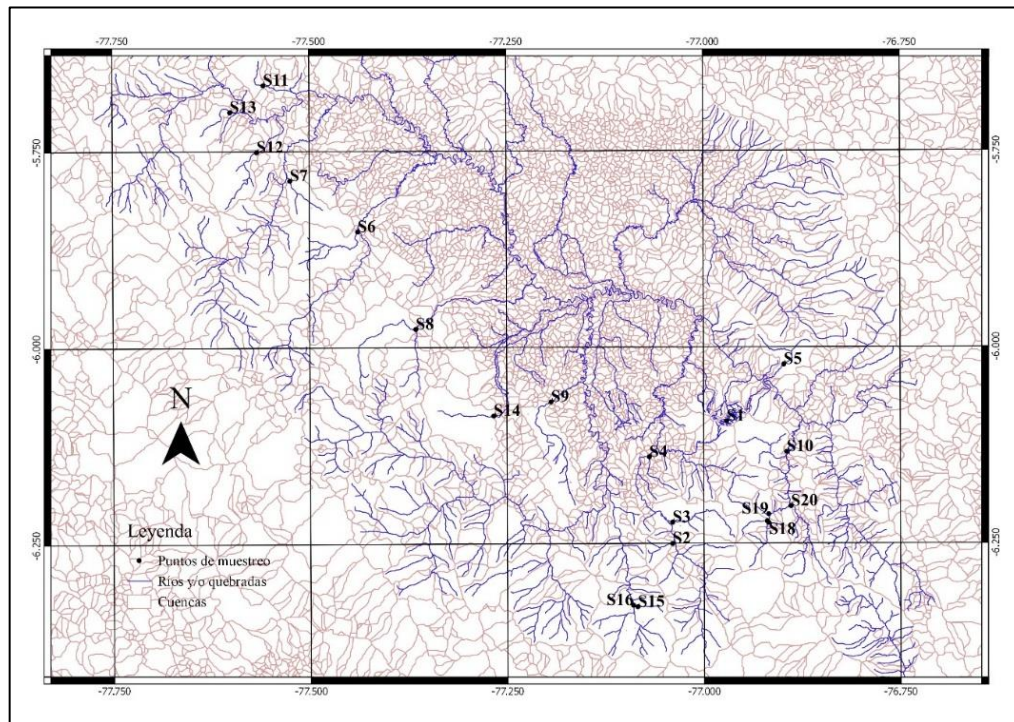
**Figura 9: Mapa de coberturas para la Cuenca del Alto Mayo.**

FUENTE: Elaboración propia

Arcgis 10.0 (2011) fue usado para editar y calcular la cobertura de los archivos *shapes*, mientras que los mapas fueron realizados con QGIS 2.18.3 (2017). Primero, se calculó las delimitaciones de las cuencas donde sólo se encontraban las estaciones de evaluación (Figura 11) a partir de las delimitaciones de todas las microcuencas del Alto Mayo (Figura 10). Posteriormente, las cuencas fueron editadas para que la zona de irrigación sólo coincidiera

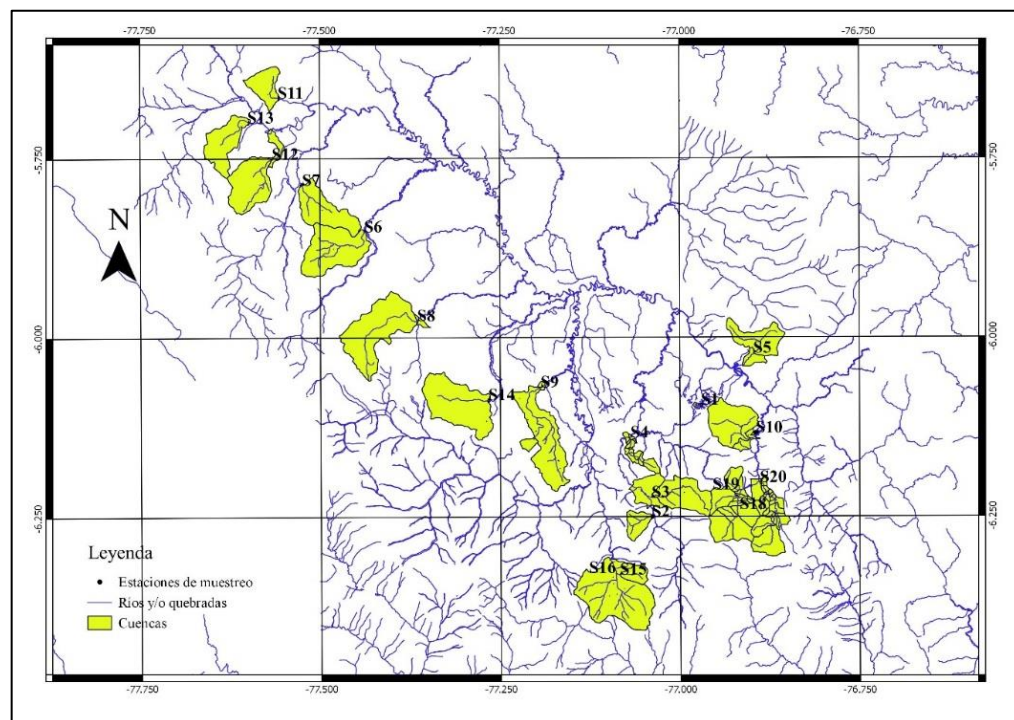


hasta donde se ubica la estación de muestreo (Figura 12).



**Figura 10: Microcuencas del Alto Mayo.**

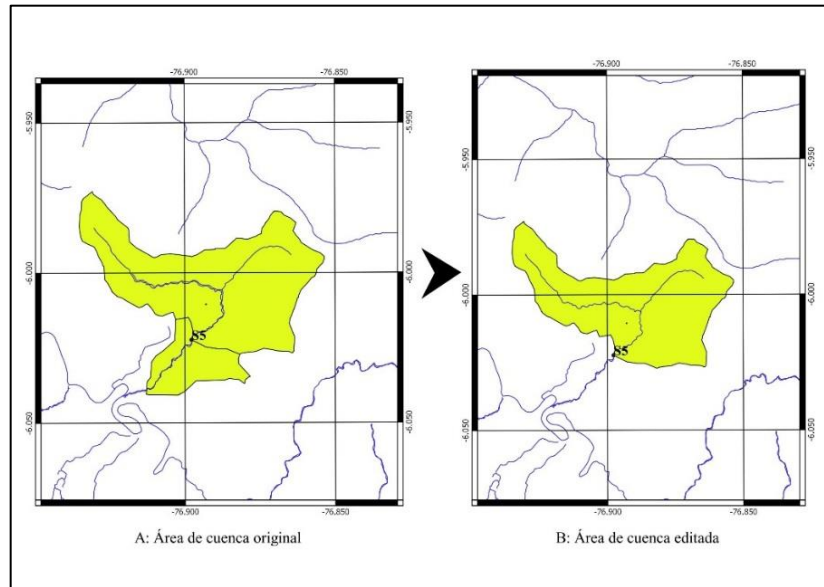
FUENTE: Elaboración propia



**Figura 11: Microcuencas de los ríos donde se ubican las estaciones de muestreo.**

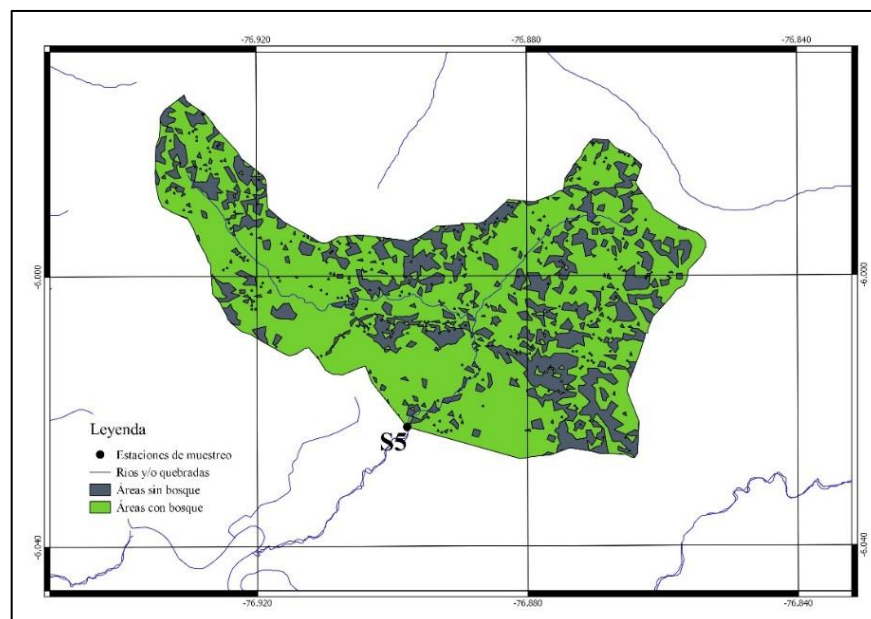
FUENTE: Elaboración propia

La Figura 12 muestra como la Cuenca donde está la estación S5 (Figura 12A), es reducida hasta donde se ubica el punto de evaluación (Figura 12B), dejando sólo el área de la cuenca arriba del punto de muestreo como efecto sobre este. Esta área fue interpolada con la información de cobertura de bosque de toda la cuenca (Figura 9) para determinar las zonas con y sin bosque para esa microcuenca (Figura 13).



**Figura 12: Cuenca original y modificada para una estación de muestreo.**

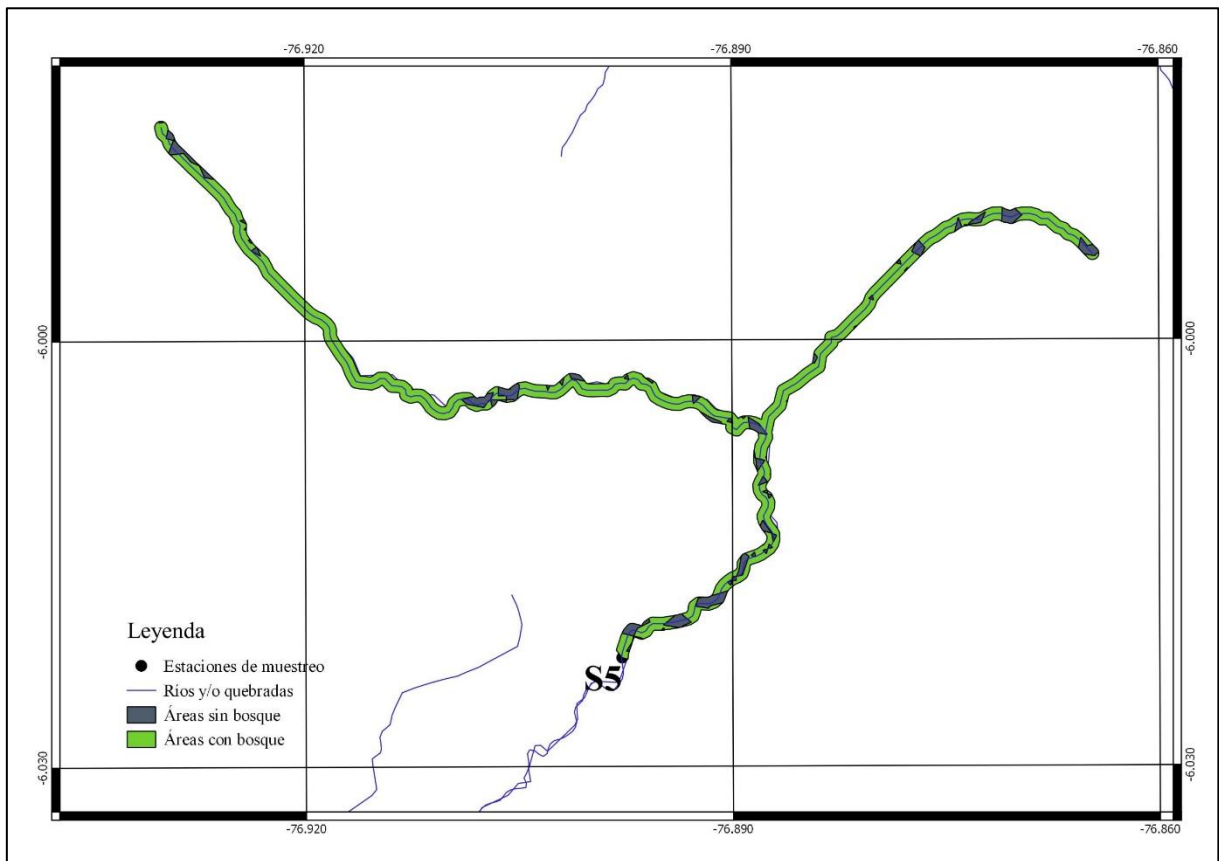
FUENTE: Elaboración propia



**Figura 13: Mapa de cobertura para una las estaciones de muestreo.**

FUENTE: Elaboración propia

La cobertura de bosque en la zona ribereña fue calculada a partir de esta información (Figura 13). La zona ribereña fue establecida a unos 50 m a cada lado de río, como se observa en la Figura 14.



**Figura 14: Mapa de cobertura de bosque ribereño de una de las estaciones de muestreo.**

FUENTE: Elaboración propia

### 3.4. MUESTREO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

El uso de herramientas de campo y métodos de colecta de macroinvertebrados bentónicos para el presente trabajo de investigación se hizo teniendo como referencia un protocolo para la biovaloración de cuerpos de ríos vadeables y quebradas desarrollado por Barbour *et al.* (1999) con la aprobación del USEPA (United States Environmental Protection Agency).

La longitud del tramo de evaluación para el muestreo de los macroinvertebrados bentónicos fue de 60 m. como una estandarización de la sección de evaluación para todos los puntos de

evaluación y permitiendo abarcar los diferentes microhábitats presentes. Se usó un enfoque multihábitat (Barbour *et al.* 1999, Barbour *et al.* 2006), abarcando los microhábitats y mesohábitats presentes. La clasificación de los tipos de microhábitats, así como su definición fue adaptado por Villamarin *et al.* (2013). En la Tabla 1 se muestra el tipo de microhábitat y algunas indicaciones en el momento de su muestreo. Además, se tomó en cuenta el mesohábitat, es decir las condiciones hidráulicas presentes en el tramo de evaluación.

La recolección de los macroinvertebrados bentónicos fue realizada con una red Surber de área 0.1023 m<sup>2</sup> y de 250 µm de apertura de malla. La red Surber fue ubicada en contra de la corriente procediendo a lavar el sustrato encontrado dentro del área de muestreo (Anexo 8: Foto 2). Se empezó río abajo y conforme se encuentren otros hábitats se avanzó corriente arriba. Dependiendo del porcentaje de cada tipo de hábitat en el tramo de evaluación fueron determinados la cantidad de recolección por red Surber para cada uno de ellos a partir de un total de 12 repeticiones. Todas las submuestras fueron agrupadas en una sola muestra homogénea que representará el tramo de evaluación.

La muestra finalmente fue transferida a una bolsa de polipropileno de alta densidad junto con su respectiva etiqueta indicando el punto de evaluación y preservado con alcohol de 96 por ciento. Posteriormente cada muestra fue tamizada e identificada hasta el nivel de familia para los insectos y a niveles taxonómicos más altos para otros macroinvertebrados. Se usó la guía de identificación de Dominguez y Fernández (2009).

Posterior a la identificación de los macroinvertebrados bentónicos, se creó una matriz de datos con las estaciones de muestro en una fila, los taxones identificados, las variables de cobertura de bosque y las características geomorfológicas en cada columna.

Una relación más detallada de los materiales se muestra a continuación:

- Red Surber para la colecta de macroinvertebrados bentónicos
- Imágenes satelitales y archivos *shape* de la Cuenca del Río Mayo
- Clinómetro
- Cinta métrica
- Regla metálica

- GPS
- 30 Botellas de alcohol 70 por ciento de 1L.
- 100 Bolsas de polipropileno de alta densidad
- Cuatro conos de pabilo grueso
- Una tijera
- Un wader
- Cuatro libretas de campo Rite in the Rain
- Lápices
- Software Office<sup>®</sup> 2013 y R<sup>®</sup> 3.0.2, QGIS<sup>®</sup> 2.18.3 y ArcGis<sup>®</sup> 10.0
- Tamices
- Una computadora
- Cámara fotográfica
- Guías de identificación de macroinvertebrados bentónicos
- Un estereoscopio

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. ESTACIONES DE MUESTREO

Las estaciones de muestreo estuvieron comprendidas entre las provincias de Moyobamba y Rioja, dentro del departamento de San Martín, con un rango de altitud entre 836 a 1317 msnm. Información espacial y temporal del muestreo de cada una de las estaciones se muestra en la Tabla 3.

**Tabla 3: Detalle de información espacial y temporal de cada estación de muestreo**

Estacion	Nombre	Provincia	Distrito	Lugar o Poblado cercano	Fecha	Latitud	Longitud	Altitud
S1	Quebrada Rumiyacu	Moyobamba	Moyobamba	Bosque Rumiyacu	06/08/2014	-6.094462°	-76.970757°	1161
S2	-	Moyobamba	Soritor	Puente Obrero	07/08/2014	-6.250309°	-77.039933°	1076
S3	Río Toe	Moyobamba	Soritor	Palmeras de Toe	09/08/2014	-6.223278°	-77.039838°	978
S4	Quebrada Almendra	Moyobamba	Soritor	Soritor	10/08/2014	-6.139965°	-77.069082°	848
S5	Quebrada Juninguillo	Moyobamba	Moyobamba	Juningue	11/08/2014	-6.022348°	-76.897785°	931
S6	Quebrada Aguas Claras	Rioja	Awajun	San Carlos	12/08/2014	-5.852491°	-77.438812°	982
S7	Quebrada Aguas Claras	Rioja	Pardo Miguel	Oriente Nuevo	13/08/2014	-5.787428°	-77.524703°	1111
S8	-	Rioja	Nueva Cajamarca	Estacion del Sernanp	14/08/2014	-5.976745°	-77.365393°	1126
S9	Río Uquigua	Rioja	Rioja	El Triunfo	15/08/2014	-6.069645°	-77.193872°	836
S10	Quebrada Shatona	Moyobamba	Jepelacio	Barbasal	17/08/2014	-6.133559°	-76.894534°	1011
S11	Quebrada Aguas Claras	Moyobamba	Moyobamba	Alto Valle	19/08/2014	-5.665868°	-77.558235°	972
S12	Quebrada Santa Cruz	Rioja	Pardo Miguel	Santa Cruz	20/08/2014	-5.751090°	-77.566716°	1149
S13	Quebrada Dos de Mayo	Rioja	Pardo Miguel	Dos de Mayo	20/08/2014	-5.700102°	-77.600664°	978
S14	Quebrada Seca	Rioja	Eliás Soplin Varras	Naciente del Río Negro	21/08/2014	-6.087251°	-77.266694°	871
S15	Quebrada El Palto	Moyobamba	Soritor	El Progreso	22/08/2014	-6.330684°	-77.084413°	1317
S16	Río Onche	Moyobamba	Soritor	El Progreso	22/08/2014	-6.328691°	-77.089998°	1246
S17	Quebrada Paccha	Moyobamba	Jepelacio	Nuevo San Miguel	25/08/2014	-6.221876°	-76.919450°	1179
S18	Río Gera	Moyobamba	Jepelacio	Nuevo San Miguel	28/08/2014	-6.223891°	-76.917406°	1157
S19	Quebrada Samango	Moyobamba	Jepelacio	Nuevo San Miguel	31/08/2014	-6.212896°	-76.917583°	1151
S20	Río Lejiayacu	Moyobamba	Jepelacio	Nuevo San Miguel	31/08/2014	-6.202718°	-76.889169°	1076

El sistema de referencia de las coordenadas es WGS84

## 4.2. GEOMORFOLOGÍA FLUVIAL

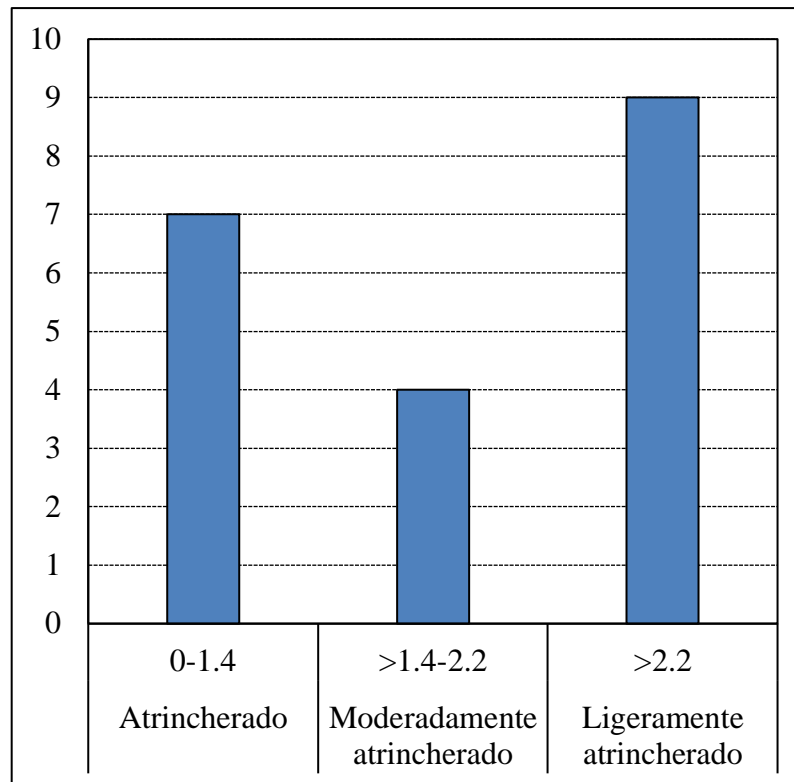
### 4.2.1. Relación de atrincheramiento

Las relaciones de atrincheramientos obtenidos mostraron un promedio de 5.986, con un valor extremo máximo de 41.000 en la estación S10 y un valor mínimo de 1.284 en la estación S2 (Ver Tabla 4). La Figura 15 muestra la distribución de los datos de la relación de atrincheramiento, la mayor cantidad de estaciones tuvo valores por encima de 2.2 (ríos ligeramente atrincherados), seguidos por ríos con un valor de atrincheramiento menor a 1.4, es decir ríos muy confinados en el valle. Por último, cuatro estaciones tuvieron un atrincheramiento moderado en su valle.

**Tabla 4: Medidas para el cálculo de la relación de atrincheramiento**

<b>Estacion</b>	<b>Ancho del cauce</b>	<b>Ancho de inundación</b>	<b>Relación de atrincheramiento</b>
S1	4.240	5.936	1.400
S2	14.280	18.330	1.284
S3	22.460	68.830	3.065
S4	12.400	27.330	2.204
S5	10.200	14.280	1.400
S6	20.800	45.150	2.171
S7	6.000	63.330	10.555
S8	18.600	122.900	6.608
S9	13.680	119.220	8.715
S10	5.000	205.000	41.000
S11	13.800	157.300	11.399
S12	14.490	20.286	1.400
S13	10.380	111.730	10.764
S14	30.900	141.750	4.587
S15	10.780	15.092	1.400
S16	29.910	44.740	1.496
S17	10.490	14.686	1.400
S18	32.180	48.270	1.500
S19	8.120	11.368	1.400
S20	20.630	123.060	5.965





**Figura 15: Gráfico de barras de los registros de la relación de atrincheramiento.**

La presencia de un ligero ( $<1.4$ ) y marcado atrincheramiento ( $>2.2$ ) se ha reportado en ríos de Selva, como en varios tramos del río Ucayali (MTC, 2005), sin embargo carecieron de tramos con un atrincheramiento moderado ( $>1.4-2.2$ ). En ríos como el Utcumbamba, no se usó el criterio de clasificación de atrincheramiento de Rosgen (1994), más bien uno que fue creado a partir de este por Díaz y Ollero (2005). Sin embargo, refleja el mismo principio de uso de la tasa de atrincheramiento: la geomorfología del valle, en este caso obtenido mediante bases cartográficas y ortofotos (Barboza *et al.*, 2017). Se observa una variedad de atrincheramiento en la cuenca del Utcumbamba, similar a lo encontrado en el presente estudio.

#### **4.2.2. Ancho del cauce/Profundidad (A/P)**

Los valores de profundidad a lo largo de la sección transversal del río de cada estación se encuentran en el Anexo 1. La Tabla 5 solo muestra la profundidad promedio obtenida junto con el ancho del cauce para el cálculo de la relación A/P. Se obtuvo un valor promedio de 14.504. La estación con el registro más alto es S18 (50.281). Nótese en el Anexo 8, en la

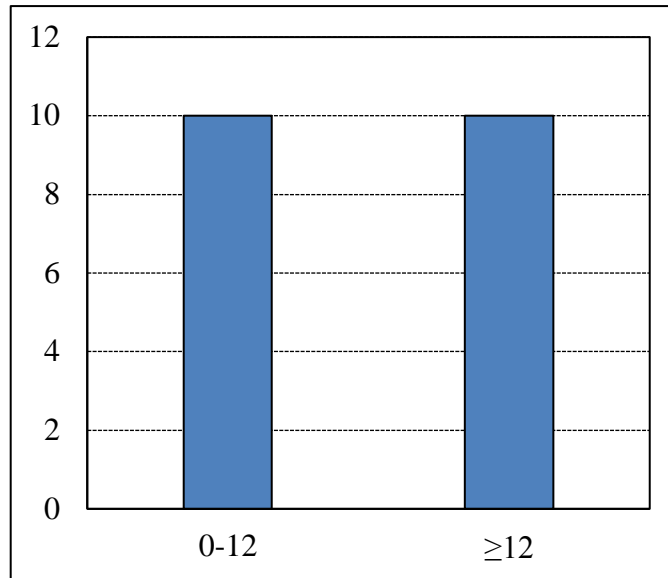


foto 4 como el ancho del cauce es sumamente amplio en comparación con la profundidad promedio, a diferencia de S10, con el registro más bajo de A/P=2.566. La foto 11 del Anexo 8 muestra una estación con una relación A/P menor a 12, véase que a pesar del amplio ancho del cauce, la profundidad en ese río era sumamente alta.

**Tabla 5: Registros para el cálculo de A/P**

<b>Estacion</b>	<b>Ancho del cauce</b>	<b>Profundida promedio</b>	<b>Relación ancho del cauce/profundidad promedio</b>
S1	4.240	0.433	9.803
S2	14.280	1.945	7.341
S3	22.460	1.553	14.466
S4	15.288	1.274	12.000
S5	10.200	1.911	5.338
S6	20.800	0.714	29.119
S7	6.000	0.918	6.540
S8	18.600	1.054	17.655
S9	13.680	1.800	7.602
S10	5.000	1.948	2.566
S11	13.800	1.119	12.336
S12	14.490	1.254	11.559
S13	14.424	1.202	12.000
S14	30.900	1.201	25.726
S15	10.780	0.976	11.041
S16	29.910	1.635	18.292
S17	10.490	1.305	8.038
S18	32.180	0.640	50.281
S19	8.120	0.793	10.243
S20	20.630	1.138	18.135

En la Figura 16 se aprecia como la mitad de las estaciones tuvo valores por debajo de 12 en la relación ancho/profundidad, mientras que la otra mitad estuvo por encima y/o igual de 12. En cambio en el río Ucayali sólo se encontraron A/P por encima de 50, registros sumamente altos y esperables de un río que se acerca a la parte baja de su cuenca (MTC, 2005).



**Figura 16: Gráfico de barras de los registros A/P.**

#### 4.2.3. Sinuosidad

Se obtuvo los valores de sinuosidad en base a la longitud del cauce total del río y a la longitud en recta del viaje del cauce, como se puede observar en la Tabla 6. Se ingresó una columna de sinuosidad ajustada, siguiendo el ajuste ( $\pm 0.2$ ) planteado en Rosgen (1994) como parte de la continuidad de la morfología del río. Algunos valores de sinuosidad fueron ajustados, por ejemplo, la estación S5 tuvo un valor de sinuosidad de 1.257 y fue ajustada a un valor de 1.200 (Ver Tabla 6). Las estaciones S7, S9 y S10 fueron ajustadas para tener un valor de sinuosidad de 1.500, de esta manera pudieran coincidir con la clave de clasificación (Figura 4) al avanzar por esta en la tasa de atrincheramiento y seguida por la relación ancho/profundidad. Algunas estaciones se dejaron en su valor de sinuosidad original como S4 para no perder variabilidad, sin embargo la aplicación del ajuste  $\pm 0.2$  fue considerado en el momento de seguir la clasificación. En la Tabla 6, las celdas en amarillo corresponden a valores de sinuosidad que fueron ajustados.

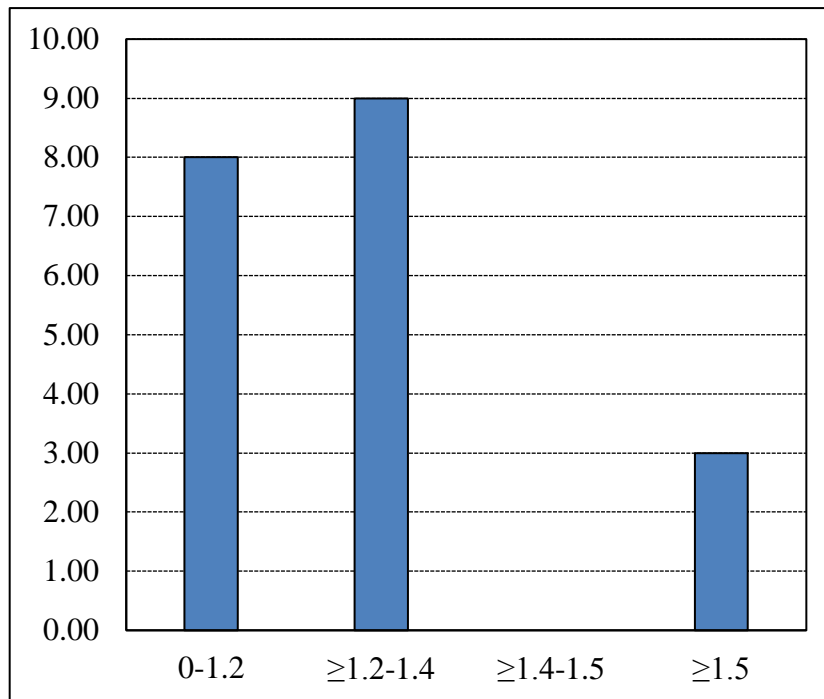
El promedio de la sinuosidad fue 1.214, las estaciones más sinuosas fueron S7, S9 y S10 con un valor de 1.5 y la menos sinuosa fue S4 con un valor de 1.003 (Ver Tabla 6). La mayor cantidad de estaciones se encuentra en el rango de 1.1 – 1.4 unidades, mostrando que el cauce del río recorre el valle casi en línea recta, mucho más aún las estaciones con valores entre 1.0 – 1.2 unidades, solo tres estaciones tuvieron una sinuosidad alta con valor de 1.5

(Ver Figura 17). Senciales (s.f.) menciona que esta alta sinuosidad es frecuente en cauces de poca pendiente y en los cursos bajos del río, donde el valle tiene mayor amplitud como en el caso del río Ucayali donde su sinuosidad es sumamente alta (MTC, 2005). Si se observa el mapa en la Figura 5, las estaciones con mayor sinuosidad (S7, S9 y S10) no estuvieron en las partes más altas de la cuenca. Ésta alta sinuosidad también puede deberse a fallas que alteran el cauce del río o un lecho rocoso de alta resistencia que delimita el cauce del río a determinadas partes (Senciales, s.f.)

**Tabla 6: Medidas para el cálculo de la sinuosidad**

Estacion	Longitud del cauce (curva)	Longitud del cauce (recto)	Sinuosidad	Sinuosidad ajustada
S1	1.067	0.926	1.152	1.152
S2	2.369	2.248	1.054	1.054
S3	2.464	2.150	1.146	1.200
S4	1.437	1.433	1.003	1.003
S5	2.591	2.062	1.257	1.200
S6	1.470	1.290	1.140	1.140
S7	2.110	1.488	1.418	1.500
S8	4.615	3.618	1.276	1.276
S9	1.666	1.133	1.470	1.500
S10	2.121	1.526	1.390	1.500
S11	1.441	1.111	1.297	1.297
S12	2.733	2.343	1.166	1.166
S13	1.341	1.286	1.043	1.200
S14	8.578	7.807	1.099	1.200
S15	3.918	3.556	1.102	1.102
S16	7.552	6.726	1.123	1.200
S17	1.365	1.253	1.089	1.089
S18	1.483	1.337	1.109	1.200
S19	1.558	1.428	1.091	1.091
S20	1.662	1.377	1.207	1.207

\*Sinuosidad ajustada:  $\pm 0.2$  de la sinuosidad, cuando esta no coincide dentro de la escala de clasificación de Rosgen



**Figura 17: Gráfico de barras de los registros de sinuosidad.**

#### **4.2.4. Pendiente**

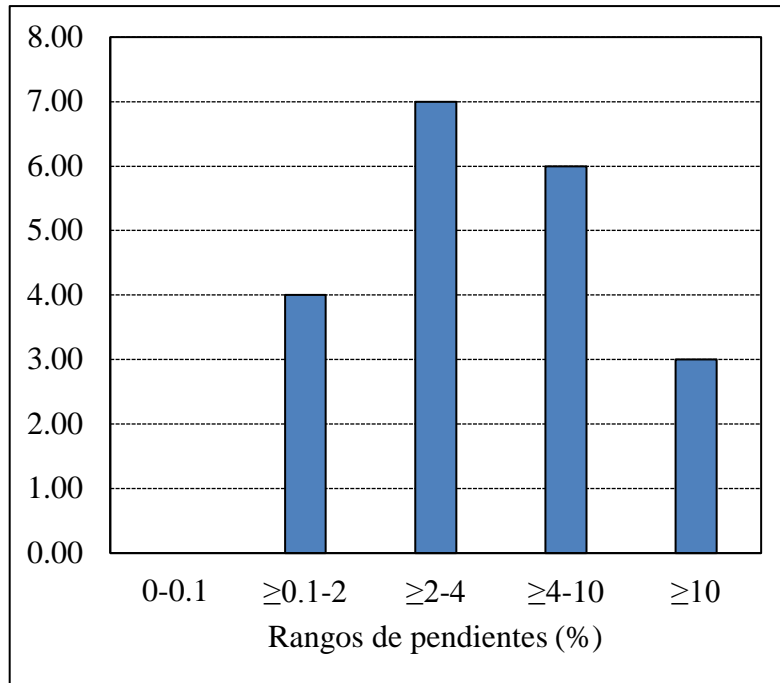
El promedio de las pendientes obtenidas fue 4.833. S1 fue la estación con mayor pendiente (17 por ciento) mientras que S10 fue la estación con menor pendiente (1 por ciento), ver Tabla 7. La Figura 18 muestra la cantidad de estaciones según el rango de pendientes usado en la clasificación de Rosgen (1994). La mayor cantidad de estaciones tuvo valores entre 2-4 por ciento, seguidas por estaciones entre 4-10 por ciento. Estaciones con una pendiente muy baja (0-2 por ciento) fueron cuatro, mientras las estaciones con pendiente más pronunciada ( $\geq 10$  por ciento) fueron tres.

El Bosque del Alto Mayo presenta piedemonte y montañas como paisajes (INRENA, 2008), si bien la altitud alcanzada en el trabajo no fue muy elevada, se muestra la presencia de algunos ríos de mucha pendiente como S1, S15 y S17 propio de zonas de piedemonte (Ver Tabla 7 y Figura 19). Los ríos con poca pendiente estuvieron cerca de zonas donde el valle es más amplio (en las partes un poco más bajas de la cuenca), muchas veces con cultivos de arroz o algunos poblados muy cercanos a estos, como la estación S10. Este patrón de ir disminuyendo la pendiente conforme se va desplazando aguas abajo por el río o perdiendo altitud también puede ser observado en el río Utcubamba (Barboza *et al.* 2017). Si bien en

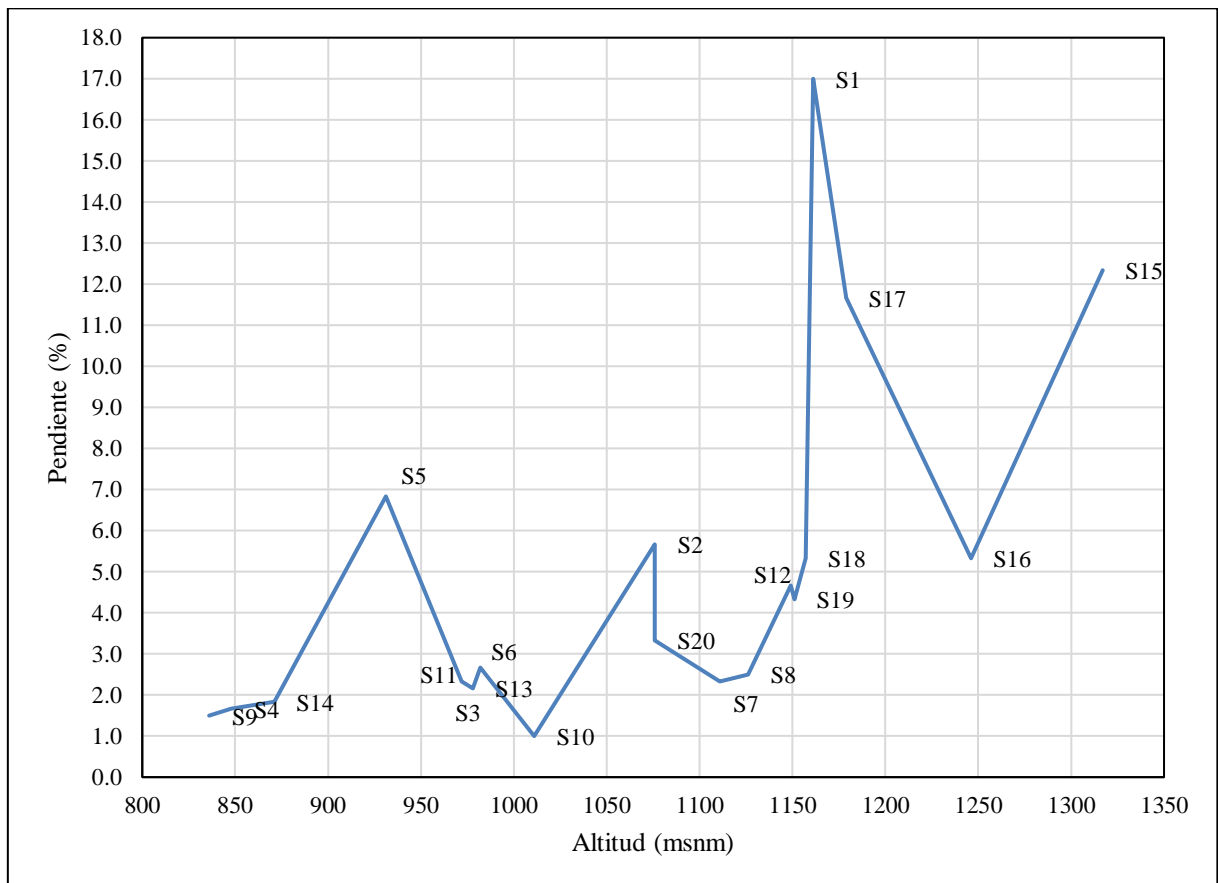
el presente trabajo no abarca un solo río sino diferentes afluyentes, esta tendencia se puede observar (Figura 19). Un río de cuenca mucho más baja hubiera presentado registros de pendiente menores al uno por ciento (MTC, 2005), donde el clinómetro usado en este trabajo se hubiera visto limitado.

**Tabla 7: Medidas para el cálculo de la pendiente**

<b>Estaciones</b>	<b>Altitud</b>	<b>Pendiente 1</b>	<b>Pendiente 2</b>	<b>Pendiente 3</b>	<b>Pendiente promedio</b>
S9	836	1.500	1.500	1.500	1.500
S4	848	2.500	2.000	0.500	1.667
S14	871	3.500	0.500	1.500	1.833
S5	931	5.500	6.000	9.000	6.833
S11	972	3.000	1.000	3.000	2.333
S3	978	3.000	2.000	1.500	2.167
S13	978	3.000	3.000	0.500	2.167
S6	982	3.000	3.000	2.000	2.667
S10	1011	1.000	1.000	1.000	1.000
S2	1076	4.000	5.000	8.000	5.667
S20	1076	5.000	3.000	2.000	3.333
S7	1111	3.000	2.000	2.000	2.333
S8	1126	1.500	4.000	2.000	2.500
S12	1149	5.000	5.000	4.000	4.667
S19	1151	5.000	3.000	5.000	4.333
S18	1157	7.000	6.000	3.000	5.333
S1	1161	13.000	11.000	27.000	17.000
S17	1179	19.000	9.000	7.000	11.667
S16	1246	7.000	7.000	2.000	5.333
S15	1317	10.000	14.000	13.000	12.333



**Figura 18: Gráfico de barras de los registros de la pendiente (%).**



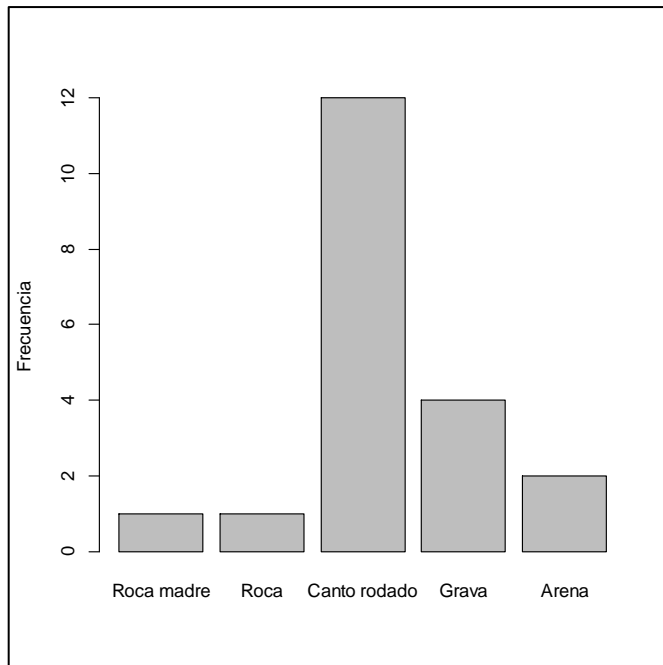
**Figura 19: Línea de tendencia de la pendiente (%) con respecto a la altitud.**

#### 4.2.5. Sustrato dominante

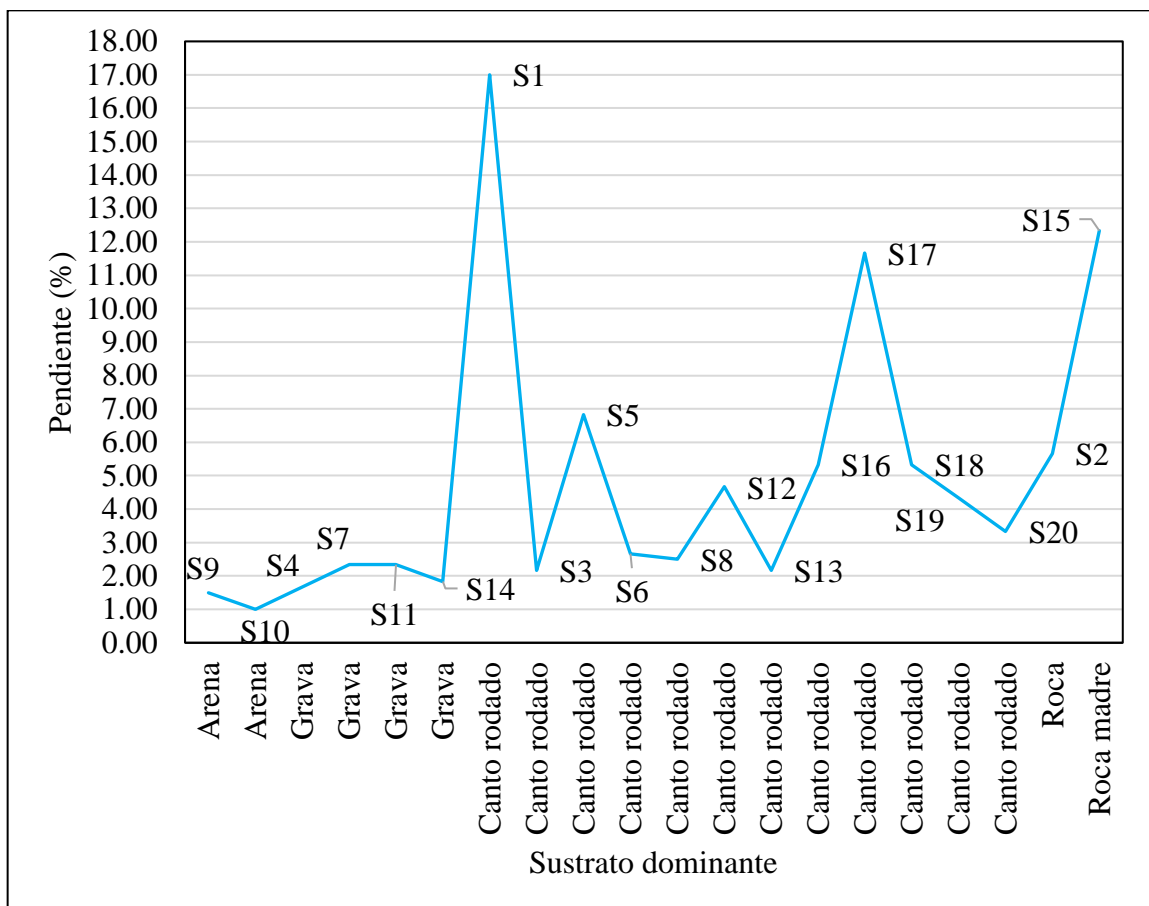
Los histogramas de frecuencias acumuladas de los tamaños de partículas para cada estación se encuentran en el Anexo 2. Las flechas en cada histograma muestran el tipo de sustrato donde cae el percentil 50, definido como el sustrato dominante. La Tabla 8 muestra los resultados de los histogramas de frecuencia acumulada, el sustrato dominante en cada estación. El sustrato dominante más abundante dentro de las estaciones fue el canto rodado (12 estaciones), seguido por la grava (4 estaciones), posteriormente la arena con dos estaciones y finalmente, roca madre y roca con una estación cada uno (Ver Figura 20).

**Tabla 8: Sustrato dominante**

<b>Estacion</b>	<b>Sustrato dominante</b>
S1	Canto rodado
S2	Roca
S3	Canto rodado
S4	Grava
S5	Canto rodado
S6	Canto rodado
S7	Grava
S8	Canto rodado
S9	Arena
S10	Arena
S11	Grava
S12	Canto rodado
S13	Canto rodado
S14	Grava
S15	Roca madre
S16	Canto rodado
S17	Canto rodado
S18	Canto rodado
S19	Canto rodado
S20	Canto rodado



**Figura 20: Gráfico de barras para el sustrato dominante.**



**Figura 21: Línea de tendencia de la pendiente con respecto al sustrato dominante.**



Como se observa en la Figura 20, el sustrato más dominante en las estaciones fue canto rodado y grava, dando a entender la capacidad de arrastre del curso de agua, en ríos con material dominante como roca se puede entender un comportamiento incluso más violento del río para permitir el traslado de dicho material (Senciales, s.f.). Ríos con sustrato como arena dan a entender un proceso de sedimentación que ocurre en el lecho del río (Senciales, s.f.), asociado a estaciones con una pendiente más baja para que este proceso ocurra como en las estaciones S9 y S10 (Ver Figura 21). Nótese, además en la Figura 21, que las estaciones con pendiente baja fueron también aquellas con grava como sustrato dominante. Las estaciones con canto rodado variaron en un rango amplio de pendientes, sin embargo las estaciones con roca y roca madre sólo se ubicaron en estaciones con pendiente pronunciada.

#### 4.2.6. Clasificación natural de los ríos

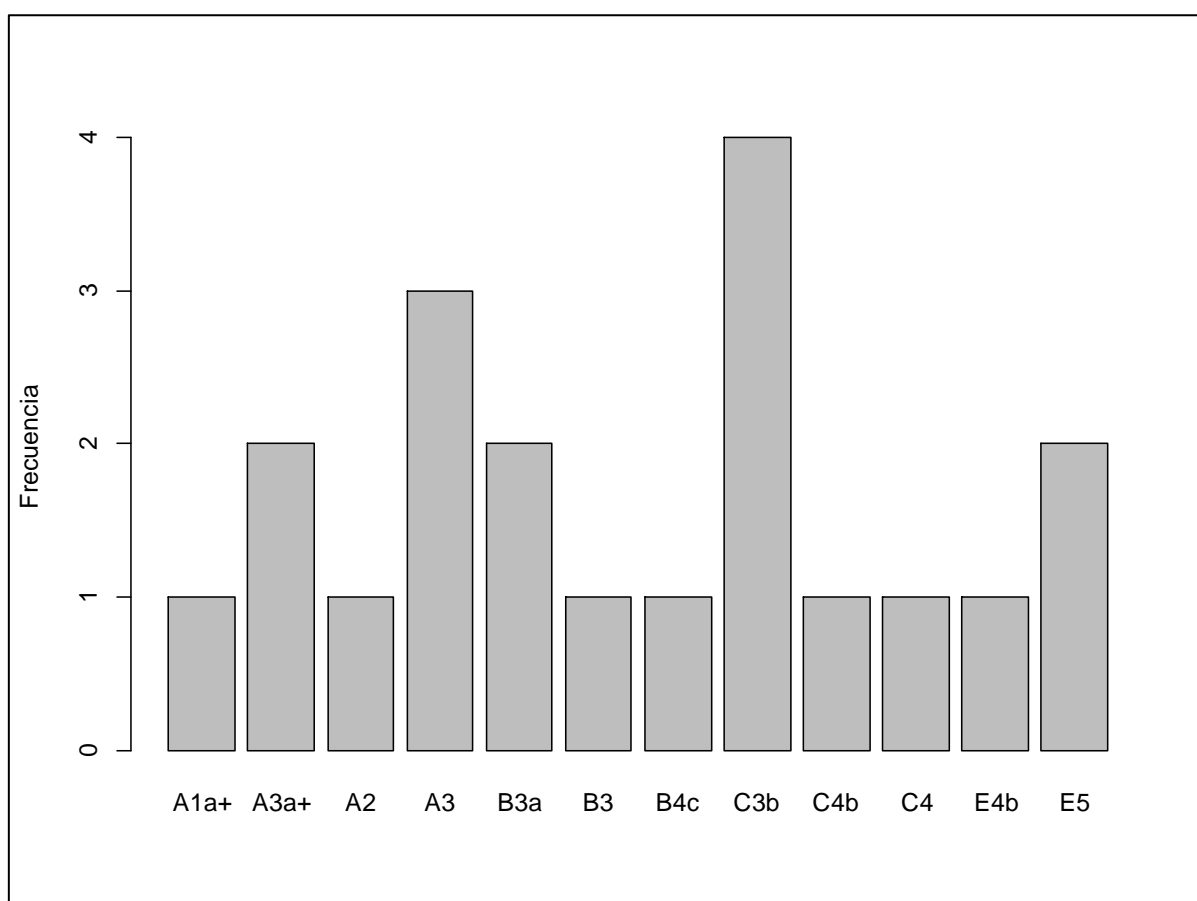
En el primer nivel de clasificación, las estaciones comprendieron los ríos tipo A,B,C y E. Dentro de la categoría A, se encontraron las clasificaciones A1a+, A3a+, A2 y A3, con la mayor cantidad de estaciones (tres de ellas) dentro de la categoría A3. En la categoría B, se tuvo dos estaciones como B3a y una estación en B3 y en B4c. Dentro de la categoría C, se tuvo cuatro estaciones en C3b, una estación en C4b y una en C4. En la categoría E, se tuvo dos estaciones en E5 y una en E4b (Ver Tabla 9 y Figura 22).

**Tabla 9: Resumen de las características geomorfológicas y el tipo de río obtenido a partir de estas**

Estacion	Relación de atrincheramiento	Ancho/Profundidad	Sinuosidad	Pendiente (%)	Sustrato dominante	Tipo de río
S1	1.400	9.803	1.152	17.000	Canto rodado	A3a+
S2	1.284	7.341	1.054	5.667	Roca	A2
S3	3.065	14.466	1.200	2.167	Canto rodado	C3b
S4	2.204	12.000	1.003	1.667	Grava	B4c
S5	1.400	5.338	1.200	6.833	Canto rodado	A3
S6	2.171	29.119	1.140	2.667	Canto rodado	B3
S7	10.555	6.540	1.500	2.333	Grava	E4b
S8	6.608	17.655	1.276	2.500	Canto rodado	C3b
S9	8.715	7.602	1.500	1.500	Arena	E5
S10	41.000	2.566	1.500	1.000	Arena	E5
S11	11.399	12.336	1.297	2.333	Grava	C4b

Continuación...

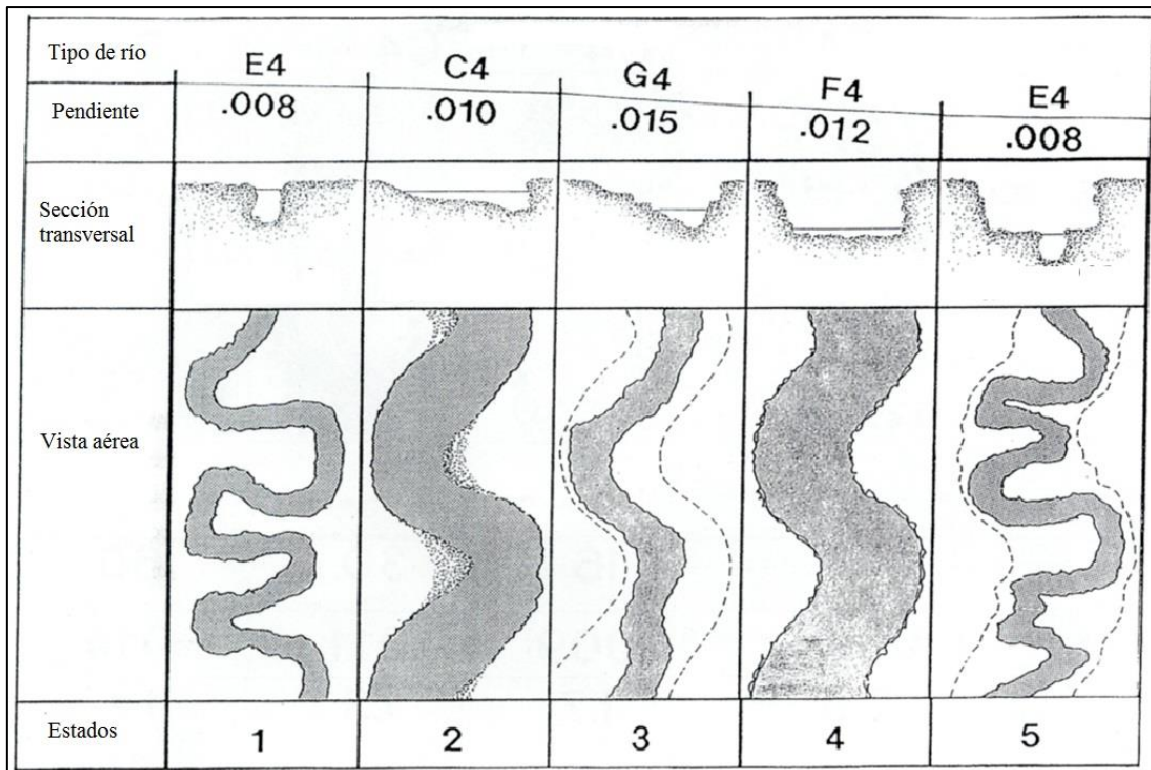
S12	1.400	11.559	1.166	4.667	Canto rodado	A3
S13	10.764	12.000	1.200	2.167	Canto rodado	C3b
S14	4.587	25.726	1.200	1.833	Grava	C4
S15	1.400	11.041	1.102	12.333	Roca madre	A1a+
S16	1.496	18.292	1.200	5.333	Canto rodado	B3a
S17	1.400	8.038	1.089	11.667	Canto rodado	A3a+
S18	1.500	50.281	1.200	5.333	Canto rodado	B3a
S19	1.400	10.243	1.091	4.333	Canto rodado	A3
S20	5.965	18.135	1.207	3.333	Canto rodado	C3b



**Figura 22: Gráfico de barras de los tipos de ríos.**

La Figura 22 muestra un gradiente geomorfológico dentro de la cuenca del Alto Mayo. Si se hubieran abarcado muchos más ríos con una mayor altitud es posible haber encontrado mucho más categorías o más repeticiones de las encontradas, como ríos de cabecera de cuenca donde la pendiente es muy marcada (Senciales, s.f.). Incluso en un mismo río, se puede encontrar categorías distintas (MTC, 2005), como resultado de posibles cambios en

el flujo, transporte de sedimentos y/o cambios en la cobertura de la vegetación a lo largo del río, permitiendo un gradiente de cambio que puede ocurrir a lo largo del tramo del río o en el mismo tramo a lo largo del tiempo (Rosgen, 1994). En la Figura 23 se puede ver un ejemplo de esto, donde se muestra la evolución de un río desde la categoría E4, pasando por C4, G4, F4 y terminando nuevamente en E4, debido a un cambio en la estabilidad de la orilla, permitiendo un incremento en la relación ancho/profundidad, pendiente y reducción de la sinuosidad. Otro ejemplo de cambio en el tipo de río es la formación de cochas, que ocurren por estrangulamiento de una zona cóncava del río, perdiendo de esta manera parte de la sinuosidad original que este tenía (Koc *et al.*, 2009). Esta dinámica de cambios de los ríos se ha podido reflejar en valores de sinuosidad que tuvieron que ser ajustados para que coincidan con el sistema de clasificación de Rosgen (1994). Por ejemplo, la estación S4 tuvo una sinuosidad más baja con respecto a la esperada dentro de la clasificación, ya que no existen ríos B con una sinuosidad por debajo de 1.2. para esta clasificación. Las celdas resaltadas en amarillo de la Tabla 6, dejan ver los casos donde los valores de sinuosidad no coincidían dentro de la clasificación. Sin embargo, gracias al concepto de continuidad de los ríos usado en Rosgen (1994) permiten modificarlos en  $\pm 0.2$  para que coincidan. De todas formas, se puede observar que las clasificaciones están en el límite de salirse de esta clasificación como en el trabajo de Díaz y Ollero (2005), que observaron que muchas de esas categorías no se ajustaban a la cuenca del Ebro, en España.



**Figura 23: Estados de evolución de un canal.**

FUENTE: Modificado de Rosgen (1994)

### 4.3. Cobertura de bosque

#### 4.3.1. Cuenca

El porcentaje de bosque aguas arriba de cada estación, dentro de la cuenca delimitada por el río donde la estación fue ubicada obtuvo valores relativamente altos. Los registros más bajos fueron 71.510 por ciento que corresponde a la estación S10, seguida por la estación S5 con un valor de 74.012 por ciento. Las estaciones restantes cuentan con valores superiores al 80 por ciento, siendo S12, la estación con el mayor registro (98.827 por ciento). Se consideró a los registros por debajo del 85 por ciento como una cobertura moderada, mientras que a los valores por encima del 85 por ciento como una cobertura alta. El porcentaje no cubierto por el bosque, corresponde en algunos casos a áreas de cultivos, caminos de herradura o a zonas de pastoreo, como algunas de las actividades registradas en el Bosque de Protección del Alto Mayo (INRENA, 2008). La presencia de zonas urbanas abarcó solamente caseríos muy pequeños en algunos puntos (Ver Tabla 10).

El Plan Maestro desarrollado por el INRENA (2008) para el bosque de protección del Alto Mayo y su zona de amortiguamiento mencionan distintos tipos de vegetación: bosque premontanos, bosques de neblina, bosques enanos y pajonales. No se hizo un registro de las especies de árboles encontradas, sin embargo la lista del INRENA (2008) menciona la presencia de cedro (*Cedrela orota*), cedro de altura (*Cedrela fissilis*), caraña (*Zanthoxylum ekmanii*), estoraque (*Myroxylon balsamum*) moena (*Aniba sp.*), tornillo (*Cedrelinga catenaeformis*) y lapati (*Guarea tichiloides*). Esto solo es una referencia de los árboles del área de estudio, ya que el bosque de protección y la zona de amortiguamiento forman una gran parte de la Cuenca del Alto Mayo. Un mapa no muy detallado fue encontrado en el Plan Maestro (INRENA, 2008) y no se pudo hacer un análisis para ver si el manejo de protección del Bosque del Alto Mayo estaba frenando la reducción de la cobertura de bosque, sin embargo, durante el trabajo de campo se pudo observar la tala de árboles en lugares cercanos al bosque de protección del Alto Mayo.

#### 4.3.2. Ribera

El porcentaje de bosque ribereño obtuvo valores de cobertura por encima del 70 por ciento, con excepción de la estación S10 con un valor de 63.668 por ciento, siendo además la que obtuvo el registro más bajo de cobertura en toda su cuenca. Las estaciones S9 y S20 obtuvieron valores de 72.065 y 73.673 por ciento respectivamente. Las estaciones restantes tuvieron registros por encima del 80 por ciento, con S12 como la estación con el mayor registro (99.070 por ciento). La categoría asignada para la cobertura de bosque ribereño siguió el mismo criterio que la usada en la cuenca (Alto corresponde a valores de cobertura por encima del 85 por ciento, mientras que moderado fueron aquellos por debajo de este valor) (Ver Tabla 10).

**Tabla 10: Cobertura de bosque en cada una de las estaciones**

Estacion	Nivel: Cuenca			Nivel: Ribera		
	% Bosque	Bosque	% Sin bosque	% Bosque	Bosque	% Sin bosque
S1	97.881	Alto	2.119	98.413	Alto	1.587
S2	92.838	Alto	7.162	95.436	Alto	4.564
S3	86.346	Alto	13.654	95.364	Alto	4.636
S4	89.834	Alto	10.166	90.437	Alto	9.563
S5	74.012	Moderado	25.988	85.197	Alto	14.803

Continuación...

S6	92.620	Alto	7.380	90.893	Alto	9.107
S7	96.582	Alto	3.418	92.565	Alto	7.435
S8	96.374	Alto	3.626	97.114	Alto	2.886
S9	82.208	Moderado	17.792	72.065	Moderado	27.935
S10	71.510	Moderado	28.490	63.668	Moderado	36.332
S11	84.709	Moderado	15.291	88.172	Alto	11.828
S12	98.827	Alto	1.173	99.070	Alto	0.930
S13	97.601	Alto	2.399	95.062	Alto	4.938
S14	96.470	Alto	3.530	88.488	Alto	11.512
S15	95.439	Alto	4.561	91.624	Alto	8.376
S16	94.493	Alto	5.507	97.363	Alto	2.637
S17	87.362	Alto	12.638	92.941	Alto	7.059
S18	84.899	Moderado	15.101	88.683	Alto	11.317
S19	83.570	Moderado	16.430	89.070	Alto	10.930
S20	82.004	Moderado	17.996	73.673	Moderado	26.327

No se encontró referencias de la cuantificación de la cobertura de bosque ribereño en ríos de Perú. Sin embargo, esta información es importante ya que ríos que conserven mejor la cobertura de bosque ribereño, traducido en una mayor cobertura de bosque (cobertura alta), tendrían orillas más estables, regulación de nutrientes, mejor filtración de sedimentos y una cobertura considerable de sombra hacia el río, regulando de esta manera la temperatura del agua durante el verano (Gordon *et al.*, 2004).

#### 4.4. HÁBITATS

##### 4.4.1. Mesohábitats

Los ríos con mayor pendiente, es decir los ríos A1a+ y A3a+ presentaron rápido, lento y poza (ver Tabla 11 y Figura 24: Ríos tipo A), esperable en estos tipos de ríos donde las caídas de agua son seguidas por pozas y finalmente por la cola de poza donde la velocidad se reduce (Vermont Agency of Natural Resources, 2004). Estas características concuerdan con las descritas para la categoría Aa+ por Rosgen (1994).

Los ríos A2 y A3 estuvieron formados en su mayoría por rifle, debido a una reducción de la

pendiente en estos tipos de río (Rosgen, 1994), salvo algunos que tuvieron rapid (ver Tabla 11 y Figura 24: Ríos tipo A)

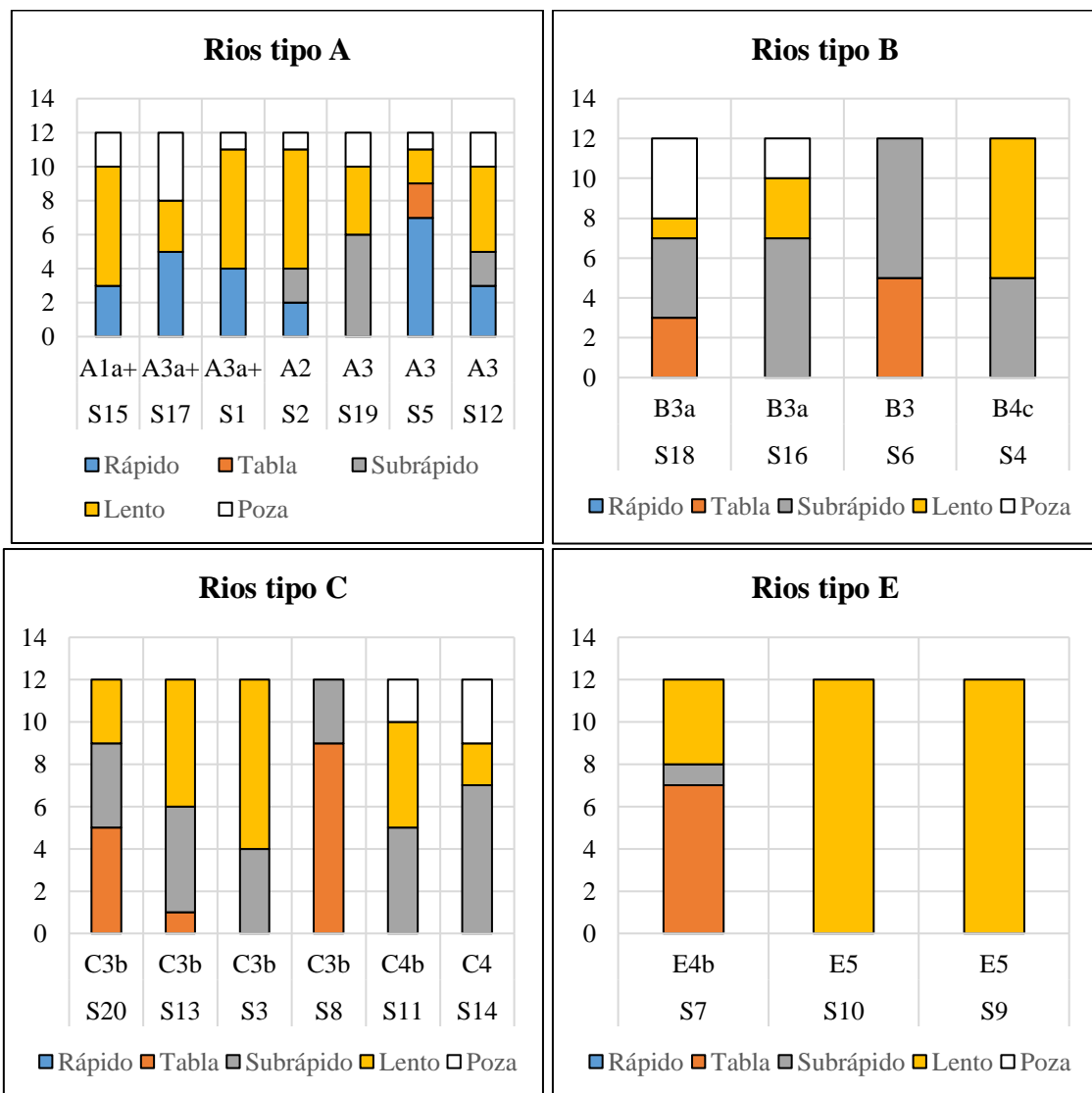
Los ríos tipo B3a tuvieron en su composición pozas, mientras que los ríos tipo B3 y B4c carecieron de este mesohábitat, las pozas tienen una menor pendiente y velocidad que un subrápido (Jowett, 1993), esperable de encontrar en ríos como B3 y B4c con una baja pendiente en comparación con B3a, sin embargo, ocurre lo contrario. Y es que estas condiciones hidráulicas, si bien están asociadas con la pendiente del río, su formación directa está relacionada con la morfología del lecho del río (O'Neill y Abraham, 1984) (Ver Tabla 11 y Figura 24: Ríos tipo B).

**Tabla 11: Cantidad de mesohábitats según el tipo de río**

<b>Estacion</b>	<b>Tipo de río</b>	<b>Rápido</b>	<b>Subrápido</b>	<b>Tabla</b>	<b>Poza</b>	<b>Lento</b>
S15	A1a+	3	0	0	2	7
S17	A3a+	5	0	0	4	3
S1	A3a+	4	0	0	1	7
S2	A2	2	2	0	1	7
S19	A3	0	6	0	2	4
S5	A3	7	0	2	1	2
S12	A3	3	2	0	2	5
S18	B3a	0	4	3	4	1
S16	B3a	0	7	0	2	3
S6	B3	0	7	5	0	0
S4	B4c	0	5	0	0	7
S20	C3b	0	4	5	0	3
S13	C3b	0	5	1	0	6
S3	C3b	0	4	0	0	8
S8	C3b	0	3	9	0	0
S11	C4b	0	5	0	2	5
S14	C4	0	7	0	3	2
S7	E4b	0	1	7	0	4
S10	E5	0	0	0	0	12
S9	E5	0	0	0	0	12

Las estaciones C3b estuvieron formadas en su mayoría por subrápido y lento, como se puede observar en la Tabla 11 y Figura 24: Ríos tipo C, coincidiendo con la descripción de este tipo de río como se puede ver en la página 22 (Rosgen, 1994).

Las estaciones tipo E tuvieron un solo tipo de mesohábitat (lento), con excepción de E4b (S7) cuya ligera elevación en su pendiente permitió encontrar mesohábitats distintos como tabla y subrápido. Esta estación coincide con la morfología subrápido-poza descrita en la página 22 (Rosgen, 1994), sin embargo las estaciones S10 y S9 fueron un lento gigante, sin embargo se pudo observar algunos pequeños subrápido muchos metros más aguas arriba que salían del área delimitada para la evaluación. Al parecer, la formación de mesohábitats planteada por Rosgen (1994) en estos ríos E, puede abarcar un área mucho mayor a los 60 metros de evaluación definidos. El detalle de estos mesohábitats, así como su tipo de río se puede ver en la Tabla 11 y Figura 24: Ríos tipo E.



**Figura 24: Gráficos de barras mostrando el número de mesohábitats por estación.**



#### 4.4.2. Microhábitats

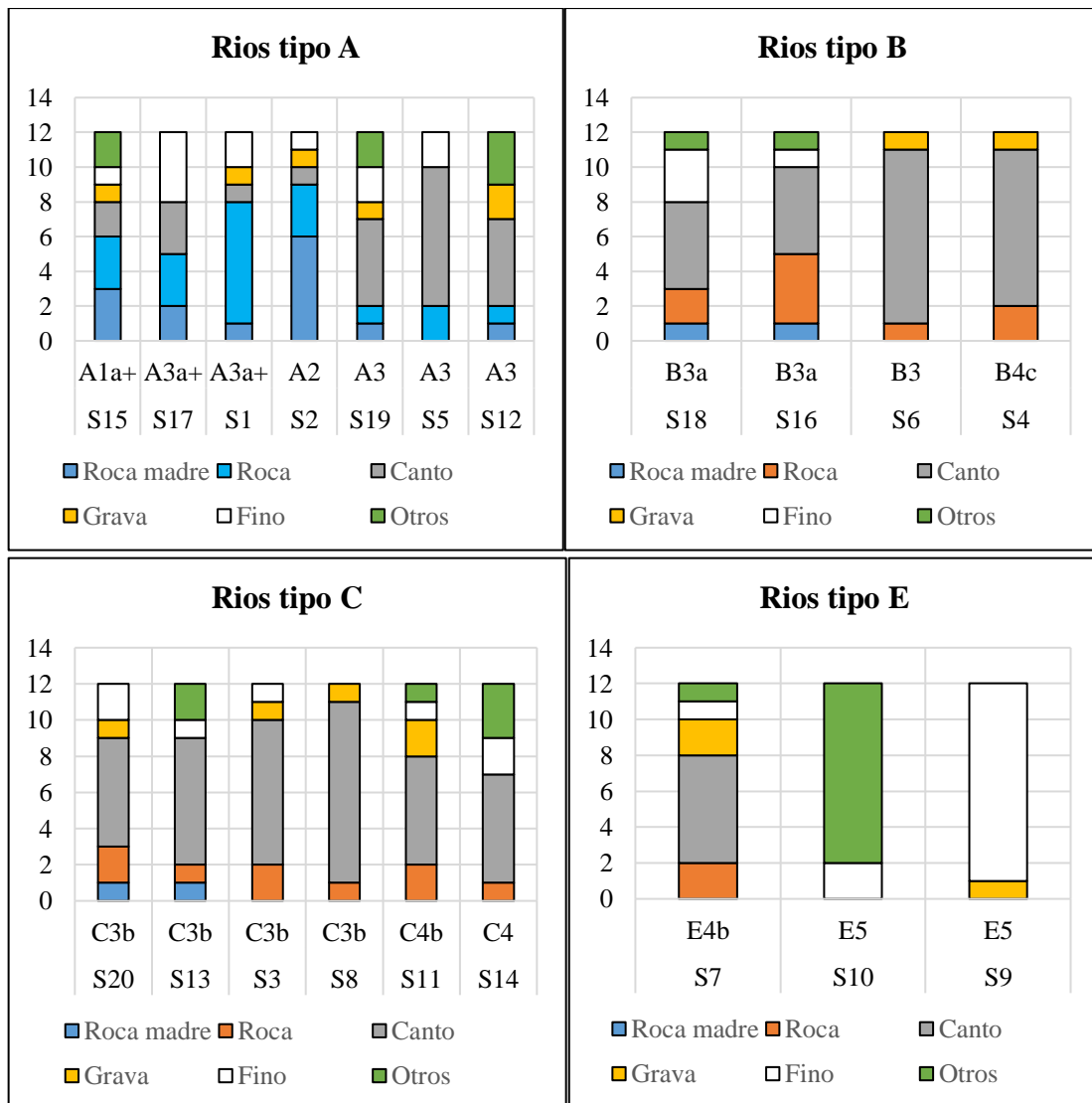
De los 12 microhábitats presentes en la Tabla 1, no se encontró espermatophytas acuáticas sumergidas, los microhábitats restantes fueron encontrados repartidos en todas las estaciones. Bryophytas y plantas emergentes fueron los únicos microhábitats que solo tuvieron una aparición. Raíces, grava y arena solo estuvieron presentes en zonas de orilla de los ríos, con excepción de arena que se encontró en algunas pozas, su presencia es de dos a menos en cualquiera de los ríos.

**Tabla 12: Microhábitats según el tipo de río**

Estacion	Tipo de río	Roca madre	Roca	Canto	Grava	Arena	Sedimento fino	Materia orgánica particulada	Algas	Plantas emergentes	Raíces	Bryophytas
S15	A1a+	3	3	2	1	1	0	1	1	0	0	0
S17	A3a+	2	3	3	0	2	2	0	0	0	0	0
S1	A3a+	1	7	1	1	0	2	0	0	0	0	0
S2	A2	6	3	1	1	1	0	0	0	0	0	0
S19	A3	1	1	5	1	1	1	1	0	0	1	0
S5	A3	0	2	8	0	2	0	0	0	0	0	0
S12	A3	1	1	5	2	0	0	1	1	0	1	0
S18	B3a	1	2	5	0	1	2	0	0	0	1	0
S16	B3a	1	4	5	0	1	0	1	0	0	0	0
S6	B3	0	1	10	1	0	0	0	0	0	0	0
S4	B4c	0	2	9	1	0	0	0	0	0	0	0
S20	C3b	1	2	6	1	2	0	0	0	0	0	0
S13	C3b	1	1	7	0	1	0	0	0	0	1	1
S3	C3b	0	2	8	1	1	0	0	0	0	0	0
S8	C3b	0	1	10	1	0	0	0	0	0	0	0
S11	C4b	0	2	6	2	1	0	0	0	0	1	0
S14	C4	0	1	6	0	0	2	0	1	1	1	0
S7	E4b	0	2	6	2	1	0	0	0	0	1	0
S10	E5	0	0	0	0	2	0	6	2	0	2	0
S9	E5	0	0	0	1	0	11	0	0	0	0	0

La presencia más común y abundante en la mayoría de ríos fue canto rodado como se observa en la Figura 25 para los ríos tipo A, B y C, material muy abundante en la zona central del cauce del río, zona que ocupa aproximadamente un 80 por ciento de todo el cauce, por eso la elevada abundancia de canto rodado dentro de los microhábitats muestreados, mientras

que los ríos Aa+ tuvieron roca madre y roca como sustrato dominante (Figura 25: Ríos tipo A). Los únicos ríos que no tuvieron canto rodado fueron E5 (S10 y S9) con sedimento fino con once repeticiones presentes mientras que S10 con materia orgánica particulada (restos de hojas) con seis repeticiones. En la Tabla 12 se puede ver la distribución de todos estos microhábitats. En el gráfico 25 se juntaron algunos de estos microhábitats para su representación como materia orgánica particulada, algas plantas emergentes, raíces y briophytras que fueron agrupados como otros, mientras arena y sedimento fino como fino.



**Figura 25: Gráfico de barras de los microhábitats por estación.**

Si bien todas las estaciones con roca y roca madre que fueron los ríos tipo Aa+ no fueron las de mayor altitud (Tabla 3 y 9), éstas tienen el sustrato de un río en la parte alta de una cuenca (Jowett, 1993), donde la roca es uno de los materiales presentes. Rosgen (1994) menciona

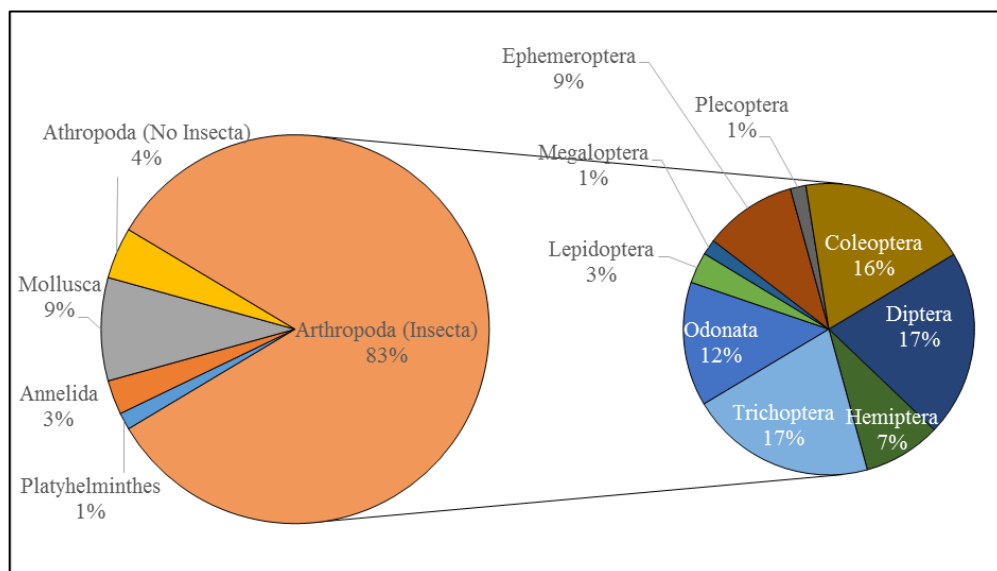
además la presencia de roca madre en estos tipos de ríos. Cole (2002) menciona que ríos que exceden una pendiente de 1.5 por ciento suelen contener roca, canto y grava como sustrato, como el caso de los ríos B y C (Figura 24 y Figura 25: Ríos tipo B y C), permitiendo la formación de subrápidos. Por el otro lado, ríos con una pendiente inferior a esta suelen contener arena o sustratos más finos permitiendo la formación de lentos, como se puede observar con los ríos tipo E (Figura 24 y Figura 25: Ríos tipo E). Una pendiente menor permite los procesos de sedimentación permitiendo la acumulación de arena o sedimento más fino (Senciales, s.f.), como lo que ocurre en las partes bajas de una cuenca (Jowett, 1993). En la Figura 25: Ríos tipo E se puede observar que la estación S10 (E5) contiene “otros” como sustrato dominante, sin embargo este sustrato fue en su mayoría restos de hojas encima del lecho del río formado por arena principalmente. Por otro lado, el río E4b (estación S7) tuvo canto como material dominante pero esta estación también tuvo una mayor pendiente en comparación con las E5.

#### **4.5. Comunidad de macroinvertebrados bentónicos**

##### **4.5.1. Composición total**

En total se obtuvo 71 taxones como se puede observar en el Anexo 3. Algunos grupos como Platyhelminthes (las planarias) sólo pudieron ser determinados hasta Phylum. Annelida comprendió los grupos Hirudinea (sanguijuelas) y Oligochaeta, con un 3 por ciento. Mollusca estuvo comprendido por Bivalvia y Gastrópoda, con 1 y 6 familias cada una respectivamente, abarcando un 9 por ciento. Arthropoda comprendió la mayor cantidad de familias: Acari (arañas acuáticas), Malacostraca, Collembola e Insecta, la cual tuvo 58 familias (83 por ciento de representación). Para insecta los órdenes con mayor cantidad de familias fue Trichoptera y Diptera con 12 familias (17 por ciento), seguido por Coleóptera con 11 familias (16 por ciento), Odonata con 8 familias (12 por ciento) y Ephemeroptera con 6 familias (9 por ciento). Las representaciones más bajas fueron para Hemiptera con 5 familias (7 por ciento), seguido por Lepidoptera con 3 familias (3 por ciento) y finalmente por Megaloptera y Plecoptera con solo una familia (1 por ciento). La lista de familias puede verse en el Anexo 3 y la representación de cada Orden o grupo taxonómico mayor se encuentra en la Figura 26.

La cantidad de familias en Insecta es similar a las registradas en otros trabajos en ríos de selva como en Madre de Díos (Guevara, 2013), donde incluso se lleva a identificar hasta género, generando muchos más indormación en estos lugares. Trabajos mucho más antiguos en ambientes similares generaron menos registros como en Paredes *et al.* (2004) y la identificación de familias como Trichoptera: Phryganeidae, que no están representadas para el neotrópico y/o para Perú (Huamantincó y Ortiz, 2010), debido a la inexistencia de guías de identificación exclusivamente para el neotrópico como Dominguez y Fernández (2009). El registro de familias en ríos de selva es mayor en comparación con los encontrados en trabajos de ríos altoandinos (Custodio y Cosme, 2016; Alomía *et al.* 2017).



**Figura 26: Gráfico y sub-gráfico de pastel mostrando la representación de familias por grupo taxonómico.**

#### 4.5.2. Composición por tipo de río

Todos los tipos de río tuvieron como mayor cantidad de taxones en Insecta, con excepción de un río E5 (S10) donde la cantidad de taxones de Insecta es la misma que la de Mollusca, y la cantidad de taxones de Mollusca es la mayor de entre todas las estaciones.

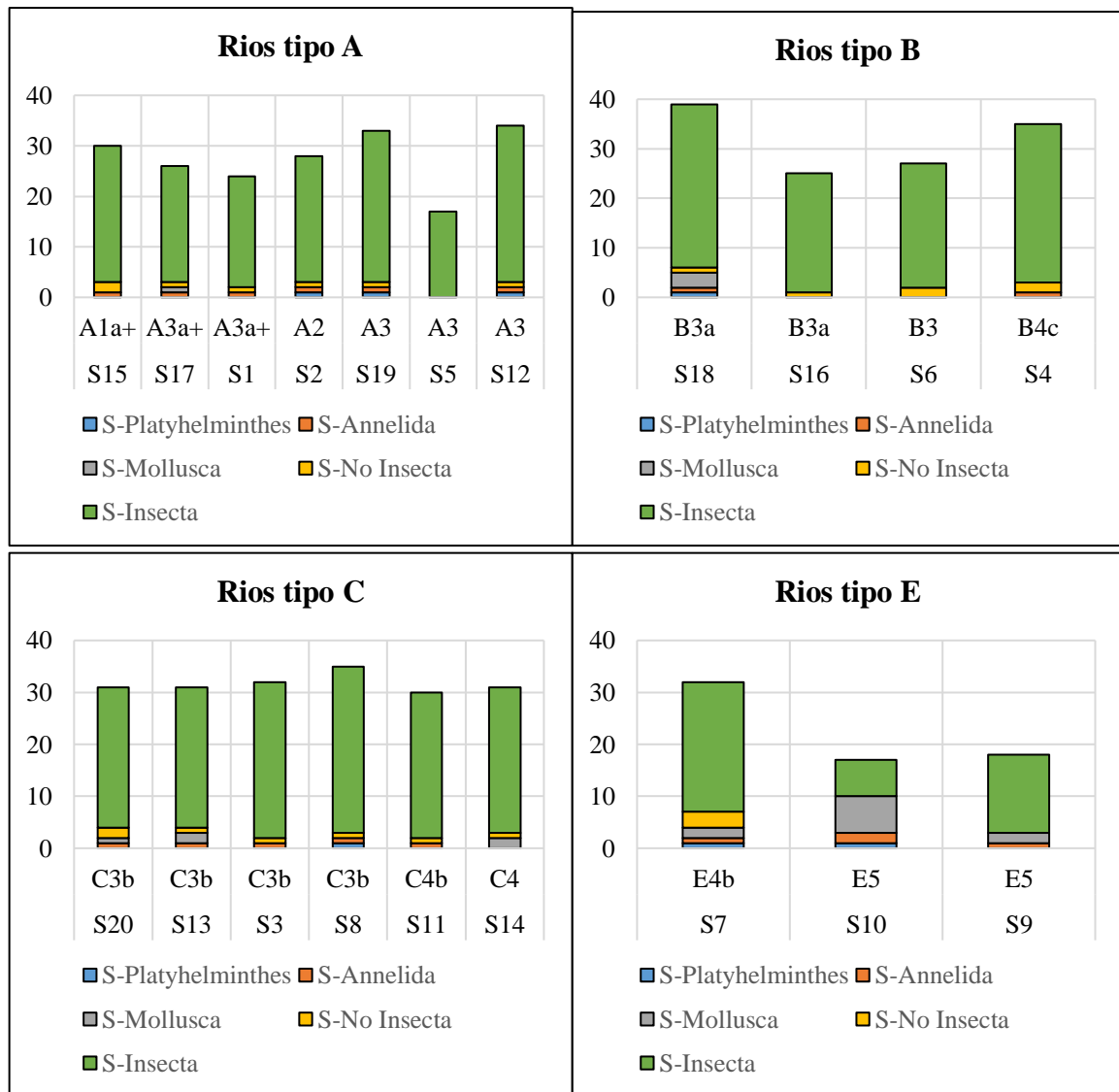
El río A1a+ (S15) obtuvo 30 taxones en total, mientras que los ríos A3a+ obtuvieron entre 24 (S1) a 26 (S17) taxones. Dentro de los ríos A3, S5 obtuvo uno de los registros más bajos (17 taxones), mientras que los dos restantes (S19 y S12) tuvieron 33 y 34 taxones

respectivamente. En los ríos tipo B3a, S18 obtuvo el registro más alto (39 taxones), mientras que S16 tuvo 25 taxones. El río B3 (S6) y B4c (S4) obtuvieron 27 y 35 taxones respectivamente. Los ríos C3b (S20, S13, S3 y S8) obtuvieron en promedio 32.25 taxones, oscilando entre 31 a 35 taxones; el río C4 (S14) y C4b (S11) obtuvieron 31 y 30 taxones respectivamente.

El río E4b (estación S7) presentó 32 taxones, un elevado valor en comparación con los ríos E5 (S10 y S9), los cuales presentaron bajos registros de taxones con valores de 17 (estación S10) y 18 (estación S9). Sólo S10 presentó la mayor cantidad de valores de taxones de Mollusca (siete), en comparación con las demás estaciones donde el registro de este Phylum fue tres o menor. La cantidad de taxones por grupo taxonómico para cada estación se puede ver en la Tabla 13 y Figura 27.

**Tabla 13: Detalle de las estaciones de muestreo, mostrando el tipo de río y la cantidad de taxones encontrados por grupo**

Estacion	Type	Platyhelminthes	Annelida	Mollusca	Arthropoda (No Insecta)	Arthropoda (Insecta)	Total
S15	A1a+	0	1	0	2	27	30
S17	A3a+	0	1	1	1	23	26
S1	A3a+	0	1	0	1	22	24
S2	A2	1	1	0	1	25	28
S19	A3	1	1	0	1	30	33
S5	A3	0	0	0	0	17	17
S12	A3	1	1	0	1	31	34
S18	B3a	1	1	3	1	33	39
S16	B3a	0	0	0	1	24	25
S6	B3	0	0	0	2	25	27
S4	B4c	0	1	0	2	32	35
S20	C3b	0	1	1	2	27	31
S13	C3b	0	1	2	1	27	31
S3	C3b	0	1	0	1	30	32
S8	C3b	1	1	0	1	32	35
S11	C4b	0	1	0	1	28	30
S14	C4	0	0	2	1	28	31
S7	E4b	1	1	2	3	25	32
S10	E5	1	2	7	0	7	17
S9	E5	0	1	2	0	15	18



**Figura 27: Gráficos de barras mostrando la cantidad de taxones por estación, agrupados por el tipo de río.**

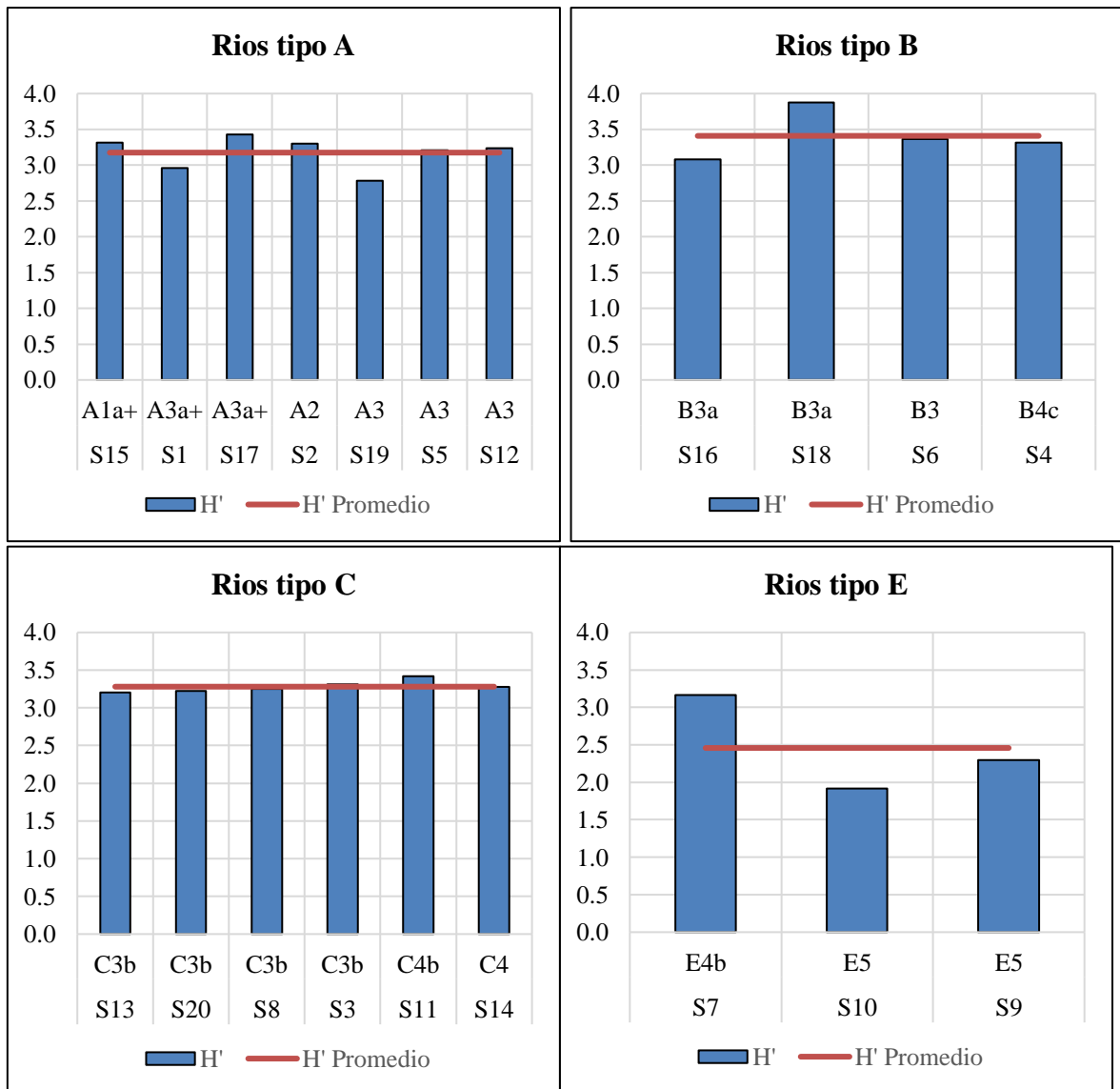
Cole (2002) muestra la misma tendencia de riqueza: Ríos de alta pendiente como los ríos A, B y C tuvieron mayor valor de riqueza, en comparación con los ríos tipo E. Una excepción en este trabajo sería el río E4b, ya que este río tiene una mayor pendiente en relación a los ríos E5, la suficiente para ser considerada como río de alta pendiente en la segregación de Cole (2002). Esto se ve reflejado en el mesohábitat dominante: subrápido, en comparación con los ríos de baja pendiente donde el mesohábitat dominante fueron el lento (Figura 24). Si bien muchos trabajos no usan directamente la clasificación de Rosgen usan indirectamente algunas de sus variables: Rezende (2014) y Graca *et al.* (2004) mostraron como el sustrato dominante fue una de las variables en afectar la comunidad de macroinvertebrados; Maul *et al.* (2014) usó una clasificación de evolución del canal que incluía las sinuosidad como uno

de sus factores, mostrando la similaridad en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en lugares con poca sinuosidad y orillas estables; si bien se encontró trabajos donde la profundidad guardaba relación con la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, esta era la profundidad a la cual estaba el río y no la usada en Rosgen (1994), que era la profundidad del cauce (Graca *et al.*, 2004). Burton (2005) usa una clasificación muy general de tipo de río, más asociado a la presencia o no de canalización, que a geomorfología fluvial, sin embargo encuentra diferencias en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

#### 4.6. ÍNDICES DE DIVERSIDAD

- **Índice de Shannon – Weaver ( $H'$ )**

Los ríos tipo A oscilaron entre valores de 2.799 bits/individuo (río A3, estación S19) y 3.430 bits/individuo (río tipo A3a+, estación S17). Los ríos tipo B obtuvieron un  $H'$  promedio de 3.409 bits/individuo. Los ríos tipo C tuvieron valores de  $H'$  muy similares, sin extremos marcados. Los tipos de río con algunos de los registros más bajos fueron los ríos tipo E con un promedio de 2,458 bits/individuo, donde los ríos E5 (estaciones S9 y S10) tuvieron un registro menor a 2.5 bits/individuo, mientras que E4b (estación S7) tuvo un valor de 3.164 bits/individuo. Los detalles de los valores de  $H'$  se pueden ver en la Figura 28 y Tabla 14, mientras que en la Tabla 15 se puede ver los valores promedio.



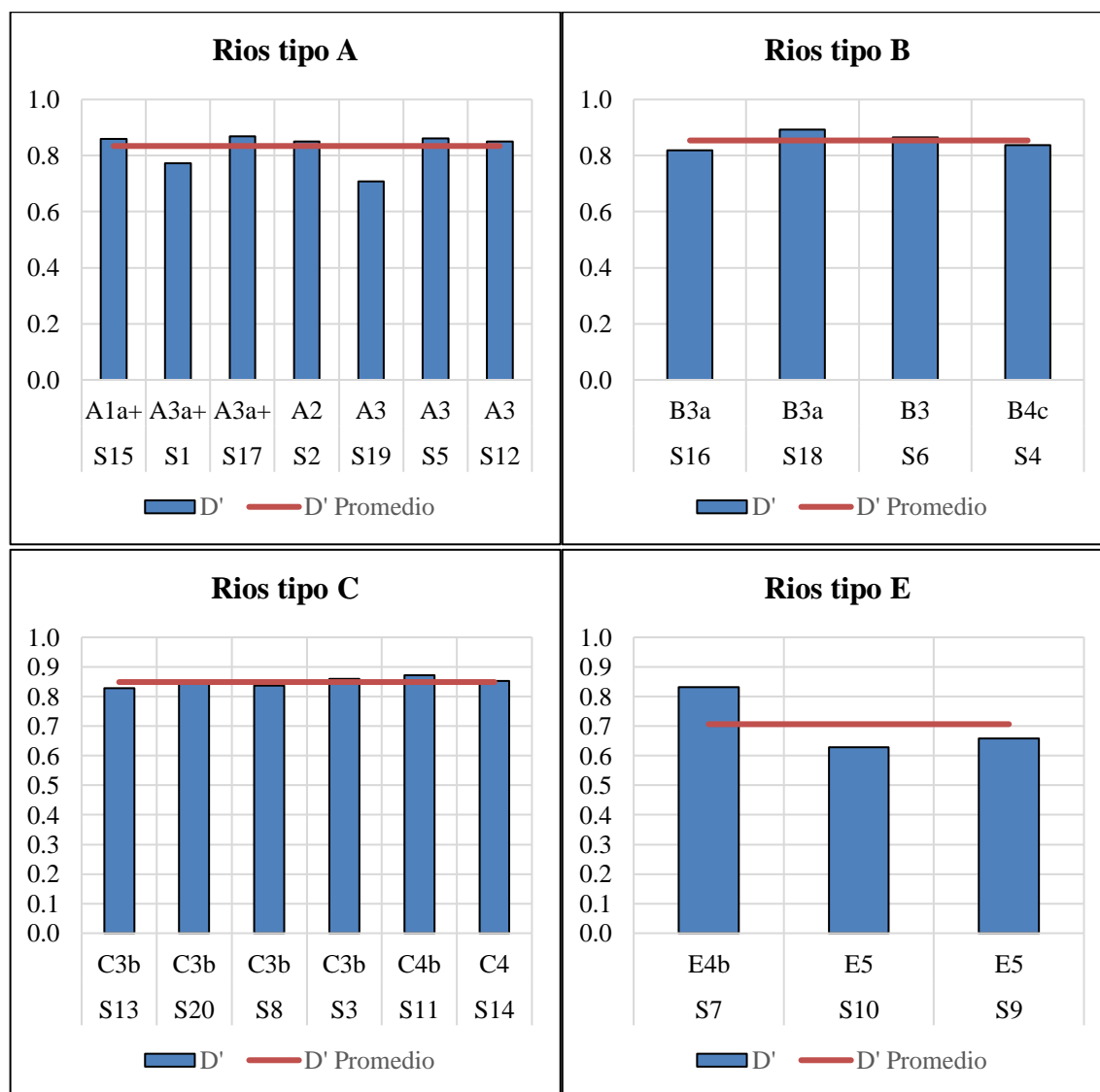
**Figura 28: Gráficos de barras para el índice de Shannon-Weaver (H') para las estaciones, agrupados por tipo de río.**

- **Índice de dominancia de Simpson (D)**

Los ríos tipo A tuvieron un registro promedio de 0.817, con un extremo inferior de 0.707 (río tipo A3, estación S19) y un extremo superior de 0.870 (río tipo A3a+, estación S17). Los ríos tipo B tuvieron un valor promedio de 0.854, teniendo muy poca diferencia con el promedio obtenido para los ríos tipo A. Al igual que en el índice de Shannon-Weaver, los ríos tipo C tuvieron registros muy similares en su índice de Simpson. Dos de los registros más bajos corresponden a los ríos tipo E5, con un valor de 0.629 para la estación S10 y 0.658 para la estación S9; el río tipo E4b (S7) tuvo un valor por encima de 0.8, sin embargo con las estaciones S10 y S9 fue suficiente para que el valor promedio de los ríos tipo E estuviera en 0.706, el



promedio más bajo de entre los cuatro tipos de ríos encontrados. El detalle de los registros de Simpson para cada estación se puede ver en la Figura 29 y Tabla 14, mientras que en la Tabla 15 se puede ver los valores promedio.

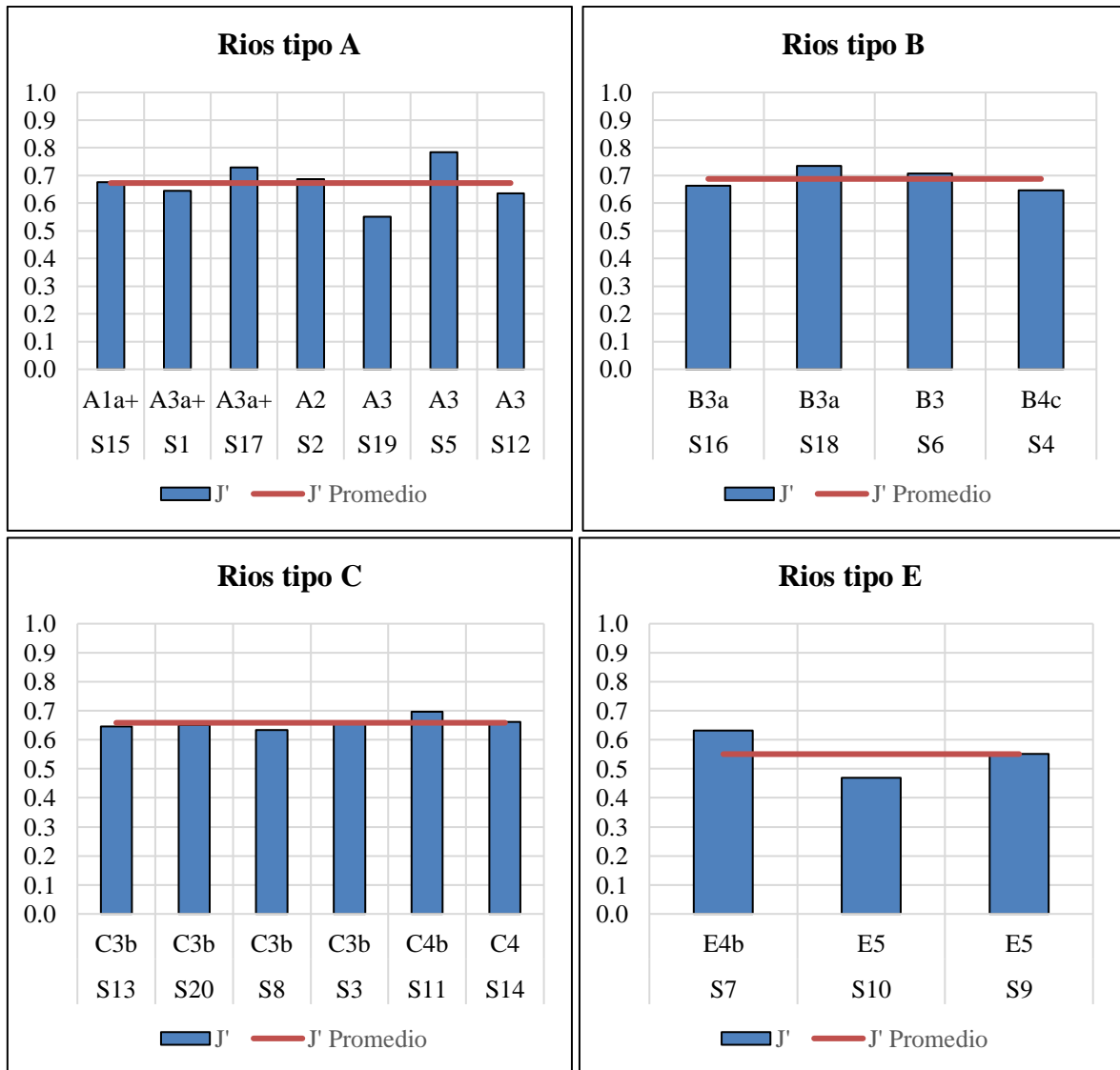


**Figura 29: Gráficos de barras para el índice de Simpson (D') para las estaciones, agrupados por tipo de río.**

- **Índice de Equidad de Pielou**

Los ríos tipo A tuvieron un valor promedio de 0.673 unidades, con la estación S19 (río tipo A3) con el valor más bajo de estos (0.551) y la estación S5 (río tipo A3) con el registro más alto de estos (0.785 unidades). Los ríos tipo B tuvieron un valor promedio de 0.688, mientras que los ríos tipo C tuvieron un promedio muy cercano (0.659). Al igual que en los índices de diversidad de Shannon-Weaver y Simpson,

los ríos tipo C tuvieron valores muy similares, sin encontrar variaciones como se encontró en los ríos tipo A. En promedio, los ríos tipo E fueron los menos equitativos con un valor de 0.551, de entre estos solo la estación S7 (estación E4b) tuvo una equidad mayor (0.633 unidades). Los detalles de los valores de la Equidad de Pielou se pueden ver en la Figura 30 y Tabla 14, mientras que en la Tabla 15 se puede ver los valores promedio.



**Figura 30: Gráficos de barras para la Equidad de Pielou (J') para las estaciones, agrupados por tipo de río.**

**Tabla 14: Detalle de las estaciones de muestreo, mostrando el tipo de río y sus índices de diversidad**

Estaciones	Tipo de río	Número de taxones	H'	D	J'
S15	A1a+	30	3.314	0.860	0.675
S17	A3a+	26	3.430	0.870	0.730
S1	A3a+	24	2.958	0.773	0.645
S2	A2	28	3.303	0.850	0.687
S19	A3	33	2.779	0.707	0.551
S5	A3	17	3.208	0.861	0.785
S12	A3	34	3.236	0.850	0.636
S18	B3a	39	3.878	0.893	0.734
S16	B3a	25	3.079	0.819	0.663
S6	B3	27	3.364	0.866	0.707
S4	B4c	35	3.317	0.838	0.647
S20	C3b	31	3.225	0.845	0.651
S13	C3b	31	3.201	0.828	0.646
S3	C3b	32	3.311	0.859	0.662
S8	C3b	35	3.250	0.837	0.634
S11	C4b	30	3.416	0.871	0.696
S14	C4	31	3.280	0.852	0.662
S7	E4b	32	3.164	0.832	0.633
S10	E5	17	1.914	0.629	0.468
S9	E5	18	2.297	0.658	0.551

H': Índice de Shannon-Weaver, en base 2

D: Índice de Simpson

J': Equidad de Pielou

**Tabla 15: Detalle de los promedios de los índices de diversidad por tipo de río**

Tipo de río	H' Promedio	D' Promedio	J' Promedio
A	3.176	0.834	0.673
B	3.409	0.854	0.688
C	3.281	0.849	0.659
E	2.458	0.706	0.551

H': Índice de Shannon-Weaver, en base 2

D: Índice de Simpson

J': Equidad de Pielou

Pocos fueron los trabajos encontrados que relacionaron la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, en términos de sus índices de diversidad, con el tipo

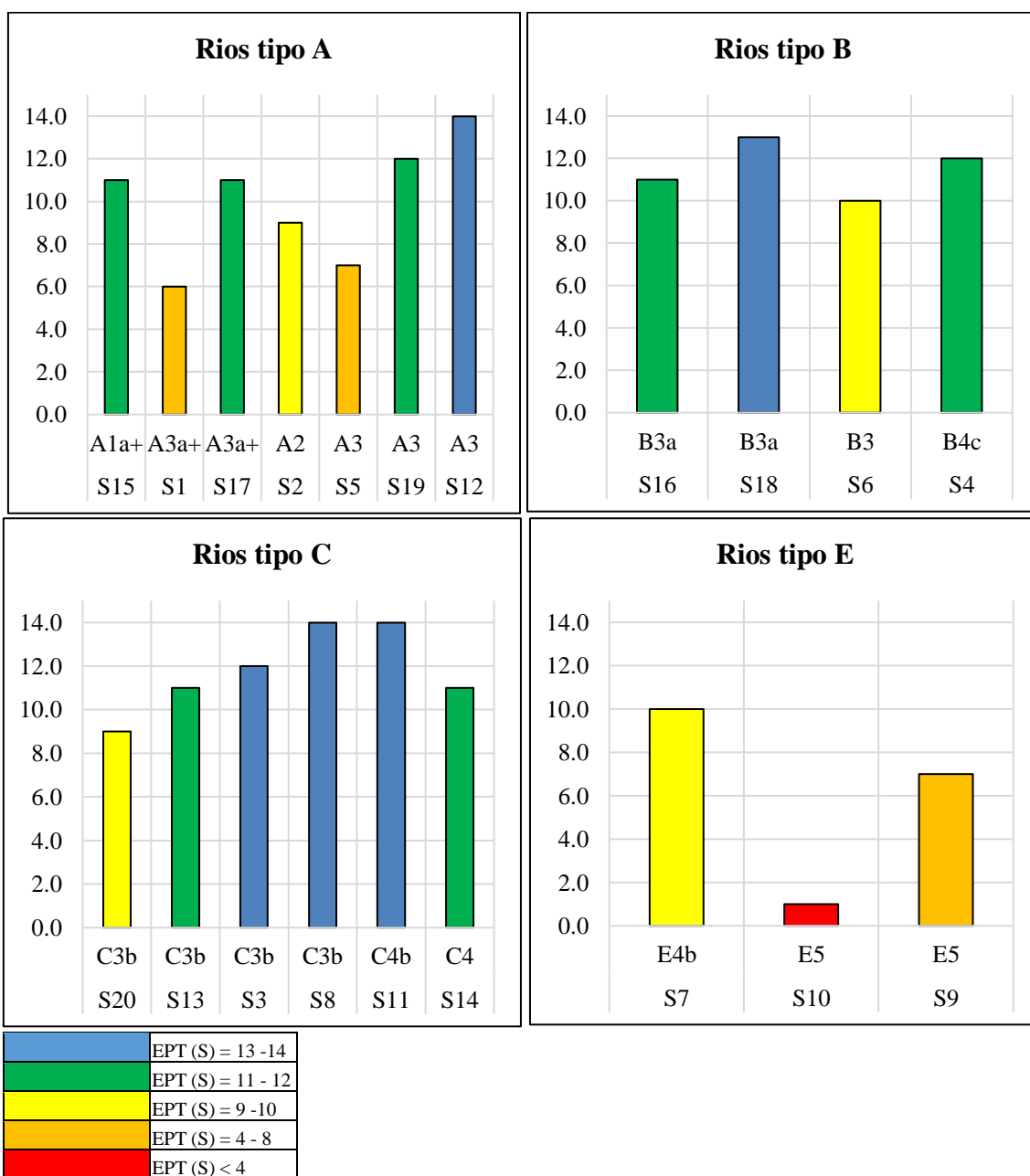
de río según Rosgen (1994). Si bien no hay muchas repeticiones de los tipos de ríos encontrados, se puede ver como los ríos E5 tienen una tendencia a una baja diversidad. La geomorfología fluvial del río es traducida en términos de hábitats para los macroinvertebrados bentónicos (Rosgen, 1994), dejando ver por ejemplo la abundancia de lentos en los ríos E5 (Figura 24) y sustrato fino como dominante (Figura 25), donde en trabajos como el de Spindler (2014) se ve el efecto del porcentaje de sustrato fino en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Los demás tipos de ríos no mostraron una marcada diferencia entre ellos similar a lo encontrado en la clasificación usada en Maul *et al.* (2004) donde el valor de Simpson no mostró diferencias significativas para esa clasificación. Algunas excepciones fueron algunos de los ríos tipo A que se salieron del promedio, y es que el hábitat entregado por la geomorfología del río solo es una de las muchas variables para poder explicar la diversidad de un cuerpo de agua, como en Rezende *et al.* (2014) que mostró que la comunidad no solo fue explicada por el sustrato sino también por la conductividad del agua. En Cole (2002), el sustrato también fue un factor clave en la explicación de la comunidad, sin embargo el porcentaje de oxígeno disuelto y grado de incrustación del sustrato lo fue también. Los parámetros físico químicos son otros de las variables que explican la comunidad de macroinvertebrados (Maul *et al.* 2004, Burton *et al.* 2005, Boonsoong *et al.* 2007)

#### 4.7. ÍNDICES DE CALIDAD ECOLÓGICA

- **EPT (S)**

Dentro del rango encontrado de EPT (S), se separó los registros en cinco colores: El rojo que corresponde a valores por debajo de 4, el amarillo que corresponde a valores entre 4 a 8, el naranja para valores entre 9 y 10, el verde para valores entre 11 y 12 y el azul para registros entre 13 y 14. El valor más bajo lo obtuvo uno de los ríos E5 (estación S10) con un valor de uno. En el siguiente grupo (color naranja) se encontró: uno de los ríos A3a+ (estación S1), uno de los ríos A3 (estación S5) y un río E5 (estación S9). En el próximo grupo (color amarillo) estuvo: el único río A2 (estación S2), el único río B3 (estación S6), uno de los ríos C3b (estación S20) y el único río E4b (estación S7). Le sigue el grupo (color verde): el único río A1a+ (estación S15), uno de los ríos A3a+ (estación S17), uno de los ríos A3 (estación S19), uno de los

ríos B3a (estación S16), el único B4c (estación S4), 1 de los 4 ríos C3b (estación S3) y el único río C4 (estación S14). Finalmente, el grupo (color azul) tuvo uno de los ríos A3 (estación S12), uno de los ríos B3a (estación S18), 2 de los 4 ríos C3b (estación S8 y S11) y el único río C4 (estación S14). El detalle de los valores de EPT (S) se puede ver en la Tabla 16 y Figura 31.

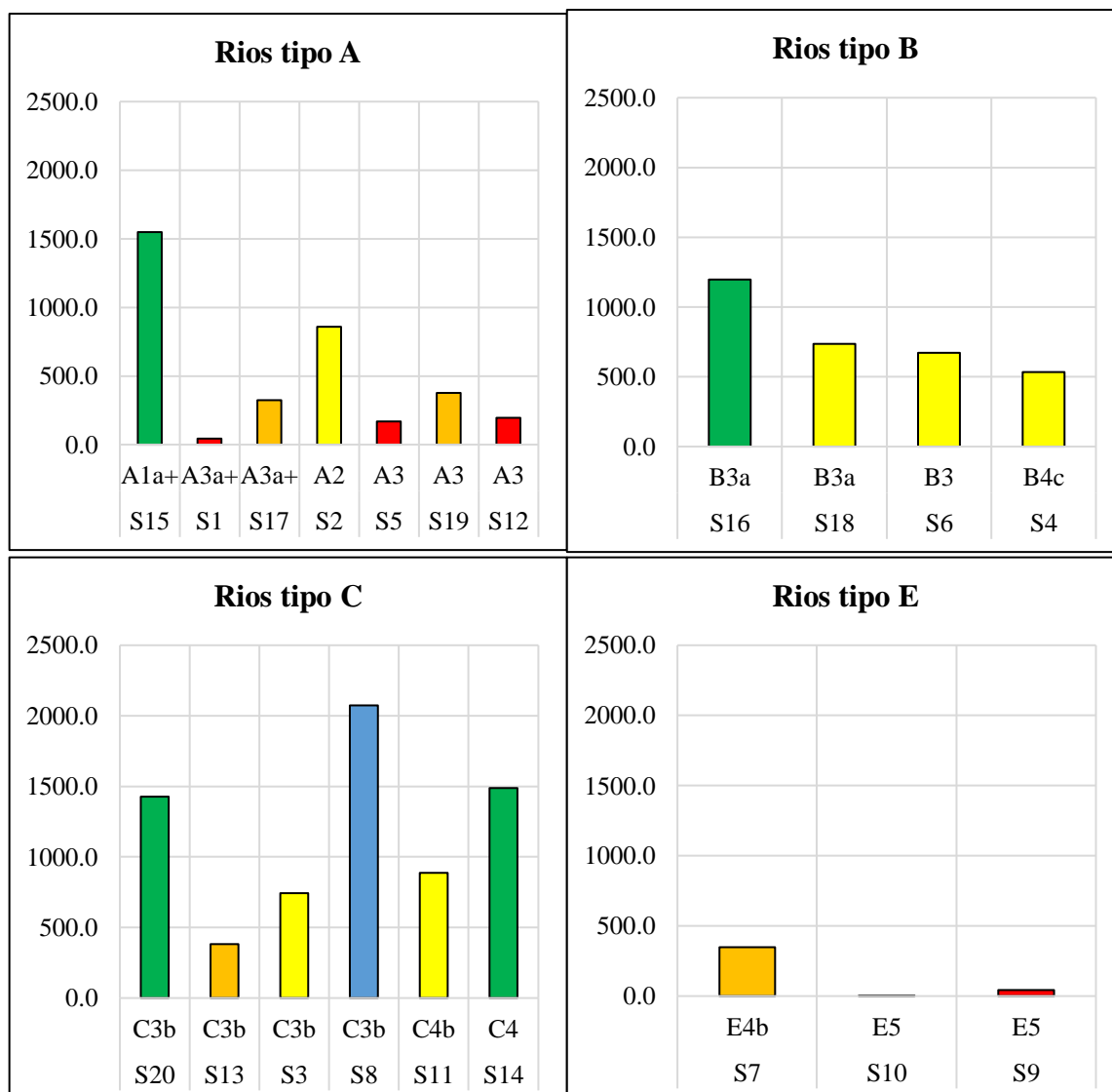


EPT(S): Número de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

**Figura 31: Gráfico de barras de EPT (S) por estación, agrupados según el tipo de río.**

- **EPT (N)**

Los valores de EPT (N) fueron resaltados con un color dependiendo del valor en la Figura 32. Para los valores más bajos (por debajo de las 300 unidades) fue el grupo de color rojo: uno de los ríos de tipo A3a+ (estación S1), 2 de los 3 ríos de tipo A3 (estación S5 y S12) y los dos ríos de tipo E5 (estación S10 y S9). El grupo de color naranja estuvo formado por ríos con valores entre 300 y 500 unidades: uno de los ríos A3a+ (estación S17), 1 de los 3 ríos A3 (estación S19), 1 de los 4 ríos C3b (estación S13) y por el único río E4b (estación S7). El grupo de color amarillo estuvo formado por ríos con valores entre 500 y 1000 unidades: el único río A2 (estación S2), 1 de los 2 ríos B3a (estación S18), el único río B3 (estación S6), el único río B4c (estación S4), 1 de los 4 ríos C3b (estación S3) y el único río C4b (estación S11). El grupo de color verde está con valores entre 1000 y 2000 unidades, formado por: el único río A1a+ (estación S15), 1 de los ríos B3a (estación S16), 1 de los 4 ríos C3B (estación S20) y el único río C4 (estación S14). Finalmente, 1 de los 4 ríos C3b (estación S8) obtuvo el registro más alto de 2075 unidades, señalado de color azul. Los valores de EPT (N) se encuentran en la Tabla 16 y Figura 32.



	EPT (N) > 2000
	EPT (N) = 1000 - 2000
	EPT (N) = 500 - 1000
	EPT (N) = 300 - 500
	EPT (N) < 300

EPT(N): Número de individuos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

**Figura 32: Gráfico de barras de EPT (N) por estación, agrupados según el tipo de río.**

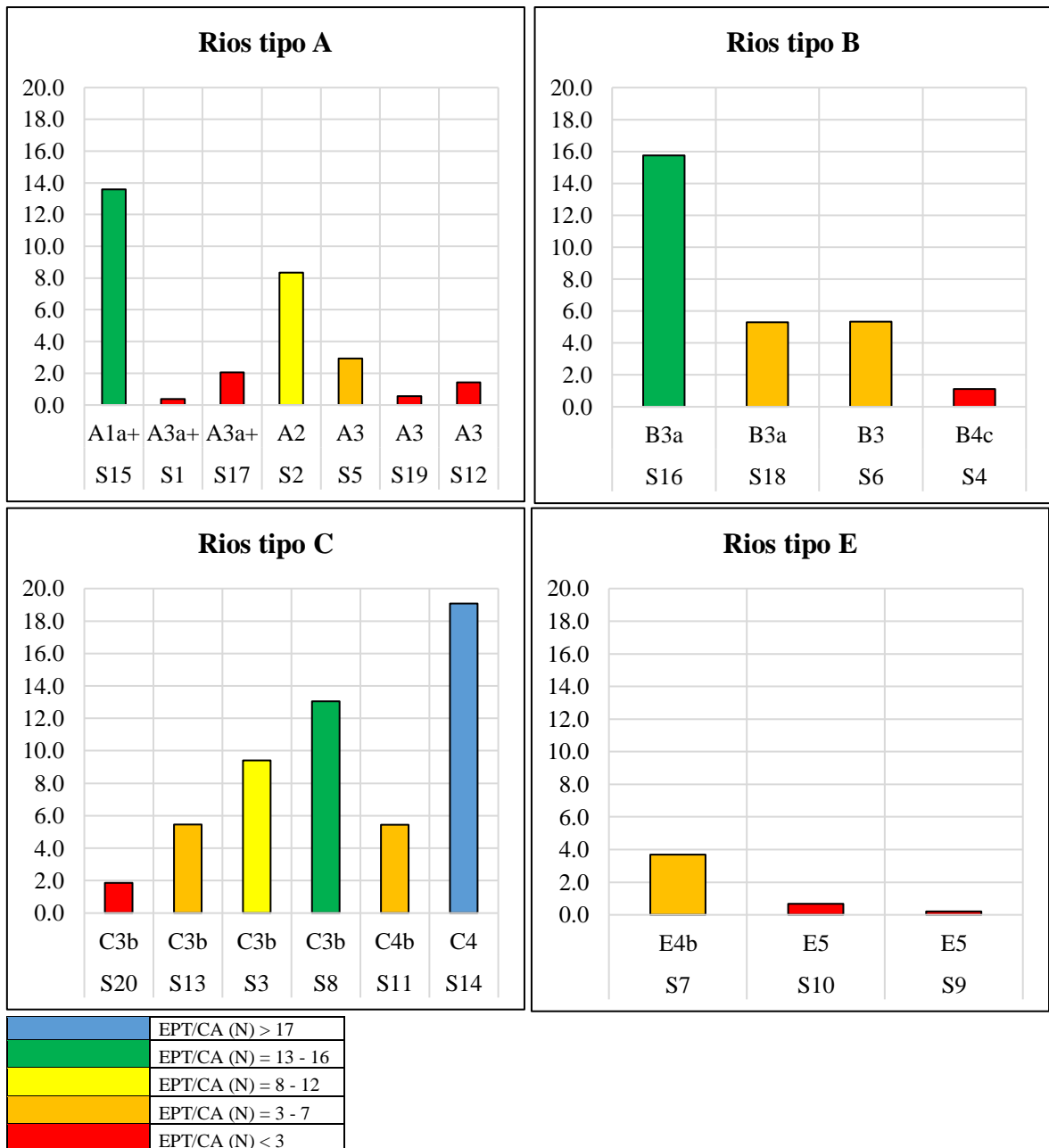
- **EPT/CA (N)**

Los valores de EPT/CA fueron resaltados en colores: el rojo fue para valores menores a 3, el naranja para valores entre 3 y 7, el amarillo para valores entre 8 y 12, el verde para valores entre 13 y 16; y el azul para valores superiores a 17. Los valores más bajos estuvieron comprendidos entre 0.21 unidades, perteneciente a la estación S9 (río E5) y 2.06 unidades, perteneciente a la estación S17 (río A3a+), los ríos restantes comprendidos en este rango fueron: 1 de los 2 ríos A3a+ (estación S1), 2 de los 3

ríos A3 (estación S19 y S12), el único B4c (estación S4), 1 de los 4 ríos C3b (estación S20) y el otro río E5 (estación S10); todos resaltados en color rojo. El grupo de color naranja estuvo formado por ríos con valores entre 3 y 7 unidades, los cuales fueron: 1 de los 3 ríos A3 (estación S5), 1 de los 2 ríos B3a (estación S18), el único río B3 (estación S6), 1 de los 4 ríos C3b (estación S13) y el único río E4b (estación S7). El grupo de color amarillo solo tuvo dos estaciones: S2, río de tipo A2, con un valor de 8.34 unidades y S3, río de tipo C3b, con un valor de 9.41 unidades. El grupo de color verde estuvo formado por: el único río A1a+ (estación S15), 1 de los 2 ríos B3a (estación S16) y 1 de los 4 ríos C3b (estación S8). Finalmente, la estación con el valor más alto (19.08 unidades) fue S14, el único río de tipo C4. Los detalles de los valores de EPT/CA (N) se pueden ver en la Tabla 16 y Figura 33.

Valores de EPT (S) fueron diversos dentro de los tipos de ríos. Los ríos tipo A3a+ a pesar que tuvieron mayor pendiente que los ríos A3 no mostraron tener mayor EPT (S), de la misma forma los ríos tipo B3a en comparación con los B3. En Cole (2002), sin embargo, los ríos con mayor pendiente mostraron tener mayor EPT (S), en comparación con los de menor pendiente, y es que en este caso los ríos con mayor pendiente estaban muy cerca de áreas urbanas. La variación en EPT es influenciada también por el sedimento fino, que completa los espacios entre cantos o rocas (Spindler, 2004), como en el caso de los ríos E5, donde la mayor parte del sustrato es sedimento fino o arena.





EPT/CA (N): Numero de individuos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera con respecto al numero de individuos de Chironomidae y oligochaeta

**Figura 33: Gráfico de barras de EPT/CA (N) por estación, agrupados según el tipo de río.**

**Tabla 16: Detalle de las estaciones de muestreo, mostrando el tipo de río y los valores de EPT**

Estacion	Tipo de río	EPT (S)	EPT (N)	EPT/CA (N)
S15	A1a+	11	1549	13.59
S17	A3a+	11	324	2.06
S1	A3a+	6	44	0.37
S2	A2	9	859	8.34
S19	A3	12	377	0.55
S5	A3	7	170	2.93
S12	A3	14	196	1.43
S18	B3a	13	736	5.29
S16	B3a	11	1197	15.75
S6	B3	10	672	5.33
S4	B4c	12	534	1.10
S20	C3b	9	1427	1.86
S13	C3b	11	382	5.46
S3	C3b	12	743	9.41
S8	C3b	14	2075	13.05
S11	C4b	14	887	5.44
S14	C4	11	1488	19.08
S7	E4b	10	347	3.69
S10	E5	1	2	0.67
S9	E5	7	43	0.21

EPT(S): Número de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

EPT(N): Número de individuos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

EPT/CA(N): Relación entre el número de individuos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera con el número de individuos de Chironomidae y Oligochaeta

#### 4.7.1. Normalidad de las variables

Mediante la prueba de Shapiro-Wilk se comprobó la normalidad de las variables estudiadas. Para las variables de cobertura, se encontró que la variable de cobertura de bosque sigue una distribución normal ( $p=0.062^*$ ). La cobertura de bosque ribereño no tuvo una distribución normal ( $p=0.002^*$ ), se procedió a elevar al cuadrado para tener una aproximación a la distribución normal, sin embargo, tampoco mostró una distribución normal ( $p=0.007^*$ ), así que se procedió a usar la variable sin la transformación matemática. El p-valor de la prueba de Shapiro-Wilk se puede ver en la Tabla 17 y un diagrama de cajas se puede ver en el Anexo 4.

**Tabla 17: Resultados de la prueba de Shapiro-Wilk para cada variable (sin transformación y con transformación)**

Variables en sus unidades originales		Variables transformadas	
<b>Medidas de geomorfología fluvial</b>	<b>p-valor</b>	<b>Medidas de geomorfología fluvial</b>	<b>p-valor</b>
Bosque cuenca	0.062	Bosque cuenca <sup>2</sup>	0.099
Bosque ribereño	0.002	Bosque ribereño <sup>2</sup>	0.007
Relación de atrincheramiento	0.000	Relacion de atrincheramiento (log)	0.003
Relación ancho/profundidad	0.000	Relación ancho/profundidad (log)	0.898
Sinuosidad	0.007	Sinuosidad (log)	0.026
Pendiente	0.000	Pendiente (log)	0.500
<b>Índices de diversidad</b>	<b>p-valor</b>	<b>Índices de diversidad</b>	<b>p-valor</b>
Número de taxa	0.115	Numero de taxa <sup>2</sup>	0.515
H'	0.001	H <sup>2</sup>	0.004
D'	0.000	D <sup>2</sup>	0.000
J'	0.105	J <sup>2</sup>	0.298
<b>Índices de calidad ecológica</b>	<b>p-valor</b>	<b>Índices de calidad ecológica</b>	<b>p-valor</b>
EPT (S)	0.021	EPT (S) <sup>2</sup>	0.463
EPT (N)	0.095	√(EPT(N))	0.922
EPT /CA (N)	0.008	√(EPT /CA (N))	0.322

H': Índice de Shannon-Weaver, en base 2

D: Índice de Simpson

J': Equidad de Pielou

EPT(N): Número de individuos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

EPT/CA(N): Relación entre el número de individuos de Ephemeroptera, Plecoptera

y Trichoptera con el número de individuos de Chironomidae y Oligochaeta

\*Nivel de confianza del 95 por ciento

Las variables de geomorfología fluvial no presentaron distribución normal, estas fueron transformadas logarítmicamente en base 2, de las cuales la relación ancho/profundidad (p=0.898\*) y la pendiente (p=0.500\*) se ajustaron a una distribución normal. La relación de atrincheramiento y la sinuosidad no mostraron una distribución normal a pesar de la transformación. Los p-valor son mostrados en la Tabla 17 y un diagrama de cajas para las variables de geomorfología fluvial es mostrado en el Anexo 5.

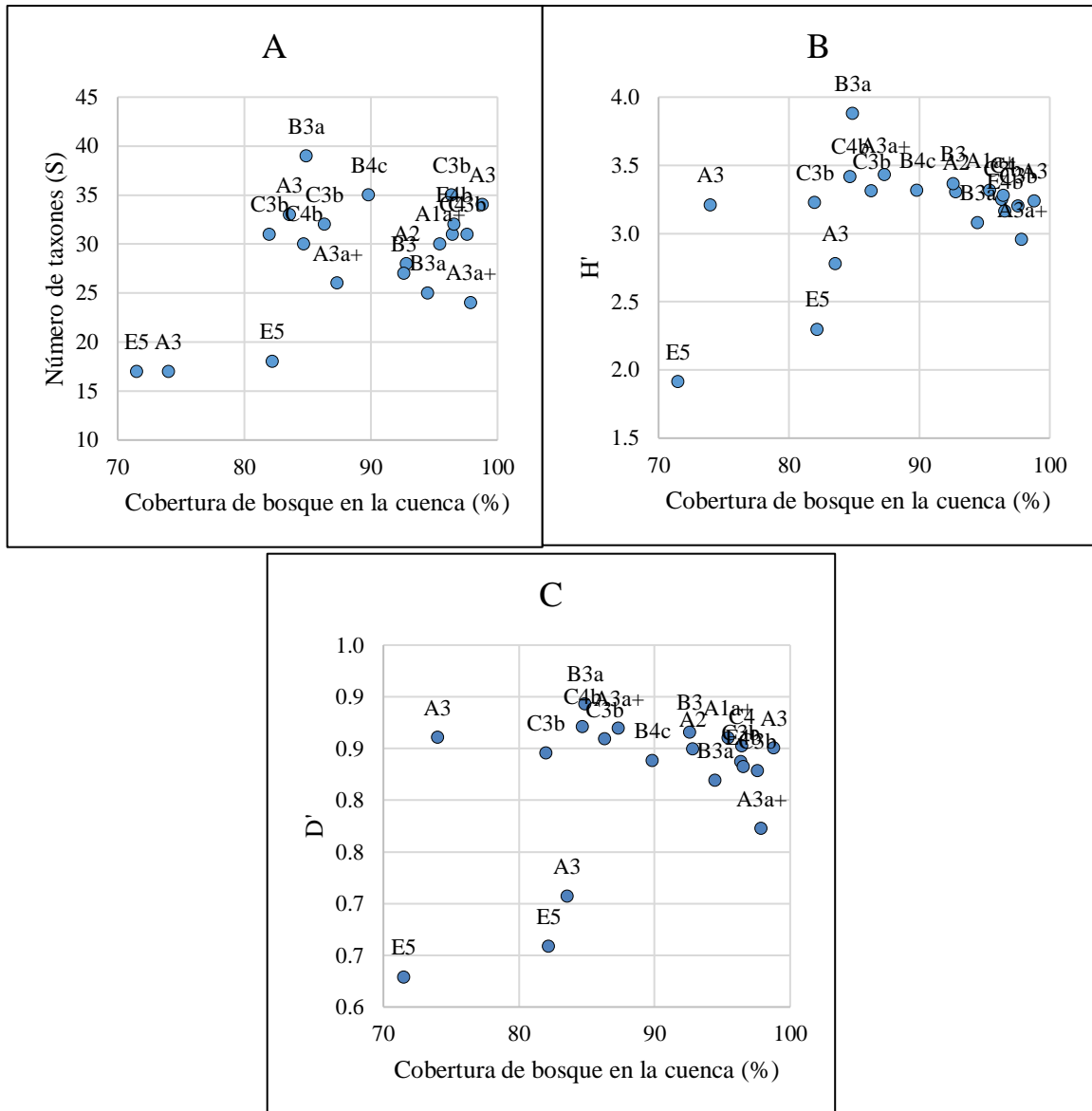
El número de taxones mostró una distribución normal ( $p=0.115^*$ ). De las variables de diversidad: índice de Shannon-Weaver, índice de Simpson y equidad de Pielou, solo equidad de Pielou mostró una distribución normal ( $p=0.105^*$ ). Se procedió a la transformación matemática (elevar al cuadrado) para ajustar el índice de Shannon-Weaver y el índice de Simpson a una distribución normal, sin embargo, estos no mostraron un mejor ajuste según la prueba de Shapiro-Wilk, cuyos valores de  $p$  valor respectivamente fueron  $0.004^*$  y  $0.000$ . En la Tabla 17 se puede ver los  $p$ -valor para estas variables y en el Anexo 6, un diagrama de cajas para cada una de ellas.

De los índices de calidad ecológica, solo EPT (N) se ajustó a una distribución normal según la prueba de Shapiro-Wilk ( $p=0.095^*$ ). La variable EPT (S) fue elevada al cuadrado, con la cual la prueba de Shapiro-Wilk ( $p=0.463^*$ ) mostró una distribución normal, mientras que la variable EPT/CA (N) fue transformada a su raíz cuadrada debido a su asimetría hacia valores bajos en el diagrama de cajas, obteniendo un mejor ajuste a una distribución normal ( $p=0.322^*$ ). La Tabla 17 muestra los  $p$ -valor para los índices de calidad ecológica y el Anexo 7 muestra los diagramas de cajas para estas variables.

#### **4.7.2. Correlaciones**

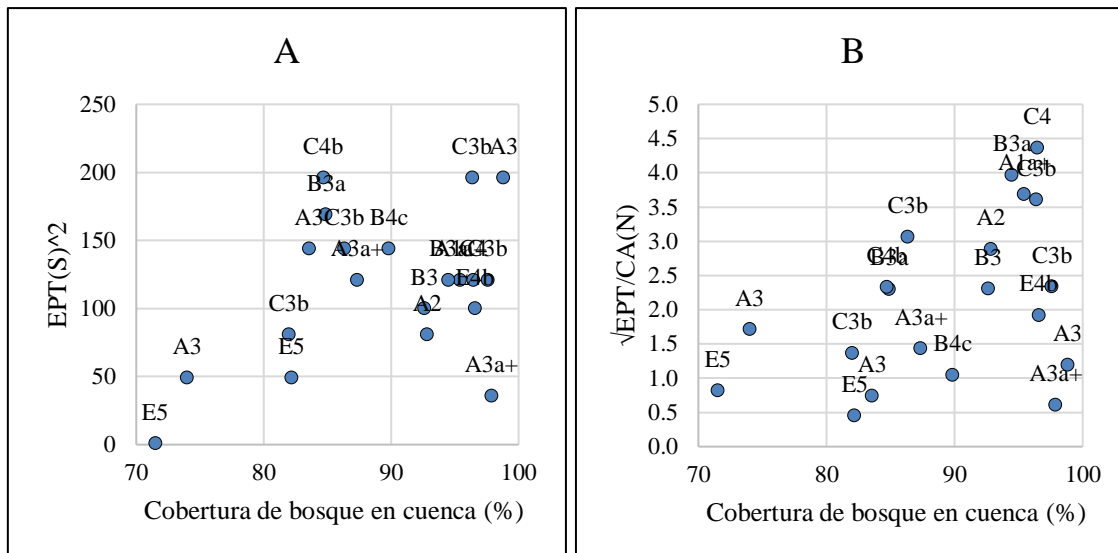
Se establecieron correlaciones de Pearson entre las variables de cobertura de bosque y geomorfología fluvial con los índices de diversidad e índices de calidad ecológica. Se usaron las unidades originales de las variables o su transformación matemática, dependiendo de cuál tuviera un ajuste a una distribución normal (Ver Tabla 17). Se realizaron gráficos de dispersión solo para las correlaciones con un valor de 0.4 a mayor para las variables de cobertura, mostrando el tipo de río en cada punto del gráfico de dispersión. Para las variables de geomorfología fluvial, no se generaron gráficos de dispersión por lo redundante que sería al mostrarlas con los tipos de ríos en los puntos del gráfico.

La cobertura de bosque mostró una correlación por encima de 0.4 para el número de taxones,  $H'$ ,  $D'$ , como se puede ver en la Tabla 18. La Figura 34 muestra como los ríos E5 están asociados a valores de poca cobertura de bosque en la cuenca y a su vez a valores bajos en el número de taxones,  $H'$  y  $D$ . Los demás tipos de ríos no parecieron tener un patrón de agrupación dentro de los gráficos de dispersión.



**Figura 34: Gráficos de dispersión entre la cobertura de bosque en el total de la cuenca y los índices de diversidad, para aquellos con Coeficiente de Pearson > 0.04.**

Con respecto a los índices de calidad ecológica, la cobertura de bosque en cuenca obtuvo correlaciones altas para  $EPT(S)^2$  ( $r=0.417$ ) y  $\sqrt{EPT/CA(N)}$  ( $r=0.441$ ), mientras que para  $EPT(N)$  una correlación de 0.330. Los valores se pueden encontrar en la Tabla 18. La Figura 35 muestra gráficos de dispersión para la cobertura de bosque en la cuenca con respecto a  $EPT(S)^2$  y  $\sqrt{EPT/CA(N)}$ . Se observa como los ríos E5 están en valores bajos de cobertura de bosque en cuenca y valores bajos de  $EPT(S)^2$  y  $\sqrt{EPT/CA(N)}$ , así como algunos de los ríos A3 y C3b.



**Figura 35: Gráficos de dispersión entre la cobertura de bosque en el total de la cuenca y los índices de calidad ecológica, para aquellos con Coeficiente de Pearson > 0.04.**

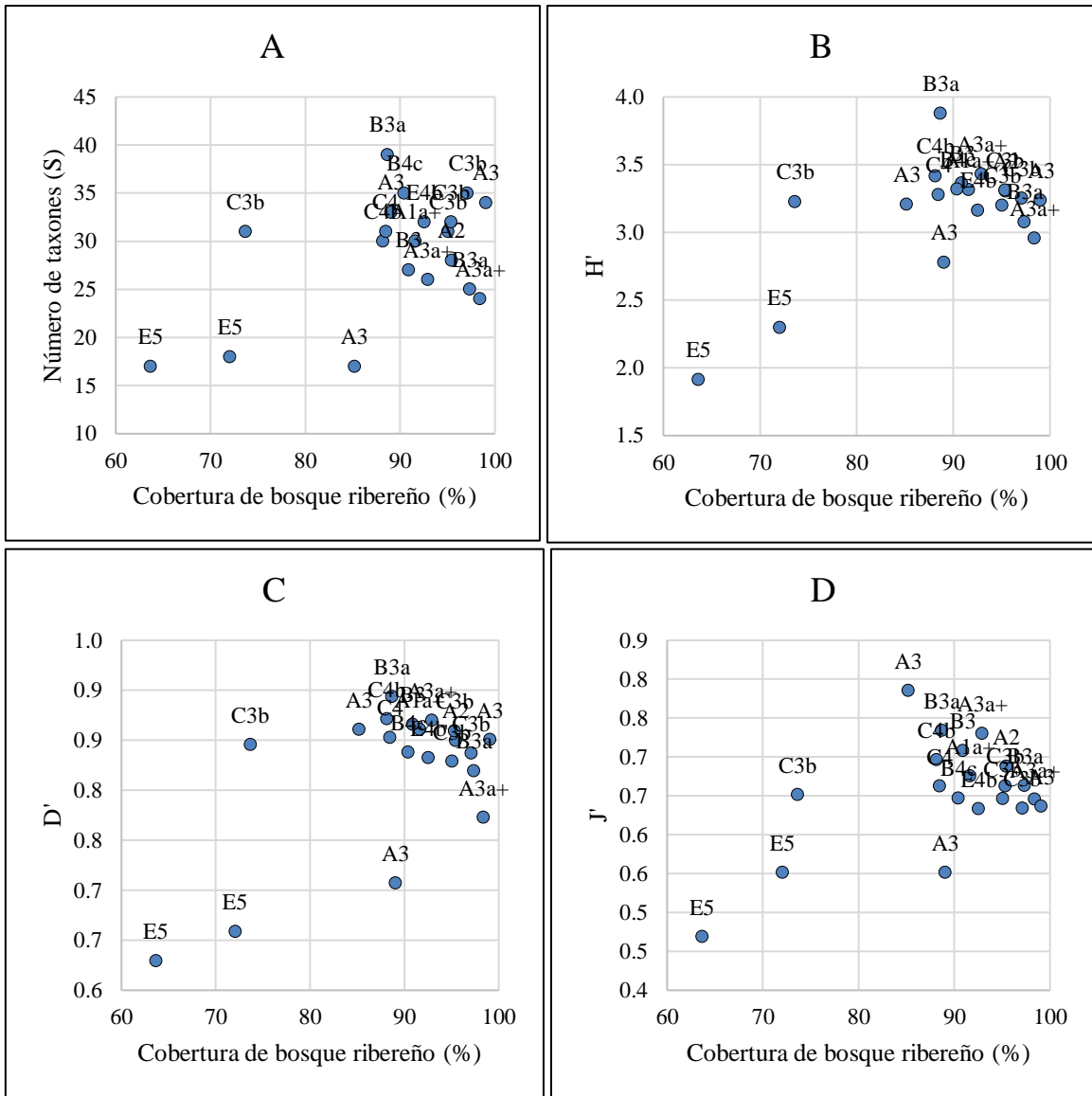
Correlaciones más altas se esperaría en ríos con una diferencia de cobertura de bosque muy marcada por el uso del terreno, como en los trabajos de: (1) Boonsoong *et al.* (2007), donde los valores bajos de riqueza fueron para ríos con una cuenca de uso agrícola; y (2) Miserendino *et al.* (2011), en el cual, valores altos en el número de taxones, índice de Shannon-Weaver y EPT (S) fueron para cuencas con bosque en comparación con aquellas cuencas, donde las áreas con ausencia de bosque estaban destinada al uso urbano, plantación de pinos y ganadería. Bücken *et al.* (2010) registró mayores valores de equidad para ríos con predominancia de bosque, en comparación con aquellos ríos con poco bosque. Sin embargo, en el presente trabajo, la equidad tuvo muy poca correlación. Esto puede deberse a la escases de valores bajos de cobertura de bosque (por debajo del 70 por ciento) para notar diferencias más marcadas o que la relación está ocurriendo en una escala más local como la ribera. El efecto de la cobertura de bosque es mostrado en otros índices de diversidad como el Alpha de Fisher (Bojsen y Jacobsen, 2003).

La cobertura de bosque en la zona ribereña mostró una correlación por encima de 0.400 con el número de taxones y todos los índices de diversidad (Tabla 18). Los ríos tipo E5 solo pueden verse agrupados en el lado inferior izquierdo de todos los gráficos, mostrando como sus valores bajos de cobertura de bosque en la zona ribereña están asociados a valores bajos de diversidad (Ver Figura 36A, 36B, 36C y 36D). El río tipo C3b (estación S20) mostró un valor alto en índices de diversidad, a pesar de su bajo valor de cobertura de bosque en la

zona ribereña.

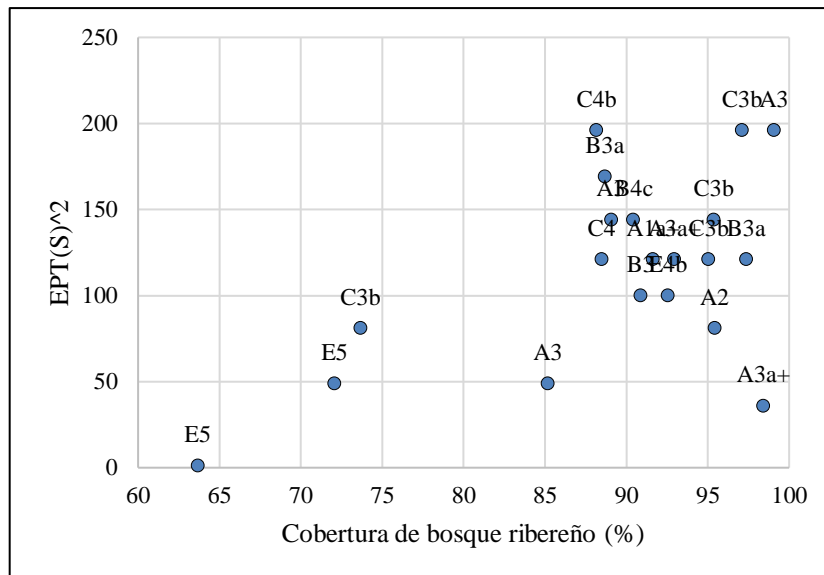
Con respecto a los índices de calidad ecológica, sólo la correlación entre la cobertura de bosque ribereño y  $EPT(S)^2$  estuvo por encima de 0.4 (Tabla 18 y Figura 37), mientras que las correlaciones con  $EPT(N)$  y  $\sqrt{EPT/CA}$  tuvieron valores de 0.209 y 0.362, respectivamente. Esto se puede observar en la Tabla 18. Los ríos tipo E5 se agruparon en la Figura 37, mostrando bajos valores de  $EPT(S)^2$  asociados a bajos registros de cobertura. Además, se puede observar como algunas estaciones con valores altos de cobertura se asociaron a bajos registros de  $EPT(S)^2$ .

Esta relación de la cobertura de bosque ribereño con la comunidad de macroinvertebrados bentónicos no es mostrada solo en términos de índices de diversidad como en el presente trabajo, sino también en índices que integran distintos aspectos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Lammert y Allan, 1999; Cole, 2002). A diferencia de la escala de cuenca, la cobertura de bosque ribereño mostró correlaciones altas en todos los índices de diversidad. Esto puede ser apoyado por el concepto de que una escala más local como es la cobertura de bosque ribereño sirve como filtro para lo que ocurre en una escala más amplia como la cuenca (Nerbonne y Vondrack, 2001; Kroll *et al.* 2009; Rui *et al.* 2011; Miserendino *et al.* 2011), por lo que el efecto de la escala local estaría mas asociado a las respuestas cercanas de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, en términos de sus índices de diversidad. La poca correlación de la cobertura de bosque ribereño con  $EPT(N)$  y  $\sqrt{EPT/CA(N)}$  puede ser debido a la debilidad de estos como indicador. La cobertura de bosque ribereño es sólo una de las variables a evaluar en esa zona. La presencia e integración de otras variables en esa zona lleva a la creación de índices como el índice de calidad de bosque de rivera o QBR (Munee y Prat, 1998), evaluando más cualitativamente esa zona. Es posible que la presencia de otras variables en esa zona pueda generar respuestas diferentes del esperado. Como el caso del río tipo C3b (estación S20), que tuvo valores altos de diversidad, a pesar de su bajo valor de cobertura. Nerbonne y Vondrack (2001) muestran resultados parecidos, al no encontrar diferencias en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos entre las diferentes coberturas dominantes en la ribera.



**Figura 36: Gráficos de dispersión entre la cobertura de bosque ribereño y los índices de diversidad e índices de calidad ecológica.**





**Figura 37: Gráfico de dispersión entre la cobertura de bosque ribereño (%) y EPT(S)<sup>2</sup>.**

La relación de atrincheramiento mostró correlaciones negativas por encima de 0.400 con H' ( $r=-0.528$ ), D' ( $r=-0.454$ ) y J' ( $r=-0.573$ ), mientras que sus correlaciones con los índices de calidad ecológica fueron muy bajas, el valor más alto fue  $r=-0.217$  para EPT(S)<sup>2</sup>.

La relación ancho/profundidad mostró correlaciones positivas por encima de 0.400 para los índices de diversidad e índices de diversidad ecológica.

La sinuosidad obtuvo una correlación negativa alta (por encima de 0.400) con H' ( $r=-0.559$ ), D' ( $r=-0.499$ ) y J' ( $r=-0.479$ ), mientras que para el número de taxones su correlación fue -0.306. Con los índices de calidad ecológica las correlaciones negativas no alcanzaron los -0.400.

La pendiente mostró una correlación alta ( $r=0.519$ ) con J', sin embargo, tuvo una correlación baja con el número de taxones, H' y D', con valores por debajo de 0.400. Asimismo, la correlación con los índices de calidad ecológica fue muy baja.

No se estableció correlación para el sustrato dominante debido a la abundancia de canto rodado y la poca abundancia de los otros sustratos (Tabla 8). Los detalles de las correlaciones

para las otras variables de geomorfología fluvial (relación de atrincheramiento, relación ancho/profundidad, sinuosidad y pendiente) se pueden ver en la Tabla 18.

**Tabla 18: Valores de correlación de Pearson entre las variables de cobertura de bosque, geomorfología fluvial con los índices de diversidad y calidad ecológica**

Variables	Número de taxones	H'	D'	J'	EPT (S) <sup>2</sup>	EPT (N)	$\sqrt{(EPT/CA(N))}$
Bosque cuenca (%)	0.500	0.419	0.411	0.174	0.417	0.330	0.441
Bosque ribereño (%)	0.508	0.643	0.614	0.497	0.567	0.209	0.362
log(Relacion de atrincheramiento)	-0.212	-0.528	-0.454	-	-0.217	-0.043	-0.099
log(Relación ancho/profundidad)	0.653	0.687	0.572	0.435	0.576	0.542	0.441
log(Sinuosidad)	-0.380	-0.559	-0.499	0.479	-0.306	-0.187	-0.115
log(Pendiente (%))	-0.009	0.388	0.354	0.519	-0.009	0.008	0.013

H': Índice de Shannon-Weaver, en base 2

D: Índice de Simpson

J': Equidad de Pielou

EPT(N): Número de individuos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

EPT/CA(N): Relación entre el número de individuos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera con el número de individuos de Chironomidae y Oligochaeta

Entre las variables de geomorfología fluvial, la relación ancho/ profundidad mostró las más altas correlaciones con todos los índices, desde los de diversidad hasta los de calidad ecológica. Incluso, se ha encontrado evidencia de como esta variable explica la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en términos de sus grupos funcionales (Nerbonne y Vondrack, 2001). Gordon *et al.* (2004) indica como el aumento de la relación A/P produce una disminución de la velocidad del río, llevando a la acumulación de sedimento fino. Por el otro lado, un río con menor A/P tendría mas velocidades en el río, facilitando el transporte de sedimentos. Finalmente, la acumulación de sedimento se vería reflejado en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Cole, 2002; Spindler, 2014).

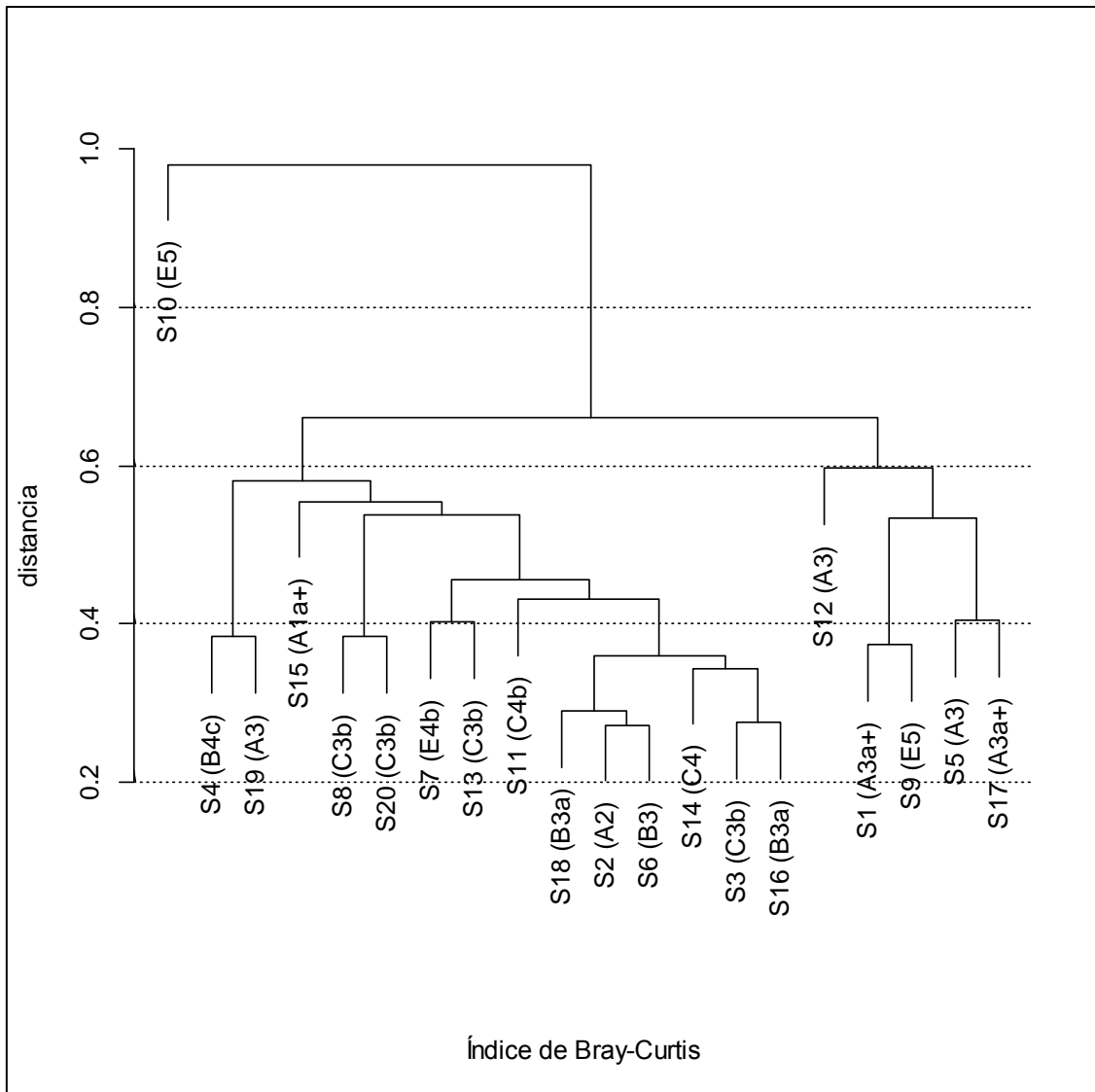
Al parecer, la pendiente no es una variable que esté determinando la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el presente trabajo, debido a los bajos valores de correlación encontrados. Sin embargo, esta variable deja ver su efecto cuando la gradiente es más marcada (Cole, 2002). No se encontraron trabajos donde se estudie directamente la existencia de relación entre la relación de atrincheramiento y la sinosidad

con índices de diversidad basados en macroinvertebrados bentónicos. Trabajos como el de Cole (2002) analizaba implícitamente e indirectamente las variables de geomorfología fluvial, al considerar los tipos de ríos.

## **4.8. ANÁLISIS MULTIVARIADO**

### **4.8.1. Análisis de clúster**

Un análisis de cluster en base al índice de similaridad de Bray-Curtis para la comunidad de macroinvertebrados bentónicos no mostró una segregación marcada tomando en cuenta el tipo de río de cada estación (Figura 38). Sin embargo, la estación S10 (río E5) mostró una diferencia muy marcada de las estaciones restantes, muy cercano a una disimilaridad de 1. Si se revisa la Tabla 13, se puede observar como S10 fue la única estación en presentar más taxones en Mollusca en comparación con las demás estaciones, cuya composición se refleja en el cluster al encontrarse más alejada en similitud con las demás. Los ríos de tipo B3 mostraron agruparse por debajo de una disimilaridad de 0.4, encontrándose además un río A2, C4 y C3b dentro de ese grupo. Los ríos tipo C3b se encontraron en un grupo con una disimilaridad por debajo de 0.6. A una disimilaridad por debajo de 0.6, los ríos A y B compartieron más similitud con otros tipos de ríos que con estaciones con el mismo tipo de río.



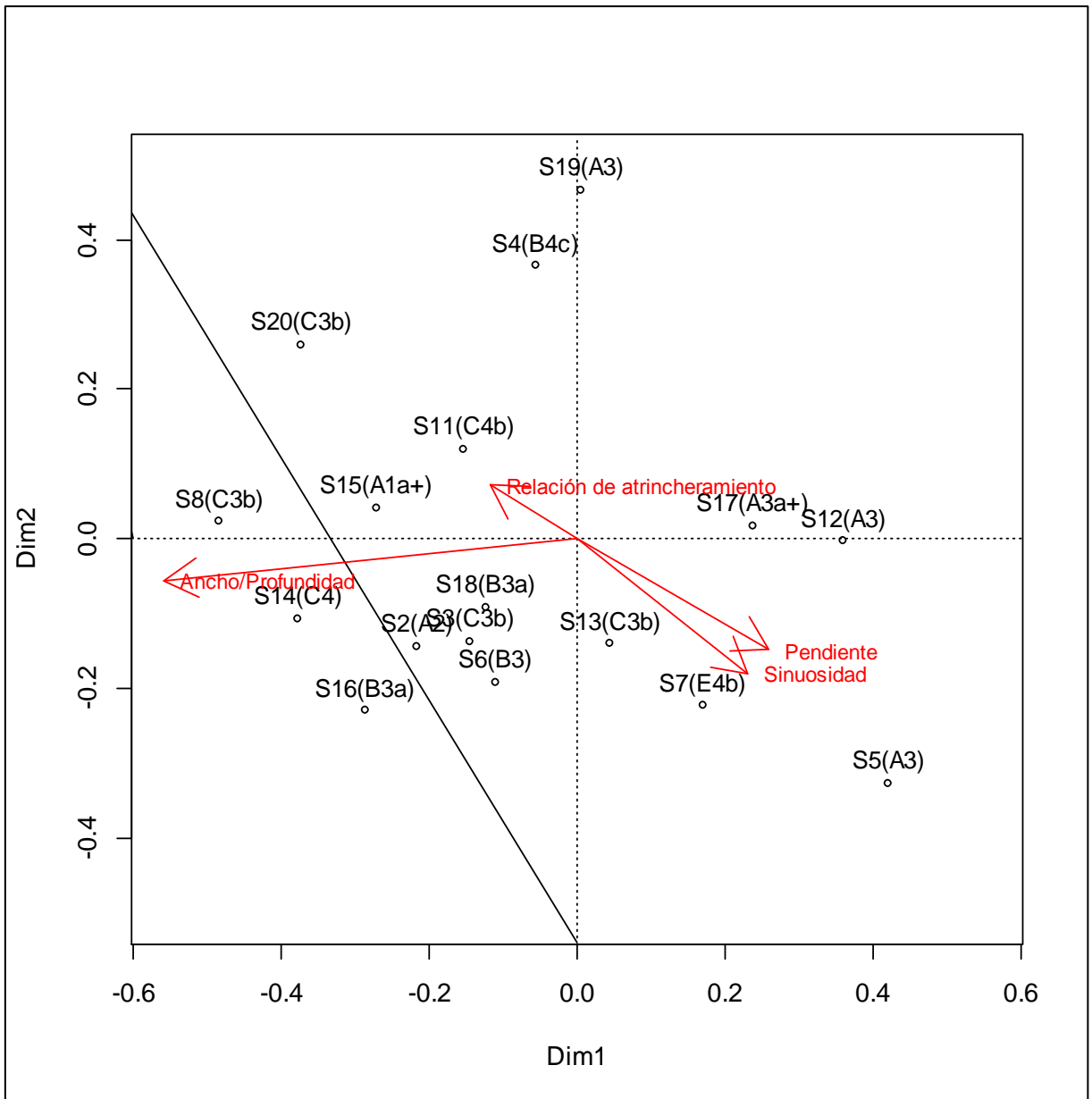
El algoritmo de agrupación fue el de UPGMA

**Figura 38: Dendrograma basado en el índice de similitud de Bray-Curtis para todas las estaciones.**

#### **4.8.2. Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM)**

Se elaboró un Escalamiento multidimensional no métrico para observar segregaciones entre las estaciones a un nivel bidimensional y para observar si las variables de geomorfología fluvial y cobertura de bosque explican la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. La estación S10 (río de tipo E5) fue retirada ya que en el dendograma muestra mucha disimilaridad con las demás estaciones.

Las variables de geomorfología fluvial mostraron una mayor correlación con los ejes 1 y 2 (Ver Tabla 19), por lo que la primera figura de EMNM se elaboró con estas dimensiones. No se encontró una segregación marcada según el tipo de río. La variable geomorfológica con mayor correlación fue la relación Ancho/Profundidad ( $r=0.559$  con el eje 1). Los demás valores de correlación no alcanzaron las 0.300 unidades (Ver Figura 39).



**Figura 39: Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM) entre las dimensiones 1 y 2, en base al índice de disimilaridad de Bray-Curtis de las estaciones.**

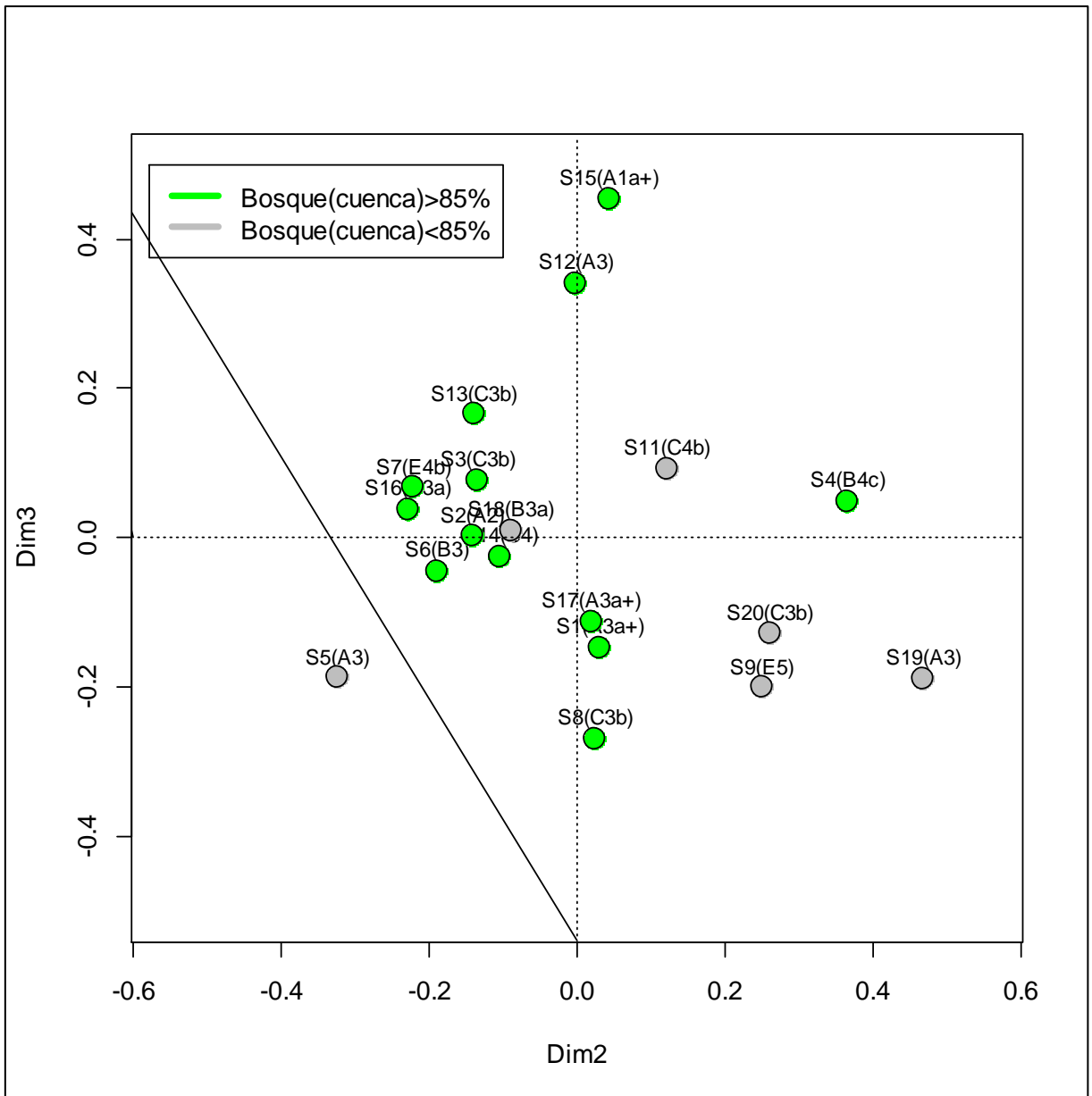
**Tabla 19: Valores de correlación de Pearson entre las variables de cobertura de bosque y geomorfología fluvial con las dimensiones del EMNM**

<b>Variab/es/Ejes</b>	<b>Dim 1</b>	<b>Dim2</b>	<b>Dim3</b>
Bosque cuenca (%)	-0.151	-0.228	0.452
Bosque ribereño (%)	-0.095	-0.405	0.356
log(Relacion de atrincheramiento)	-0.118	0.072	-0.094
log(Relación ancho/profundidad)	-0.559	-0.055	0.047
log(Sinuosidad)	0.231	-0.179	-0.178
log(Pendiente (%))	0.259	-0.148	0.100

Dim: Dimensión o eje del Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM)

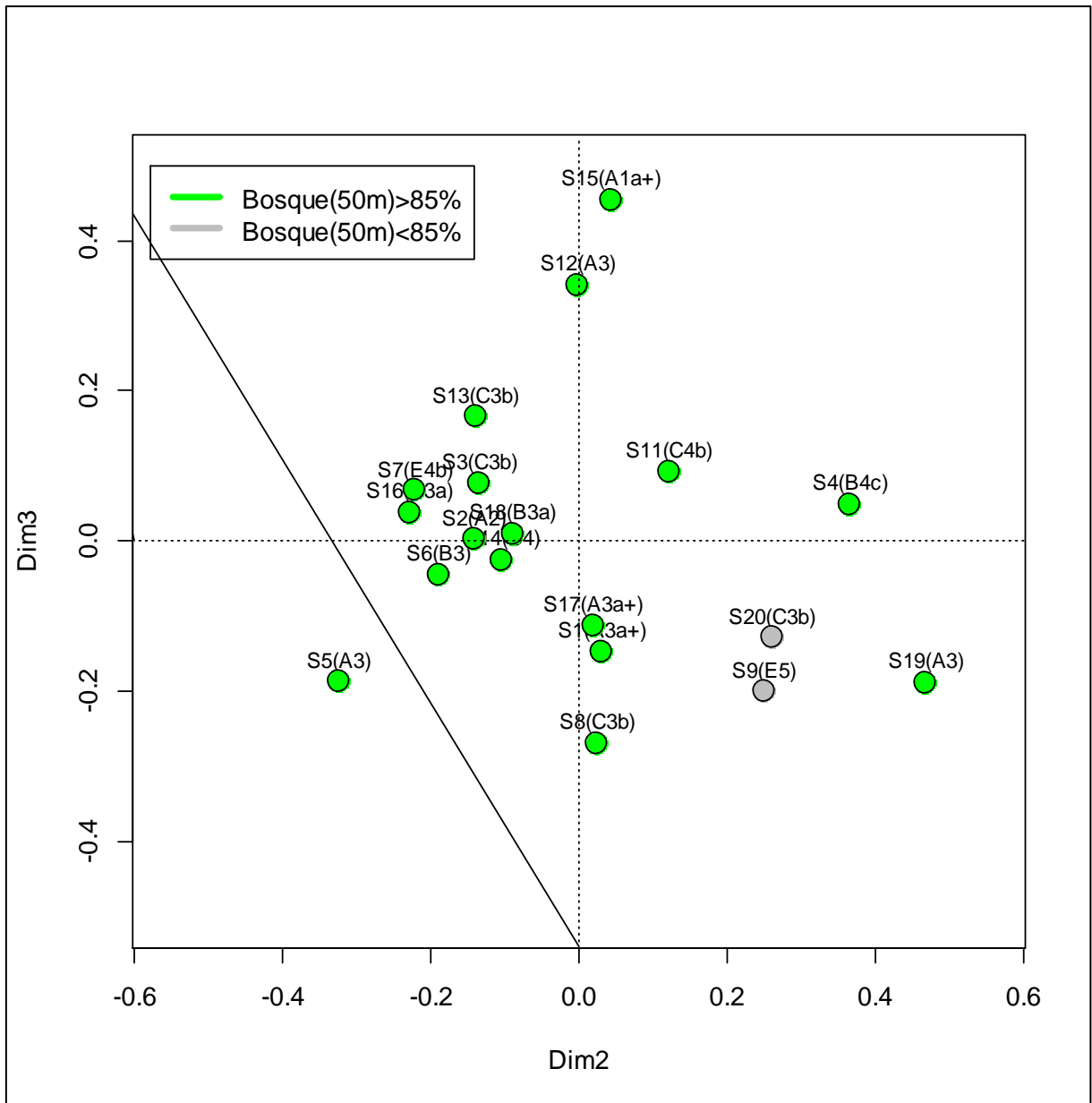
Las variables de cobertura de bosque cuenca y cobertura de bosque ribereño mostraron mayor correlación con las dimensiones 2 y 3, por encima de las 0.300 unidades, con excepción de la correlación entre la cobertura de bosque cuenca y la dimensión 2, que tuvo un valor de 0.228 (Ver Tabla 19).

Los ríos con una cobertura de bosque cuenca por encima de 85 por ciento fueron resaltados de color naranja, mientras que aquellos con un valor de cobertura por debajo del 85 por ciento fueron resaltados de color gris. Se puede observar una ligera segregación entre estos ríos. (Ver Figura 40). De la misma forma ocurre en la Figura 41, donde los ríos con una cobertura de bosque ribereño fueron resaltados de color naranja, mientras que aquellos por debajo de este porcentaje fueron resaltados de color gris.



**Figura 40: Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM) entre las dimensiones 2 y 3, agrupados según el porcentaje de bosque en la cuenca.**





**Figura 41: Escalamiento multidimensional no métrico (EMNM) entre las dimensiones 2 y 3, agrupados según el porcentaje de bosque ribereño.**

La relación A/P mostró explicar más la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Como se explicó en el capítulo 6.7.2., la presencia de sedimento fino es explicada en parte por la relación A/P. Un aumento de A/P llevaría a una disminución de la velocidad, conllevando a un incremento en el proceso de sedimentación. Por el contrario, una disminución de A/P llevaría a un aumento de la velocidad, conllevando a un incremento en el transporte de sedimento (Gordon *et al.*, 2004).

No muchos trabajos evaluaron la cobertura de bosque en un análisis multivariado. Bojsen y Jacobsen (2003) mostraron como la deforestación estuvo asociada con valores bajos de diversidad basados en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, donde la deforestación no fue cuantificada sino medida en categorías. Miserendino *et al.* (2011) mostró un resultado similar con más categorías en el uso del terreno, que solamente presencia y/o ausencia de bosque. Por el otro lado, Boonsong *et al.* (2007) usó un análisis multivariado para demostrar como la comunidad de macroinvertebrados bentónicos segregó según el tipo de cobertura de la cuenca. Muchos trabajos como Miserendino *et al.* (2011) incluyen la cobertura de bosque dentro del tipo de uso del terreno. El aumento del uso del terreno de tipo agrícola, urbano o ganadero se traduciría en la disminución de la cobertura de bosque. Lammert y Allan, 1999 demostró como el uso de tipo agrícola influencia en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, evaluando indirectamente la ausencia de bosque. Los tipos de coberturas, también, muestran su influencia expresadas como métricas de paisaje (Rui *et al.*, 2011). A una escala más pequeña como la ribera, variables asociadas más al hábitat ribereño pueden mostrar influencia en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Holmes *et al.*, 2011). Sin embargo, en el presente trabajo, la falta de variabilidad en la cobertura de bosque tanto a nivel de la cuenca como en la ribera, no ha permitido observar diferencias marcadas en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos dentro del análisis multivariado.

## V. CONCLUSIONES

1. El rango de valores de cobertura de bosque en la cuenca no fue lo suficientemente amplio para mostrar una fuerte segregación en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, la cobertura de bosque en la cuenca mostró una correlación positiva alta con: (1) el número de taxones, (2) índice de Shannon-Weaver e (3) índice de Simpson. Asimismo, se observó una asociación positiva alta con: (1) el número de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera y con (2) la relación entre la abundancia de los ordenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera con respecto a la abundancia de Chironomidae y Oligochaeta.
2. El rango de valores de cobertura en la zona ribereña no fue lo suficientemente amplia para mostrar una fuerte segregación en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, la cobertura de bosque en la zona ribereña mostró una correlación positiva alta con: (1) el número de taxones, (2) índice de Shannon-Weaver, (3) índice de Simpson, (4) índice de Equidad de Pielou y (5) número de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera.
3. De los diferentes tipos de ríos encontrados, los ríos E5 mostraron similitud entre ellos. Las pruebas de relación entre las variables de geomorfología fluvial con los índices basados en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos mostró que: (1) la relación de atrincheramiento tuvo una correlación negativa alta con el índice de Shannon-Weaver, el índice de Simpson y el índice de Equidad de Pielou; (2) la relación del ancho con respecto a la profundidad tuvo una correlación positiva alta con todos los índices obtenidos; (3) la sinuosidad obtuvo una correlación positiva alta con el índice de Shannon-Weaver, el índice de Simpson y el índice de Equidad de Pielou y (4) la pendiente tuvo una correlación positiva alta con el índice de Equidad de Pielou.
4. De las variables de geomorfología fluvial, la relación ancho con respecto a la profundidad fue la variable que mejor explicó la segregación de la comunidad de
5. macroinvertebrados bentónicos, debido a la relación de esta variable con procesos de sedimentación y transporte de material fino.

6. Los mesohábitats encontrados fueron similares en algunos tipos de ríos, como los ríos tipo E5 que fueron los menos diversos y con índices de calidad ecológica bajos, pudiéndose deber a solo tener un tipo de mesohábitat (lento) y arena (microhabitat) como sustrato dominante. A parte, de presentar bajos valores de cobertura de bosque.

## VI. RECOMENDACIONES

1. Se plantea usar un mayor rango de valores de cobertura de bosque en la cuenca y cobertura de bosque ribereño, en especial en los lugares más impactados por la deforestación para determinar mejor como esta variable influencia en el río y es reflejada en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.
2. Se recomienda usar más ríos con diferente clasificación de Rosgen para determinar la influencia de esta clasificación y mostrar clasificaciones con estructuras comunitarias de macroinvertebrados bentónicos semejantes. Sería conveniente, sin embargo, que los ríos estén dentro del mismo tipo de ecosistema para que la fidelidad al sitio de las taxa encontradas no sea un factor que este causando las diferencias.
3. La clasificación de Rosgen debería usarse como una visión general de algunos procesos que ocurren en el río y que en última instancia afectan la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, no se debería dejar de considerar otro conjunto de variables, en el momento de explicar la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.
4. La comunidad de macroinvertebrados bentónicos puede ser usada para planes de manejo o control, donde se requiera recuperar ríos en cuencas anteriormente deforestadas, el desarrollo en un índice sólo para taxa de macroinvertebrados de la zona es una recomendación, de esta manera se tiene un monitoreo más fiable con fauna encontrada sólo en esa región y cuya lista ya se encuentra en parte desarrollada por el siguiente trabajo. Además, que se puede usar la información aquí presente para reconocer los taxones que estuvieron más presentes en lugares con mayor deforestación y cuales fueron las que tuvieron menos presencia en esos ríos.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R.; Ríos, B.; Rieradevall, M.; 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): 35-64.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería. 2: 203-213
- Alba-Tercedor, J.; Jáimez-Cuéllar, P.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Bonada, N.; Casas, J.; Mellado, A.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Robles, S.; Sáinz-Cantero, C.E.; Sánchez-Ortega, A.; Suárez, M.L.; Toro, M.; Vidal-Abarca, M.R.; Vivas, S.; Zamora-Muñoz, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21(3-4): 175-185.
- Alomía, J.; Iannacone, J.A.; Alvariño, L.; Ventura, K. 2017. Macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad de las aguas de la Cuenca alta del Río Huallaga, Perú. *The Biologist*. Lima. 15(1):65-84.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D.; Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2. ed. U.S. Environmental Protection Agency.
- Barbour, M.T.; Stribling, J.B.; Verdonschot, P.F.M. 2006. The multihabitat approach of USEPA's rapid bioassessment protocols: benthic macroinvertebrates. *Limnetica* 25(3): 839-849.
- Barboza, E.; Corroto, F.; Salas, R.; Gamarra, O.; Ballarín, D.; Ollero, A. 2017. Hidrogeomorfología en áreas tropicales: Aplicación del índice hidrogeomorfológico (IHG) en el río Utcubamba (Perú). *Ecología Aplicada* 16(1):39-47.
- Bojsen, B.H.; Jacobsen, D. 2003. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. *Archiv fur Hydrobiologie* 158(3):317-342.

- Bolstad, P.V.; Swank, W.T. 1997. Cumulative impacts of land use on water quality in a southern appalachian watershed. *Journal of the American Water Resources Association* 33(3): 519-533.
- Boonsoong, B.; Saeheng, S.; Udonphimai, P.; Tanusilp, V. 2007. Effect of local land use on benthic macroinvertebrates in headwater streams. TH. p. 63-68. (BRT Research Reports 2007)
- Brooks, A.J.; Haeusler, T.; Reinfelds, I.; Williams, S. 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*. no. 50:331-344.
- Burton, C.A.; Brown, L.R.; Belitz, K. 2005. Assessing water source and channel type as factors affecting benthic macroinvertebrate and periphyton assemblages in the highly urbanized Santa Ana River Basin, California. *American Fisheries Society Symposium* 47: 239-262.
- Bücken, A.; Sondermann, M.; Frede, H.G.; Breuer, L. 2010. The influence of land-use on macroinvertebrate communities in montane tropical streams – a case study from Ecuador. *Fundamental and Applied Limnology* 177(4):267-282.
- Coggerino, L.; Cellot, B.; Bournaud, M. 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic Banks of a large European river. *Hydrobiologia*. no. 304:103-115.
- Cole, M.B. 2002. Assessment of macroinvertebrate communities in relation to land use, physical habitat, and water quality in the Tualatin River Basin, Oregon. ABR, Inc.— Environmental Research & Services, US.
- Cooper, M. 2008. Land management impacts on runoff sources in small amazon watersheds. *Hydrological Processes* 22: 1766-1775.
- Custodio, M.; Chanamé, F.C. 2016. Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria* 7(1):33-44.
- Díaz, E.; Ollero, A. 2005. Metodología para la clasificación geomorfológica de los cursos fluviales de la Cuenca del Ebro. *Geographicalia* 47: 23-45.
- Dominguez, E.; Fernández, H. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Eds. E Domínguez; H Fernández.
- Dunne, T.; Leopold, L.B. 1978. *Water in environmental planning*. W. H. Freeman, Nueva York. 818 p.

- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10.0. Redlands, CA. Environmental Systems Research Institute.
- Gonzales, C. 2014. Mapas del Alto Mayo (Formato shape)
- Gordon, N.D.; McMahon, T.A.; Finlayson, B.L.; Gippel, C.J.; Nathan, R.J. 2004. Stream hydrology: an introduction for ecologists. 2 ed s.l., West Sussex, UK, 430 p.
- Graça, M.A.S; Pinto, P.; Cortes, R.; Coimbra, N.; Oliveira, S.; Morais, M.; Carvalho, M.J.; Malo, J. 2004. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in portuguese streams: a two-scale analysis. *International Review of Hydrobiology* 89(2):151-164.
- Guevara, C.H. 2013. Evaluación de la comunidad de macroinvertebrados de bancos vegetados en quebradas contaminadas por minería aurífera. Madre de Dios-Perú. Tesis Bio. Lima, PE, Universidad Mayor de San Marcos. 127 p.
- Harrelson, C.C.; Rawlins, C.L.; Potyondy, J.P. 1994. Stream channel reference sites: an illustrated guide to field technique. U.S. Department of Agriculture. 61 p. (General Technical Report RM-245)
- Holmes, K.L.; Goebel, P.C.; Williams, L.R.; Schecengost, M. 2011. Environmental influences on macroinvertebrate assemblages in headwater streams of northeastern Ohio. *Journal of Freshwater Ecology* 26(3): 409-422.
- Huamantínco, A.A.; Ortiz, W. 2010. Clave de géneros de larvas de Trichoptera (Insecta) de la Vertiente Occidental de los Andes, Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología* 17(1):75-80.
- Iñiguez–Armijos, C.; Leiva, A.; Frede, H.; Hampel, H.; Breuer, L. 2014. Deforestation and benthic indicators: how much vegetation cover is needed to sustain healthy andean streams? *PLoS ONE* 9(8): 1-10.
- INRENA (Instituto Nacional de Recursos Naturales, PE). 2008. Plan Maestro del Bosque de Protección Alto Mayo 2008 - 2013. Lima, PE. 272 p.
- Jowett, I.G. 1993. A method for objectively identifying pool, run, and rifle habitats from physical measurements. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27(2): 241-248
- Koc, J.; Kobus, S.; Glinska-Lewczuk, K. 2009. The significance of oxbow lakes for the ecosystem of afforested river valleys. *Journal of Water and Land Development* 13(1):115-131.



- Kroll, S.; Llacer, C.N.; De La Cruz Cano, M.; De Las Heras, J. 2009. The influence of land use on water quality and macroinvertebrate biotic indices in rivers within Castilla-La Mancha (Spain). *Limnetica* 28(2): 203-214.
- Kulin, G.; Gurewitz, P.H. 1972. *Hydraulic Research in the United States and Canada*. Washington, D.C. U.S. Government Printing Office. 340 p.
- Lammert, M.; Allan, J.D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23(2):257–270.
- Lenat, D.R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*. 7(3): 222-233.
- Leopold, L.B.; Wolman, M.G.; Miller, J.P. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. San Francisco, W.H. Freeman and Company. 522 p.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Maul, J.D.; Farris, L.; Milam, C.D.; Cooper, C.M.; Testa, S.; Feldman, D.L. 2004. The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. *Hidrobiología* 518:79-94.
- Miserendino, M.L.; Casaux, R.; Archangelsky, M.; Di Prinzio, C.Y.; Brand, C.; Kutschker, A.M. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment* 409:612–624.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, 1:84 pp.
- MTC (Ministerio de Transportes y Comunicaciones, PE). 2005. *Estudio de la navegabilidad del río Ucayali en el tramo comprendido entre Pucallpa y la confluencia con el río Marañón*. v. 3. (Informe Final)
- Muneé, A.; Solá, C.; Prat, N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175:20-37.
- Nerbonne, B.; Vondracek, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management* 28(1): 87-99.

- New Mexico Environment Department. 2010. Hydrology protocol for the determination of ephemeral, intermittent and perennial waters.
- O'Neill, M.P.; Abrahams, A.D. 1984. Objective identification of pools and riffles. *Water research* 20:921-926.
- Paredes, C.; Iannacone, J.; Alvarino, L. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú. *Revista Peruana de Entomología* 44:107-118.
- QGIS Development Team. 2017. QGIS Geographic Information System: Release 2.18.3. Open Source Geospatial Foundation.
- Rezende, R.S.; Santos, A.M.; Henke-Oliveira, C.; Gonçalves Jr., J.F. 2014. Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. *Zoología* 31(5):426-434.
- Rosa, B.J.F.V.; Rodrigues, L.F.T.; De Oliveira, G.S; Da Gamas Alves, R. 2014. Chironomidae and oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- Rosgen, D.L. 1994. A classification of natural rivers. *Catena* 22(3): 169-199.
- Rui, C.; Varandas, S.; Teixeira, A.; Hughes, S.; Magalhaes, M.; Barquín, J.; Álvarez-Cabria, M.; Fernández, D. 2011. Effects of landscape metrics and land-use variables on macroinvertebrate communities and habitat characteristics. *Limnetica* 30(2):347-362.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *The bell system technical journal*. 27: 379-423, 623-656.
- Senciales, J.M. (s.f.). El análisis morfológico de las cuencas fluviales aplicado al estudio hidrográfico. Málaga, ES. Universidad de Málaga. p. 156-186.
- Smith, M.; De Groot, D.; Perrot-Maitre, D.; Bergkamp, G. 2006. *Pay: Establishing payments for watershed services*. s.l., Gland, Switzerland: IUCN.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Somarriba, E. 1999. Diversidad Shannon. *Agroforestería en las Américas* 6(23): 72-74.
- Sparovek, G.; Lima Ranieri, S.B.; Gassner, A.; Clerice de Maria, I.C., Schnug, E.; Ferreira dos Santos, R.; Joubert, A. 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. no. 90:169-175.

- Spindler, B.P. 2004. Stream Channel Morphology and Benthic Macroinvertebrate Community Associations in the San Pedro River and Verde River Basins of Arizona, 1999-2002. Washington, DC. Arizona Department of Environmental Quality.
- United States EPA. 2005. Protecting Water Quality from Agricultural Runoff.
- Vermont Agency of Natural Resources, US. 2004. Stream Geomorphic Assessment Handbooks. s.n.t. p. M1-M3
- Villamarín, C.; Rieradevall, M.; Paul, M.J.; Barbour, M.T.; Prat, N. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators* 29: 79-92.
- Washington Department of Fish & Wildlife, US. (s.f.). Species & Ecosystem Science: Intensively Monitored Watersheds (en línea). Washington, D.C. Consultado 2 jul. 2018. Disponible en [https://wdfw.wa.gov/conservation/research/projects/watershed\\_monitoring/data\\_definitions.html](https://wdfw.wa.gov/conservation/research/projects/watershed_monitoring/data_definitions.html)
- Watershed Science Institute, US. (s.f.). The EPT index. (serie Watershed conditional series technical note no.3)
- Wentworth, C.K. (s.f.). A scale of grade and class terms for clastic sediments. State University of Iowa, EU. p. 377-392.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3. ed. California, US. Academic Press. P. 710.
- Wolman, G. 1954. A method of sampling coarse river-bed material. *Transactions, American Geophysical Union* 35(6).

## VIII. ANEXOS

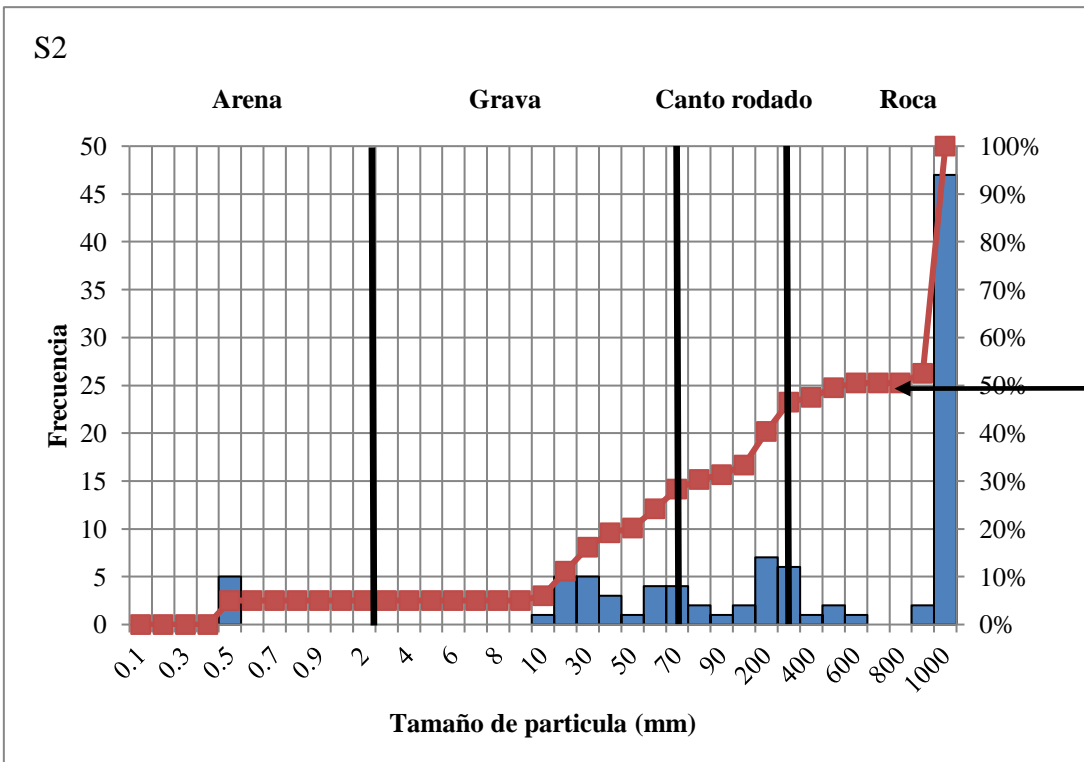
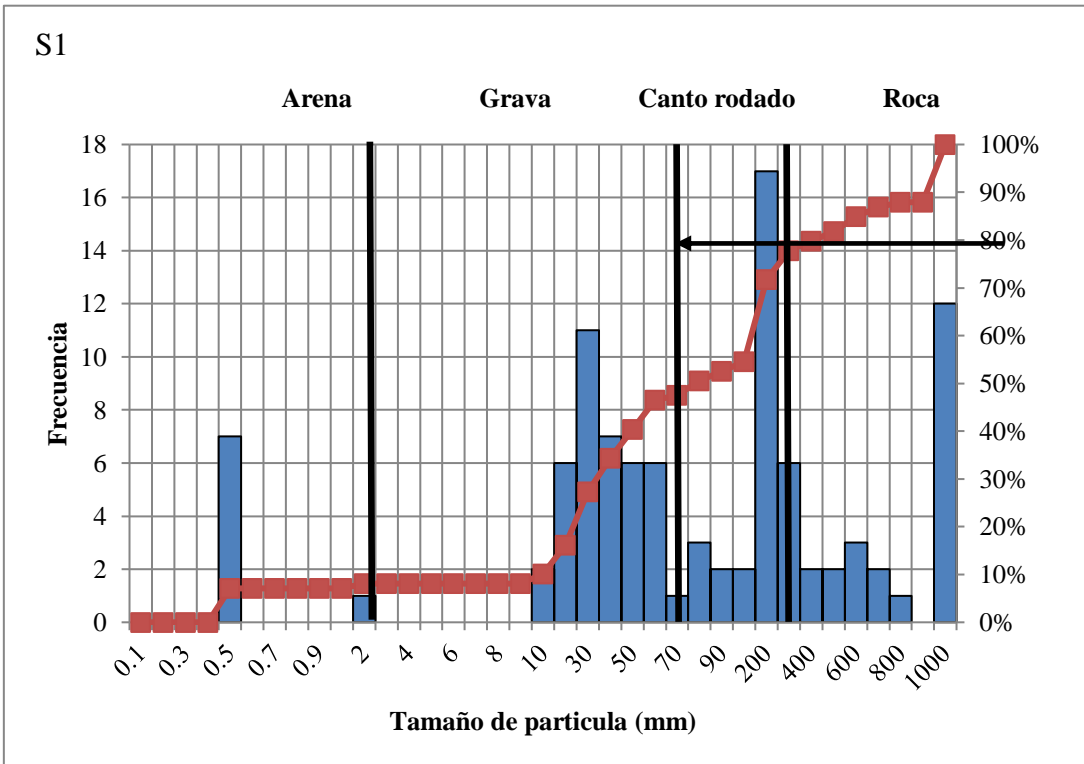
**Anexo 1: Profundidades registradas a lo largo del ancho del cauce por estación de muestreo**

<b>Profundidad del cauce</b>	<b>S1</b>	<b>S2</b>	<b>S3</b>	<b>S4</b>	<b>S5</b>	<b>S6</b>	<b>S7</b>	<b>S8</b>	<b>S9</b>	<b>S10</b>	<b>S11</b>	<b>S12</b>	<b>S13</b>	<b>S14</b>	<b>S15</b>	<b>S16</b>	<b>S17</b>	<b>S18</b>	<b>S19</b>	<b>S20</b>
Profundidad 1	0.38	0.69	1.23	1.14	1.38	0.35	0.83	0.48	0.67	1.98	1.03	0.7	0.72	0.61	0.39	1.64	1.13	0.39	0.68	1.05
Profundidad 2	0.38	0.9	1.44	1.37	2.06	0.6	0.79	0.45	0.66	2.1	1.08	0.83	0.8	1.01	0.32	2.08	0.77	0.37	0.99	1.37
Profundidad 3	0.57	0.67	1.39	1.34	2.25	0.64	0.95	0.49	1.05	2.33	1.16	0.69	1.11	1.1	0.4	1.69	1.15	0.38	0.91	1.63
Profundidad 4	0.4	0.76	1.35	1.32	1.97	0.75	0.91	0.51	1.73	2.09	1.07	0.95	1.3	1.26	1.28	1.99	1.51	0.48	1.02	1.96
Profundidad 5		2.07	1.39	1.175	1.31	0.775	0.92	0.52	2.03	1.86	1.22	1.46	1.4	1.42	1.87	2.37	1.33	0.62	0.93	1.74
Profundidad 6		2.41	1.38	1.09	1.74	0.78	0.99	0.35	2.345	1.33	1.3	1.33	1.4	1.44	1.6	2.62	1.23	0.72	0.94	1.93
Profundidad 7		2.62	1.36	1.225	2.24	0.85	1.05	0.53	2.42		1.25	1.31	1.52	1.44	1.68	2.21	1.56	0.61	0.79	1.91
Profundidad 8		2.87	1.4	1.23	2.32	0.86	0.9	0.9	2.51		1.28	1.28	1.48	1.39	1.24	2.3	1.83	0.52	0.83	1.86
Profundidad 9		2.92	1.43	1.28	1.8	0.82		1.2	2.62		1.28	1.39	1.59	1.44	0.9	1.88	1.82	0.4	0.61	1.66
Profundidad 10		2.91	1.52	1.23	1.9	0.66		1.4	2.69		1.2	1.76	1.22	1.49	0.72	2.27	1.35	0.29	0.54	1.46
Profundidad 11		2.85	1.61	1.48	2.12	0.81		1.28	1.83		1.22	1.91	1.31	1.38	0.34	3.01	1.09	0.23	0.48	1.53
Profundidad 12		2.64	1.61	1.38	2.13	0.85		1.35	1.04		1.2	1.65	1.01	1.58		2.9	0.89	0.25		1.42
Profundidad 13		2.42	1.64	1.3	1.62	0.94		1.54			1.11	1.36	0.76	1.29		2.36		0.27		0.9
Profundidad 14		1.8	1.62			0.79		1.65			0.78	0.93		1.17		1.24		0.21		1.08
Profundidad 15		0.65	1.47			0.72		1.83			0.6			1.14		0.86		0.23		1.16
Profundidad 16			1.86			0.7		1.72						1.15		0.82		0.23		1.14
Profundidad 17			2.06			0.88		1.71						1.18		0.95		0.25		1.12
Profundidad 18			2.09			0.92								1.2		0.81		0.31		1.12
Profundidad 19			2			0.67								1.14		0.61		0.4		0.85
Profundidad 20			1.71			0.87								1.26		0.53		0.43		0.54
Profundidad 21			1.84			0.2								1.28		0.77		0.51		0.4
Profundidad 22			1.64			0.28								1.18		0.92		0.83		0.2

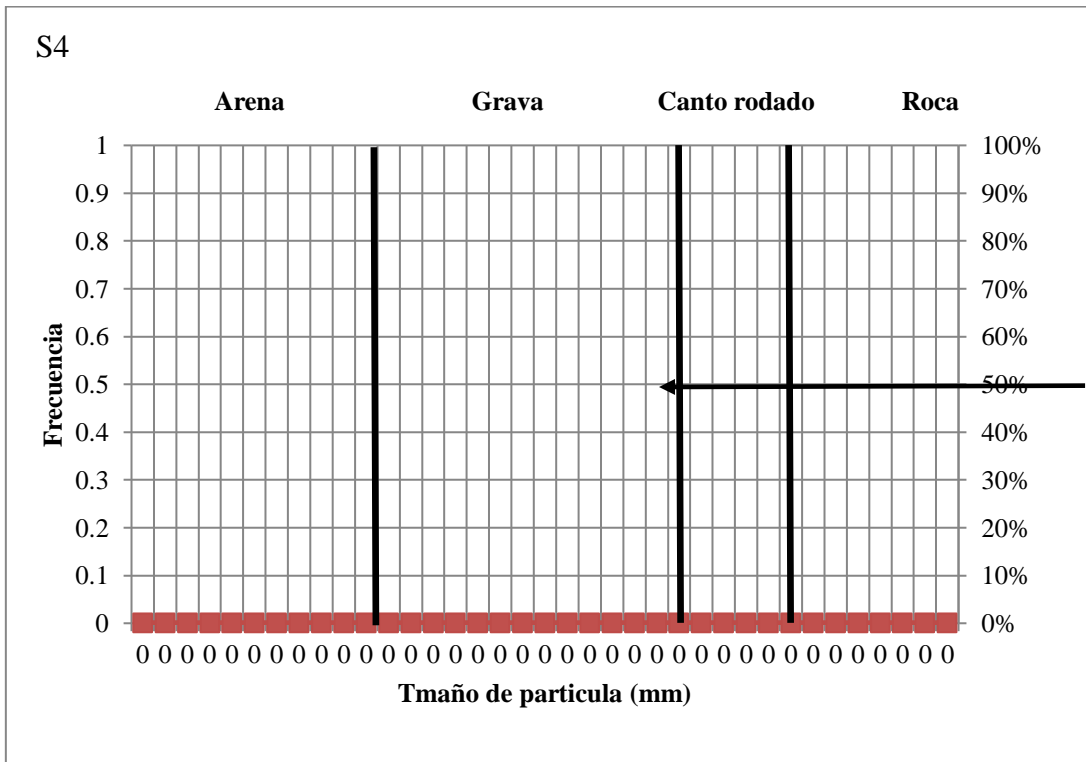
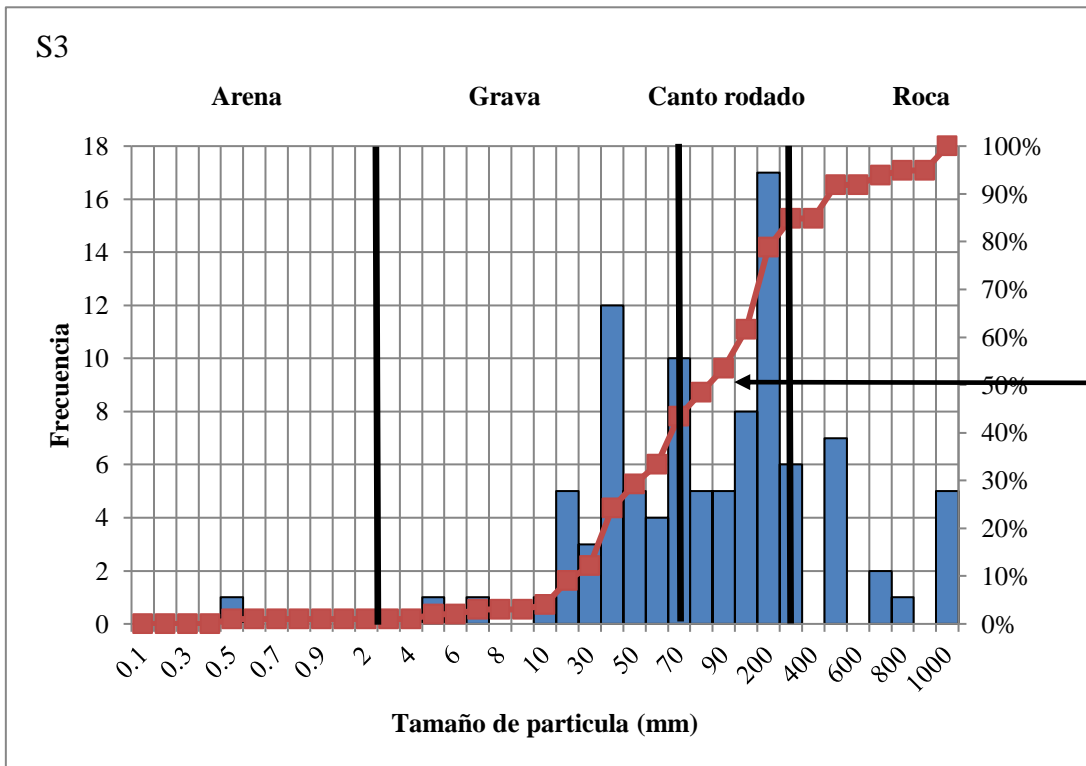
Continuación...

<b>Profundidad del cauce</b>	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20
Profundidad 23			0.67											1.16		1.66		0.9		0.13
Profundidad 24														1.13		1.42		0.98		0.14
Profundidad 25														0.97		1.78		1.25		0.14
Profundidad 26														0.73		1.17		1.12		
Profundidad 27														0.89		1.29		1.08		
Profundidad 28																		1.25		
Profundidad 29																		1.15		
Profundidad 30																		1.11		
Profundidad 31																		1.23		
Profundidad 32																		1.16		
Profundidad 33																		0.96		

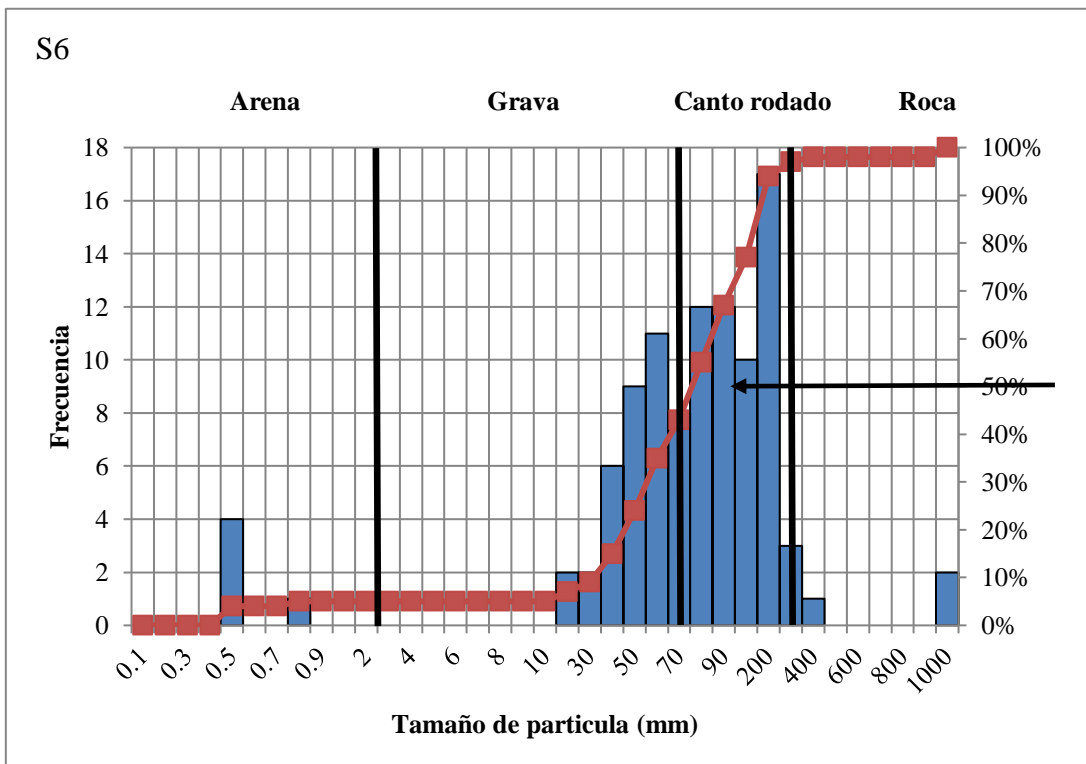
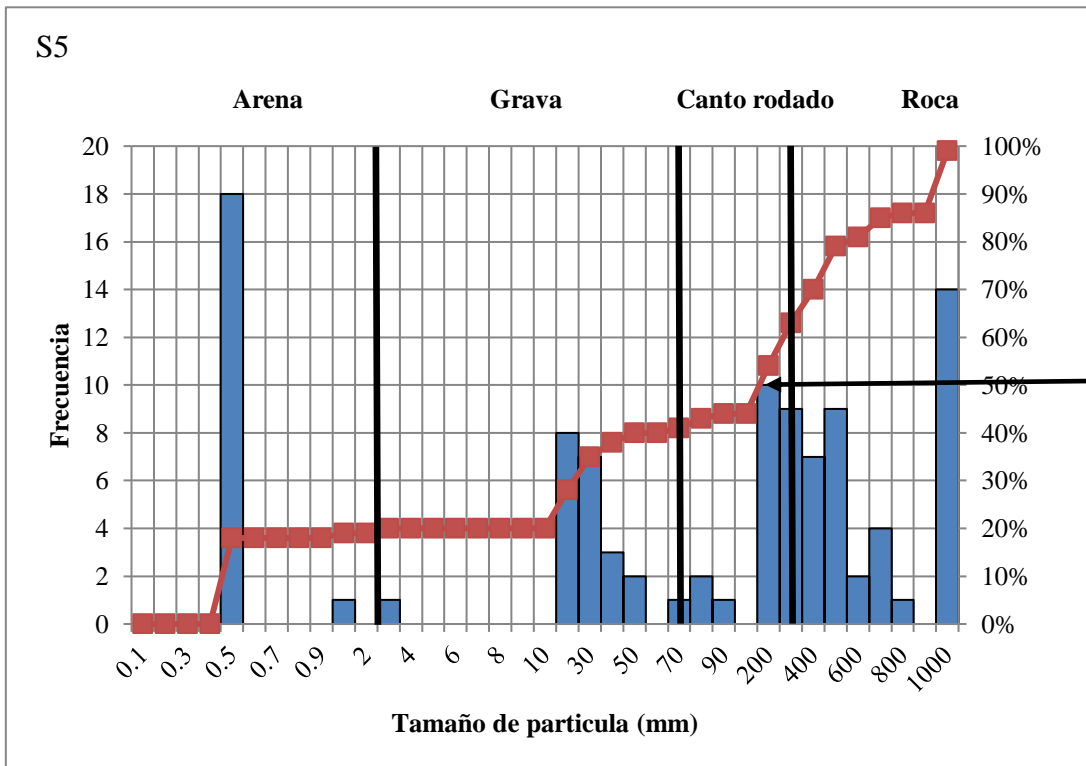
**Anexo 2: Histogramas de frecuencia acumulada del tamaño de las partículas encontradas en cada estación**



Continuación...

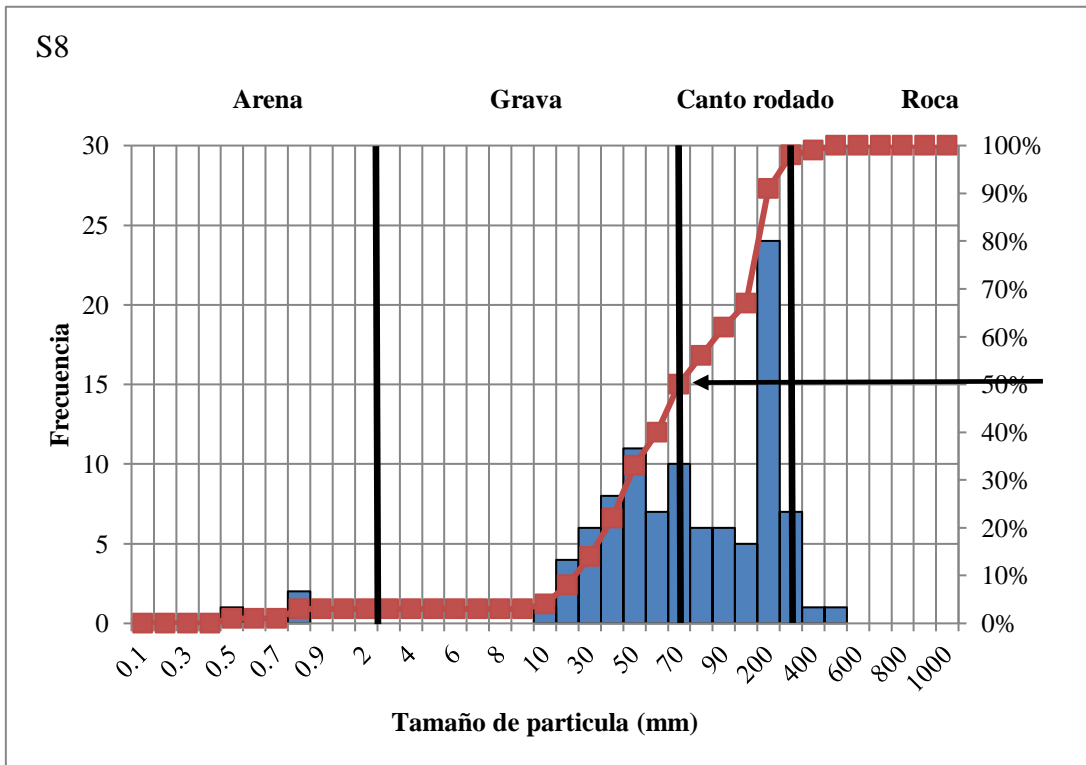
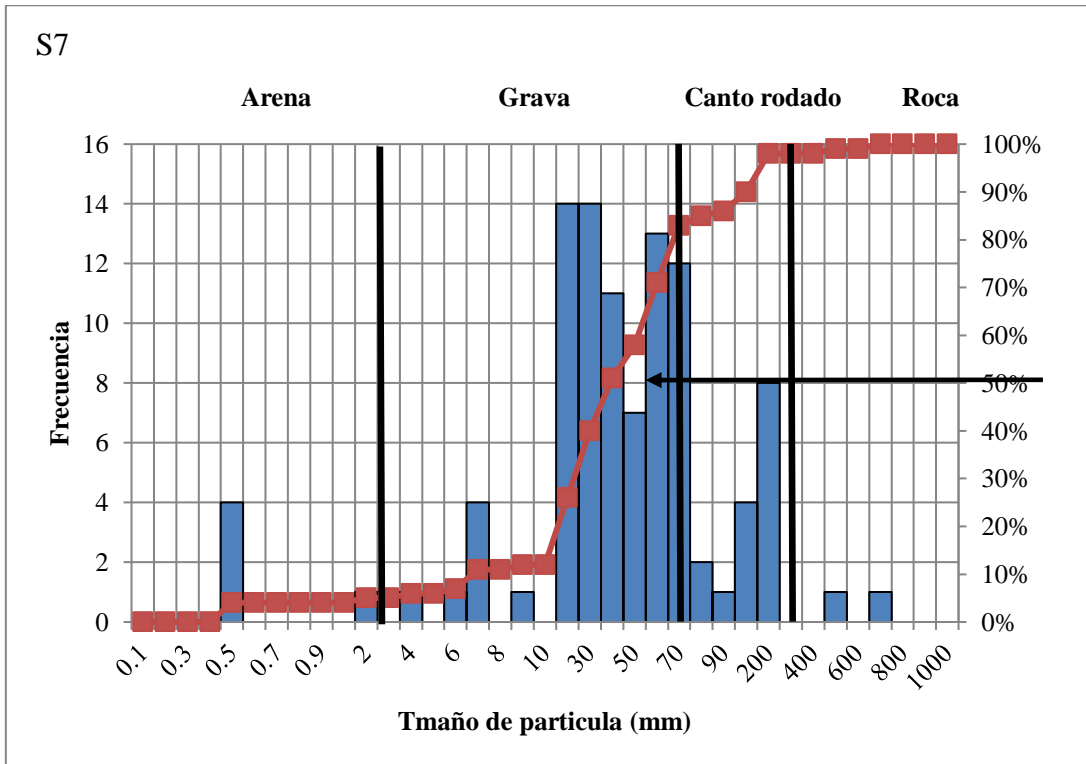


Continuación...

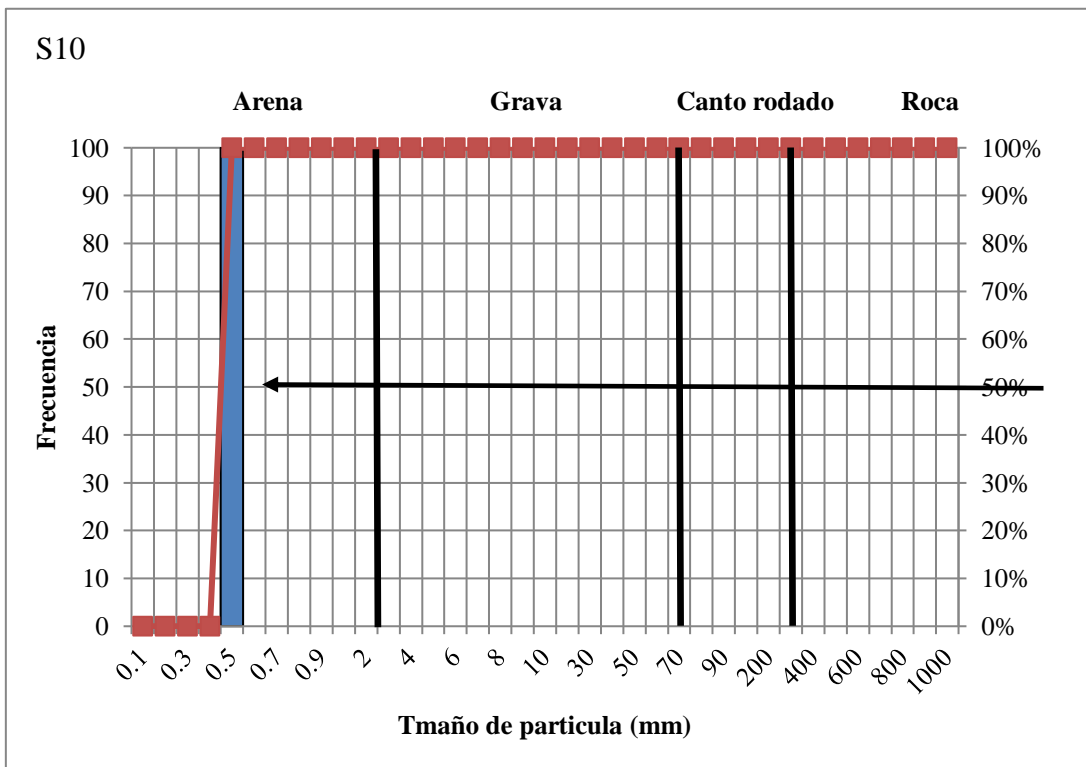
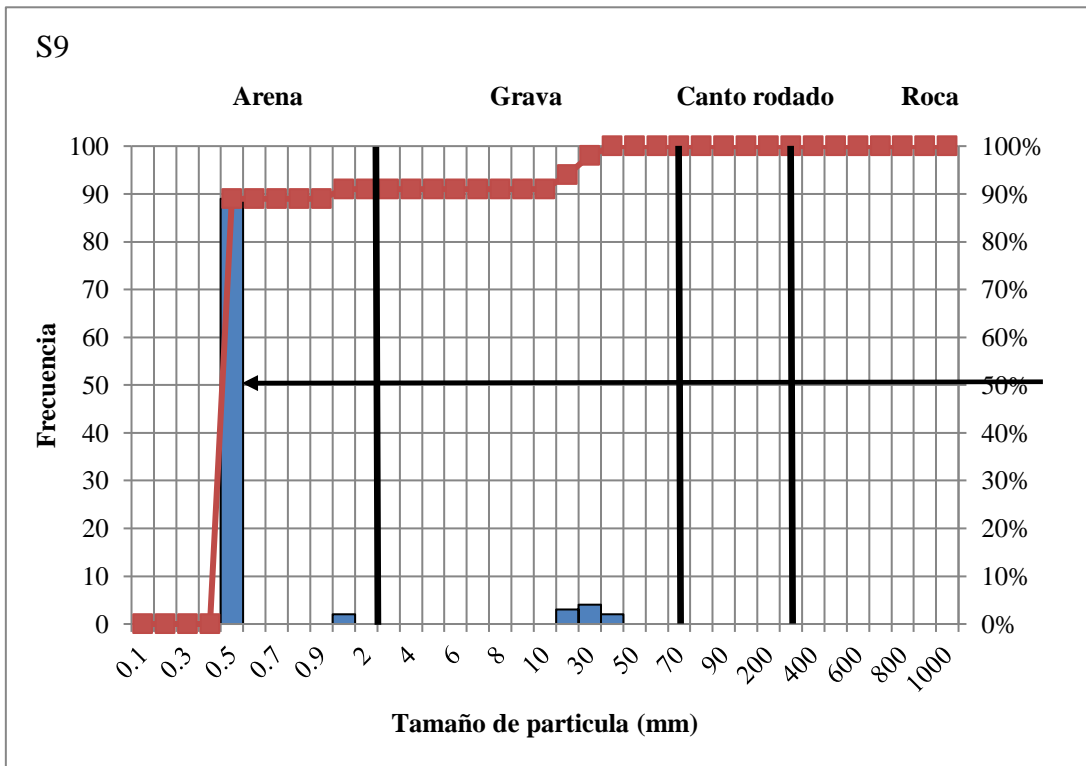




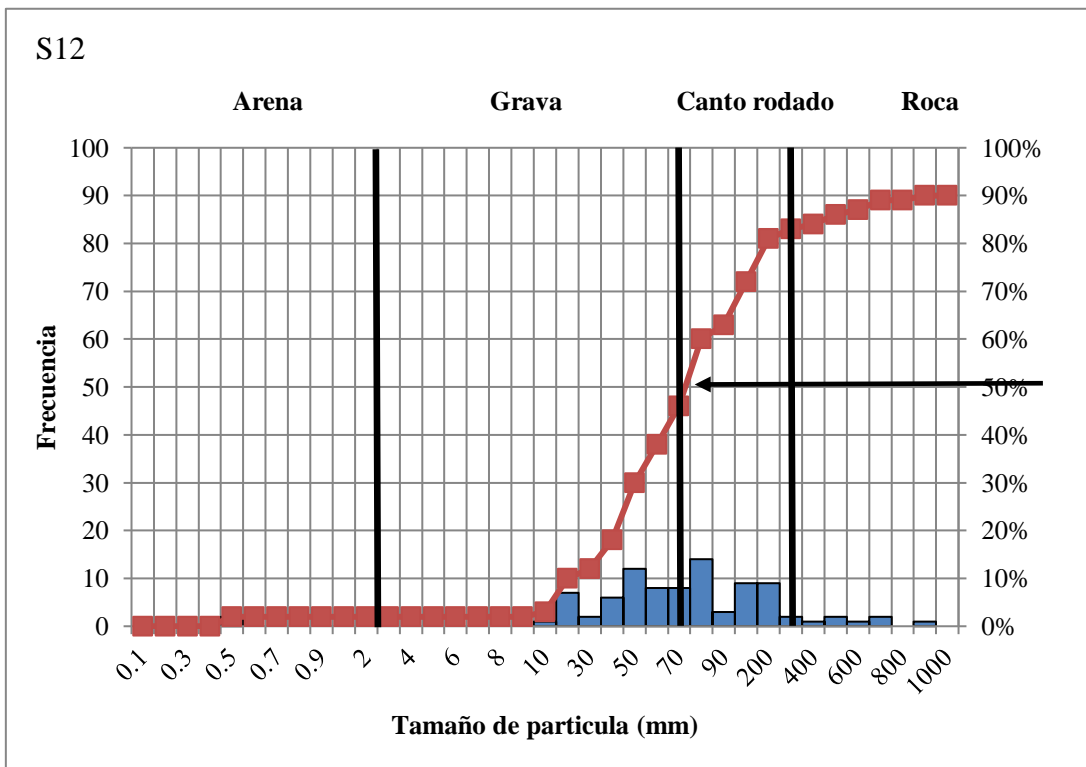
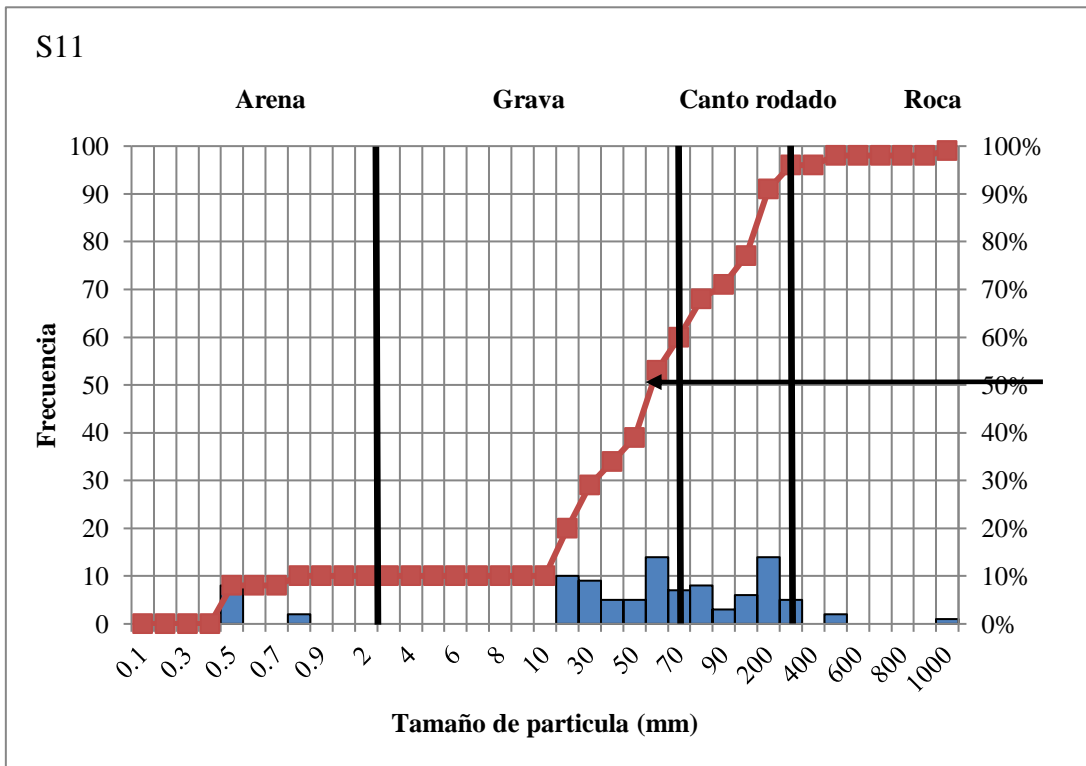
Continuación...



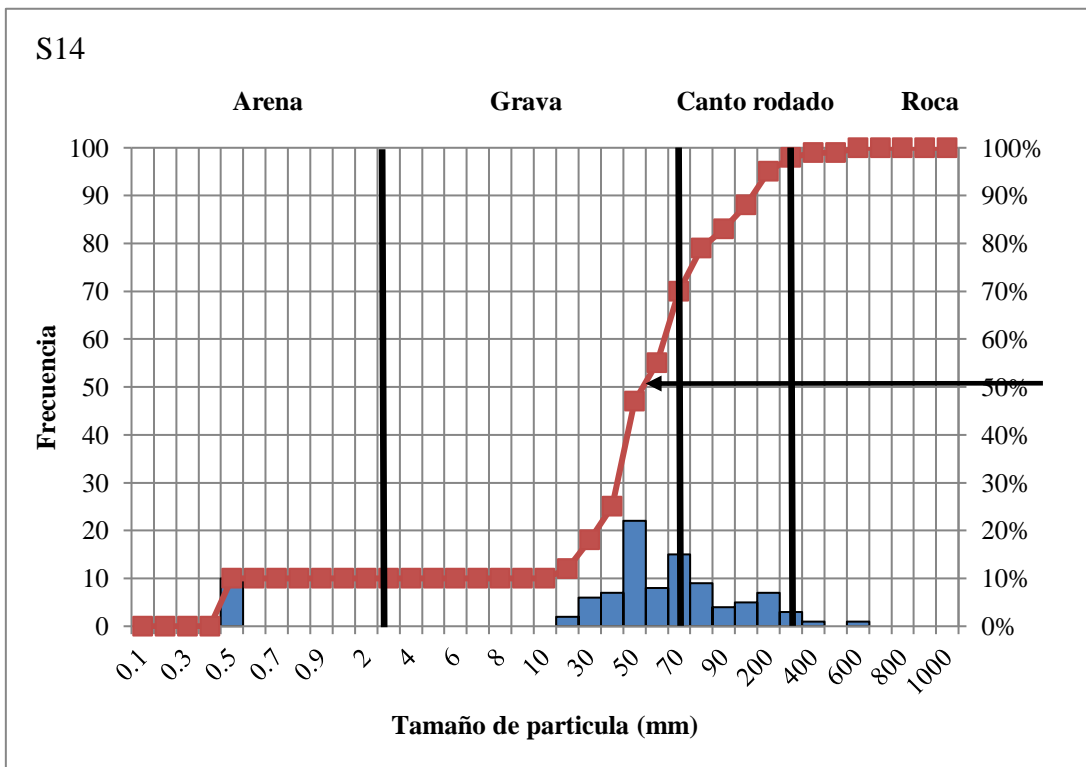
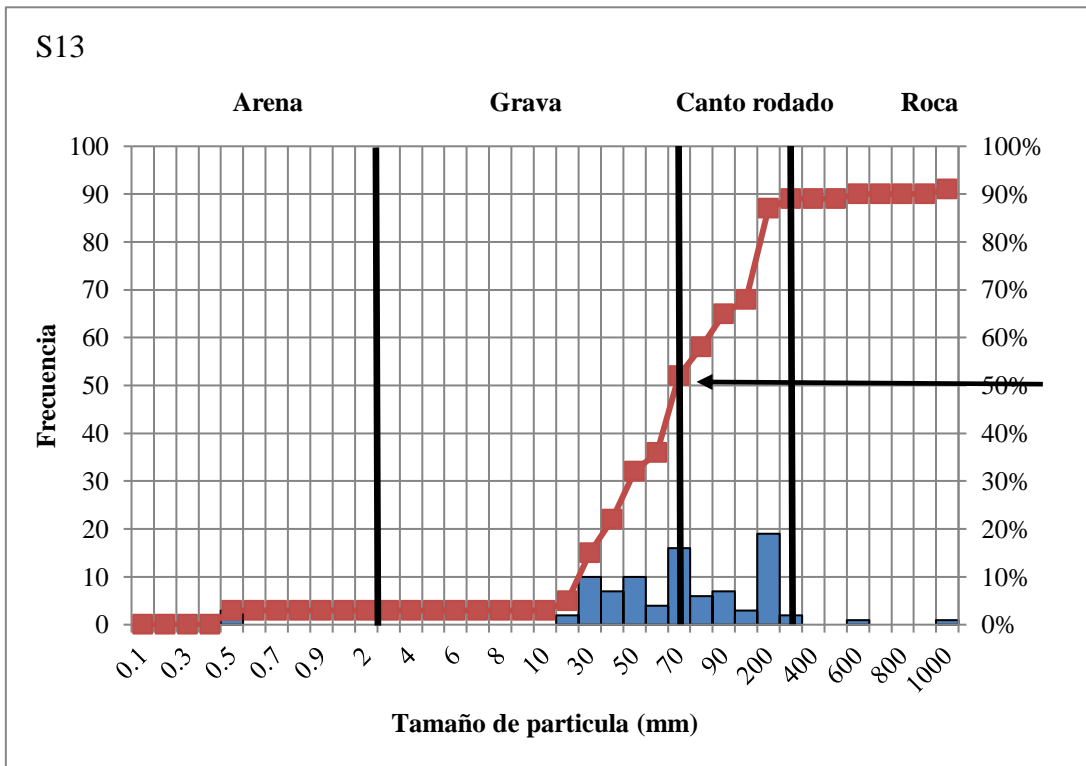
Continuación...



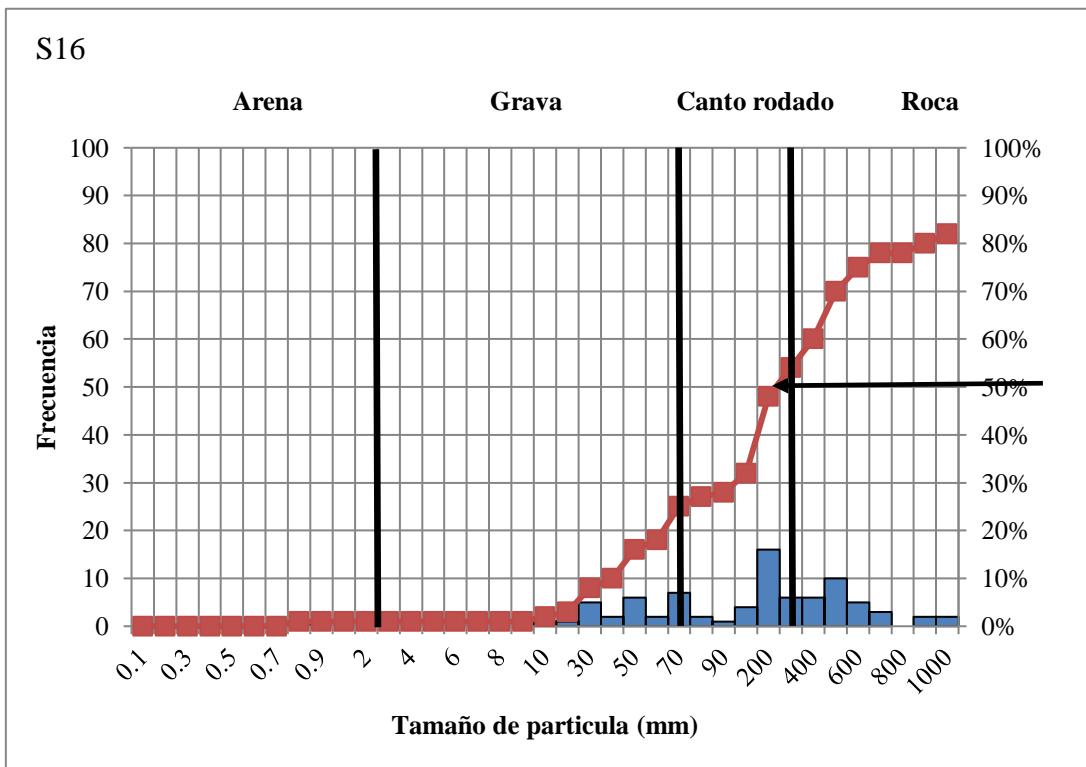
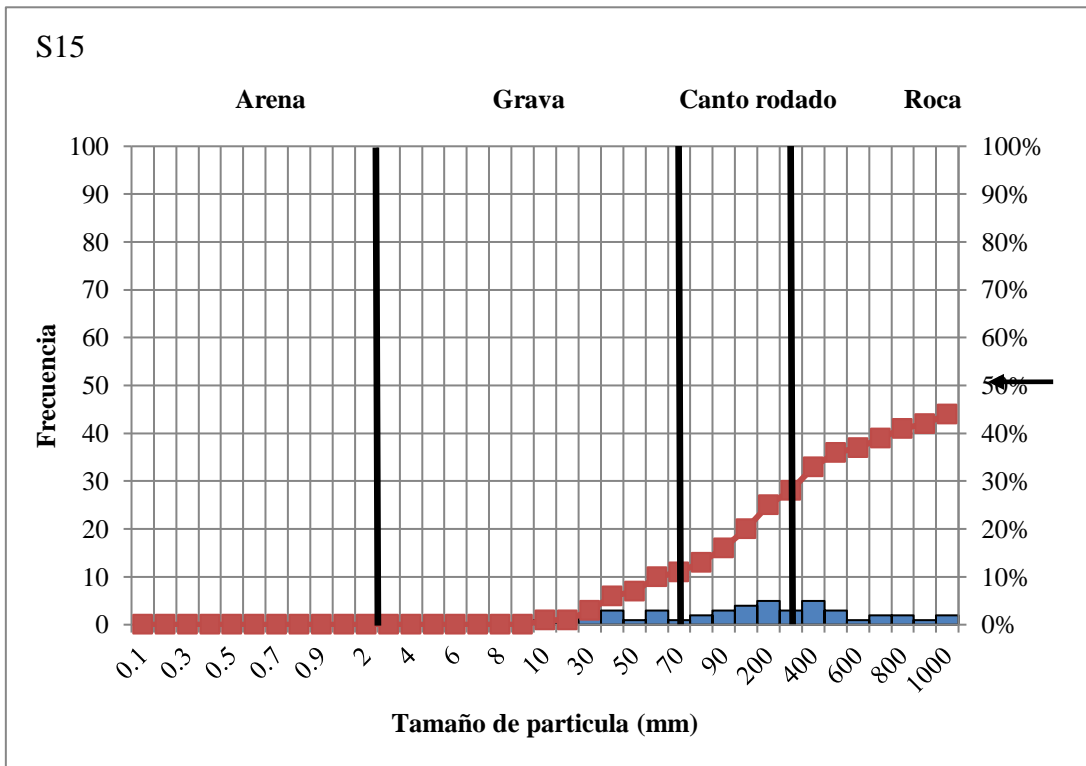
Continuación...



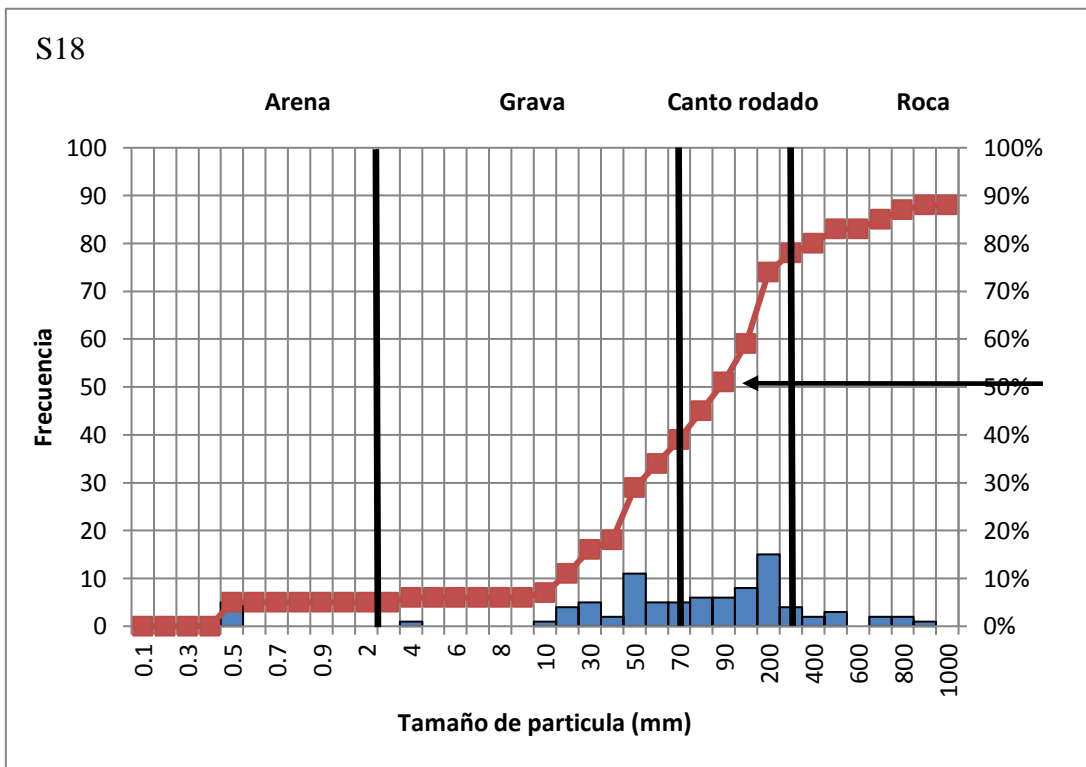
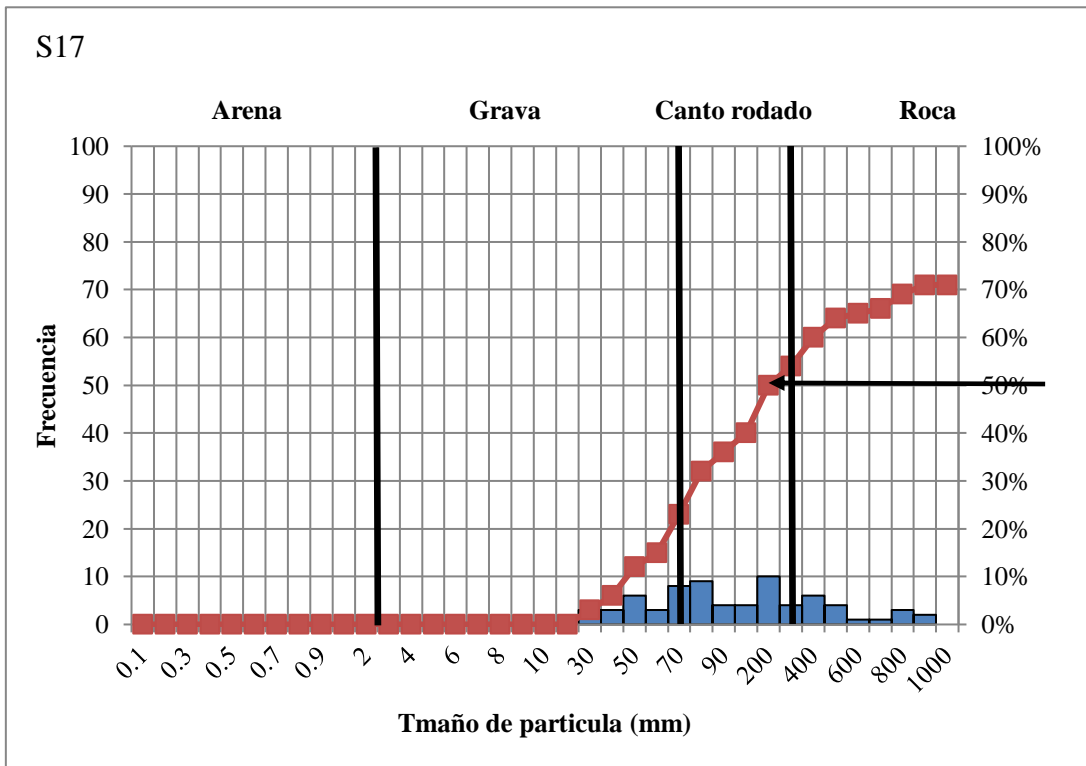
Continuación...



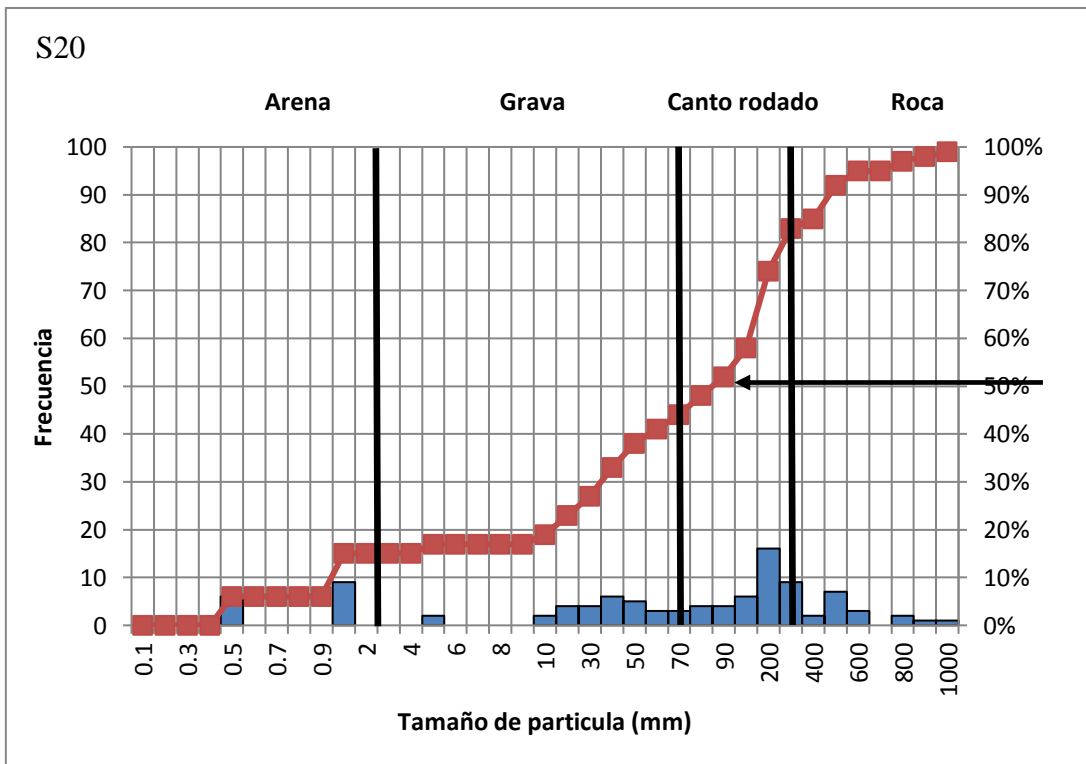
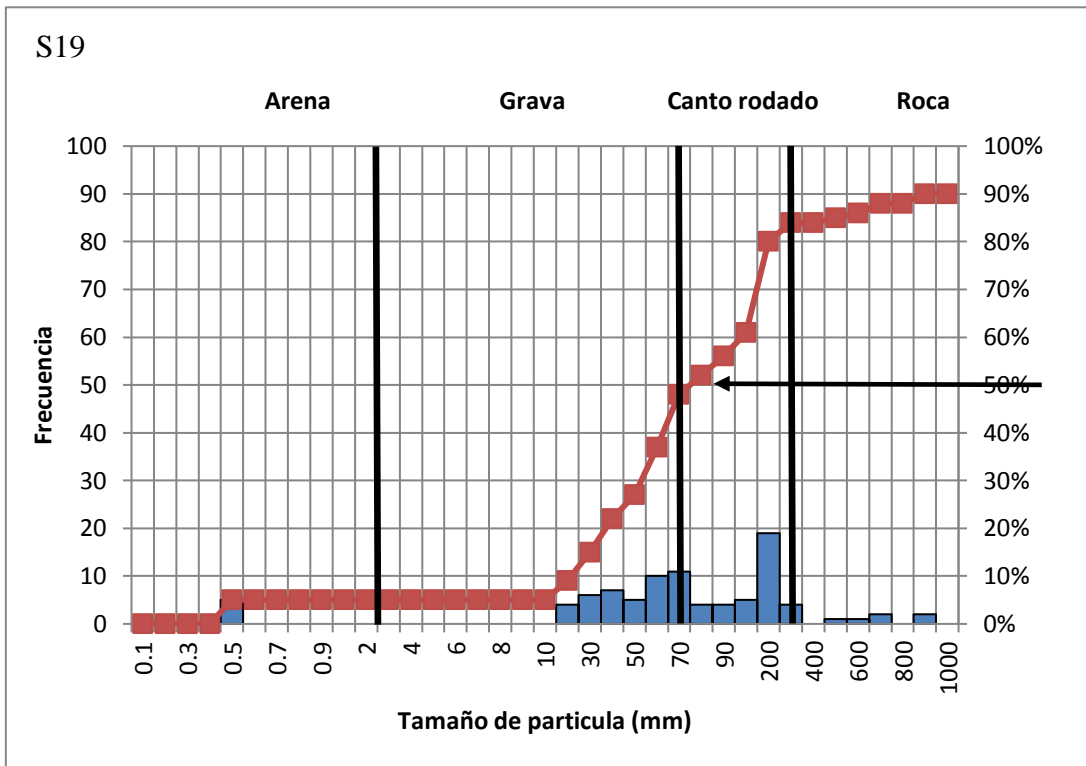
Continuación...



Continuación...



Continuación...



**Anexo 3: Número de individuos por taxa para cada una de las estaciones de muestreo**

Phyllum	Clase	Orden	Familia	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20
Platyhelminthes	Platyhelminthes indet.	Platyhelminthes indet.	Platyhelminthes indet.	0	13	0	0	0	0	2	1	0	1	0	3	0	0	0	0	0	24	1	0
Annelida	Hirudinea	Hirudinea indet.	Hirudinea indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Oligochaeta	Oligochaeta indet.	Oligochaeta indet.	1	1	2	35	0	0	3	4	33	2	3	2	2	0	1	0	4	12	3	79
Mollusca	Bivalvia	Bivalvia indet.	Bivalvia indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	34	0	0	1	0	0	0	0	9	0	0
Mollusca	Gastropoda	Gastropoda indet.	Ancyllidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Gastropoda indet.	Ampullaridae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Gastropoda indet.	Hygrobiiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	0	0	0	13	0	1
Mollusca	Gastropoda	Gastropoda indet.	Lymnaeidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	10	0	0
Mollusca	Gastropoda	Gastropoda indet.	Pachychilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Gastropoda indet.	Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca indet.	Malacostraca indet.	Malacostraca indet.	0	0	0	1	0	0	41	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	3
Arthropoda	Acari	Acari indet.	Acari indet.	1	10	3	11	0	1	1	7	0	0	11	3	1	3	4	8	6	0	5	30
Arthropoda	Collembola	Collembola	Collembola indet.	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Calopterygidae	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2	17	0	0	0	5	25	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	0	0	2	4	0	0	0	0	0	2	0	0	7	4	0	0	0	1	0	2
Arthropoda	Insecta	Odonata	Dictyrididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	4	0	2	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	1	0	0	0	0	0	0	1	3	0	2	0	1	0	0	0	0	11	7	4
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	0	5	2	0	3	3	2	7	0	3	12	5	3	8	0	0	3	6	18	9
Arthropoda	Insecta	Odonata	Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Perilestidae	1	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Platysticidae	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	22	0	4	0	0	0	0	0	2	11
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Arctiidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	0	0	5	17	0	9	2	87	0	0	0	2	2	30	3	0	0	1	9	24



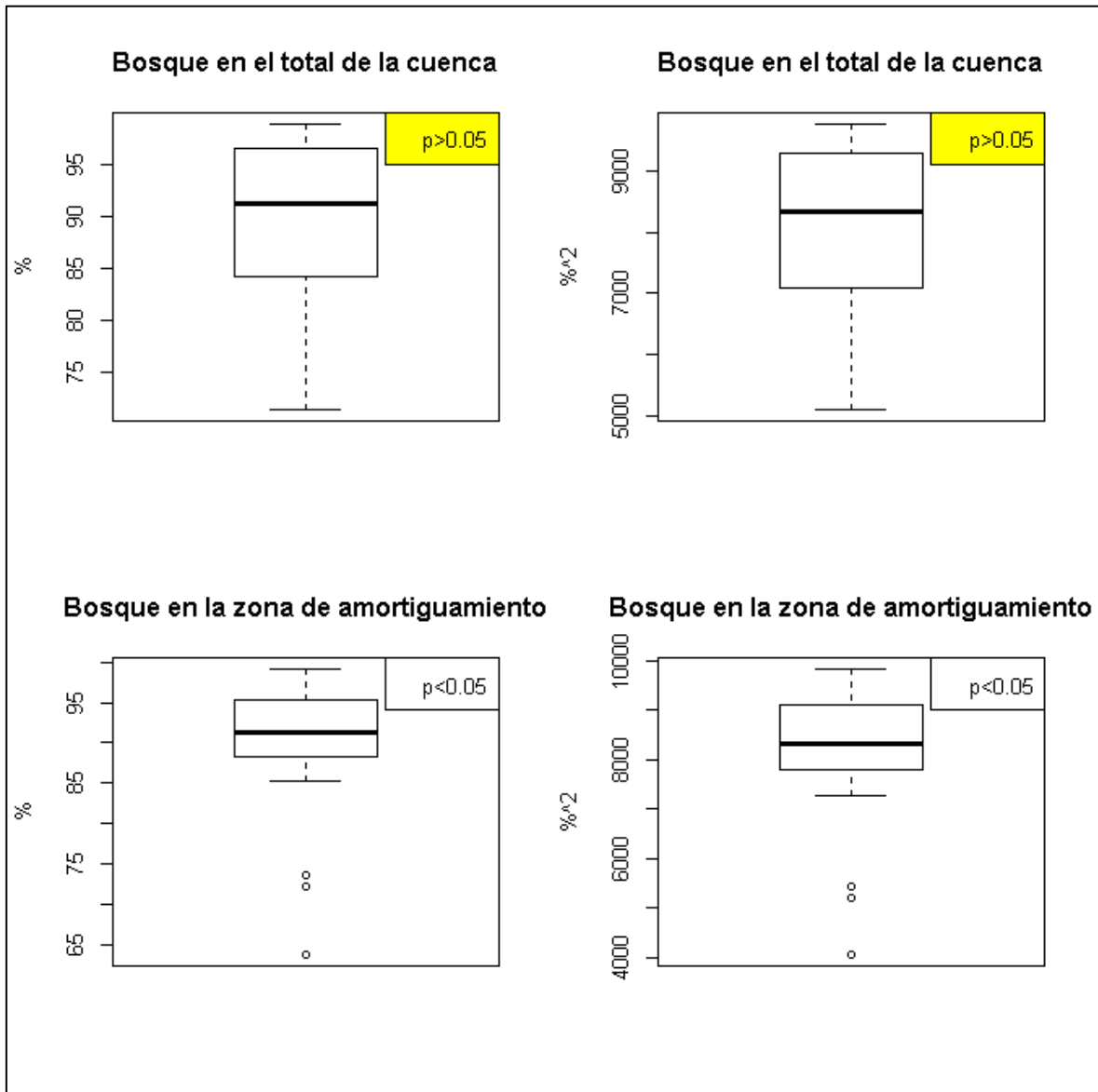
Continuación...

Phylum	Clase	Orden	Familia	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20
Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Corydalidae	3	6	6	5	9	12	3	3	0	0	0	1	0	14	0	6	1	17	2	16
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1	437	223	38	57	292	83	481	16	0	109	115	170	537	167	266	62	293	29	269
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	0	0	0	4	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	8	33	0
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Euthyplocidae	4		3	6	0	0	0	2	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	22	150	239	156	11	148	193	162	9	0	140	21	84	275	143	544	31	105	22	203
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiae	0	126	107	14	3	38	20	43	1	0	219	8	37	83	82	93	67	127	20	66
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Oligoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	7	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlidae	0	4	20	7	56	41	0	35	0	0	74	2	26	117	31	34	18	34	1	6
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dryopidae	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	18	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	47	178	127	221	88	165	115	98	51	11	342	154	240	194	270	137	86	190	121	320
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydraenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	205	0	3	0	1	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydroscaphidae	0	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Lampyridae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Lutrochidae	0	0	0	4	0	0	1	0	0	13	0	0	1	0	2	0	0	0	1	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Psephenidae	8	2	21	7	0	5	3	65	0	0	30	7	7	15	8	5	0	12	3	11
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Ptilodactylidae	22	55	21	1	0	7	1	9	0	0	40	4	33	0	1	0	9	6	9	6
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Staphylinidae	0	2	2	3	0	2	0	0	0	0	1	159	2	3	3	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	0	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6	0	0	1	0	1	
Arthropoda	Insecta	Diptera	Blepharoceridae	0	14	0	0	0	3	0	62	0	0	0	0	0	0	5	1	1	1	0	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	8	13	5	21	2	7	1	7	2	0	0	5	2	1	0	1	5	3	7	2
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	118	102	77	451	58	126	91	155	173	1	160	135	68	78	113	76	153	127	678	687
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dixidae	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	0	5	0	3	11	8	1	3	0	0	5	0	0	2	0	1	1	0	0	4

Continuación...

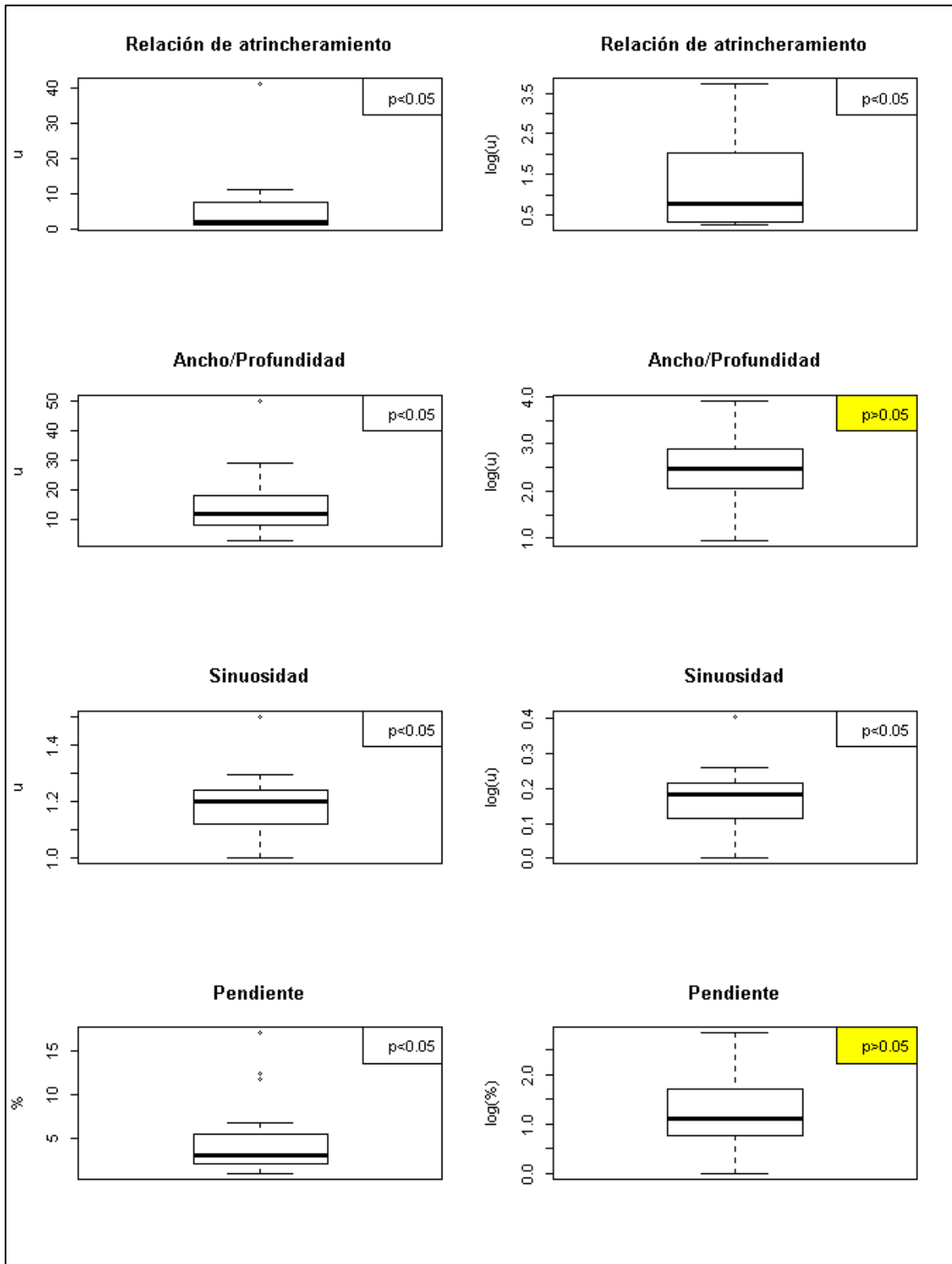
Phylum	Clase	Orden	Familia	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Muscidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	0	7	3	16	0	12	0	1	1	0	0	4	0	1	2	0	1	6	2	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	0	137	2	10	18	253	3	17	0	0	10	13	10	0	32	104	5	16	50	3
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	5	2	8	4	6	2	1	8	0	0	3	3	1	3	3	2	5	7	4	8
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tabanidae	0	0	7	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	44	1	0
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gerridae	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Naucoridae	0	12	10	8	0	5	13	4	0	0	10	0	5	6	16	1	0	37	6	7
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Potamocoridae	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Veliidae	11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	9	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Ecnomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Calamoceratidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	12	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	1	11	2	1	0	63	1	756	1	0	29	5	1	180	0	55	41	73	28	604
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	3	1	0	27	564	40	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hidrobiosidae	0	8	1	0	5	2	1	16	0	0	17	1	8	14	4	11	13	10	9	20
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	12	107	138	124	37	24	9	482	0	0	272	4	35	241	67	132	76	56	195	131
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	0	10	6	171	1	19	9	37	2	2	1	8	4	8	229	7	7	7	24	82
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	4	6	0	2	0	44	17	18	6	0	5	11	12	5	260	8	5	4	3	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Odontoceridae	0	0	1	0	0	0	13	12	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Philopotamidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	2	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Polycentropidae	0	0	2	1	0	0	0	3	0	0	7	12	0	0	0	0	0	8	0	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Xiphocentronidae	0	0	1	10	0	0	0	18	0	0	0	1	2	0	1	0	2	9	0	46

#### Anexo 4: Diagrama de cajas para las variables de cobertura de bosque



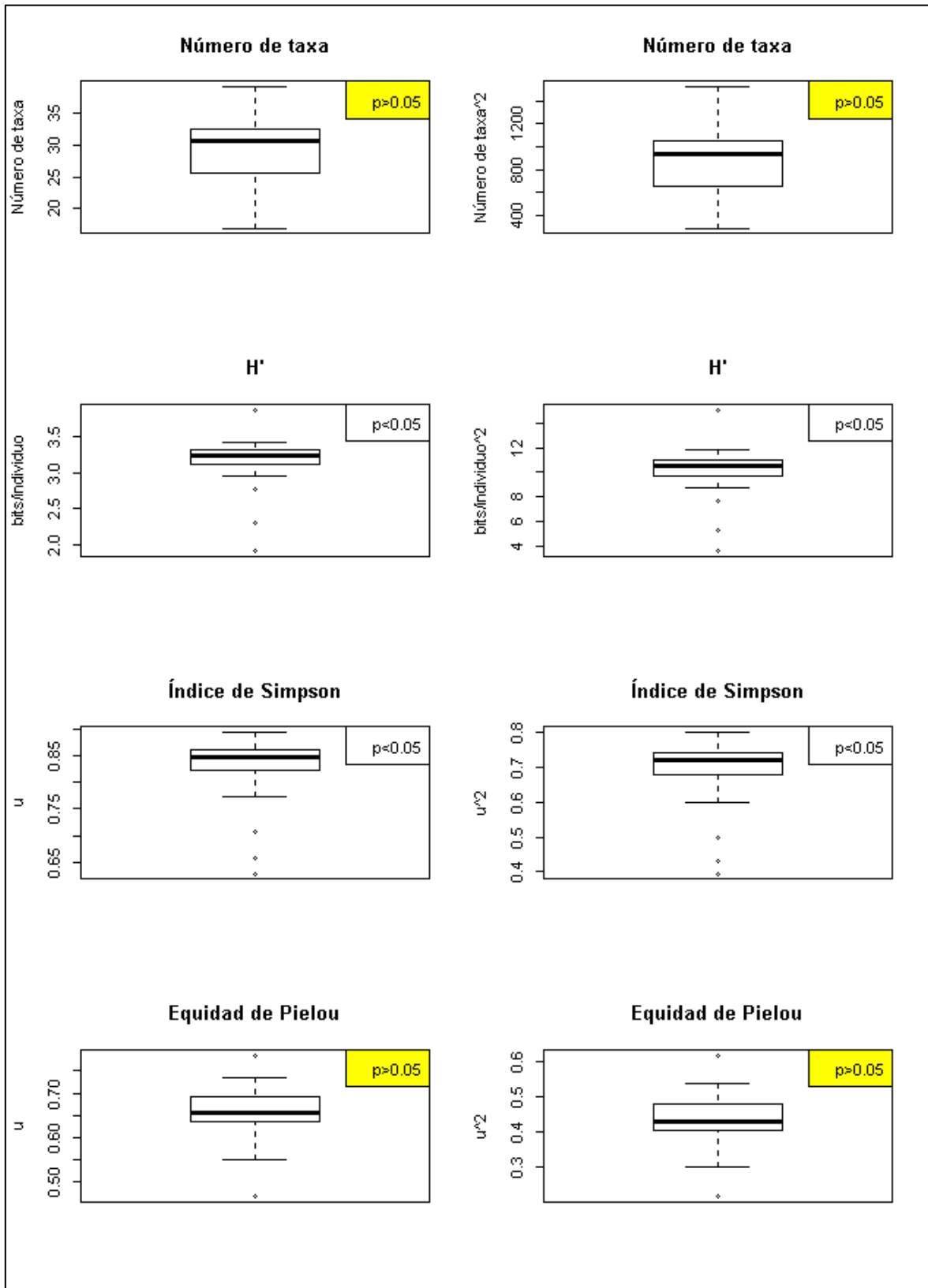
p = p-valor para la prueba de Shapiro Wilk  
Se resalta en amarillo los  $p > 0.05$

## Anexo 5: Diagrama de cajas para las variables de geomorfología fluvial



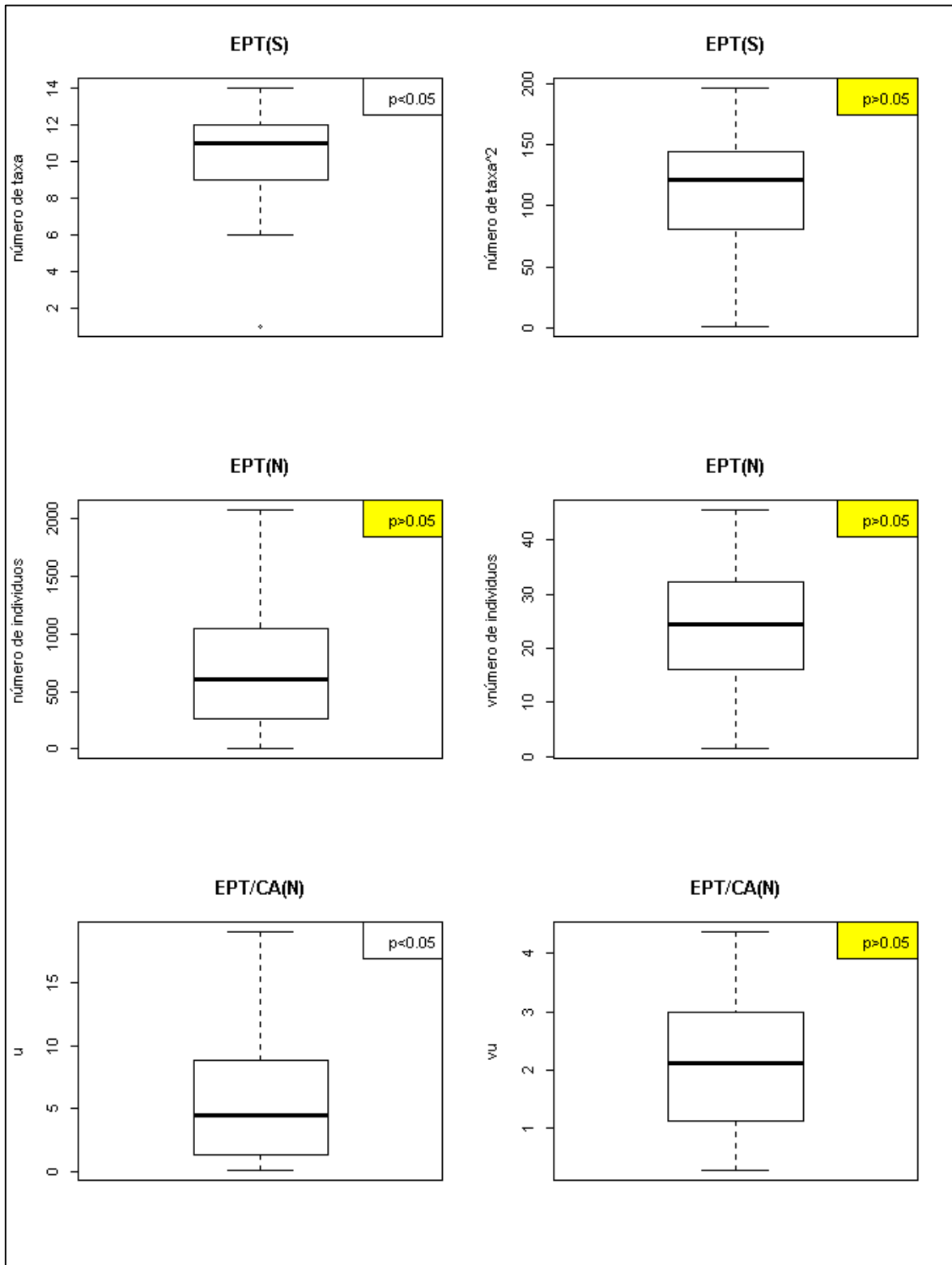
p = p-valor para la prueba de Shapiro Wilk  
 Se resalta en amarillo los  $p > 0.05$

## Anexo 6: Diagrama de cajas para los índices de diversidad



p = p-valor para la prueba de Shapiro Wilk  
 Se resalta en amarillo los  $p > 0.05$

## Anexo 7: Diagrama de cajas para los índices d calidad ecológica



p = p-valor para la prueba de Shapiro Wilk  
 Se resalta en amarillo los  $p > 0.05$



**Anexo 8: Galería fotográfica de los tipos de río encontrados**

**Foto 1: Río tipo A1a+**



**Foto 2: Río tipo A3a+**





**Foto 3: Rio tipo A3**



**Foto 4: Rio tipo B3a**





**Foto 5: Río tipo B3**



**Foto 6: Río tipo B4c**

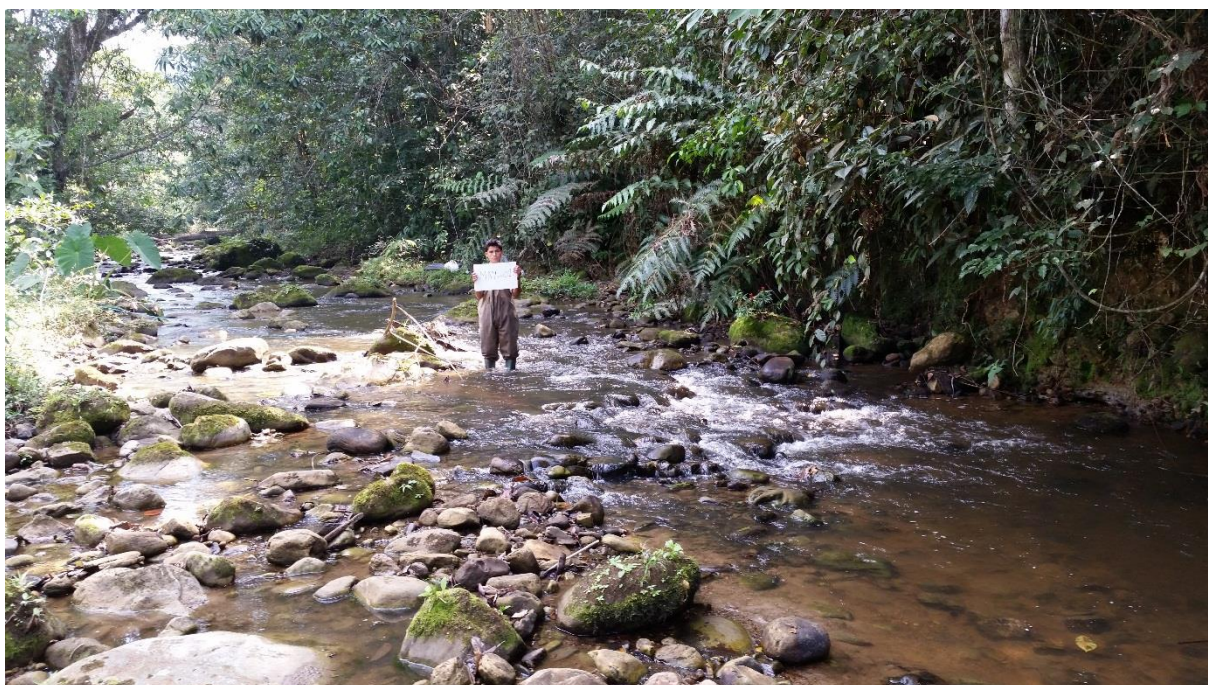




**Foto 7: Río tipo C3b**



**Foto 8: Río tipo C4b**





**Foto 9: Río tipo C4**



**Foto 10: Río tipo E4b**





**Foto 11: Río tipo E5**





**Anexo 9: Galería fotográfica del muestreo en campo**

**Foto 1: Medida del ancho del cauce**



**Foto 2: Muestreo de macroinvertebrados bentónicos**





**Foto 3: Medida del tamaño de las partículas**



**Anexo 10: Galería fotográfica de algunas familias de macroinvertebrados encontradas**

**Foto 1: Leptoceridae**



**Foto 2: Hydroptilidae**



**Foto 3: Glossosomatidae**



**Foto 4: Leptohiphidae**





**Foto 5: Elmidae**

