

**COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DEL ENSAMBLAJE DE PECES Y
SUS RELACIONES CON LA COBERTURA VEGETAL Y ALGUNAS VARIABLES
AMBIENTALES EN QUEBRADAS DE LAS ZONAS DE VIDA BOSQUE HÚMEDO
PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO PREMONTANO (bmh-PM),
MUNICIPIO DE IBAGUÉ**

JOSÉ LUIS POVEDA CUELLAR

**Trabajo de grado para optar al título de
Biólogo**

Director

FRANCISCO ANTONIO VILLA NAVARRO

Ph.D. Ciencias–Biología

Codirector

Edwin Orlando López Delgado,

M.Sc. Ciencias Biológicas

UNIVERSIDAD DEL TOLIMA

FACULTAD DE CIENCIAS

PREGRADO EN BIOLOGÍA

IBAGUÉ – TOLIMA

2017



FACULTAD DE CIENCIAS
PROGRAMA DE BIOLÓGÍA

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TRABAJO DE GRADO

TÍTULO COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DEL ENSAMBLAJE DE PECES Y SUS RELACIONES CON LA COBERTURA VEGETAL Y ALGUNAS VARIABLES AMBIENTALES EN QUEBRADAS DE LAS ZONAS DE VIDA BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO PREMONTANO (bmh-PM), MUNICIPIO DE IBAGUÉ

AUTORES José Luis Poveda Cuellar (070100352012)

DIRECTOR Francisco Antonio Villa Navarro
CO-DIRECTOR Edwin Orlando López Delgado

JURADOS Paula Sánchez (IAvH) y Jorge Enrique García Melo (Universidad Javeriana)

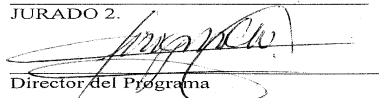
CALIFICACIÓN _____

APROBADO REPROBADO

OBSERVACIONES La tesis merece la calificación de sobresaliente

FIRMAS


JURADO 1.


JURADO 2.
Director del Programa

Director del trabajo

Ciudad y fecha: Ibagué, 3 de octubre de 2017



FACULTAD DE CIENCIAS
PROGRAMA DE BIOLÓGÍA

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TRABAJO DE GRADO

TÍTULO COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DEL ENSAMBLAJE DE PECES Y SUS RELACIONES CON LA COBERTURA VEGETAL Y ALGUNAS VARIABLES AMBIENTALES EN QUEBRADAS DE LAS ZONAS DE VIDA BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO PREMONTANO (bmh-PM), MUNICIPIO DE IBAGUÉ

AUTORES José Luis Poveda Cuellar (070100352012)

DIRECTOR Francisco Antonio Villa Navarro
CO-DIRECTOR Edwin Orlando López Delgado

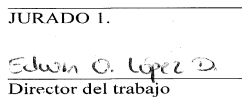
JURADOS Paula Sánchez (IAvH) y Jorge Enrique García Melo (Universidad Javeriana)

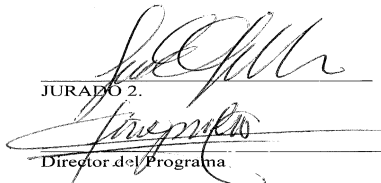
CALIFICACIÓN _____

APROBADO REPROBADO

OBSERVACIONES

FIRMAS


JURADO 1.
Edwin O. López D
Director del trabajo


JURADO 2.
Director del Programa

Ciudad y fecha: Ibagué, 3 octubre 2017

AGRADECIMIENTOS

Expreso mis más sinceros agradecimientos al Grupo de Investigación en Zoología (GIZ), de la Universidad del Tolima y principalmente a Francisco Antonio Villa Navarro y Edwin Orlando López Delgado por su orientación, compromiso y enseñanza en la elaboración de este proyecto.

A mis padres, hermano y abuelas por depositar su confianza y apoyo. A Katherine Prado Guzmán mi querida novia por su constante ayuda emocional e intelectual.

A Juan Sebastián Ospina, Daniela Bedoya Giraldo, Sergio Losada Prado, Gladys Reinoso Flórez, Juan Gabriel Albornoz, Diana Montoya, Edison Duarte, Leonardo Lozano, José Luis Lozano y todas aquellas personas que colaboraron por medio de sus sugerencias y consejos.

CONTENIDO

1. MARCO TEÒRICO Y ANTECEDENTES	11
1.1 BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO PREMONTANO (bmh-M).....	11
1.2 COBERTURA VEGETAL RIPARIA.....	11
1.3 ENSAMBLAJE DE PECES	13
2. COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LA ICTIOFAUNA EN LOS TIPOS DE COBERTURA VEGETAL DEL BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO PREMONTANO (bmh-PM), DEL ALTO MAGDALENA, COLOMBIA	15
2.1 RESUMEN	15
2.2 OBJETIVOS	16
2.3 INTRODUCCIÓN	17
2.4 MATERIALES Y MÉTODOS	18
2.4.1 Área de Estudio.....	18
2.4.2 Caracterización de los Tipos de Cobertura Vegetal	19
2.4.3 Metodología de Campo.....	20
2.4.4 Metodología de Laboratorio.	21
2.4.5 Análisis de Datos.....	21
2.5 RESULTADOS	24
2.5.1 Composición y Estructura de la ictiofauna	24
2.5.2 Diversidad.	27
2.5.3 Ensamblaje de Peces y Tipos de Cobertura Vegetal.....	29
2.6 DISCUSION	32
2.7 CONCLUSIONES.....	38
3. VARIACION DE LOS DESCRIPTORES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL DEL ENSAMBLAJE DE PECES EN LOS DISTINTOS TIPOS DE COBERTURA EN EL	

BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO MONTANO (bmh-PM), DEL MUNICIPIO DE IBAGUÉ	40
3.1 RESUMEN	40
3.2 OBJETIVOS	41
3.3 INTRODUCCIÓN	42
3.4 MATERIALES Y MÉTODOS	44
3.4.1 Variables ambientales.	44
3.4.2 Rasgos funcionales.	45
3.4.3 Diversidad Funcional.	46
3.4.4 Análisis de datos.	47
3.5 RESULTADOS	47
3.6 DISCUSIÓN	63
3.7 CONCLUSIONES.	69
4. RECOMENDACIONES	70
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Estaciones de muestreo en bh-PM y bmh-PM del Alto Magdalena, Colombia. Arb=arbustos; Bpt=bosques; Mc=mosaico de cultivos; Pas=pastos.	18
Tabla 2. Composición y estructura de la fauna íctica registrada en las estaciones evaluadas en el bosque húmedo premontano (bh-PM).....	23
Tabla 3. Composición y estructura de la fauna íctica registrada en las estaciones evaluadas en el bosque muy húmedo premontano (bmh-PM).....	26
Tabla 4. Variables físicas y químicas registradas en las estaciones de muestreo de las distintas coberturas vegetales en bh-PM y bmh-M, del municipio de Ibagué.....	45
Tabla 5. Abundancia relativa de las especies registradas en los distintos tipos de cobertura vegetal, del bh-PM en el municipio de Ibagué.....	48
Tabla 6. Estadísticos de prueba para riqueza funcional (FRic) en los tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.....	48
Tabla 7. Estadísticos de prueba para equidad funcional (FEve) en los tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.....	49
Tabla 8. Estadísticos de prueba para divergencia funcional (FDiv) en los tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.....	50
Tabla 9. Estadísticos de prueba para dispersion funcional (FDis) en los tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.....	50
Tabla 10. Tabla resumen de la contribución de los valores propios y el porcentaje de la varianza de cada uno de los ejes del ACC realizado entre las variables ambientales y la ictiofauna en el bh-PM.....	53
Tabla 11. Efectos condicionantes y marginales de las variables ambientales del análisis de correspondencia canónica “FS-summary” en el bh-PM. Lambda1=valor propio de la variable j; LambdaA = ajuste adicional del valor propio; P= nivel de significancia.	54
Tabla 12. Abundancia relativa de las especies registrada en los tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM.	56
Tabla 13. Estadísticos de prueba para dispersion funcional (FDis) en los tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM.	57

Tabla 14. Tabla resumen de la contribución de los valores propios y el porcentaje de la varianza de cada uno de los ejes del ACC realizado entre las variables ambientales y la ictiofauna en el bmh-PM..... **61**

Tabla 15. Efectos condicionantes y marginales de las variables ambientales del análisis de correspondencia canónica “FS-summary” en el bmh-PM. Lambda1 = valor propio de la variable j; Lambda A = ajuste adicional del valor propio; P = nivel de significancia. . **62**

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Abundancia relativa de las especies registradas en la cobertura pastos, mosaico de cultivos y bosques en el bh-PM del municipio de Ibagué.....	24
Figura 2. Abundancia relativa de las especies registradas en la cobertura pastos, mosaico de cultivos y bosques en el bmh-PM del municipio de Ibagué.....	25
Figura 3. Diversidad de especies de peces entre los distintos tipos de cobertura vegetal bmh-PM, del municipio de Ibagué. A, riqueza de especies (diversidad de orden $q = 0$); B., diversidad de orden $q = 1$; C. diversidad de orden $q = 2$..	27
Figura 4. Diversidad de especies de peces entre los distintos tipos de cobertura vegetal bh-PM, del municipio de Ibagué. A, riqueza de especies (diversidad de orden $q = 0$); B., diversidad de orden $q = 1$; C. diversidad de orden $q = 2$	28
Figura 5. . Diagrama de ordenación ENMM basado en las abundancias de las especies de peces registradas en los tipos de cobertura vegetal en el bh-PM, del municipio de Ibagué.....	29
Figura 6. Análisis de Correspondencia (AC) entre especies y tipos de cobertura vegetal en el bh-PM, del municipio de Ibagué.	30
Figura 7. Diagrama de ordenación ENMM basado en las abundancias de las especies registradas en los distintos tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM, del municipio de Ibagué.....	31
Figura 8. Análisis de Correspondencia (AC) entre especies y tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM, del municipio de Ibagué.....	32
Figura 9. Descriptores de diversidad funcional, A. riqueza funcional (FRic); B. Equidad funcional (FEve) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.....	49
Figura 10. Descriptores de diversidad funcional, C. divergencia funcional (FDiv); D. dispersión funcional (FDis) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.....	51

Figura 11. Análisis de Componentes Principales (ACP) de los rasgos funcionales de las especies entre los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.....	52
Figura 12. Triplot del Análisis de Correspondencia Canónica respecto a los distintos tipos de cobertura vegetal, variables ambientales y ensamblaje de peces del bh-PM, en el municipio de Ibagué.....	55
Figura 13. Dispersión funcional en los distintos tipos de cobertura vegetal del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.. ..	57
Figura 14. Análisis de Componentes Principales de los rasgos funcionales de las especies entre los distintos tipos de cobertura vegetal del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.....	58
Figura 15. Análisis de Componentes Principales de los rasgos funcionales de algunas especies de Astroblepidae en los distintos tipos de cobertura vegetal del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.....	60
Figura 16. Triplot del Análisis de Correspondencia Canónica respecto a los distintos tipos de cobertura vegetal, variables ambientales y ensamblaje de peces del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.....	62

RESUMEN

El estudio se desarrolló en áreas no urbanas de las zonas de vida Bosque húmedo premontano (bh-PM) y Bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), región cafetera del municipio de Ibagué, Colombia. El objetivo de este estudio fue determinar la influencia de las coberturas bosques (Bpt), arbustos (Arb), mosaico de cultivos (Mc) y pastos (Pas) sobre la dinámica de los ensamblajes de peces. Los peces fueron colectados empleando un equipo de electropesca, en un transecto de 100 m de largo. Se determinó la diversidad con números de Hill, diversidad funcional y empleo el Análisis de Componentes Principales (ACP) y Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). En total se colectaron 1636 individuos pertenecientes a 12 especies, siete géneros, cinco familias y tres órdenes. No hubo diferencias en términos de composición y estructura del ensamblaje de peces en el bh-PM y bmh-PM, sin embargo, el bh-PM, la cobertura pastos a pesar de presentar un alto valor de FRic, las especies dominantes son funcionalmente parecidas a las especies raras, lo cual indica posiblemente, competencia por recursos físicos y alimenticios. En el ACP se observan variaciones de los rasgos funcionales a niveles inter e intraespecíficos, hecho que se debe a la variación de la oferta alimenticia y presencia de microhábitats. Finalmente, la distribución de la ictiofauna entre los tipos de cobertura vegetal parece estar afectada por variables ambientales tales como calidad de la vegetación riparia (QBR), cobertura del dosel (C.D), temperatura del agua (T) y ancho de cuerpo de agua (A).

Palabras Claves: Conjuntos de peces, cobertura vegetal, diversidad funcional, números de colinas, Neotrópico.

ABSTRACT

The study was carried out in non-urban areas of premontane humid forest (bh-PM) and premontane very humid forest (bmh-PM), a coffee region in the municipality of Ibagué, Colombia. The objective of this study was to determine the influence of forest cover (Bpt), shrub (Arb), crop mosaic (Mc) and pasture (Pas) on the dynamics of fish assemblages. The fish were collected using an electro-fishing equipment, in a transect of 100 m in length. Diversity with Hill numbers, functional diversity, and the use of Principal Component Analysis (PCA) and Canonical Correspondence Analysis (CCA) were determined. In total, 1636 individuals of 12 species, seven genera, five families and three orders were collected. There were no differences in terms of composition and structure of the fish assemblage in the bh-PM and bmh-PM, however, the bh-PM, pasture coverage despite having a high FRic value, dominant species are functionally similar to rare species, possibly indicating competition for physical resources and food. In the PCA there are variations of the functional traits to inter and intraspecific levels, fact that is due to the variation of the food supply and presence of microhabitats. Finally, the distribution of fishes among vegetation cover types seems to be affected by environmental variables such as riparian vegetation quality (QBR), canopy cover (CD), water temperature (T) and water body width (TO).

Keywords: Fish assemblages, vegetation cover, functional diversity, Hill numbers, Neotropic.

1. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES

1.1 BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO PREMONTANO (bmh-PM).

La zona cafetera nacional se encuentra en el bosque húmedo premontano (bh-PM). Esta zona presenta una temperatura media aproximadamente de 18 a 24 °C, un promedio anual de lluvias de 1000 a 2000 mm y se distribuye entre 900 y 2000 msnm, con variaciones de acuerdo a las condiciones locales (Espinal, 1977).

El bosque muy húmedo premontano (bmh-PM) es una prolongación muy húmeda del bh-PM, ya que es muy notorio el incremento de lluvia hacia la cima de las montañas. En general, la temperatura media anual es aproximadamente 18 y 24 °C, un promedio anual de lluvias de 2000 y 4000 mm y se distribuye de 900 a 2000 msnm (Espinal, 1977). En el Tolima, estas zonas de vida han sido utilizadas, principalmente, para el cultivo de café, plátano y ganadería (Espinal, 1977).

1.2 COBERTURA VEGETAL RIPARIA

La vegetación riparia puede ser definida como la vegetación dominante que se encuentra en las laderas de los cuerpos de agua, y que actúa como un sitio de interacción entre los ecosistemas terrestre y acuático (Granados et al., 2006). La vegetación riparia presenta microclimas diferentes dependiendo de su constitución vegetal, variando entre bosques, vegetación natural arbustiva, pastos y mosaico de cultivos, entre otros (Arcos, 2005). Estas coberturas se caracterizan por la topografía, geología, hidrología e intervención antrópica, que generan cambios físicos y químicos que, finalmente, tendrán un efecto sobre la distribución, abundancia y composición de especies (Pérez, 2015).

La importancia de la vegetación riparia está dada por su papel indiscutible en los ecosistemas, ya que retiene parte del nitrógeno y el fósforo transportados por la

escorrentía desde los cultivos hasta los cursos de agua. La vegetación de ribera sombrea el agua y reduce su temperatura, estabiliza las orillas, controla la luminosidad, reduce los riesgos de erosión y proporciona detritos vegetales (ej. madera y hojas muertas) que reducen la velocidad de la corriente, frenan las crecidas y ocasionalmente crean remansos favorables para la colonización de especies de fauna y flora (Granados, 2006).

Razón por la cual, cambios en la vegetación riparia alteran la distribución (Raines, 2017) y el hábitat de los peces, tales como sitios de desove, cuidado parental, áreas de alimentación y migración que conllevan a cambios en las dinámicas poblacionales y en la diversidad (Greer et al., 2012). El porcentaje de cobertura de dosel y de vegetación riparia son importantes en la historia de vida de los peces, debido a que proporcionan refugio contra depredadores (Greer et al., 2012), alimentación alóctona (Garner et al., 1996) y termorregulación del hábitat (Rutherford et al., 2004). Igualmente, los macroinvertebrados acuáticos son afectados por los cambios de la cobertura vegetal, los cuales representan potenciales recurso alimenticio para los peces (Ward-Campbell et al., 2017).

A nivel mundial, la vegetación riparia de los ecosistemas acuáticos se ha visto amenazada desde mediados del siglo XX por la deforestación producto de prácticas agrícolas o modificaciones físicas para el uso intensivo del recurso hídrico (Magdaleno et al., 2010). Estas alteraciones traen consigo efectos negativos sobre la estructura y composición del ensamblaje de peces que han sido poco evaluados en zonas riparias, por lo que valorar estas es de vital interés en la conservación y gestión de los recursos hídricos y faunísticos (Del Tánago et al., 2006).

Se han desarrollado algunas metodologías de estimación visual para valorar la ribera de ríos o arroyos, tal es el caso del Índice de la Calidad del Bosque de Ribera (QBR) (Munné, 2003) y el Índice de Hábitat Fluvial (IHF) (Pardo et al., 2002), entre otros. El QBR se ha utilizado en estudios en el departamento de Tolima por ser una metodología rápida para valorar el estado de la vegetación riparia y porque influencia en la estructura y composición del ensamblaje de peces (López-Delgado et al., 2015).

1.3 ENSAMBLAJE DE PECES

Los complejos procesos e interacciones bióticas, tales como competencia y relaciones predador-presa, dentro de un ecosistema afectan y moldean el ensamblaje de peces. Estos procesos incluyen el flujo de energía y nutrientes a través de una comunidad (Fischer, 2007). De esta manera, surgen términos tales como **ensamblaje** que permite describir todas las especies de peces en un área definida sin importar si estas interactúan o no (Wootton, 1998). Los ensamblajes son muy importantes en los ecosistemas acuáticos ya que funcionan como indicadores de la degradación del hábitat, contaminación y productividad del ecosistema.

Fischer (2007) reconoce que los ensamblajes están influenciados por las variables físicas del hábitat, por lo que perturbaciones como la degradación de la vegetación riparia y la disminución de la calidad del agua, pueden ser evaluadas con la ayuda de la estructuración de los ensamblajes de peces en gremios (alimentación, reproducción y de comportamiento). El entendimiento de estos mecanismos que controlan la distribución, abundancia y coexistencia de las especies ícticas, pueden servir de ayuda para posibles estrategias de manejo y conservación (Mouillot, 2007).

De igual forma, existen varios estudios sobre ensamblajes de peces y sus relaciones con la vegetación riparia y las variables ambientales, la mayoría de ellos muestran que en la estructuración de los ensamblajes ícticos, los factores abióticos son determinantes. A pesar que la composición taxonómica y funcional de los peces varía dependiendo de la integridad y conservación de los bosques ribereños, las variables locales, tales como porcentaje de pastos, tiene un mayor poder de predicción sobre la riqueza, diversidad y redundancia funcional (Casatti et al., 2015). Así mismo, Bastos & Ferreira (2015) encuentran variaciones en la composición taxonómica, atributos de la comunidad y estructura trófica de las comunidades de peces en diferentes condiciones de preservación de la zona de ribera.

En Colombia, existen pocos estudios que evalúen la influencia de los tipos de cobertura vegetal sobre los ensamblajes de peces, sin embargo, se ha determinado que la variación en la composición, estructura y dieta de la comunidad de peces parecen estar influenciadas por el tipo de cobertura vegetal (Chara, 2003; Pérez, 2015; Romero, 2009).

En el Tolima la mayoría de investigaciones se centran en caracterizar la ictiofauna, evaluar cambios en la diversidad a nivel temporal y espacial, así como en determinar variaciones morfológicas y filogenéticas en poblaciones, entre otras (Briñez, 2004; Castro-Roa, 2006; García-Melo, 2005; Lozano, 2008; Zúñiga, 2005).

López-Delgado (2013) al estudiar los ríos Venadillo y Opia en la zona de vida bosque seco tropical (bs-T), resalta que la degradación de los bosques riparios afecta negativamente la estructura y composición de los ensamblajes ícticos, al disminuir la diversidad, riqueza y al favorecer el establecimiento de especies dominantes. Además, halló una relación directa entre el número de gremios y la conservación de la vegetación riparia.

Dada la importancia de esta zona cafetera en el desarrollo económico de Ibagué y su alta intervención antrópica resulta importante tener claridad de los efectos que tendrían las distintas coberturas vegetales en los ensamblajes de peces, dado que las estrategias de manejo y conservación de los ecosistemas acuáticos y su fauna íctica sólo se pueden plantear con información clara de cómo se estructuran estos ensamblajes.

2. COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LA ICTIOFAUNA EN LOS TIPOS DE COBERTURA VEGETAL DEL BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO PREMONTANO (bmh-PM), DEL ALTO MAGDALENA, COLOMBIA.

2.1 RESUMEN

El mantenimiento de la biodiversidad en las cuencas hidrográficas se ha visto amenazada, debido a la degradación de la cobertura vegetal riparia, principalmente por actividades antrópicas. El objetivo de este estudio fue determinar la composición, estructura y diversidad de la ictiofauna en las distintas coberturas vegetales presentes en las zonas de vida bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué. Se ubicaron estaciones de muestreo en las coberturas de Bosques, Arbustos, Mosaico de cultivos y Pastos. En el bh-PM se colectaron 923 individuos, pertenecientes a 12 especies y distribuidos en tres tipos de cobertura vegetal; y en el bmh-PM se registraron 725 individuos, pertenecientes a 14 especies y distribuidos en cuatro tipos de cobertura vegetal. La diversidad, calculada con números de Hill, no fue significativamente diferente entre las distintas coberturas vegetales en el bh-PM; sin embargo, en el bmh-PM si hubo diferencias estadísticamente significativas entre las distintas coberturas vegetales. La cobertura Pastos es 1.47 y 2.82 veces más diversa que Bosques y Mosaico de cultivos, respectivamente. El análisis de Escalamiento no Métrico Multidimensional (ENMM) no evidenció diferencias en la estructura del ensamblaje de peces de acuerdo con los distintos tipos de cobertura vegetal; sin embargo, según el Análisis de Correspondencia (AC) existe una asociación de varias especies a determinadas coberturas vegetales. Finalmente, la variación de los descriptores de diversidad en los tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM, se debe posiblemente al estado de conservación y a la diversa oferta recursos físicos y alimenticios en los diferentes tipos de cobertura vegetal.

Palabras clave: números de Hill, zonas de vida, comunidades, bioma, Neotrópico.

Key words: Hill numbers, Life zone, Communities, Biome, Neotropic.

2.2 OBJETIVOS

Objetivo General. Determinar la composición, estructura y diversidad de la ictiofauna en los tipos de cobertura vegetal en las zonas de vida bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué.

Objetivos Específicos

- Determinar la composición y estructura de la ictiofauna en los tipos de cobertura vegetal en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué.
- Determinar la diversidad de la ictiofauna en los tipos de cobertura vegetal en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué.

2.3 INTRODUCCIÓN

La cobertura vegetal riparia (CVR) se define como la vegetación dominante establecida en las laderas de los ríos, y como la zona de interacción entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (Pérez, 2015). Su importancia está dada por su alta biodiversidad, además de proveer refugio a especies vulnerables, actuar como corredores biológicos, presentar suelos fértiles y productivos, y brinda una defensa para la protección de la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos (Arcos, 2005).

A pesar de su importancia, en la actualidad se ha visto amenazada principalmente, por la deforestación generada por la agricultura y aprovechamiento del recurso hídrico (Martínez, Magdaleno y Roch, 2010; Sweeney et al., 2004), considerándose uno de los más grandes problemas en conservación de peces de agua dulce (Sweeney et al., 2004).

Las consecuencias de la deforestación sobre los ensamblajes de peces han sido examinadas, especialmente, bajo una perspectiva taxonómica (Bojsen y Barriga, 2002; Casatti, Ferreira y Carvalho, 2009; Pérez, 2015). Esto se debe a la relevancia de este aspecto en el ensamblaje, ya que a través de su análisis se evidencian las interacciones bióticas y abióticas presentes, junto con la funcionalidad y estabilidad de los ecosistemas (Chase, 2003).

Esos estudios han mostrado cambios en la composición de especies, dieta y descriptores de la diversidad de especies, como riqueza, diversidad y dominancia (Chara, 2003; Wright y Flecker, 2004; Romero, 2009; Teresa y Casatti, 2010; Wright y Flecker, 2004). Sin embargo, son pocos los trabajos existentes sobre aspectos de estructura y composición de los ensamblajes de peces en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), por tanto, el conocimiento de cómo se componen y estructuran los ensamblajes de peces en estas zonas de vida, es un aspecto fundamental para la gestión de su conservación.

Por tal motivo, el objetivo del presente estudio ha sido determinar la composición, estructura y diversidad de la ictiofauna en los tipos de cobertura vegetal en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué y se propone que el tipo de cobertura vegetal riparia influye negativamente en la composición, estructura y diversidad de la ictiofauna de quebradas en valles interandinos de Colombia

2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1 Área de Estudio. El estudio se desarrolló en áreas no urbanas de las zonas de vida bh-PM y bmh-PM del municipio de Ibagué, departamento de Tolima, Colombia. Estas zonas de vida han sido alteradas principalmente por cultivos de café y plátano, razón por la cual se han deforestado cientos de hectáreas de bosque primario (Espinal, 1977). Actualmente, existen algunos remanentes de la vegetación original, distribuidos en parches relativamente pequeños.

Para este estudio, las estaciones de muestreo se seleccionaron con la ayuda de los sistemas de información geográfica (SIG) y se ajustaron con un premuestro, esto permitió generar un mapa (1:100.000) donde se ilustraron los distintos tipos de cobertura vegetal y la ubicación de las distintas estaciones de muestreo se realizó usando un diseño aleatorio estratificado. Se establecieron dos criterios de selección, el primero hace referencia a la accesibilidad de la estación y el segundo al tipo de cobertura vegetal donde esta se ubica (Tabla 1). En general, se seleccionaron 23 estaciones de muestreo en las zonas de vida bh-PM (8) y bmh-PM (15), las cuales están distribuidas entre 1000-1800 msnm, en las coberturas Bosques (4), Arbustos (4), Mosaico de cultivos (8) y Pastos (8).

Tabla 1. Estaciones de muestreo en bh-PM y bmh-PM del Alto Magdalena, Colombia. Arb=arbustos; Bpt=bosques; Mc=mosaico de cultivos; Pas=pastos.

Zona de vida	Estación	Sigla	Cobertura vegetal	Elevación (m snm)	Coordenadas	
					N	W
bh-PM	Chembe	QCHE	Bpt	1300	4° 28' 45.5"	75° 10' 03.8"
bh-PM	Chembe	QCH	Mc	975	4° 27' 29.3"	75° 08' 46.1"
bh-PM	Chembe	QCH	Mc	1133	4° 28' 10.8"	75° 09' 26.3"
bh-PM	Potrero grande	QPG	Mc	1150	4° 23' 26.6"	75° 12' 38.0"
bh-PM	Cocare	QCC	Arb	1035	4° 28' 25.9"	75° 08' 13.3"
bh-PM	Cocare	QCC	Arb	1241	4° 29' 29.1"	75° 08' 26.6"
bh-PM	Potrero grande	QPG	Pas	1003	4° 23' 08.6"	75° 11' 58.9"
bh-PM	Chumba	QCHU	Pas	975	4° 48' 55.9"	75° 05' 36.9"
bh-PM	Chumba	QCHU	Pas	1125	4° 29' 06.2"	75° 05' 48.6"
bmh-PM	Los Caballos	QLC	Bpt	1434	4° 22' 57.3"	75° 19' 56.6"
bmh-PM	San Rafael	QSR	Bpt	1394	4° 22' 49.4"	75° 19' 48.8"
bmh-PM	Gonzales	QGO	Bpt	1680	4° 31' 11.2"	75° 18' 41.1"
bmh-PM	Potrero grande	QPG	Mc	1431	4° 23' 32.6"	75° 12' 44.0"
bmh-PM	Ambalá	QAM	Mc	1502	4° 28' 48.5"	75° 12' 38.6"
bmh-PM	Río La China	RLC	Mc	1590	4° 32' 30.4"	75° 07' 50.3"
bmh-PM	Río La China	RLC	Mc	1750	4° 32' 36.4"	75° 07' 56.3"
bmh-PM	Aguacates	QAG	Mc	1765	4° 32' 05.6"	75° 09' 38.3"

bmh-PM	Montebonito	QMB	Arb	1677	4° 22' 39.0"	75° 21' 20.4"
bmh-PM	Cay	QCY	Pas	1445	4° 28' 01.0"	75° 15' 27.9"
bmh-PM	El Gallo	QGL	Pas	1445	4° 27' 19.6"	75° 16' 11.2"
bmh-PM	Cay	QCY	Pas	1592	4° 28' 53.5"	75° 14' 59.5"
bmh-PM	El Gallo	QGL	Pas	1645	4° 26' 32.1"	75° 16' 54.1"
bmh-PM	El Cajón	QCJ	Pas	1743	4° 31' 01.0"	75° 17' 20.4"

2.4.2 Caracterización de los Tipos de Cobertura Vegetal. Arbustos (Arb): esta vegetación natural es caracterizada por la presencia de plantas leñosas delgadas de poca altura; se divide en rastrojo y vegetación de páramo (CORTOLIMA, 2007). En la zona de estudio los distintos cuerpos de agua bajo esta cobertura presentaron fondos de arena, grava y hojarasca, y una baja intervención antrópica.

Bosques (Bpt): se caracterizan por una vegetación dominada por especies de tallo leñoso, hacen parte de ella los bosques naturales primarios, secundarios y plantados (CORTOLIMA, 2007). Asimismo, presenta alta cobertura del dosel, y sus cuerpos de aguas presentan fondos de arena, grava, guijarro, hojarasca y heliófitas; además, la intervención antrópica es baja, aunque en algunas de sus quebradas se extrae arena.

Mosaico de cultivos (Mc): se refiere a cultivos permanentes y semipermanentes, cuyo ciclo vegetativo y aprovechamiento dura dos o más años (CORTOLIMA, 2007). La zona de estudio se caracterizó por la dominancia de cultivos de café y plátano, y sus quebradas y ríos presentan fondos de arena y roca; existe un alto grado de intervención por la extracción de arena y el uso recreativo de sus aguas.

Pastos (Pas): es una vegetación herbácea no leñosa donde se encuentran los pastos manejados, pastos introducidos y dedicados al pastoreo intensivo; los pastos naturales crecen al ser eliminada la vegetación natural y los pastos enmalezados, que se generan cuando se abandona un pasto manejado y se mezcla con pastos naturales (CORTOLIMA, 2007).

La cobertura Pas en este estudio se caracteriza por la predominancia de *Cynodon* spp. y *Penisetum purpureum*, especies introducidas y útiles para la alimentación de ganado.

Asimismo, sus cuerpos de agua presentan fondos de arena, roca, grava y, algunas veces, hojarasca; se observa un alto grado de intervención antrópica por el uso recreativo y la extracción de arena.

2.4.3 Metodología de Campo. Los peces fueron capturados empleando un equipo de electropesca, tanto en los distintos hábitats (rápidos, remansos) como en los diferentes sustratos (roca, grava, arena, lodo, hojarasca), en un transecto de 100 metros de largo y ancho variable, o durante 1 hora de esfuerzo continuo. En los remansos con bajo caudal se realizaron tres arrastres con una red de 5 m x 1,5 m x 0,05 m, para complementar el esfuerzo de pesca realizado con el equipo de electropesca.

Posterior a la captura, y para evitar el proceso de descomposición de los tejidos, los ejemplares se fijaron en una solución de formol al 10%; los peces con tallas superiores a 10 cm se inyectaron con formol en la cavidad abdominal y los músculos de los costados. Finalmente, el material biológico colectado fue transportado al Laboratorio de Investigación en Zoología – LABINZO de la Universidad del Tolima.

2.4.4 Metodología de Laboratorio. En el LABINZO los individuos fijados en formol al 10% fueron preservados en etanol al 70%; este material biológico fue determinado empleando las claves y descripciones taxonómicas existentes (Bríñez, 2004; García-Melo, 2005; Maldonado-Ocampo et al., 2005; Villa-Navarro et al., 2003). Finalmente, los ejemplares fueron ingresados a la Colección Zoológica de la Universidad del Tolima, sección Ictiología (CZUT-IC).

2.4.5 Análisis de Datos. Abundancia relativa: La abundancia relativa (AR%) se determinó a partir del número de individuos colectados de cada especie y su relación con el número total de individuos de la muestra. Este parámetro fue calculado con el fin de determinar la importancia y proporción en la cual se encuentra cada una de las especies, con respecto al ensamblaje en los diferentes cuerpos de agua.

$$A. R = \frac{\text{No individuos de cada especie en la muestra}}{\text{Total individuos en la muestra}} \times 100$$

La abundancia relativa se evaluó de acuerdo a las categorías establecidas por Lasso, et al. (1995), como escasa (E): AR < 5, poco común (PC): 5-20, común (C): 21-40, abundantes (A): 41-60 y muy abundantes (MA): 61-100.

Para determinar si existe diferencia significativa entre las abundancias entre los distintos tipos de cobertura vegetal, se realizó un análisis de varianza no paramétrico (Kruskall-Wallis, P<0.05), usando la función *kruskal.test* en el paquete *vegan* del software R (R Development Core Team, 2017).

Índices ecológicos: Para determinar la diversidad de la composición íctica, se calculó la diversidad medida en números de Hill:

$$qD = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

donde qD es la diversidad, p_i es la abundancia relativa de la especie i , y el exponente q es el orden de la diversidad. El exponente q determina la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies, es decir, la influencia que pueden tener las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad (Hill, 1973).

De tal forma que la diversidad de orden cero ($q = 0$) es completamente insensible a las abundancias de las especies; por lo tanto, el valor obtenido equivale a la riqueza de especies. Los valores de q menores de 1 sobrevaloran las especies raras; cuando $q = 1$, todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en el ensamblaje; los valores de q mayores a 1 toman más en cuenta las especies comunes (Hill, 1973; Jost, 2006). Lo anterior se realizó utilizando la función *diversity* en el paquete *vegan* del software R (R Development Core Team, 2017).

La diversidad, medida en números de Hill, se calculó como parámetro descriptivo de las relaciones especie-abundancia, con el fin de observar variaciones a nivel espacial en la estructura de los ensamblajes. Además es de fácil interpretación, pues sus unidades están dadas en especies cumpliendo así con dos propiedades matemáticas denominadas duplicación y replicación. Estos análisis fueron realizados utilizando la función *iNEXT* del paquete *iNEXT* del software R (R Development Core Team, 2017).

Ensamblaje de peces y tipos de cobertura vegetal: Debido a que el estudio incluyó dos zonas de vida y sus distintos tipos de cobertura vegetal, en cada uno de ellos se identificó la estructura del ensamblaje de peces. Con el fin de determinar si existía diferencia entre los tipos de cobertura vegetal, se realizó un análisis de escalamiento no métrico multidimensional (ENMM), acompañado de un análisis de similitud (ANOSIM) (Chapman y Underwood, 1999), con la ayuda de la función *metaMDS* del paquete *vegan* del software R (R Development Core Team, 2017).

Adicionalmente, para identificar que especies caracterizaban cada uno de los tipos de cobertura vegetal evaluados se realizó un Análisis de Correspondencia Simple (AC), en el cual se relacionaron las especies contra los tipos de cobertura vegetal. Este análisis de ordenación se realizó con paquete estadístico STATISTICA®.

2.5 RESULTADOS

2.5.1 Composición y Estructura de la ictiofauna. En total se colectaron 1636 individuos pertenecientes a 12 especies, siete géneros, cinco familias y tres órdenes. En el bh-PM se registró un total de 911 individuos, distribuidos en tres tipos de cobertura vegetal (Pas, Mc y Arb), pertenecientes a tres órdenes, cinco familias y 12 especies, las cuales representan aproximadamente el 9 % de las reportadas para el Alto Magdalena (Villa-Navarro et al., 2006) (Tabla 2).

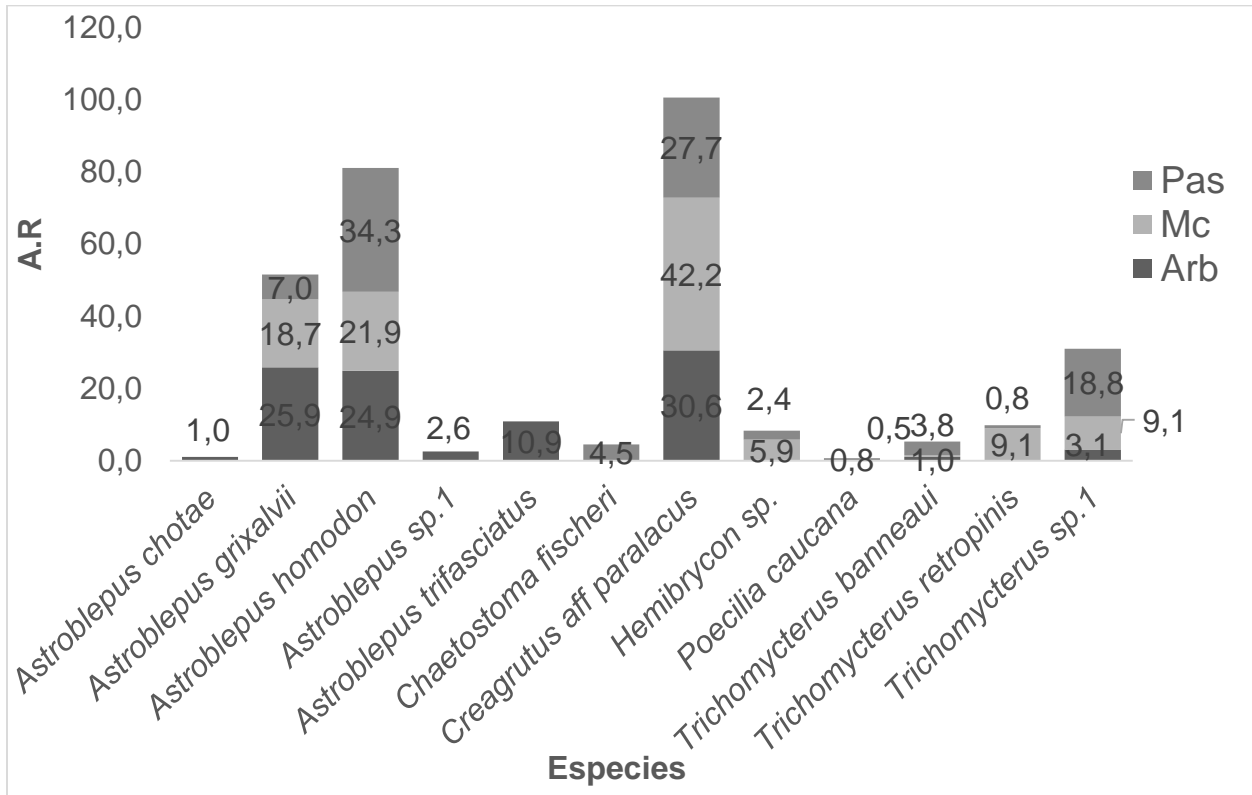
Tabla 2. Composición y estructura de la fauna íctica registrada en las estaciones evaluadas en el bh-PM, del municipio de Ibagué.

Taxón	QCC(Arb)	QCC(Arb)	QCHE (Mc)	QCHE (Mc)	QCHU (Pas)	QCHU (Pas)	QPG(Pas)	QPG(Mc)	To tal	A.R. (%)
Characiformes										
Characidae										
<i>Creagrutus aff. paralacus</i>	59	0	57	5	0	75	72	17	28	31,2
<i>Hemibrycon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	13	11	24	2,63
Cyprinodontiformes										
Poeciliidae										
<i>Poecilia caucana</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	4	0,44
Siluriformes										
Astroblepidae										
<i>Astroblepus chotae</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0,22
<i>Astroblepus grixalvii</i>	19	31	11	3	11	0	26	21	12	13,3
<i>Astroblepus homodon</i>	48	0	4	16	124	48	10	21	27	29,7
									1	5

Taxón	QCC(Arb)	QCC(Arb)	QCHE (Mc)	QCHE (Mc)	QCHU (Pas)	QCHU (Pas)	QPG(Pas)	QPG(Mc)	To tal	A.R. (%)
<i>Astroblepus</i> <i>sp.1</i>	1	4	0	0	0	0	0	0	5	0,55
<i>Astroblepus</i> <i>trifasciatus</i>	0	21	0	0	0	0	0	0	21	2,31
Loricaridae										
<i>Chaetostoma</i> <i>fischeri</i>	0	0	0	0	1	11	12	0	24	2,63
Trichomycterida										
<i>Trichomycterus</i> <i>banneai</i>	2	0	1	0	0	20	0	0	23	2,52
<i>Trichomycterus</i> <i>retropinis</i>	0	0	1	1	0	1	3	1	7	0,77
<i>Trichomycterus</i> <i>sp.1</i>	6	0	1	13	43	36	21	3	123	13,50
Total	135	58	75	38	179	191	161	74	911	100

En cuanto a la distribución espacial de las especies, *Astroblepus grixalvi*, *Astroblepus homodon*, *Creagrutus aff. paralacus* y *Trichomycterus* sp.1 fueron frecuentes en los tres tipos de coberturas vegetal. *Astroblepus chotae*, *Astroblepus* sp.1 y *Astroblepus trifasciatus* fueron especies exclusivas de Arb y *Chaetostoma fischeri* y *Poecilia caucana* de Pas (Figura 1). El ANOVA de Kruskal-Wallis ($p = 0.076$) indica que en relación a la abundancia no existe diferencia estadística entre los distintos tipos de cobertura vegetal estudiados en el bh-PM.

Figura 1. Abundancia relativa de las especies registradas en la cobertura pastos, mosaico de cultivos y bosques en el bh-PM del municipio de Ibagué.



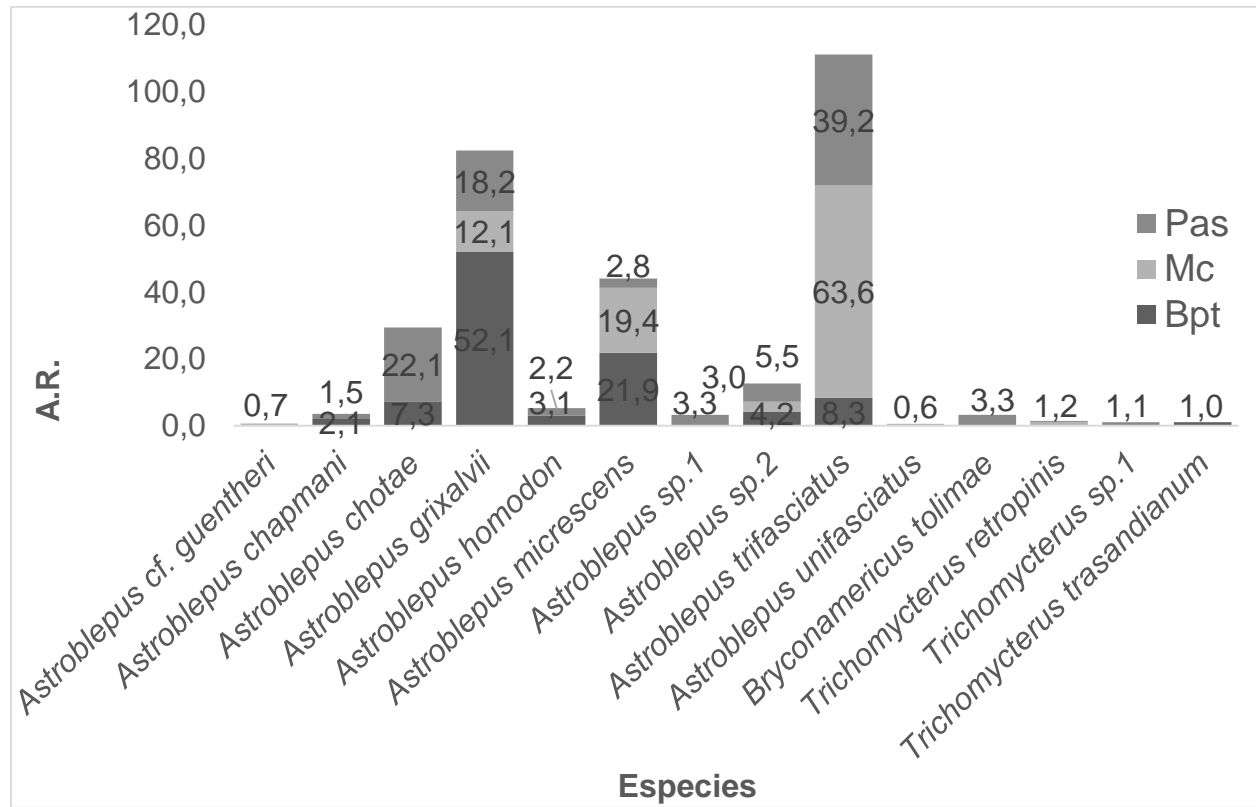
Fuente: autor

Por otra parte en el bmh-pm, se registró un total de 725 individuos, distribuidos en cuatro tipos de cobertura vegetal (Pas, Bpt, Mc y Arb), pertenecientes a dos órdenes, tres familias y 14 especies, las cuales representan aproximadamente el 10% de las reportadas para el Alto Magdalena (Villa-Navarro *et al.* 2006) (Tabla 3).

En cuanto a la distribución espacial de las especies en los diferentes tipos de cobertura *Astroblepus chapmani*, *Astroblepus chotae*, *Astroblepus grixalvi*, *Astroblepus homodon*, *Astroblepus sp.2* y *Astroblepus trifasciatus* se registraron en dos o más tipos de cobertura vegetal. Por otra parte, especies como *Bryconamericus tolimae*, *Astroblepus sp.1* y *Trichomycterus sp.1* fueron exclusivas de Pas, *Astroblepus guenteri*, *Astroblepus unifasciatus* y *Trichomycterus retropinis* de Mc, *Trichomycterus trasandianum* de Bpt y *Astroblepus micrecens* en Arb (Figura 2). El ANOVA de Kruskal-Wallis ($p = 0.089$) indica

que en relación a la abundancia no existe diferencia estadística entre los distintos tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM.

Figura 2. Abundancia relativa de las especies registradas en la cobertura pastos, mosaico de cultivos y bosques en el bmh-PM del municipio de Ibagué.



Fuente: autor

Tabla 3. Composición y estructura de la fauna íctica registrada en las estaciones evaluadas en el bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué.

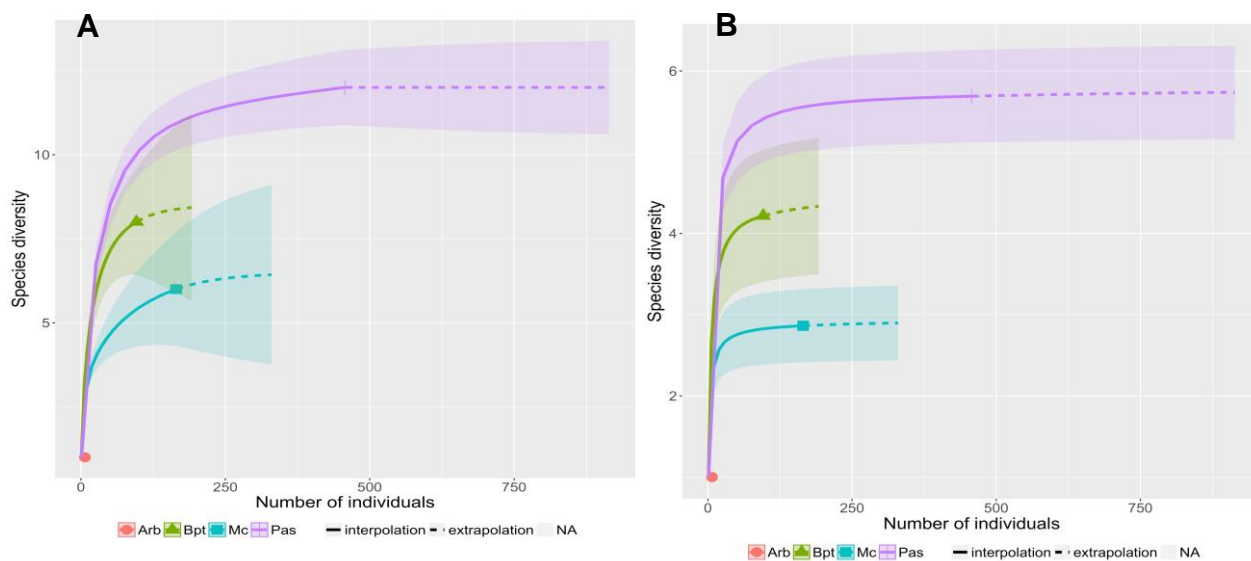
Taxón	Q	Q	QC	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	R	R	To	A.R.
	A	A	HE	CJ	C	C	C	G	G	G	L	M	P	S	L	L	tal	(%)
	G	M	(Bp	(P	Y	Y	Y	L	L	O	C	B	G	R	C	C		
	(M	(M	t)	as	(P	(P	(P	(P	(P	(B	(B	(A	(M	(B	((
	c)	c))	as	as	as	as	as	pt)	pt	rb)	c)	pt	M	M		
)))))))))))	c)	c)		
Characiformes																		
Characidae																		

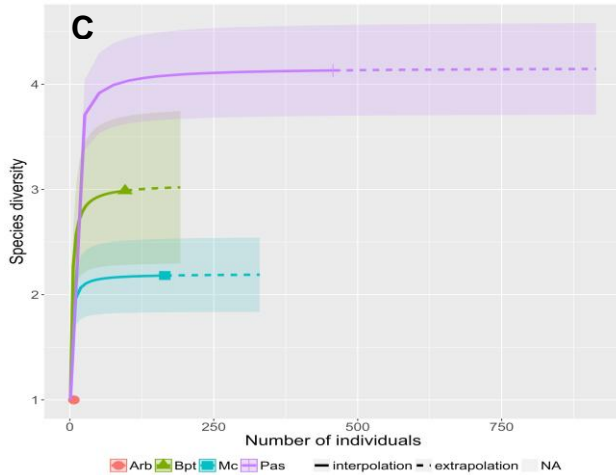
Taxón	Q A G (M c)	Q A M (M c)	QC HE (Bp t)	Q CJ (P as)	Q C Y (P as)	Q C Y (P as)	Q C Y (P as)	Q G L (P as)	Q G L (P as)	Q G O (B pt)	Q L C (B pt)	Q M B (A rb)	Q P G (M c)	Q S R (B pt)	R L C (M c)	R L C (M c)	To tal	A.R. (%)
<i>Bryconamericus tolimae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2,0 5
Siluriformes																		
Astroblepidae																		
<i>Astroblepus cf. gentheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0,4
<i>Astroblepus chapmani</i>	0	0	0	0	0	4	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	9	1,2
<i>Astroblepus chotae</i>	0	0	0	0	2	4	1	1	1	2	0	0	0	5	0	0	1	14, 0 8
<i>Astroblepus grixalvii</i>	0	1 3	23	0	7	3	1	1	2	1	2	0	7	0	0	0	1	21, 5 3
<i>Astroblepus homodon</i>	0	0	0	0	1	0	2	7	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1,7 3
<i>Astroblepus micrescens</i>	8	0	0	1	0	0	2	0	0	2	0	7	0	0	0	2	7	10, 3 0
<i>Astroblepus sp.1</i>	0	0	0	9	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2,0 5
<i>Astroblepus sp.2</i>	0	2	0	0	7	1	2	0	0	1	0	0	0	3	3	0	3	4,6 4
<i>Astroblepus trifasciatus</i>	3 4	1 4	1	0	3	9	1	2	2	0	0	0	0	7	2	3	2	40, 2 2
<i>Astroblepus unifasciatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1 4
Trichomycteridae																		
<i>Trichomycterus retropinis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0,4 1
<i>Trichomycterus sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,6 9

Taxón	Q	Q	QC	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	R	R	To	A.R.
	A	A	HE	CJ	C	C	C	G	G	G	L	M	P	S	L	L	tal	(%)
	G	M	(Bp	(P	Y	Y	Y	L	L	O	C	B	G	R	C	C		
	(M	(M	t)	as	(P	(P	(P	(P	(P	(B	(B	(A	(M	(B	((
	c)	c))	as	as	as	as	as	pt)	pt	rb)	c)	pt	M	M		
)))))))))))	c)	c)		
Trichomycterus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,1
trasandianum																		4
Total	4	2	24	2	7	1	3	9	2	2	2	7	9	2	2	5	7	10
	3	9		0	4	9	8	7	9	5	7			0	7	7	2	0
							9										5	

2.5.2 Diversidad. En el bh-PM, la cobertura Pas registró el mayor número de especies (9 spp), seguida por Arb con 8 spp. y Mc con 7 spp. Con relación al orden $q=1$ se observó que el número efectivo de especies más alto se registró en Pas y Arb (5) y el menor en Mc (4) al igual que en el orden $q=2$. Es importante resaltar que según las curvas de rarefacción y extrapolación no se observaron diferencias significativas en los diferentes ordenes de diversidad en las coberturas evaluadas (Figura 3).

Figura 3. Diversidad de especies de peces entre los distintos tipos de cobertura vegetal bmh-PM, del municipio de Ibagué. A, riqueza de especies (diversidad de orden $q = 0$); B., diversidad de orden $q = 1$; C. diversidad de orden $q = 2$.

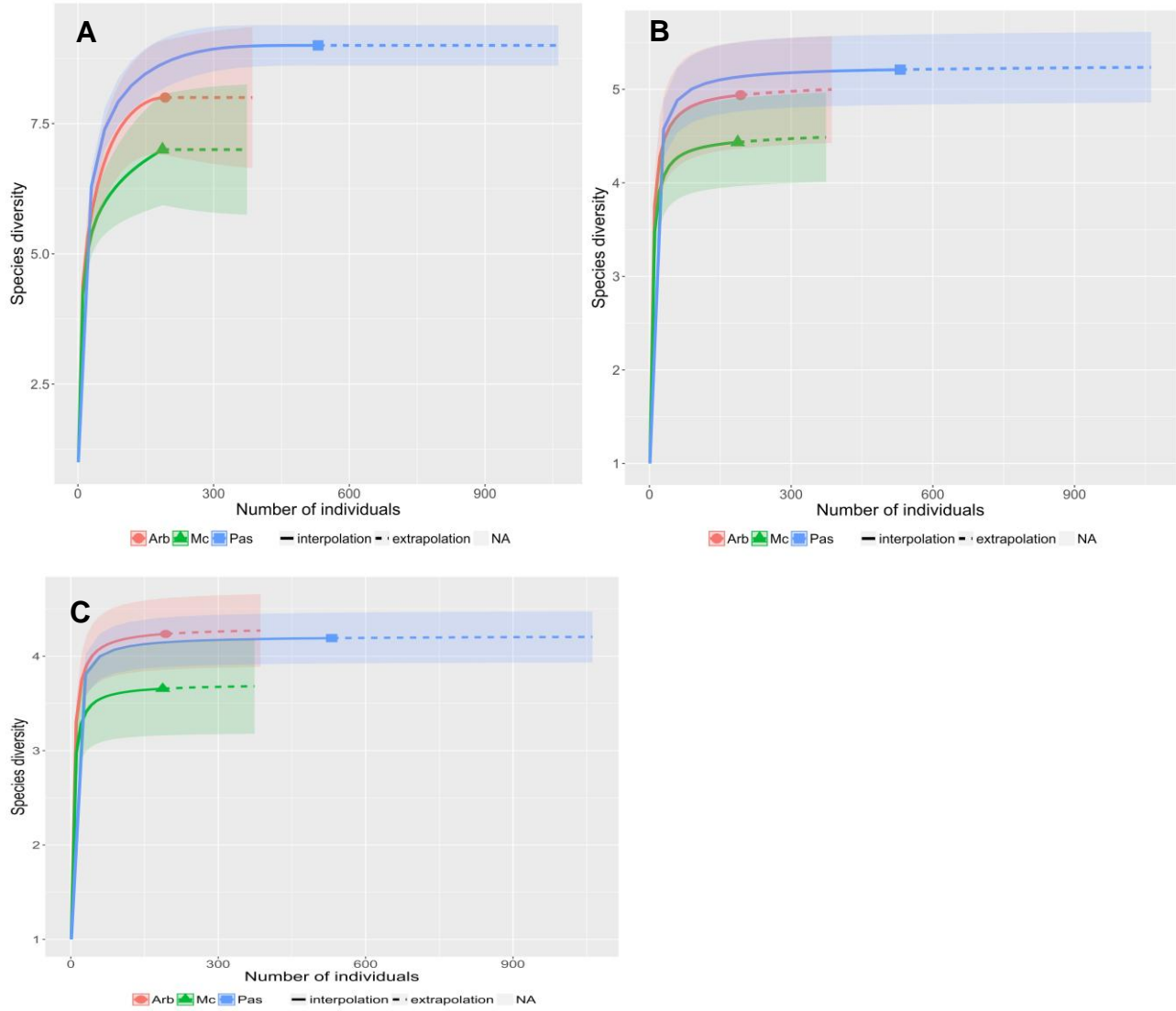




Fuente: autor

Por otro lado, en el bmh-PM, la cobertura Pas registró el mayor número de especies (12 spp), seguida de Bpt con 8 spp, Mc con 6 spp y Arb con 1 spp. Con relación al orden $q=1$ se observó que el número efectivo de especies más alto se registró en Pas (6), seguida de Bpt con 4, Mc con 3 y Arb con 1, este mismo comportamiento se evidencio en el orden $q=2$. Es importante resaltar que según las curvas de rarefacción y extrapolación se observaron diferencias significativas en los diferentes órdenes de diversidad en las coberturas evaluadas, entre las coberturas Pas vs Mc, Bpt vs Mc, Pas vs Bpt (Figura 4).

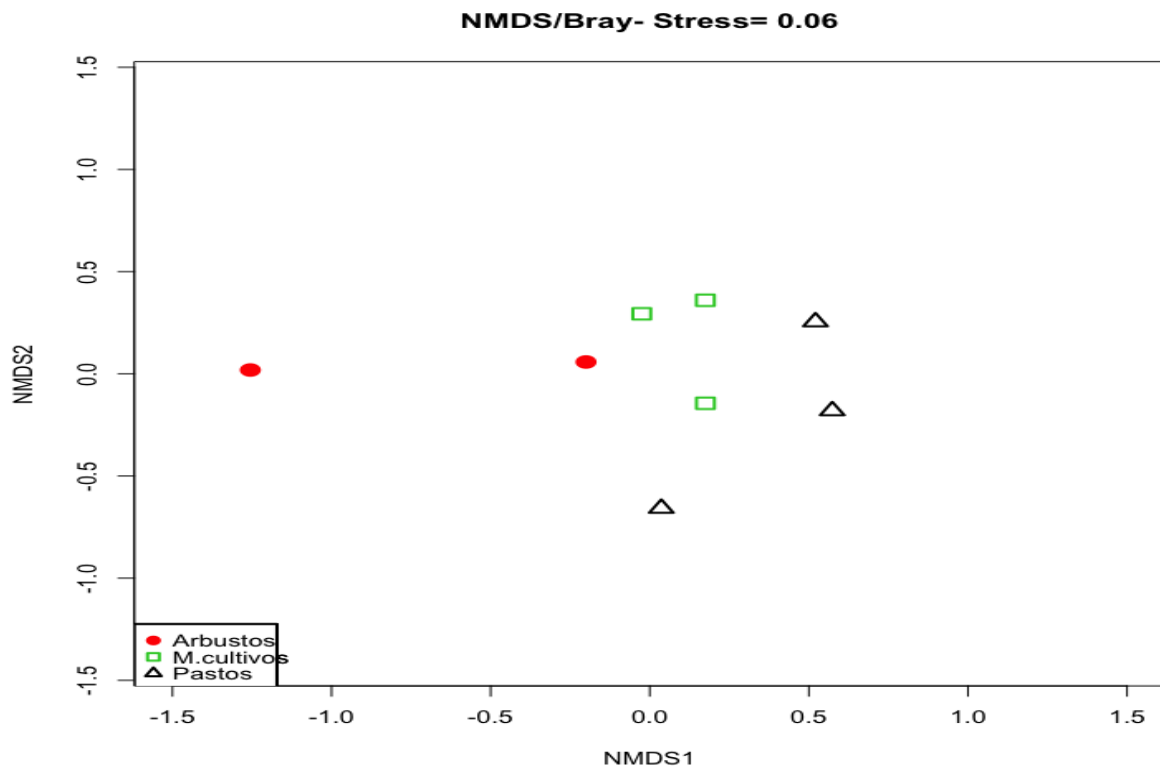
Figura 4. Diversidad de especies de peces entre los distintos tipos de cobertura vegetal bh-PM, del municipio de Ibagué. A, riqueza de especies (diversidad de orden $q = 0$); B., diversidad de orden $q = 1$; C. diversidad de orden $q = 2$.



Fuente: autor

2.5.3 Ensamblaje de Peces y Tipos de Cobertura Vegetal. Bosque húmedo premontano (bh-PM). Los resultados generados por el análisis de ordenación ENMM, indican que no existen diferencias entre la composición y estructura de los distintos tipos de cobertura vegetal evaluados (Figura 5), ya que los datos se distribuyen uniformemente. Resulta relevante destacar que estos resultados fueron corroborados por el análisis de similitud (ANOSIM), según el cual no existe diferencia significativa entre los distintos tipos de cobertura vegetal ($R = 0.075$, $P = 0.32$).

Figura 5. Diagrama de ordenación ENMM basado en las abundancias de las especies de peces registradas en los tipos de cobertura vegetal en el bh-PM, del municipio de Ibagué.

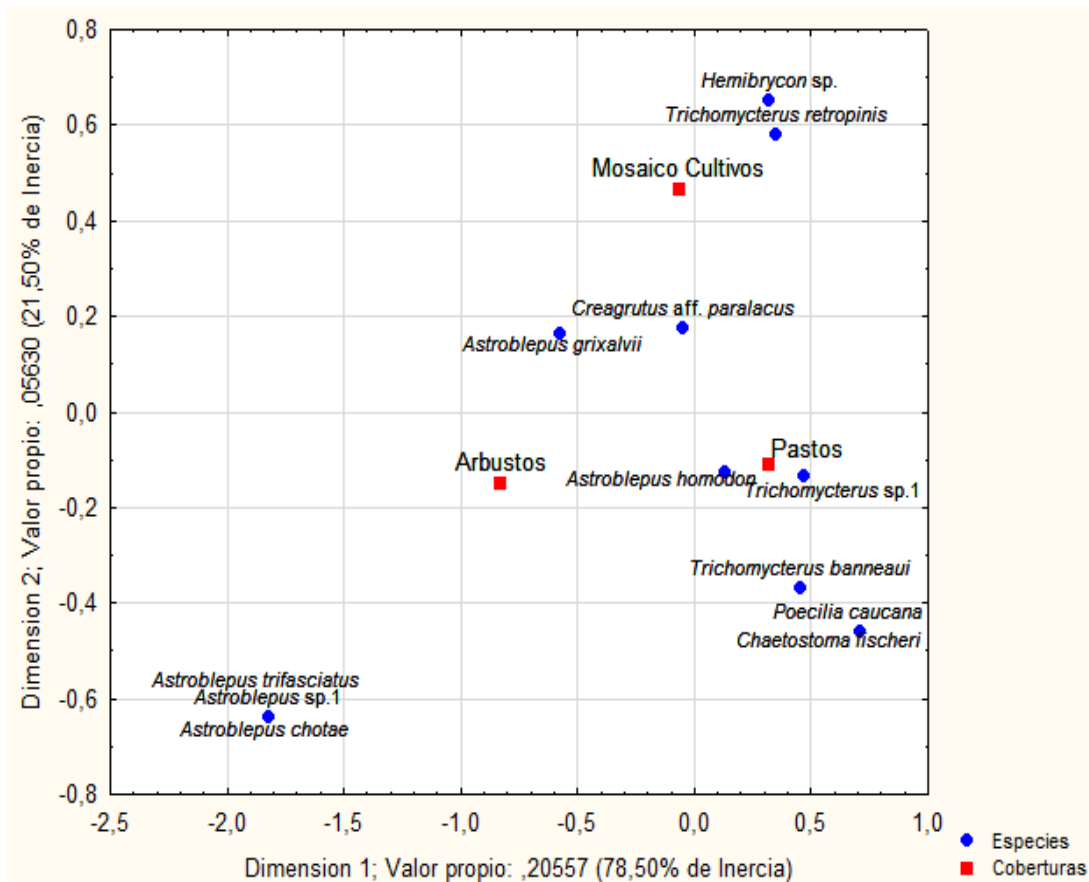


Fuente: Autor

En los resultados del AC, en el cual se relacionaron las especies con los distintos tipos de cobertura vegetal, se puede observar que *A. trifasciatus*, *A. chotae* y *Astroblepus* sp.1 son especies características de la cobertura Arb, mientras que *Chaetostoma fisheri*,

Poecilia caucana, *T. banneai* y *Trichomycterus* sp.1 representan a Pas, y *T. retropinis* y *Hemibrycon* sp. se asocian a Mc. Las demás especies como *A. homodon*, *A. grixalvii* y *C. aff. paralacus* se registraron en los todos los tipos de cobertura (Figura 6).

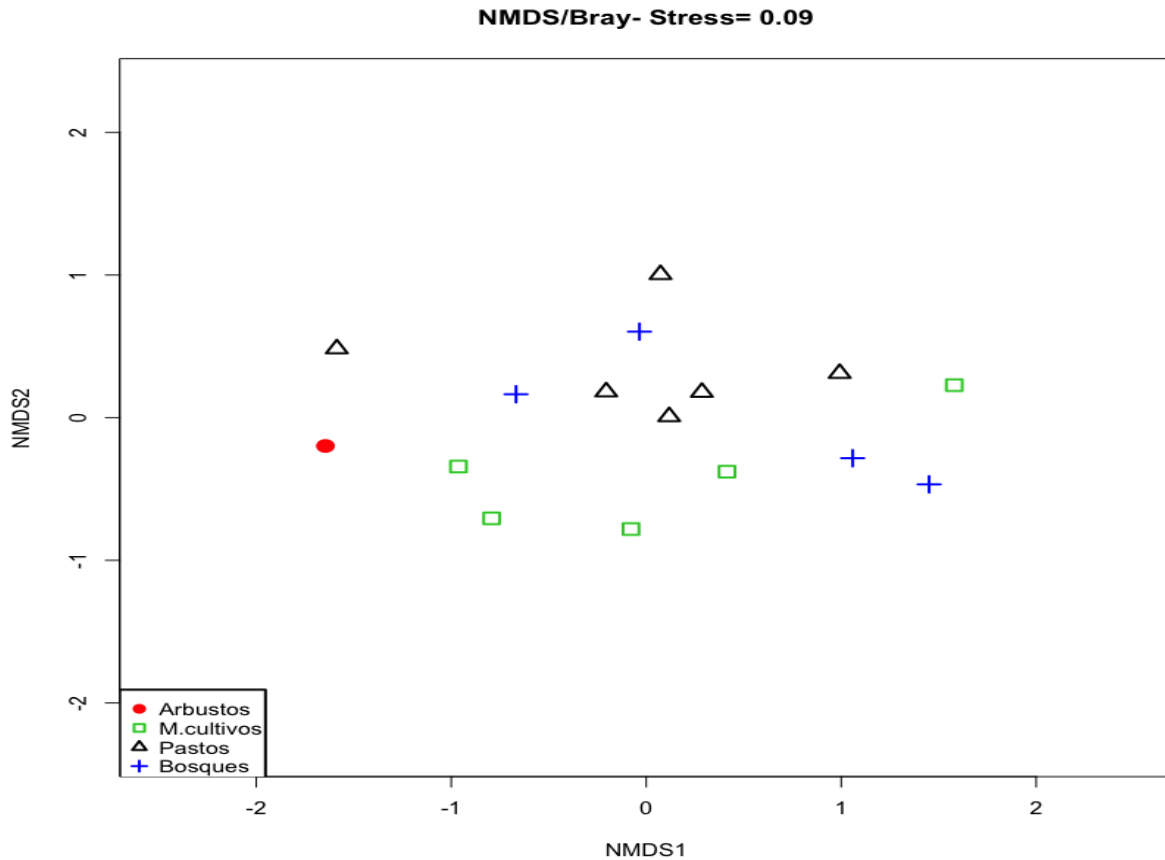
Figura 6. Análisis de Correspondencia (AC) entre especies y tipos de cobertura vegetal en el bh-PM, del municipio de Ibagué.



Fuente: Autor

Bosque muy húmedo premontano. Los resultados del ENMM, indican que no existen diferencias entre la composición y estructura de los distintos tipos de cobertura vegetal evaluados (Figura 7), ya que los datos se distribuyen uniformemente. Es importante destacar que el análisis de similitud (ANOSIM) muestra que no existe diferencia significativa entre los tipos de cobertura vegetal ($R = 0.12$, $P = 0.13$).

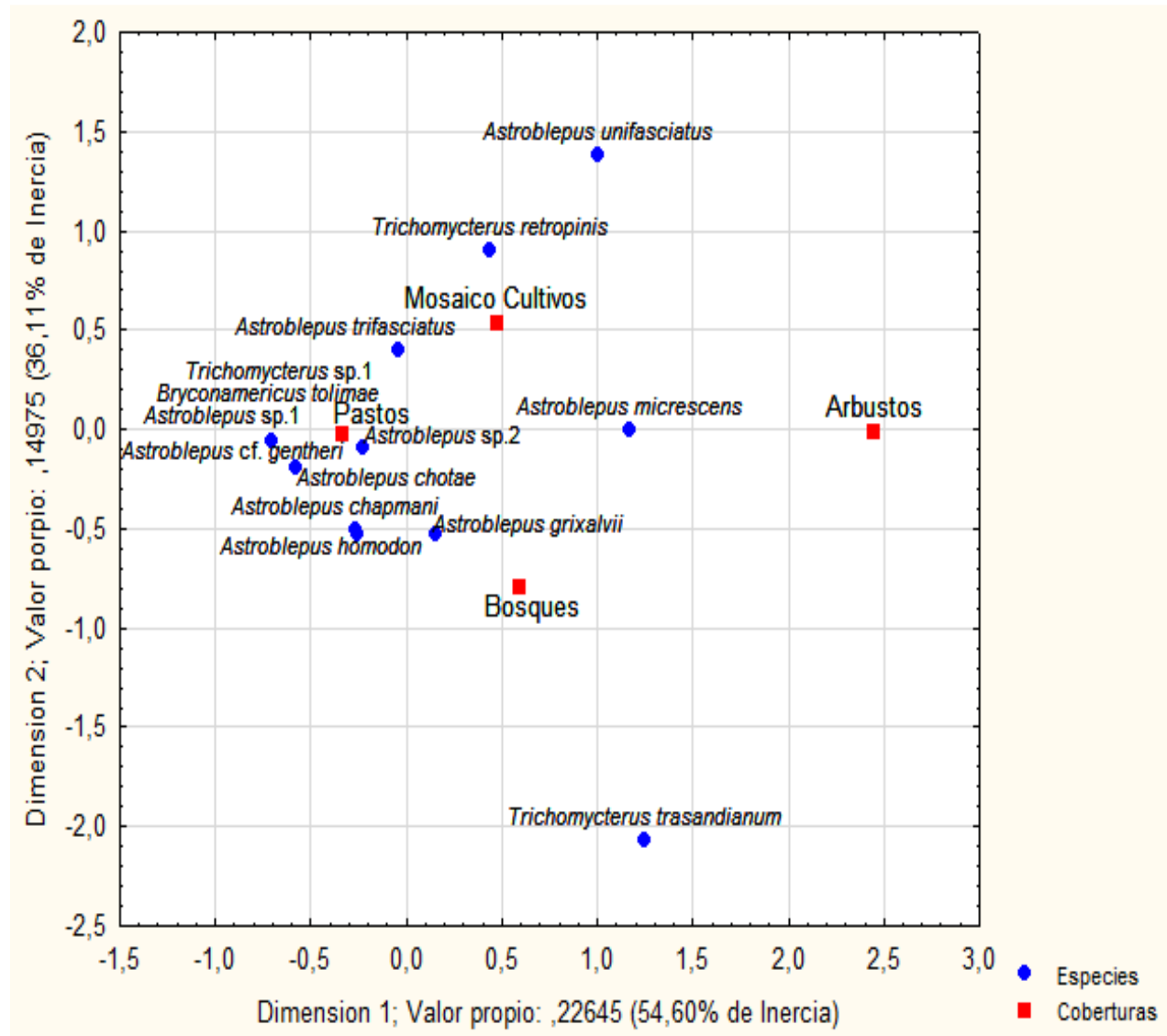
Figura 7. Diagrama de ordenación ENMM basado en las abundancias de las especies registradas en los distintos tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM, del municipio de Ibagué.



Fuente: Autor

En cuanto al AC, se puede observar que *A. cf. guentheri*, *Astroblepus* sp.1, *A. homodon*, *A. chapmani*, *A. chotae*, *Astroblepus* sp.2, *B. tolimae* y *Trichomycterus* sp.1 se asocian a Pas, *T. trasandianum* a Bpt, y *A. unifasciatus* y *T. retropinis* a Mc. Las especies restantes, como *A. grixalvii*, se encuentra entre Pas y Bpt, *A. trifasciatus* entre Pas y Mc y, finalmente, *A. micrecens* no se asoció a ningún tipo de cobertura (Figura 8).

Figura 8. Análisis de Correspondencia (AC) entre especies y tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM, del municipio de Ibagué.



Fuente: Autor

2.6 DISCUSION

Composición y Estructura de la Ictiofauna. La evaluación de los efectos de los distintos tipos de cobertura vegetal sobre los ensamblajes y ecosistemas es de suma importancia en la conservación. En este contexto, uno de los principales retos es comprender la

respuesta de los diferentes componentes de la biodiversidad a los cambios ambientales (Fabrício y Casatti, 2012). Los resultados del presente estudio muestran que los distintos tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM tienen influencia sobre la diversidad de los ensamblajes de peces, destacándose Pas por sus valores altos de diversidad.

Estos resultados son coherentes con lo propuesto por Pérez (2015), quien notó que distintas coberturas vegetales riparias afectan la composición, estructura, diversidad y dieta de los ensamblajes ícticos. De igual manera, Romero (2009) reportó que, si bien existen cambios en la composición, estructura y ecología trófica de las especies entre sistemas productivos, tal cambio podría estar relacionado con características locales en el uso del suelo o del tipo de vegetación riparia asociada a este.

Se observa que, en cuanto a la composición y estructura, el ensamblaje de peces aquí hallado concuerda con los registrados en diferentes estudios realizados en las cuencas de los ríos Coello, Totare y Alvarado, entre otros (Albornoz y Conde, 2014; Reinoso et al., 2007; Villa-Navarro et al., 2003), quienes reportan que los Siluriformes y Characiformes son los órdenes más abundantes en ecosistemas lóticos de valles interandinos en el Alto Magdalena.

Characidae se caracterizó por registrar una abundancia relativamente alta en los distintos tipos de cobertura vegetal en el bh-PM. Esta diversidad puede explicarse porque exploran distintos hábitats y presentan un amplio espectro trófico, esto último es atribuido a la diversidad de rasgos morfológicos entre las especies, como diversas formas y tamaños de cuerpos, dientes y aletas (Bonato, Burress y Fialho, 2017). Por otro lado, la alta diversidad y abundancia de Astrolepididae en pequeños arroyos y quebradas de los valles interandinos se asocia con su capacidad de escalar rocas y cascadas, ya que poseen una región pélvica, doble abertura branquial y un disco oral que les permiten este tipo de desplazamientos (De Crop, Pauwels et al., 2013).

En cuanto a la distribución espacial de las especies en bh-PM, se observó que *A. homodon* registró los valores más altos de abundancia relativa en Pas, lo cual podría

indicar menores restricciones fisiológicas de la especie con respecto a la elevada temperatura del agua en esta cobertura, permitiéndole explotar hábitats más variados, además de ser una especie asociada a la presencia de material perifítico (Bríñez, 2004). La abundancia de perifiton en esta cobertura puede estar relacionada con la poca cobertura del dosel, lo cual incrementa la disponibilidad de luz en el cuerpo del agua favoreciendo la producción autotrófica y el crecimiento de perifiton (Burcham, 1988).

Igualmente, Pas registró las abundancias relativas más altas para *T. banneai* y *Trichomycterus* sp.1, especies caracterizadas por estar asociadas a fondos de arena y grava. Es importante mencionar que estas especies que dominan Pas son invertívoras, lo que es coherente con otros estudios (Esteves y Lobón-Cerviá, 2001) donde han encontrado que en lugares degradados predomina el consumo de recursos autóctonos.

Por otro lado, la alta abundancia de *C. aff. paralacus* en quebradas con mayores porcentajes de dosel, como Arb, coinciden con lo reportado en diversos estudios, ya que el recurso alimenticio ofertado en quebradas con densa vegetación riparia es principalmente material alóctono, como hojas, ramas, troncos, semillas e insectos (Schneider et al., 2011), estos últimos son aprovechados por especies insectívoras como *C. aff. paralacus*.

En el bmh-PM es importante resaltar la presencia de *A. grixalvii* y *A. chotae* en Bpt, lo cual podría explicarse por su capacidad para explotar fondos de roca, guijarro y grava, con presencia de vegetación riparia, material alóctono, macrófitas y perifiton (Bríñez, 2004), que son comunes en esta cobertura. Por último, la mayor abundancia de *A. trifasciatus* en Mc puede indicar su posible tolerancia a las variaciones ambientales, pues se ha reportado que esta cobertura genera microclimas variables que disminuyen la biodiversidad (Fitzherbert et al., 2008).

Diversidad. En el bmh-PM la riqueza de especies ($q=0$) fue alta en Pas y baja en Bpt, Mc y Arb. Estos resultados son similares a lo hallado por Villéger et al., (2010), quienes sugieren que la riqueza se incrementa en comunidades de peces, en un lago degradado

del Golfo de México, como resultado de cambios ambientales drásticos que favorecen la ocurrencia de aquellas especies tolerantes a estas condiciones ambientales. Al parecer los ecosistemas lóticos rodeados de pastos tienden a presentar una riqueza más alta que aquellos ubicados en coberturas boscosas (Burcham, 1988), posiblemente porque se ofertan diversos recursos físicos y alimenticios y que la ictiofauna es tolerante a las condiciones ambientales hostiles (Casatti et al., 2015).

Sin embargo, Casatti et al. (2009) consideran que la dominancia de pastos rodeando los arroyos conlleva una ictiofauna más homogénea, producto de una baja diversidad y alta dominancia de especies generalistas e introducidas como *Poecilia reticulata*, ya que esta cobertura genera drásticos cambios ambientales, lo cual explica la presencia de *P. caucana* en la cobertura Pas en este estudio.

En cuanto a la diversidad, se observa que ambientes donde predominan los pastos introducidos soportan una alta riqueza y diversidad, posiblemente porque proporcionan microhábitats que favorecen la colonización, reproducción y alimentación que favorecen el incremento de la abundancia de macroinvertebrados en arroyos (Marques, Ceneviva-Bastos y Casatti, 2013) y lagos (Walker et al., 2013).

Esta cobertura es caracterizada por la dominancia de *Cynodon* spp. (pasto estrella) y *Pennisetum purpureum* (pasto elefante), especies que tienden a invadir los márgenes y fondos de las quebradas, generando microhábitats que son aprovechados por los macroinvertebrados (Lorion y Kennedy, 2009; Casatti et al., 2015), favoreciendo de esta manera la presencia de especies invertívoras como *Astroblepus* cf. *guentheri* y *Trichomycterus* sp.1.

Es importante mencionar que a pesar de la alta riqueza y diversidad de especies en Pas, un número similar de especies se registró en las coberturas Mc y Bpt, evidenciando un patrón de sustitución de especies a lo largo de un gradiente de degradación (Bojsen y Barriga, 2002; Casatti et al, 2009), resultado de las variaciones en las condiciones ambientales y distintas ofertas de recursos físicos y alimenticios.

Lo anterior podría explicar la presencia de especies exclusivas como *T. trasandianum* en Bpt, *A. unifasciatus* en Mc, *A. cf. guentheri*, *B. tolimae* y *Trichomycterus* sp.1 en Pas.

La mayor riqueza y diversidad observada en Bpt al compararla con Mc, podría deberse a una vegetación riparia conservada, que proporciona mayor sombra sobre la superficie del agua, evitando así que la luz penetre directamente al cauce reduciendo el crecimiento de pastos o macrófitas. Adicionalmente, una vegetación riparia conservada, con predominio arbóreo, proporciona un recurso continuo de material alóctono, el cual es utilizado como recurso físico y alimenticio por los distintos grupos de macroinvertebrados acuáticos. Se ha demostrado que este tipo de complejidad estructural proporciona diversidad de alimentos, tanto autóctonos como alóctonos, lugares de desove y protección contra depredadores para invertebrados acuáticos y peces (Bradley y Arthington, 2003), lo cual favorece una alta diversidad de especies.

Ahora bien, la baja diversidad registrada en Mc podría ser consecuencia de microclimas menos estables para la permanencia de diversas especies (Fitzherbert et al., 2008) que generan el establecimiento de cultivos (Correa et al., 2015; Shimano y Juen, 2016). A esto habría que sumarle los procesos de erosión, que llevan sedimentación a través de la lixiviación de partículas de tierra al cuerpo de agua (Mercer et al., 2014); estos procesos tienen un efecto negativo sobre la calidad del sustrato ya que reducen la disponibilidad de nutrientes y la cantidad de materia orgánica, alterando sus propiedades, lo que reduce a su vez la capacidad de colonización de las comunidades biológicas locales (Allan, 2004). Asimismo, los plaguicidas y fertilizantes asociados a las distintas prácticas agrícolas también están relacionados con cambios en la concentración de nutrientes y la pérdida de diversidad (Beltrão, Medeiros y Ramos, 2009).

La inexistencia de diferencias significativas en los descriptores de diversidad en los tres tipos de cobertura vegetal del bh-PM podría deberse a que se ofertaron un número similar de microhabitats (rocas, guijarro, arena, hojarasca y lodo) y de fuentes alimenticias (macroinvertebrados acuáticos y perifiton), que facilitó la conformación de ensamblajes

similares (Herder y Freyhof, 2006) o que las condiciones ambientales fueron similares entre las coberturas.

Ensamblaje de Peces y Tipos de Cobertura Vegetal. Con relación a los ensamblajes de especies detectados en cada uno de los tipos de cobertura vegetal, en bh-PM y bmh-PM, es claro que no existen diferencias entre las coberturas vegetales evaluadas, al menos en cuanto a la composición y estructura del ensamblaje íctico. Lo cual puede explicarse porque presentaron las condiciones ecológicas similares para el establecimiento de Characidae, Astroblepidae y Trichomycteridae, como lo son hábitats con corrientes fuertes, sustratos con roca, guijarro y arena y una abundante oferta de macroinvertebrados acuáticos, entre otros (Fernandez y Chuquihamaní, 2007; Garcia-Melo, 2005).

Casatti et al. (2015) consideran que en ambientes naturales y prístinos se registran especies que no se encuentran en otras zonas degradadas, tal como parece ser el caso de *A. trifasciatus*, *A. chotae* y *Astroblepus* sp.1 en Arb del bh-PM y *T. trasandianum* en Bpt del bmh-PM. La mayoría de estas especies son dependientes de recursos específicos y condiciones como disponibilidad de sustratos rocosos, presencia de ramas y hojas, variabilidad hidráulica, disponibilidad de material alóctono, alto contenido de oxígeno disuelto y baja turbidez (Casatti et al., 2006; Lorion y Kennedy, 2009).

De otra parte, la presencia de *C. cf. fischeri* del grupo de especies presentes en Pas del bh-PM podría deberse a que habita zonas con corrientes rápidas y sustratos de guijarro y rocas y, raramente, suele ser hallada en zonas con corrientes lentas o moderadas. *C. cf. fischeri* se alimenta exclusivamente del perifiton, por lo que su distribución y abundancia están determinadas principalmente por este recurso (Maldonado-Ocampo et al., 2005; Zúñiga-Upegui et al., 2005; Zúñiga, 2005), que para este caso se debe posiblemente a la poca cobertura del dosel que facilita el crecimiento del perifiton.

La presencia de *P. caucana* en Pas, especie introducida, podría indicar algún grado de impactos negativos de origen antropogénico ya que la presencia de especies

introducidas se asocia con ambientes degradados donde prevalecen especies tolerantes, como es el caso de los poecilidos (Ferreira y Casatti, 2006; Kennart et al., 2005) . Los hábitats dominados por pastos se caracterizan por presentar microhábitats más calientes y poco profundos, lo que dificulta el acceso de predadores y facilita el posterior establecimiento de esta especie generalista (Casatti et al., 2009). Sin embargo, la preferencia de especies de Trichomycteridae en Pas podría explicarse por la oferta de microhábitats, como fondos de arena y grava, recurso físico característico de la familia (García-Melo, 2005).

Finalmente, *A. homodon*, *A. grixalvii* y *C. aff. paralacus* en el bh-PM y *A. micrecens* en el bmh-PM se registraron en casi todos los tipos de cobertura vegetal, lo que sugiere el carácter generalista de estas especies, permitiendo su establecimiento en cualquier tipo de cobertura vegetal sin problema, posiblemente porque toleran cambios ambientales.

2.7 CONCLUSIONES

- A pesar de no haber diferencias de estructura y composición entre los tipos de cobertura vegetal en el bh-PM y bmh-PM, hubo una alta representatividad del género *Astroblepus* y *Trichomycterus*, pues gracias a la variedad de modificaciones anatómicas, fisiológicas y ecológicas pueden explotar y colonizar una gran diversidad de recursos ofertados por los ecosistemas acuáticos.
- La variación de la diversidad en los tipos de cobertura vegetal en el bmh-PM, se debe posiblemente al estado de conservación de las coberturas y a la diversa oferta recursos físicos y alimenticios.
- La cobertura Pas y Bpt en el bmh-PM pueden ser consideradas zonas de gran importancia para futuros planes de manejo y conservación al registrar alta riqueza y diversidad peces en relación a los demás tipos de cobertura vegetal.

- Las especies exclusivas de Arb y Bpt se caracterizan por depender de recursos específicos tales como disponibilidad de sustratos de roca y arena y variabilidad hidráulica. A diferencia de la exclusividad observada en Pas que se caracteriza por presentar especies introducidas y tolerantes a los cambios ambientales, tales como *Poecilia caucana* y *Astroblepus homodon*, indicando la posible degradación de esta cobertura.

3. VARIACION DE LOS DESCRIPTORES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL DEL ENSAMBLAJE DE PECES EN LOS DISTINTOS TIPOS DE COBERTURA EN EL BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO MONTANO (bmh-PM), DEL MUNICIPIO DE IBAGUÉ.

3.1 RESUMEN

Los descriptores de diversidad funcional son medidas de la biodiversidad que tienen en cuenta los rasgos funcionales y los papeles ecológicos de las especies en un ecosistema. El objetivo de este estudio fue determinar la influencia de los distintos tipos de cobertura vegetal sobre el ensamblaje de peces en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué. Se muestrearon 23 estaciones en las coberturas bosques, arbustos, mosaico de cultivos y pastos. Para representar la diversidad funcional se calcularon los índices de riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) y dispersión funcional (FDis), a partir de 29 rasgos funcionales asociados al uso del hábitat, tamaño del cuerpo y ecología trófica. En el bh-PM, la cobertura pastos a pesar de presentar un alto valor de FRic, las especies dominantes son funcionalmente parecidas a las especies raras, lo cual indica posiblemente, competencia por recursos físicos y alimenticios. El Análisis de Componentes Principales (ACP) muestra variaciones de los rasgos funcionales a niveles inter e intraespecíficos. El Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) indicó una relación entre los tipos de cobertura vegetal y las especies, la cual podría explicarse porque las variables fisicoquímicas generan un filtro ambiental. Se sugiere que la diversidad funcional y los rasgos funcionales del ensamblaje de peces varían entre las coberturas vegetales, por la influencia de las variables ambientales.

Palabras claves: Diversidad funcional, ensamblajes de especies, rasgos funcionales, filtros ambientales, Neotrópico.

3.2 OBJETIVOS

3.2.1 Objetivo general. Determinar la influencia de los distintos tipos de cobertura vegetal sobre el ensamblaje de peces en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué.

3.2.2

Objetivos específicos

- Determinar los descriptores de diversidad funcional del ensamblaje de peces en los distintos tipos de cobertura vegetal en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué.
- Describir la variación de los rasgos funcionales del ensamblaje de peces entre los distintos tipos de cobertura vegetal en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué.
- Establecer la relación entre el ensamblaje de peces, las variables ambientales y los distintos tipos de cobertura vegetal en el bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué.

3.3 INTRODUCCIÓN

La cobertura vegetal riparia puede ser definida como la vegetación dominante que se encuentra en los márgenes de los cuerpos de agua, y actúa como un sitio de interacción entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (Granados et al., 2006). Asimismo, son sistemas ecológicos y socioeconómicos donde las comunidades biológicas interactúan con ambientes modificados por el humano para producir alimentos y otros productos (Conway, 1987). Actualmente, aunque estos sistemas representan más del 38% de la superficie del planeta (Ramankutty et al., 2008), su alteración es una de las causas de la pérdida de biodiversidad (Doledec y Statzner 2010).

La transformación de la zona riparia modifica las comunidades acuáticas y los servicios ecosistémicos (Sweeney et al. 2004), lo que conlleva a una pérdida de biodiversidad, un exceso de nutrientes (Woodward et al., 2012), cambios en las fuentes de energía (C3 a C4) (Bunn et al., 1997) e incremento en el uso de pesticidas (Bareswill et al., 2013), entre otros.

Las consecuencias de los cambios de esta cobertura vegetal en las comunidades de peces han sido estudiadas, especialmente, bajo una perspectiva taxonómica (Casatti et al., 2009), sugiriendo que estos cambios tienen efectos sobre la composición de especies y sus descriptores de diversidad, tales como riqueza, diversidad y dominancia (Teresa y Cassatti, 2010).

Sin embargo, los descriptores de diversidad representan un conjunto limitado de rasgos de las comunidades biológicas, pues asumen que todas las especies contribuyen igualmente al funcionamiento de los ecosistemas y fallan en detectar cambios causados por impactos antropogénicos (Ernest et al., 2006).

Recientemente se observa un incremento en el número de estudios que incorporan aspectos de la diversidad funcional de las comunidades (Casatti et al., 2015; Petchey y Gaston, 2002; Poff et al., 2010), esto se debe al alto poder de predicción de los descriptores de la diversidad funcional en los procesos ecosistémicos (Díaz y Cabido, 2001), ya que toman en cuenta los rasgos funcionales de las especies y los papeles ecológicos que estas prestan en los ecosistemas (Eros et al., 2009).

En estuarios Villéger et al. (2010) encontraron que su degradación intensificada lleva a un incremento en la riqueza de especies, aunque presenta una disminución en la divergencia y especialización funcional que se atribuye a la disminución de especies especialistas, y a que las especies adicionadas fueron redundantes en relación a las especies previamente establecidas. Es importante resaltar que la relación entre riqueza y diversidad funcional varía (Mayfield et al., 2010), pues es el resultado de la acción de distintos procesos ecológicos (Pavoine y Bonsall, 2011).

En Colombia, son pocas las investigaciones sobre la influencia de la cobertura vegetal sobre los ensamblajes de peces y los descriptores funcionales, sin embargo, estas sugieren que la variación en la composición, estructura y dieta de las comunidades de peces está dada por el tipo de cobertura vegetal (Chara, 2003; Pérez, 2015; Romero, 2009).

En el Tolima, López-Delgado (2013) halló que la degradación de bosques ríparios afecta negativamente la estructura y composición de los ensamblajes ícticos en los ríos Opia y Venadillo, ubicados en el bosque seco tropical (bs-T), al disminuir su diversidad y riqueza, además de favorecer el establecimiento de especies dominantes.

Con base en lo anterior, el presente estudio tiene como objetivo conocer de qué forma los distintos tipos de cobertura vegetal afectan el ensamblaje de peces en las zonas de vida bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo premontano (bmh-PM), del municipio de Ibagué. Para lo cual se propone que a pesar de presentar un alta riqueza, los ensamblajes de peces serán funcionalmente redundantes en las coberturas vegetales degradadas.

3.4 MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1 Variables ambientales. En cada estación de muestreo se registraron 15 variables ambientales, divididas en zona riparia (2) y condiciones fisicoquímicas del cuerpo de agua (13). En las asociadas a la zona riparia se encuentra el índice de calidad de la vegetación riparia (QBR) (López-Delgado, 2013) y la cobertura del dosel, la cual fue calculada mediante un densiómetro (modelo C). En las condiciones fisicoquímicas se midieron la velocidad del agua (m/s), ancho del cauce (m), profundidad del cauce (cm), temperatura del agua (°C), conductividad eléctrica (μS/CM), pH (unidades de pH) y sólidos totales (ppm), las cuáles fueron tomadas *in situ* con un equipo multiparámetros (SCHOTT Handylab multi12/Set) (Tabla 4). La velocidad del agua se registró con un flujómetro (General Oceanics, modelo 2030R). Se utilizó el índice de Complejidad de Sustrato (C.S) propuesto por Winemiller et al. (2008), para determinar la heterogeneidad de sustratos en el fondo del cuerpo de agua en los tipos de cobertura vegetal usando la siguiente formula:

$$C.S = \frac{\sum x_i}{N}$$

Donde C.S es el índice de complejidad del sustrato o heterogeneidad de sustrato, x_i la presencia de cada sustrato registrado en la estación y N el número total de sustratos.

Tabla 4. Variables físicas y químicas registradas en las estaciones de muestreo de las distintas coberturas vegetales en bh-PM y bmh-M, del municipio de Ibagué.

Variables	Unidades
Conductividad Eléctrica	μS/CM
pH	NTU
Temperatura	°C
Solidos Totales	ppm
Ancho	m
Velocidad del agua	m/s
Profundidad	cm

Variables	Unidades
Presencia de Arena	0-1
Presencia de Grava	0-1
Presencia de Guijarro	0-1
Presencia de Rocas	0-1
Presencia de hojarasca	0-1
Presencia de restos de madera	0-1
Índice QBR	Cuantitativo
Cobertura del dosel	Cuantitativo (%)

3.4.2 Rasgos funcionales. Para determinar la diversidad funcional, se tomaron medidas lineales de 29 rasgos funcionales (Anexo A) con un calibrador digital, los cuales están asociados al uso del hábitat, tamaño del cuerpo y ecología trófica, para esto se siguió la metodología propuesta por Fabrício y Casatti, (2012). Adicionalmente, a un ejemplar de cada especie en cada tipo de cobertura vegetal, se le diseccionó el primer arco branquial del lado derecho para determinar el número, tamaño y distancia entre las branquiespinas; siguiendo el protocolo de aclaramiento y tinción propuesto por Dingerkus y Uhler, (1977). Las mediciones y conteos se realizaron con un estereomicroscopio Zeiss® SteREO Discovery V12 y el software de imagen AxioVision Zeiss®.

3.4.3 Diversidad Funcional. Los índices de riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) (Villegér et al., 2008) y dispersión funcional (FDis) (Laliberté y Legendre, 2010) fueron calculados para representar la diversidad funcional. Estos índices miden diferentes aspectos de la diversidad funcional, son independientes de la riqueza de especies (Villegér et al., 2008) y son flexibles cuando se usan distintos tipos de rasgos (Laliberté y Legendre, 2010).

La FRic representa el volumen del espacio convexo o “convex hull” generado por el posicionamiento de distribución de las especies en el espacio de rasgos n -dimensional (Villegér et al., 2008). La FEve mide la regularidad con la cual, el espacio funcional es ocupado por las especies, al tener en cuenta su abundancia; esta es alta cuando las abundancias están equitativamente distribuidas entre las especies o cuando la distancia

funcional entre las especies es regular (Villéger et al., 2008). La FDiv representa la distribución de las abundancias a lo largo del espacio funcional de la comunidad, este índice es igual a cero cuando las especies abundantes están muy cercanas al centro de gravedad relativo de las especies raras (Villéger et al., 2008).

La FDis fue inicialmente propuesta como una medida de beta diversidad (Anderson et al., 2006), pero recientemente ha sido incorporada como una medida de diversidad funcional. A diferencia de FRic, la FDis tiene en cuenta las abundancias de las especies en la comunidad y no es afectado por los puntos extremos (Laliberté y Legendre, 2010). Este índice mide individualmente la distancia media de las especies en un espacio de múltiples rasgos al centroide de todas las especies, cambiando la posición hacia las especies más abundantes (Laliberté y Legendre, 2010). Para esto, se utilizó la función dbFD en el paquete FD de software R (R Development Core Team, 2017), este paquete incorpora los cambios que hacen que los índices propuestos por Villéger et al. (2008).

3.4.4 Análisis de datos. Se utilizó la prueba U de Mann-Whitney para determinar si existían diferencias significativas de los descriptores de diversidad funcional, entre los distintos tipos de cobertura vegetal; es importante mencionar que por no presentar réplicas se estableció un nivel de significancia $\alpha = 0.10$; esta prueba se realizó con el software SPSS, versión 23 licenciado a la Universidad del Tolima. Adicionalmente, para comparar los descriptores de diversidad entre los distintos tipos de cobertura vegetal, se elaboró un diagrama de cajas y bigotes con la función “*boxplot*” del paquete “graphics” del software R (R Development Core Team, 2017).

Para describir la variación de los rasgos funcionales entre las especies en los distintos tipos de cobertura vegetal se empleó un Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual fue realizado con la función “*prcomp*” del paquete “stats”, en el software R (R Development Core Team, 2017).

Finalmente, para determinar la relación entre el ensamblaje de peces, las variables ambientales y los distintos tipos de cobertura vegetal, se realizó un Análisis de

Correspondencia Canónica (ACC), utilizando dos grupos de matrices (abundancia de especies vs. tipo de cobertura vegetal; tipos de cobertura vegetal vs. variables ambientales). Para estos análisis se utilizó el paquete estadístico CANOCO para Windows 4.5 (Braak y Smilauer, 2009).

3.5 RESULTADOS

Composición y Estructura en el bh-PM. Con relación a las especies de Arb se observa que de las 8 especies registradas, *Creagrutus aff. paralacus*, *Astroblepus grixalvii* y *Astroblepus homodon* son especies comunes, *Astroblepus trifasciatus* poco común y las restantes son escasas. En Mc, *C. aff. paralacus* es abundante, mientras que *A. grixalvii*, *A. homodon* y *Trichomycterus sp.1* son poco comunes, las demás especies se consideran escasas (Tabla 5).

Tabla 5. Abundancia relativa de las especies registradas en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.

Especies	Arb	Mc	Pas
<i>Astroblepus chotae</i>	1.0	0.0	0.0
<i>Astroblepus grixalvii</i>	25.9	18.7	7.0
<i>Astroblepus homodon</i>	24.9	22.0	34.3
<i>Astroblepus sp.1</i>	2.6	0.0	0.0
<i>Astroblepus trifasciatus</i>	10.9	0.0	0.0
<i>Chaetostoma cf. fischeri</i>	0.0	0.0	4.5
<i>Creagrutus aff paralacus</i>	30.6	42.5	27.7
<i>Hemibrycon sp.</i>	0.0	5.9	2.4
<i>Trichomycterus banneai</i>	1.0	0.5	3.8
<i>Trichomycterus retropinis</i>	0.0	0.0	0.8
<i>Trichomycterus sp.1</i>	3.1	9.1	18.8
Total	100.0	100.0	100.0

Por último, en Pas se observa que *A. homodon* y *C. aff. paralacus* son comunes, mientras que *Trichomycterus* sp.1 y *A. grixalvii* son poco comunes; las restantes especies registraron valores inferiores al 5%. Con relación a la exclusividad de especies, Pas registró *Poecilia caucana* y *Chaetostoma fisheri*, mientras que Arb lo hizo con *A. chotae*, *Astroblepus* sp.1 y *A. trifasciatus* (Tabla 5).

Diversidad funcional en bh-PM. En cuanto a FRic, Pas a pesar de mostrar valores altos en el diagrama de cajas y bigotes (Figura 9A) no presenta diferencias significativas entre los distintos tipos de cobertura vegetal (Tabla 6).

Tabla 6. Estadísticos de prueba para los índices de riqueza funcional (FRic) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh.PM, en el municipio de Ibagué.

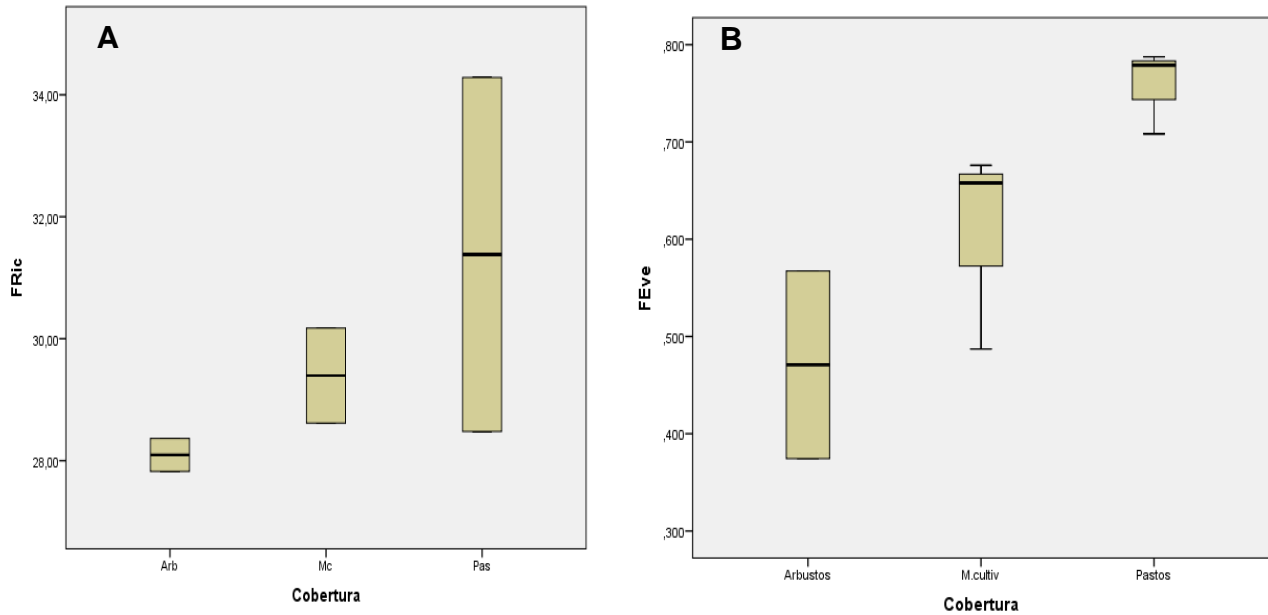
	Pas-Arb	Pas-Mc	Arb-Mc
U de Mann-Whitney	0	2	0
Z	-1.54	0	-1.54
Sig. asintótica	0.12	1	0.12

En cuanto al FEve se observan diferencias entre Pas vs. Mc y Pas vs. Arb (Figura 9B), lo cual fue corroborado con la prueba U de Mann-Whitney (Tabla 7). El bajo valor de FEve registrado en Arb puede explicarse por la presencia de las especies dominantes *A. grixalvii*, *A. homodon* y *C. aff. paralacus* (Tabla 5).

Tabla 7. Estadísticos de prueba para la equidad funcional (FEve) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.

	Pas-Arb	Pas-Mc	Arb-Mc
U de Mann-Whitney	0	0	1
Z	-1.73	-1.96	-1.15
Sig. asintótica	0.08	0.04	0.24

Figura 9. Descriptores de diversidad funcional, A. riqueza funcional (FRic); B. Equidad funcional (FEve) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.



Fuente: Autor

Por otra parte, en la FDiv se observa diferencia entre Pas vs. Arb, lo cual fue corroborado por la prueba U de Mann-Whitney (Tabla 8). La cobertura Arb se caracterizó por registrar el valor más alto (Figura 10C), lo cual indica que las especies abundantes difieren funcionalmente de las raras, es decir, existe un alto grado de diferenciación de nicho en el ensamblaje de peces.

Tabla 8. Estadísticos de prueba para la dispersión funcional (FDiv) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.

	Pas-Arb	Pas-Mc	Arb-Mc
U de Mann-Whitney	0	2	1
Z	-1.73	-1.09	-1.15
Sig. asintótica	0.08	0.27	0.24

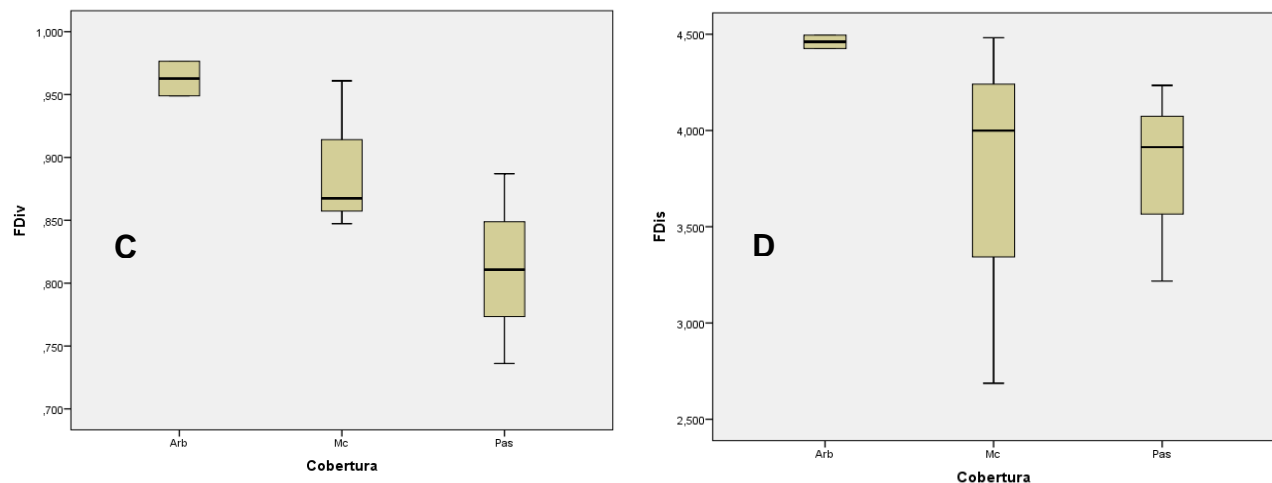
Finalmente, para la FDis se observa diferencias significativas entre Pas vs. Arb (Tabla 9); el alto valor de Arb indica que las especies dominantes son funcionalmente distintas a las demás especies (Figura 10D).

Tabla 9. Estadísticos de prueba para dispersión funcional (FDis) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.

	Pas-Arb	Pas-Mc	Arb-Mc
U de Mann-Whitney	0	4	1
Z	-1.73	-0.21	-1.15
Sig. asintótica	0.08	0.82	0.24

El ACP muestra que los dos primeros ejes acumulan un 60% de variación de los rasgos funcionales, el eje 1 con un 36.4% de variación es representado por AAV, LAV, ALAC, LAC, LC, NB (valor propio: entre -0.26 y -0.28) y ANPC (valor propio 0.21) (Figura 11). El segundo eje con una variación del 22% es representado por ALMC, APC, ALC (valor propio: entre -0.31 y -0.34) y, AMC, DO y LAA (valor propio: entre 0.28 y 0.32) (Figura 11).

Figura 10. Descriptores de diversidad funcional, C. divergencia funcional (FDiv); D. dispersión funcional (FDis) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.



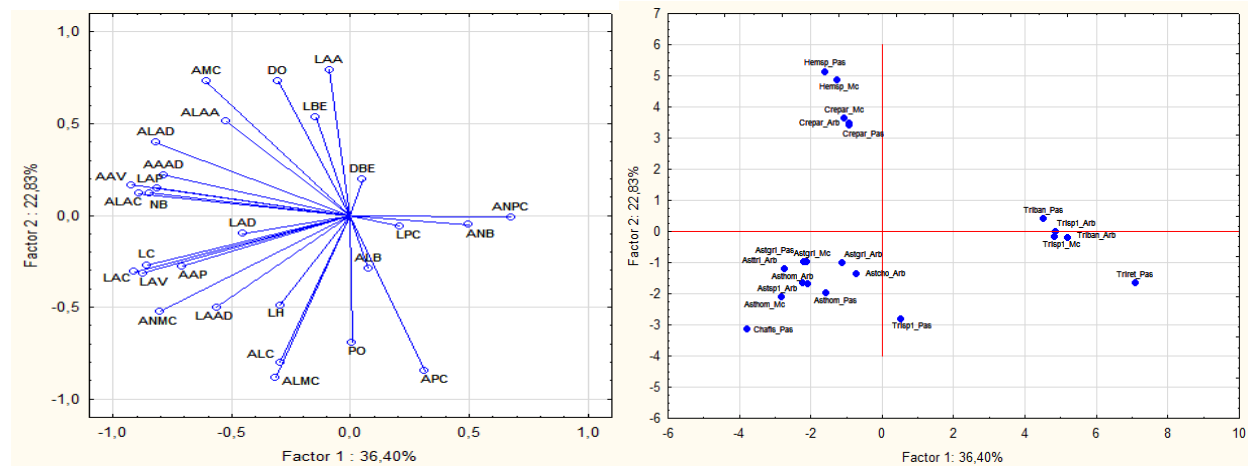
Fuente: Autor.

Creagrutus aff. paralacus y *Hemibrycon* sp. se definen por LAA, DO y LBE, es decir son especies con una aleta anal larga, ojos grandes y branquiespinas largas. *Trichomycterus banneai*, *Trichomycterus retropinis* y *Trichomycterus* sp.1 son definidos por ANPC y ANB, de manera que son especies con un pedúnculo caudal y boca anchos.

Finalmente, las distintas especies de Astroblepidae y *Chaetostoma cf. fisheri* son definidas por ANMC, LAC, LAV y LAAD, es decir son especies robustas y sus aletas caudal, ventral y adiposa son largas, esto último exceptuando a *C. cf. fisheri*. Es importante mencionar que no hubo variaciones de los rasgos funcionales entre los tipos de cobertura vegetal, sino entre especies (Figura 11).

El ACC explicó el 100% de la varianza de los datos en los dos primeros ejes (Tabla 10); esto sugiere que algunas de las variables medidas son responsables de la variación en la composición y distribución de las especies de peces.

Figura 11. Análisis de Componentes Principales (ACP) de los rasgos funcionales de las especies entre los distintos tipos de cobertura vegetal del bh-PM, en el municipio de Ibagué.



Hemsp: *Hemibrycon* sp., Crepar: *Creagrutus aff. paralacus*, Triban: *Trichomycterus banneai*, Trisp1: *Trichomycterus* sp.1, Triret: *Trichomycterus retropinis*, Astgri: *Astroblepus grixalvi*, Asthom: *Astroblepus homodon*, Astsp1: *Astroblepus* sp.1, Chafis: *Chaetostoma cf. fisheri*, LC: Longitud de la cabeza, ALC: Altura de la cabeza, ALB: Abertura oral, ANB: Ancho de la boca, DO: Diametro del ojo, LH: Longitud del hocico, AMC: Altura del cuerpo, ANMC: Ancho del cuerpo,

LPC: Longitud del pedúnculo caudal, APC: Altura del pedúnculo caudal, ANPC: Ancho del pedúnculo caudal, ALMC: Altura de la línea media del cuerpo, LAD,_j: Longitud de la aleta dorsal, LAAD: Longitud de la aleta adiposa, AAAD: Altura de la aleta adiposa, ALAD: Altura de la aleta dorsal, ALAA: Altura de la aleta anal, LAA: Longitud de la aleta anal, ALAC: Altura de la aleta caudal, LAC: Longitud de la aleta caudal, LAP: Longitud de la aleta pectoral, LAV: Longitud de la aleta pélvica, AAP: Altura de la aleta pectoral, AAV: Altura de la aleta pélvica, DBE: Distancia entre branquiespinas, NB: Número de branquiespinas y LBE: Longitud de las branquiespinas.

Tabla 10. Tabla resumen de la contribución de los valores propios y el porcentaje de la varianza de cada uno de los ejes del ACC realizado entre las variables ambientales y la ictiofauna en el bh-PM.

Ejes	1	2	Inercia total
Valores propios:	0.254	0.065	0.319
Correlación especie- ambiente:	1	1	
Porcentaje acumulado de la varianza de especies:	79.6	100	
del ambiente:	79.6	100	
Suma de todos los valores propios			0.319
Suma de todos los valores canónicos:			0.319

Los resultados obtenidos a partir de los datos de las matrices analizadas durante el ACC, utilizando la sección automática y calculando el test de Monte Carlo, muestran que el QBR tuvo efectos condicionantes sobre las especies. Sin embargo, no influyó de forma significativa en la distribución y composición de la fauna íctica (Tabla 11).

Se observa cómo se asocian las especies con cada una de las variables ambientales, V, P, A, C.D. y QBR se asociaron positivamente con Arb y con *A. chotae*, *A. trifasciatus* y *Astroblepus* sp.1; a diferencia de *T. retropinis* y *Hemibrycon* sp. que parecen relacionarse negativamente con estas variables (Figura 12). Con relación a C.E., S.T. y C.S. se observa su asociación negativa con Pas y *Poecilia caucana* y *C. cf. fisheri* (Figura 12).

Es importante mencionar que el índice de complejidad de sustrato (C.S) no fue informativo, debido a que presento valores similares entre los tipos de cobertura vegetal.

Tabla 11. Efectos condicionantes y marginales de las variables ambientales del ACC, “FS-summary” en el bh-PM. Lambda1=valor propio de la variable j; LambdaA = ajuste adicional del valor propio; P= nivel de significancia.

Efectos marginales			Efectos condicionantes				
Variable	Var.N	Lambda1	Variable	Var.N	LambdaA	P	F
V	4	0.25	QBR	1	0.07	1	0
P	5	0.25					
C.D.	2	0.23					
QBR	1	0.17					
pH	8	0.13					
T	7	0.13					
A	3	0.12					
C.E.	9	0.07					
S.T.	10	0.07					
C.S.	11	0.07					

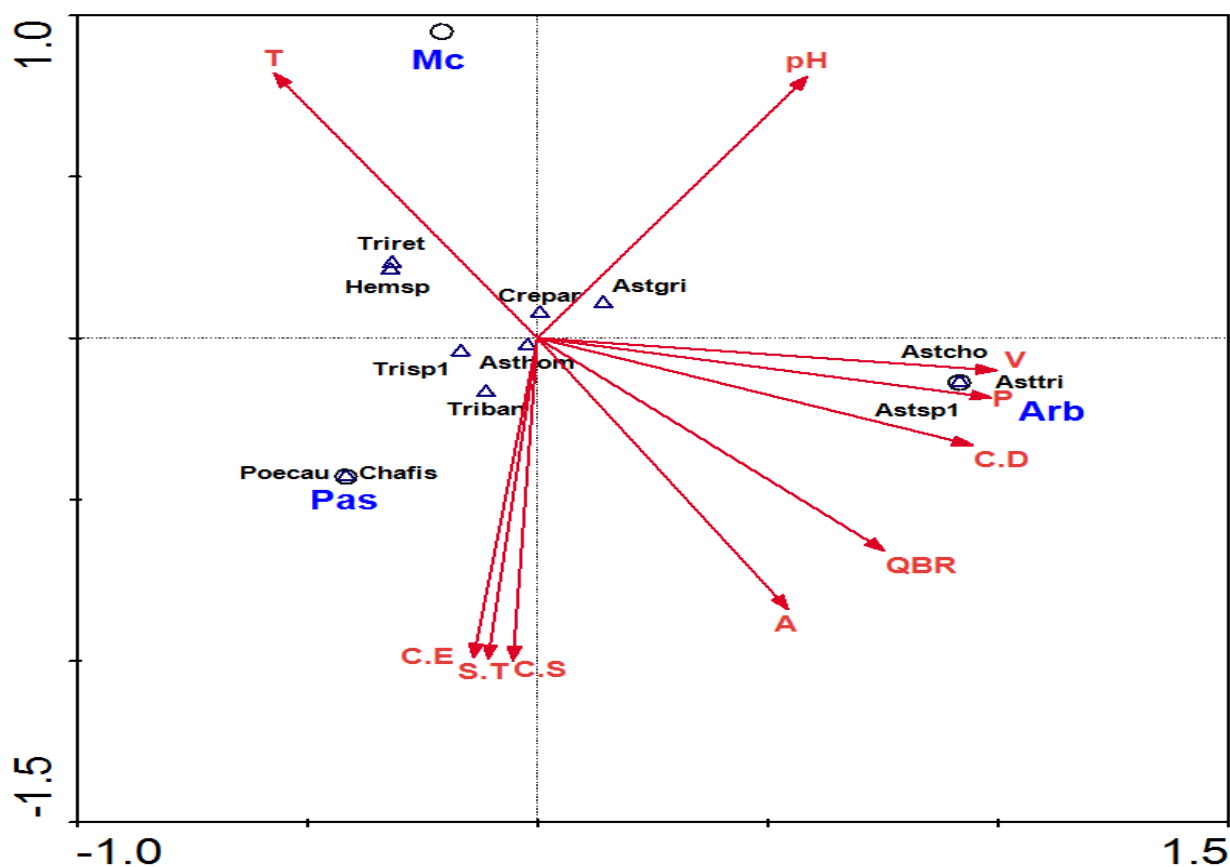
Otra variable que se asoció positivamente a Mc, así como a *Hemibrycon* sp. y *T. retropinis* fue la temperatura del agua. Finalmente, *C. aff. paralacus*, *A. grixalvi*, *A. homodon*, *Trichomycterus* sp1. y *T. banneui* parecen ser frecuentes en distintas coberturas vegetales (Figura 12).

En el análisis general se observa que las distintas coberturas vegetales presentan diferencias en composición y estructura de sus ensamblajes, ya que se encuentran agrupadas en diferentes cuadrantes en el diagrama de ordenación (Figura 12).

Composición y Estructura en el bmh-PM. Con relación a las especies de Bpt, de las 8 especies registradas *A. grixalvi* es abundante, *A. micrescens*, *A. trifasciatus* y *A. chotae* son poco comunes, y las restantes escasas. En Mc, *A. trifasciatus* es muy abundante, *A.*

micrescens y *A.grivalvii* son poco comunes, y las restantes especies son escasas (Tabla 12).

Figura 12. Triplot del Análisis de Correspondencia Canónica respecto a los distintos tipos de cobertura vegetal, variables ambientales y ensamblaje de peces del bh-PM, en el municipio de Ibagué.



Mc: Mosaico de cultivos, Pas: Pastos, Arb: Arbustos, Triret: *Trichomycterus retropinis*, Trisp1: *Trichomycterus* sp.1, Triban: *Trichomycterus banneau*, Hemsp: *Hemibrycon* sp., Crepar: *Creagrutus* aff. *paralacus*, Poecau: *Poecilia caucana*, Chafis: *Chaetostoma* cf. *fisheri*, Asthom: *Astroblepus homodon*, Astgri: *Astroblepus grivalvi*, Astcho: *Astroblepus chotae*, Astsp1: *Astroblepus* sp.1, Asttri: *Astroblepus trifasctiatus*, T: Temperatura del agua, pH: pH, V: Velocidad del agua, P: Profundidad del agua, A: Ancho del cuerpo de agua, C.D.: Cobertura del dosel, QBR: Calidad de la vegetación riparia, C.S.: Complejidad del sustrato, S.T.: Sólidos totales, C.E.: Conductividad eléctrica.

En Pas, *A. trifasciatus* y *A. chotae* se consideran comunes, mientras que *A. grixalvii* es poco común y las restantes especies son consideradas escasas (Tabla 12). Finalmente, en Arb sólo se colectó *A. micrecens*. Con relación a la exclusividad de especies, en Bpt se registró a *T. trasandianum*, en Mc a *A. unifasciatus* y en Pas a *A. cf. güentheri*, *B. tolimae* y *Trichomycterus* sp.1.

Tabla 12. Abundancia relativa de las especies registrada en los distintos tipos de cobertura vegetal del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.

Especies	Arb	Bpt	Mc	Pas
<i>Astroblepus cf. güentheri</i>	0	0	0	0.66
<i>Astroblepus chapmani</i>	0	2.10	0	1.53
<i>Astroblepus chotae</i>	0	7.36	0	22.10
<i>Astroblepus grixalvii</i>	0	52.63	12.20	18.16
<i>Astroblepus homodon</i>	0	3.16	0	2.19
<i>Astroblepus micrescens</i>	100	22.11	19.51	2.84
<i>Astroblepus sp.1</i>	0	0	0	3.28
<i>Astroblepus sp.2</i>	0	4.21	3.05	5.47
<i>Astroblepus trifasciatus</i>	0	8.42	64.02	39.17
<i>Bryconamericus tolimae</i>	0	0	0	3.28
<i>Trichomycterus retropinis</i>	0	0	1.22	0.22
<i>Trichomycterus sp.1</i>	0	0	0	1.09
Total	100	100	100	100

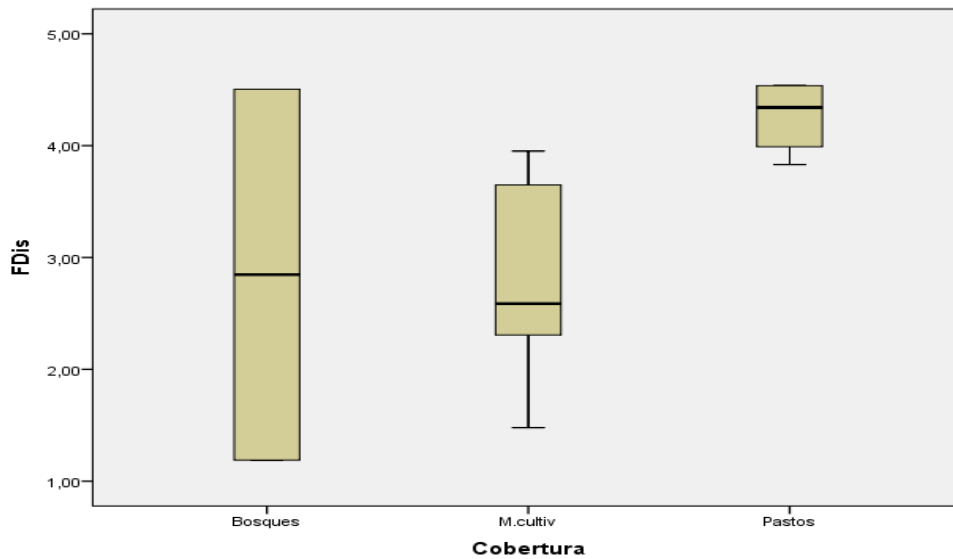
Diversidad funcional del bmh-PM. Los índices FRic, FEve y FDiv no cumplieron los criterios para su operación, debido a que registraron menos de 2 especies; FDis fue el único que permitió hacer comparaciones entre los tipos de cobertura vegetal. Se observó diferencia de los valores de FDis entre Pas vs. Mc en el gráfico de barras y bigotes (Figura 13), lo cual fue corroborado con la prueba U de Mann-Whitney (Tabla 13). La cobertura Pas registró el valor promedio más alto en FDis (Figura 13), lo cual indica que las especies abundantes cumplen funciones distintas a las demás especies de peces.

En cuanto al ACP, los dos primeros ejes acumularon un 60% de la variación de los rasgos funcionales, el eje 1 con un 39.5% de variación es representado por ANPC, LPC (valor propio: entre 0.23 y 0.26 respectivamente) y, LC y LAV (valor propio: -0.27 y -0.29, respectivamente) (Figura 14). El segundo eje con una variación del 20.4% es representado por APC y LH (valor propio: entre -0.31 y -0.32, respectivamente) y, AMC, DO y LAA (valor propio: entre 0.34 y 0.39) (Figura 14).

Tabla 13. Estadísticos de prueba para dispersión funcional (FDis) en los distintos tipos de cobertura vegetal del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.

	Pas-Mc	Pas-Bpt	Mc-Bpt
U de Mann-Whitney	1	2	5
Z	-2.2	-0.92	0
Significancia	0.02	0.35	1

Figura 13. Dispersión funcional en los distintos tipos de cobertura vegetal del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.

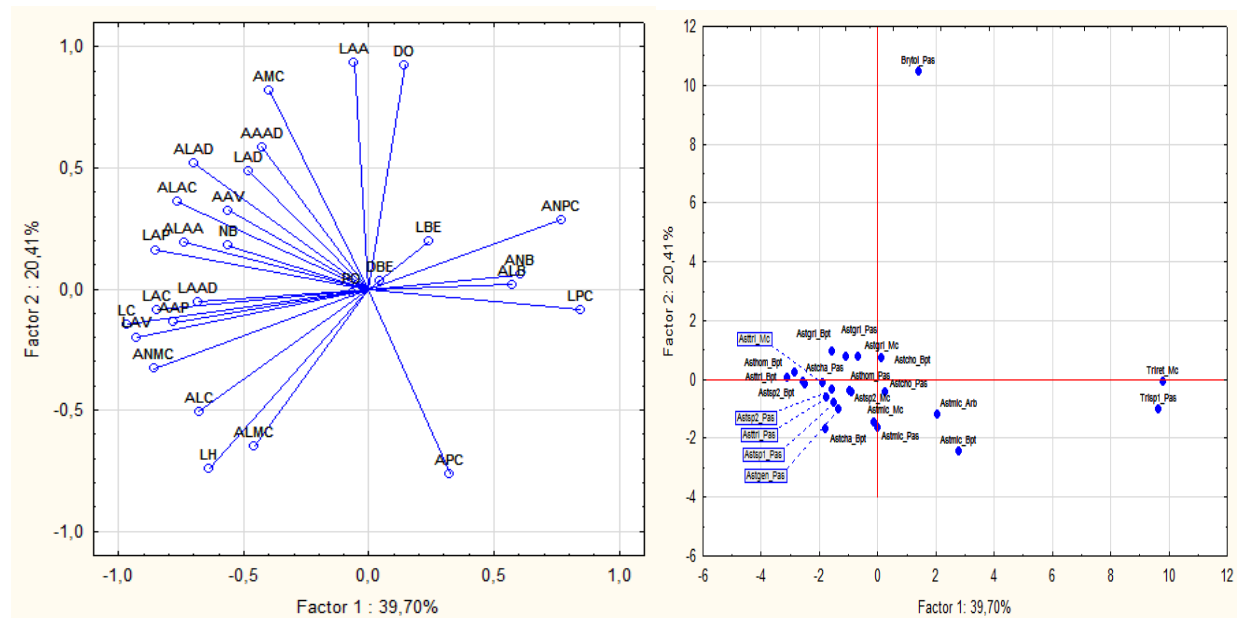


Fuente: Autor.

Bryconamericus tolimae se define por LAA y DO, es decir es una especie con ojos grandes y aleta anal larga. *Trichomycterus retropinis* y *Trichomycterus* sp.1 se distinguen por LPC, de manera que son especies con un pedúnculo caudal largo.

En vista de la poca definición en las especies de Astroblepidae, se realizó un ACP exclusivo para ellas, observando diferencias funcionales entre los tipos de cobertura vegetal en *A. trifasciatus* y *A. homodon* (Figura 15).

Figura 14. Análisis de Componentes Principales de los rasgos funcionales de las especies entre los distintos tipos de cobertura vegetal del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.



Brytol: *Bryconamericus tolimae*, Trisp1: *Trichomycterus* sp.1, Triret: *Trichomycterus retropinis*, Astcho: *Astroblepus chotae*, Astchap: *Astroblepus chapmani*, Astgri: *Astroblepus grixalvi*, Asthom: *Astroblepus homodon*, Astsp2: *Astroblepus* sp.2, Astsp1: *Astroblepus* sp.1, Astgen: *Astroblepus guenteri*, Astmic: *Astroblepus micrecens*, Asttri: *Astroblepus trifasciatus*, LC: Longitud de la cabeza, ALC: Altura de la cabeza, ALB: Abertura oral, ANB: Ancho de la boca, DO: Diametro del ojo, LH: Longitud del hocico, AMC: Altura del cuerpo, ANMC: Ancho del cuerpo, LPC: Longitud del pedúnculo caudal, APC: Altura del pedúnculo caudal, ANPC: Ancho del pedúnculo caudal, ALMC: Altura de la línea media del cuerpo, LAD,;: Longitud de la aleta dorsal, LAAD: Longitud de la aleta adiposa, AAAD: Altura de la aleta adiposa, ALAD: Altura de la aleta

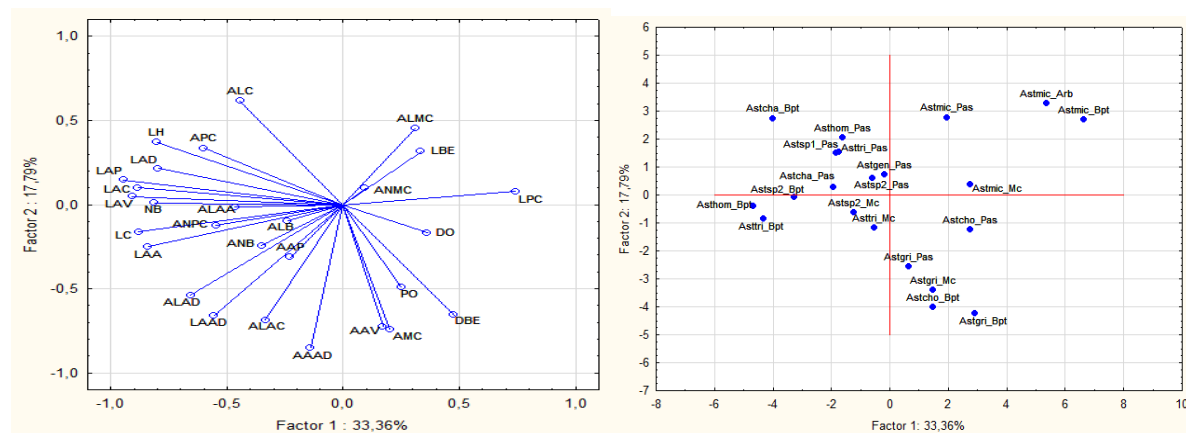
dorsal, ALAA: Altura de la aleta anal, LAA: Longitud de la aleta anal, ALAC: Altura de la aleta caudal, LAC: Longitud de la aleta caudal, LAP: Longitud de la aleta pectoral, LAV: Longitud de la aleta pélvica, AAP: Altura de la aleta pectoral, AAV: Altura de la aleta pélvica, DBE: Distancia entre branquiespinas, NB: Número de branquiespinas y LBE: Longitud de las branquiespinas.

En este análisis los dos primeros ejes acumularon el 52% de variación de los rasgos funcionales, el eje 1 con un 33% de variación es representado por LAP, LAV, LAC, NB LAA (valor propio: entre -0.30 y -0.26) y LPC (valor propio: 0.26). El segundo eje con un 17% es representado por AAAD (valor propio: -0.38) y ALC (valor propio: 0.27) (Figura 15).

Astroblepus chotae y *A. grixalvi* se definen por AAAD, AAV y AMC, es decir son especies de cuerpo ancho con la aleta adiposa y ventral alta. *A. micrecens* se define por ALMC y LBE, ya que es una especie de cuerpo alto con branquiespinas espaciadas. Finalmente, es importante mencionar el comportamiento de *A. homodon* y *A. trifasciatus* ya que se observan variaciones funcionales entre los tipos de cobertura vegetal, especialmente en NB, LAV, LAP y LAA, tal es el caso de *A. trifasciatus* que registra 7 branquiespinas en Mc y 26 en Bpt.

El ACC explicó el 83% de la varianza de los datos en los dos primeros ejes (Tabla 14), lo cual indica que algunas de las variables ambientales evaluadas son responsables de la variación en la composición y distribución de la ictiofauna.

Figura 15. Análisis de Componentes Principales de los rasgos funcionales de algunas especies de Astroblepidae en los distintos tipos de cobertura vegetal del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.



Astcho: *Astroblepus chotae*, Astchap: *Astroblepus chapmani*, Astgri: *Astroblepus grixalvi*, Asthom: *Astroblepus homodon*, Astsp2: *Astroblepus* sp.2, Astsp1: *Astroblepus* sp.1, Astgen: *Astroblepus guenteri*, Astmic: *Astroblepus micrecens*, Asttri: *Astroblepus trifasciatus*, LC: Longitud de la cabeza, ALC: Altura de la cabeza, ALB: Abertura oral, ANB: Ancho de la boca, DO: Diametro del ojo, LH: Longitud del hocico, AMC: Altura del cuerpo, ANMC: Ancho del cuerpo, LPC: Longitud del pedúnculo caudal, APC: Altura del pedúnculo caudal, ANPC: Ancho del pedúnculo caudal, ALMC: Altura de la línea media del cuerpo, LAD,_j: Longitud de la aleta dorsal, LAAD: Longitud de la aleta adiposa, AAAD: Altura de la aleta adiposa, ALAD: Altura de la aleta dorsal, ALAA: Altura de la aleta anal, LAA: Longitud de la aleta anal, ALAC: Altura de la aleta caudal, LAC: Longitud de la aleta caudal, LAP: Longitud de la aleta pectoral, LAV: Longitud de la aleta pélvica, AAP: Altura de la aleta pectoral, AAV: Altura de la aleta pélvica, DBE: Distancia entre branquiespinas, NB: Número de branquiespinas y LBE: Longitud de las branquiespinas.

Tabla 14. Tabla resumen de la contribución de los valores propios y el porcentaje de la varianza de cada uno de los ejes del ACC realizado entre las variables ambientales y la ictiofauna del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.

Ejes	1	2	3	Inercia total
Valores propios:	0.259	0.134	0.080	0.474
Correlación especies- ambiente:	1,000	1,000	1,000	
Porcentaje de varianza acumulada				

Ejes	1	2	3	Inercia total
de especies:	54.6	83.0	100.0	
De la relacion especie-ambiente:	54.6	83.0	100.0	
Suma de valores propios				0.474
Suma de valores canónicos				0.474

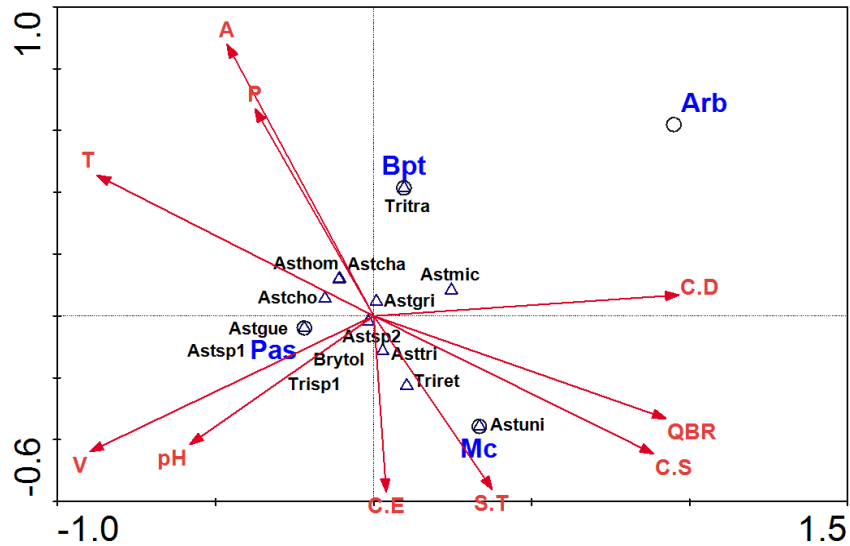
Los resultados obtenidos en ACC, utilizando la sección automática y calculando el test de Monte Carlo, muestran que C.D., T y A tuvieron efectos condicionales sobre las especies. Sin embargo, ninguna influyó de forma significativa en la distribución y composición de la fauna íctica (Tabla 15).

El diagrama de ordenación permitió observar cómo se asocian las especies con cada una de las variables ambientales; C. D. se asoció positivamente con Arb y Bpt, y con *T. trasandianum* y *A. micrecens*, sin embargo, QBR, C.S., S.T. y C.E. registraron los valores más altos para estas coberturas (Figura 16).

Tabla 15. Efectos condicionantes y marginales de las variables ambientales del ACC, “FS-summary” en el bmh-PM. Lambda1 = valor propio de la variable j; Lambda A = ajuste adicional del valor propio; P = nivel de significancia.

Efectos marginales		Efectos condicionales			
Variable	Lambda1	Variable	Lambda A	P	F
C.D	0.25	C.D	0.25	0.095	2.18
QBR	0.24	T	0.13	0.306	1.47
V	0.23	A	0.09	1,000	0.00
C.S	0.23				
T	0.23				
A	0.16				
pH	0.15				
P	0.13				
S.T	0.12				
C.E	0.10				

Figura 16. Triplot del Análisis de Correspondencia Canónica respecto a los distintos tipos de cobertura vegetal, variables ambientales y ensamblaje de peces del bmh-PM, en el municipio de Ibagué.



Mc: Mosaico de cultivos, Pas: Pastos, Arb: Arbustos, Bpt: Bosques, Triret: *Trichomycterus retropinis*, Trisp1: *Trichomycterus* sp.1, Tritra: *Trichomycterus trasandianum*, Brytol: *Bryconamericus tolimae*, Asthom: *Astroblepus homodon*, Astgri: *Astroblepus grixalvi*, Astcho: *Astroblepus chotae*, Astsp1: *Astroblepus* sp.1, Astsp2: *Astroblepus* sp.2, Asttri: *Astroblepus trifasciatus*, Astmic: *Astroblepus micrecens*, Astuni: *Astroblepus unifasciatus*, T: Temperatura del agua, pH: pH, V: Velocidad del agua, P: Profundidad del agua, A: Ancho del cuerpo de agua, C.D.: Cobertura del dosel, QBR: Calidad de la vegetación riparia, C.S.: Complejidad del sustrato, S.T.: Sólidos totales, C.E.: Conductividad eléctrica.

Las variables C.E, S.T., QBR y C.S. se relacionaron directamente con *A. unifasciatus* y *T. retropinis* y con Mc (Figura 28). Otras variables que influyeron negativamente fueron V y pH, relacionándose con *A. guentheri*, *Astroblepus* sp.1, *Trichomycterus* sp.1 y *B. Tolima* y, con Pas. Finalmente, *A. chapmani*, *A. homodon*, *A. chotae*, *A. grixalvi*, *Astroblepus* sp.2 y *A. trifasciatus* parecen ser frecuentes en algunos tipos de cobertura vegetal.

En el análisis general se observa que Pas y Mc difieren en composición y estructura de sus comunidades ícticas, ya que se encuentran agrupadas en diferentes cuadrantes en

el diagrama de ordenación, mientras que Bpt sólo parece asociarse con *T. transandeanum* y Arb parece no tener ninguna especie asociada (Figura 16).

3.6 DISCUSIÓN

En el presente estudio se observó que los distintos tipos de cobertura vegetal tienen influencia sobre la diversidad funcional en el ensamblaje de peces. En el bh-PM, la cobertura Pas a pesar de presentar un alto valor de FRic, las especies abundantes cumplen funciones similares a las demás, indicando una posible competencia por recursos físicos y alimenticios.

De manera que, a pesar de ser una comunidad diversa funcionalmente, al parecer especies abundantes como *A. homodon*, *C. aff. paralacus* y *Trichomycterus* sp.1 cumplen funciones similares a las especies raras, tal sería el caso de *Creagrutus* aff. *paralacus* y *Hemibrycon* sp.

Tales hallazgos son coherentes con lo reportado por Villeger et al. (2010), quienes proponen que los hábitats degradados conllevan un incremento de la diversidad y en la disminución de la divergencia y especialización funcional, lo cual puede explicarse por el hecho de que las especies son redundantes, es decir cumplen funciones parecidas en el ecosistema. Asimismo, Casatti et al. (2015) consideran que la homogenización del hábitat, tal como es el caso de una cobertura de Pas, conlleva una alta redundancia funcional, incluso en condiciones de riqueza y diversidad altas.

Adicionalmente, la presencia de pastos en los márgenes y dentro del cuerpo de agua, como la observada en este estudio, puede proporcionar microhábitats adicionales que favorecen la colonización, reproducción y alimentación de insectos acuáticos, jugando un papel similar a las macrófitas acuáticas (Marques, Ceneviva-Bastos y Casatti, 2013).

Bunn, Davies y Kellaway, (1997) reportaron que entre las raíces sumergidas de los pastos introducidos hay gran cantidad de sedimentos y detritus atrapados, al igual que

altas tasas de respiración que reducen el oxígeno disuelto y que favorecen la proliferación de macroinvertebrados, que junto con el detritus representan un importante recurso alimenticio para los peces (Zeni y Casatti, 2014). Esto podría ser el caso de *T. banenau*, *Trichomycterus* sp.1, *A. homodon*, *P. caucana* y *C. cf. fisheri* que se colectaron en estaciones donde predominaron estas condiciones (Figura 4).

Por otro lado, los ecosistemas acuáticos con predominio de Arb presentan un ensamblaje íctico con una alta divergencia y dispersión funcional; es decir, sus especies tienen diferentes maneras de usar los recursos disponibles, lo cual generaría una mayor capacidad de resiliencia a la comunidad asociada a esta cobertura. Tales resultados son coherentes con lo reportado por algunos estudios (Dolbeth, et al. 2016; Micheli y Benjamin, 2005), donde se ha observado que una baja redundancia funcional parece estar asociada con ecosistemas conservados. Lo anterior sugiere que Arb al ser una cobertura natural conservada, genera un ambiente más estable, heterogéneo y una mejor condición ecológica en comparación con los otros tipos de cobertura vegetal; aunque igualmente, podría indicar una mayor vulnerabilidad de Arb a los impactos causados por actividades humanas.

La no diferencia de Mc con los demás tipos de cobertura vegetal, podría explicarse por el hecho de que las condiciones ambientales son similares, de manera que se oferta un número similar de recursos alimenticios y físicos, posiblemente para refugio y desove.

La alta dispersión funcional hallada en los ensamblajes asociados a Pas, en el bmh-PM, indica que sus especies cumplen funciones distintas en el ecosistema. Tales resultados difieren de lo reportado en la mayoría de estudios, pues los hábitats degradados generan homogenización de la biota, lo cual reduce la diversidad y favorece el asentamiento y dominancia de especies tolerantes y oportunistas (Casatti et al., 2015; Fabrício y Casatti, 2012).

No obstante a lo anterior, se debe tener en cuenta que Pas en esta zona de vida presentó una menor intervención antrópica que en el bh-PM, de manera que es probable que aquí

se pueda presentar una mayor heterogeneidad de hábitats y sus condiciones ambientales sean más estables.

En cuanto a la variación de los rasgos funcionales entre coberturas vegetales en el bh-PM, sólo se observaron diferencias entre las especies que componen sus ensamblajes; de esta manera, los atributos ecomorfológicos permiten discriminar a la comunidad de peces con base en sus hábitos alimenticios y posicionamiento en la columna de agua.

De igual forma, se observaron asociaciones con base en los distintos patrones ecomorfológicos, encontrando los grupos Characiformes y Siluriformes. En términos generales, el primero se caracteriza por un mayor diámetro del ojo, una aleta anal larga y un cuerpo comprimido, definiendo así especies de hábitos nectónicos caracterizadas por utilizar la visión durante su actividad depredadora, ser buenos nadadores continuos y poseer una mayor capacidad de maniobrabilidad y estabilización del movimiento (Breda, Oliveira y Goulart, 2005; Watson y Balon, 1984).

Los segundos, representados por Astroblepidae, Trichomycteridae y Loricaridae, se caracterizan por un mayor número de branquiespinas, cuerpos deprimidos, ojos pequeños ubicados dorsalmente y un mayor desarrollo de las aletas dorsal, caudal y ventral, lo que les permite estabilizarse sobre el sustrato y realizar rápidos movimientos explosivos (Gatz, 1979; Watson y Balon, 1984).

Sin embargo, en el bmh-PM hubo variación de los rasgos funcionales entre los tipos de cobertura vegetal, principalmente en el número de branquiespinas, así como en la longitud de las aletas pectoral, ventral, caudal y anal, y en el pedúnculo caudal. Los ejemplares de *A. trifasciatus* y *A. homodon* registraron variaciones en su número de branquiespinas, al ser comparados entre las distintas coberturas vegetales, lo cual indica la plasticidad del rasgo posiblemente, por las distintas presiones ejercidas en tipos de cobertura vegetal (Turigan et al., 1995; Yan et al., 2013).

Al parecer la variación de este rasgo tiene cierta importancia ecológica, ya que se ha reportado que las branquias y branquiespinas son responsables de la defensa y

protección de los organismos, así como de la selección apropiada y retención de alimentos para la posterior deglución (Abelha et al., 2001; Rodrigues y Menin, 2006).

Además, se ha encontrado una la relación entre el tamaño del alimento y la distancia de las branquiespinas (Schmitz y Wainwright, 2011), así que branquiespinas largas y juntas, favorecen la adquisición de alimentos pequeños, posiblemente como la observada en *A. trifascatus* y *A. homodon* en Bpt.

Estos resultados son coherentes con lo reportado por otros estudios, mostrando que la morfología y hábitos alimenticios varían incluso en individuos de una misma especie que ocupa diferentes ambientes (Meyer, 1990; Turigan et al., 1995; Yan et al., 2013).

Asimismo, se ha comparado los gremios tróficos con la variación de la forma del cuerpo, estructuras de la boca (Delariva y Agostinho, 2001; Wainwright, et al. 2002) y otros rasgos como las branquiespinas (Delariva y Agostinho, 2001; López-Fernández et al., 2012). Reportando que la variación de los rasgos funcionales entre los tipos de cobertura vegetal podría ser el resultado de la depredación (Costa-Pereira, Araújo, Paiva y Tavares, 2016) y, posiblemente, de variaciones ambientales que ejercen presiones de selección.

Es por esta razón que la degradación del hábitat puede representar un importante filtro ambiental, que ya ha sido documentado en arrecifes de coral (Bellwood et al. 2006) y estuarios (Villéger et al., 2010), en los cuales el ensamblaje de peces ha sido considerado redundante.

De igual manera, y basados en estos hallazgos, es posible que la degradación del hábitat presente en la cobertura Pas del bh-PM, y Mc en las dos zonas de vida, represente un filtro ambiental para los ensamblajes de peces allí presentes, permitiendo que las especies con rasgos compatibles a las condiciones locales sobrevivan, de tal forma que generan una redundancia funcional entre las especies y una competencia por recursos físicos y alimenticios (Zobel, 1997).

Dentro de las variables ambientales que filtran las especies en Pas y Mc, y posiblemente las responsables de la similitud funcional entre sus especies, encontramos la baja velocidad, poca profundidad y elevada temperatura del agua, las cuales son condiciones ambientales comunes en zonas degradadas (Rabeni y Smale, 1995). Lo anterior puede explicarse por el hecho que las macrófitas, así como los pastos en los ecosistemas acuáticos retienen el detritus y disminuyen la velocidad del agua (Rocha et al., 2009),

Asimismo, la alta temperatura del agua en Pas y Mc influye directamente la actividad metabólica, desarrollo, comportamiento y la distribución de la ictiofauna (Buisson y Grenouillet, 2009; Jaramillo-Villa et al., 2010). De igual forma, la C.E. y S.T. se relacionan con la productividad del sistema, valores altos como los hallados en Pas y Mc se asocian a un alto grado de materia orgánica, nitratos y fosfatos, que a su vez permiten el establecimiento de una gran diversidad y abundancia de organismos perifíticos (Burcham, 1988; Posada, Roldán y Ramírez, 2000), recurso alimenticio importante para especies como *C. cf. fisheri*.

Dentro de las especies tolerantes capaces de vivir en estas condiciones ambientales se halla *P. caucana*, caracterizada por su plasticidad fenotípica (Trexler, 1988) y alta capacidad de aclimatación a las variaciones térmicas (Martínez, Cadena, Torres, 2016). Lo anterior favorece su establecimiento en áreas degradadas, debido a que son consumidores de perifíton con tendencia al consumo de invertebrados acuáticos, y a la ventaja de la viviparí, estrategia que les evita problemas asociados a las zonas de desove (Ho, Pruett y Lin, et al. 2016; Meyer y Lydeard, 2016).

Igualmente, la presencia de *A. homodon* en distintas coberturas vegetales sugiere que es tolerante a una amplia gama de condiciones ambientales, lo cual le permite explorar diversos hábitats y, en especial, aquellos que favorecen la producción autotrófica y el crecimiento de perifíton (Briñez, 2004).

La aparente estabilidad ambiental asociada a coberturas como Arb y Bpt se debe, posiblemente, a su estado de conservación. Estos resultados son coherentes con lo

reportado por estudios que relacionan la degradación de la vegetación riparia con la ictiofauna, ya que los hábitats degradados influyen negativamente en las comunidades de peces. Al parecer la vegetación riparia actúa como una zona de amortiguación que protege los cuerpos de agua de la escorrentía, quien incrementa la descarga de sedimentos que podrían afectar directamente el desarrollo de las comunidades de macroinvertebrados y perifíton, que son la fuente principal de alimento de los peces (Frenzel y Swanson, 1996).

Adicionalmente, es importante tener en cuenta que la vegetación riparia actúa como una fuente de material alóctono proporcionando restos vegetales e insectos terrestres, los cuales permiten el establecimiento de distintas comunidades de peces (Bradley y Arthington, 2003).

Es importante resaltar la exclusividad de *A. micrecens*, *Astroblepus* sp.1 y *T. trasandianum*, pues es posible que ellas dependan de recursos y condiciones específicas. Al parecer la exclusividad de especies en zonas conservadas se debe principalmente a la disponibilidad del sustrato, presencia de ramas y hojas, variabilidad hidráulica y disponibilidad de alimentos alóctonos (Casatti et al., 2006; Lorion y Kennedy, 2009).

Finalmente, es importante mencionar que *T. banneai*, *Trichomycterus* sp1., *A. homodon*, *A. grixalvii*, *C. aff. paralacus*, *Astroblepus* sp2., *A. trifasciatus* y *A. chotae* predominaron en todos los tipos de cobertura vegetal, tanto en bh-PM como en bmh-PM, sugiriendo que toleran mayores cambios ambientales, lo cual favorece su distribución y permanencia en estas zonas de vida.

3.7 CONCLUSIONES

- En el bh-PM, la degradación de la cobertura vegetal en Pas representa un importante filtro ambiental, que genera redundancia funcional en los ensamblajes de peces.
- En el bmh-PM los rasgos funcionales intraespecíficos cambian entre los tipos de cobertura vegetal, posiblemente por la variación de la oferta alimenticia y presencia de microhábitats, como rápidos y diferentes tipos sustratos.
- La composición y distribución de la ictiofauna entre los tipos de cobertura vegetal en bh-PM y bmh-PM parece estar afectada por variables ambientales tales como calidad de la vegetación riparia (QBR), cobertura del dosel (C.D), temperatura del agua (T) y ancho de cuerpo de agua (A).

4. RECOMENDACIONES

La falta de estudios sobre la distribución y ecología de los peces en estos cuerpos de agua niega cualquier capacidad predictiva sobre los mismos. De manera que este estudio en el bh-PM y bmh-PM sienta las bases para posteriores estudios de línea base o monitores en los que se consideren la temporalidad y otras variables ambientales (e.g. micro-hábitats) a distintas escalas, con el fin de proponer modelos que permitan tener información para tomar decisiones acerca de la conservación y restauración de estos ecosistemas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M, Agostinho, AA. & Goulart, E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 23,425–434.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, 683–693.
- Albornoz, J. & Conde, C. (2014). *Diversidad y relaciones ecomorfológicas de la comunidad ictica de la cuenca del río Alvarado*. (Tesis Pregrado), Facultad de Ciencias: Universidad del Tolima, Colombia.
- Allan, J. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257–284.
- Arcos, I. (2005). *Efecto del ancho de los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras*. (Tesis de Maestría). Escuela de Posgrado, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica.
- Bareswill, R.; Golla, B.; Strelake, M. & Schulz, R. (2013) Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agric Ecosyst Environ*, 146, 81–92.
- Bastos, F., & Ferreira, F. C. (2015). Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin , Southeast Brazil). *Environ Biol Fish*, 98(8), 1895–1912.
- Beltrão, G.; Medeiros, E. & Ramos, R. (2009). Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. *Biota Neotropica*, 9(4), 37–43.
- Bellwood, DR.; Hoey, A.; Ackerman, JL. & Depczynski, M. (2006) Coral bleaching, reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs. *Glob Change Biol* 12,1587-1594.
- Bojsen, B. & Barriga, R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 4, 2246–2260.

- Bonato, K.; Burress, E. & Fialho, C. (2017). Dietary differentiation in relation to mouth and tooth morphology of a neotropical characid fish community. *Zoologischer Anzeiger - A Journal of Comparative Zoology*, 267, 31–40.
- Buisson, L. & Grenouillet, G. (2009). Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity and Distributions*, 15, 613–626.
- Bunn, S.; Davies, P. & Kellaway, D. (1997). Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. *Marine and Freshwater Research*, 48, 173-179.
- Braak, C. & Smilauer, P. (2009). Canoco. Wageningen: Biometris Plant Research International.
- Bradley, P. & Arthington, A. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish : a review. *Marine And Freshwater Research*, 54, 1–16.
- Breda, L.; Oliveira, E. & Goulart, E. (2005). Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Sci. Biol. Sci*, 27 (4), 371-381.
- Briñez, G. (2004). *Distribución altitudinal, diversidad y algunos aspectos ecológicos de la familia Astroblepidae (Pisces: Siluriformes) en la cuenca del río Coello (Tolima)*. (Tesis Pregrado), Facultad de Ciencias: Universidad del Tolima, Colombia.
- Burcham, J. (1988). Fish communities and environmental characteristics of two lowland streams in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 36(2A), 273–285.
- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A. & Castro, R. (2006). Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B), 681–696.
- Casatti, L.; Ferreira, C. & Carvalho, F. (2009). Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632(1), 273–283.
- Casatti, L.; Teresa, F.; Zeni, J.; Ribeiro, M.; Brejo, G. & Ceneviva-Bastos, M. (2015). More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environmental Management*, 55(6), 1300–1314.
- Castro-Roa, D. (2006). *Composición y estructura de la comunidad de Characiformes en*

- la cuenca del río Prado (Tolima-Colombia)*. (Tesis Pregrado), Facultad de Ciencias: Universidad del Tolima, Colombia.
- Chara, J. (2003). *Interactions between biodiversity and land use in low-order stream catchments of the Colombian Andes*. (Tesis Doctoral), Unpublished, University of Stirling, Scotland.
- Chase, J. (2003). Community assembly: when should history matter?. *Oecologia*, 136(4), 489–498.
- Chapman, M.G & Underwood, A. J. (1999). Ecological patterns in multivariate assemblages: information and interpretation of negative values in ANOSIM tests. *Marine Ecology Progress Series*, 180, 257–265.
- Conway, GR. (1987). The properties of agroecosystems. *Agric Syst*, 24, 95–117.
- Correa, F.; Juen, L.; Rodrigues, L.; Silva-Filho, H. & Santos-Costa, M. (2015). Effects of oil palm plantations on anuran diversity in the eastern Amazon. *Animal Biology*, 65, 321–335.
- CORTOLIMA. (2007). Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica mayor del río Totare, convenio Cortolima, Sena y Universidad del Tolima. 202-210.
- Costa-Pereira, R.; Araújo, F.; Paiva, F. & Tavares, E. (2016). Functional morphology of the tetra fish *Astyanax lacustris* differs between divergent habitats in the Pantanal wetlands. *Journal of Fish Biology*, 89, 1450-1458.
- De Crop, W.; Pauwels, E.; Van Hoorebeke, L. & Geerinckx, T. (2013). Functional morphology of the Andean climbing catfishes (Astroblepidae, Siluriformes): Alternative ways of respiration, adhesion, and locomotion using the mouth. *Journal of Morphology*, 274(10), 1164–1179.
- Delariva, R. & Agostinho, A. (2001). Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. *Journal of Fish Biology*, 58, 832-847.
- Del Tánago, M. G., De Jalón, D. G., & Directive, W. F. (2006). Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil*, 143, 97–108.
- Díaz, S. & Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol Evol*, 16, 646–65.
- Dingerkus, G. & Uhler, L. (1977). Enzyme clearing of alcian blue stained whole small

- vertebrates for demonstration of cartilage. *Stain Technology*, 52, 229-232.
- Dolbeth, M.; Vendel, A.; Pessanha, A. & Patricio, J. (2016). Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1–2), 244–254.
- Doledec, S. & Statzner, B. (2010). Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *J N Am Benth Soc*, 29, 286–311.
- Espinal, S. (1977). *Zonas de vida o formaciones vegetales de Colombia*. Instituto Geografico Agustin Codazzi.
- Ernst, R.; Linsenmair, K. & Rodel, M. (2006). Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation*, 133, 143–155.
- Eros, T.; Heino, J.; Schmera, D. & Rask, M. (2009). Characterising functional trait diversity and trait environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology*, 54, 1788–1803.
- Esteves, K. & Lobon-Cervia, J. (2001). Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62(4), 429–440.
- Fabrício, J. & Casatti, L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3), 433–442.
- Fernandez, L. & Chuquihuamaní, R. (2007). A new species of *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) from the Andean Cordillera of Perú, with comments on relationships within the genus. *Zootaxa*, 1545, 49–57.
- Ferreira, C. & Casatti, L. (2006). Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micriachiada em uma micro-bacia de pastagem, o-bacia de pastagem, São Paulo, São Paulo, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (3), 642-651.
- Fitzherbert, E.; Struebig, M.; Morel, A.; Danielsen, F.; Brühl, C.; Donald, P. & Phalan, B. (2008). How will oil palm expansion affect biodiversity?. *Trends in Ecology &*

- Evolution*, 23(10), 538–545.
- Flynn, D.; Gogol-Prokurat, M.; Nogeire, T.; Molinari, N.; Richers, B.; Lin, B.; ... DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12(1), 22–33.
- Fischer, J. (2007). *Structural Organization of Great Plains Stream Fish Assemblages: Implications for Sampling and Conservation*. (Master in Science). Division of Biology College of Arts and Sciences: Kansas State University, EE.UU.
- Frenzel, S. & Swanson, R. (1996). Relations of Fish Community Composition to Environmental Variables in Streams of Central Nebraska, USA. *Environmental management*, 20(5), 689-705.
- Gatz, J. (1979). Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21, 91-124.
- García-Melo, J. (2005). *Distribución, diversidad y ecología básica de la familia Trichomycteridae (Ostariophysi: Siluriformes) en la cuenca del río Coello departamento del Tolima*. (Tesis Pregrado), Facultad de Ciencias: Universidad del Tolima, Colombia.
- Garner, P.; Bass, J. & Collett, G.D.(1996). The effects of weed cutting upon the biota of a large regulated river. *Aquatic Conservation*, 6, 21-29.
- Guisande, C.; Pelayo-Villamil, P.; Vera, M.; Manjarrés-Hernández, A.; Carvalho, M.; Vari, R.; ... Duque, S. (2012). Ecological factors and diversification among Neotropical characiforms. *International Journal of Ecology*, 2012, 1-20.
- Granados, D.; Hernández-García, M. & Lopez-Rios, G. (2006). Las Zonas Ribereñas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12(1), 55–69.
- Greer, M.; Closs, G.P.; Crow, S. & Hicks, A. (2012). Complete versus partial macrophyte removal: the impacts of two drain management strategies on freshwater fish in lowland New Zealand streams. *Ecology Freshwater Fish*, 21, 510-520.
- Herder, F. & Freyhof, J. (2006). Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, 69(2), 571–589.
- Hill, M. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432.
- Ho, A.; Preutt, P. & Lin, J. (2016). Phylogeny and biogeography of Poecilia

- (Cyprinodontiformes: Poeciliinae) across Central and South America based on mitochondrial and nuclear DNA markers. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 101, 32-35.
- Jaramillo-Villa, U., Maldonado-Ocampo, J. & Escobar, F. (2010). Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. *Journal of fish biology*, 76(10), 2401–17.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375.
- Kennard, M.; Arthington, A.; Pusey, B. & Harch, B. (2005). Are alien fish a reliable indicator of river health?. *Freshwater Biology*, 50(1), 174–193.
- Laliberte, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299–305.
- Lasso, C.; Señaris, C.; Lasso-Alcalá, O. & Castro-Viejo, J. (1995). Aspectos ecológicos de una comunidad de bagres (Pisces: Siluriformes) en los llanos inundables de Venezuela. *Acta Biol. Venez*, 16(1), 1–31.
- López-Delgado, E. (2013). *Composición y estructura de la comunidad de peces y sus relaciones con la calidad de la vegetación riparia y algunas variables ambientales en dos ríos de bosque seco tropical (bs-t), Tolima (Colombia)*. (Tesis Maestría). Facultad de Ciencias: Universidad del Tolima, Colombia.
- López-Delgado, E.; Vásquez-Ramos, F.; Villa-Navarro, F. & Reinoso, G. (2015). Evaluación de la calidad del bosque de ribera, utilizando un método simple y rápido en dos ríos de bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista Tumbaga*, 1 (10), 6-29.
- López-Fernández, H.; Winemiller, K.; Montaña, D. & Honeycutt, R. (2012). Diet-morphology correlations in the radiation of South American Geophagine Cichlids (Perciformes: Cichlidae: Cichlinae). *PLoS ONE*, 7.
- Lorion, C. & Kennedy, B. (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Society of America*, 19(2), 468–479.
- Lozano, Y. (2008). *Diversidad, distribución, abundancia y ecología de la familia Characidae (Ostariophysi: Characiformes) en la cuenca del río Totare (Tolima-Colombia)*. (Tesis Pregrado). Facultad de Ciencias: Universidad del Tolima.

Colombia.

- Lujan, N. & Armbruster, J. (2012). Morphological and functional diversity of the mandible in suckermouth armored catfishes (Siluriformes: Loricariidae). *Journal of Morphology*, 273(1), 24–39.
- Maldonado-Ocampo, J.A.; Ortega-Lara, A.; Usma, J.; Galvis, G.; Villa-Navarro, F.A.; Vásquez, L.; ... Ardila, C. (2005). Peces de los Andes de Colombia. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá*. 1-346.
- Marques, L.; Ceneviva-Bastos, M. & Casatti, L. (2013). Progressive recovery of a tropical deforested stream community after a flash flood. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(2), 111–123.
- Martínez, J.; Cadena, D. & Torres, M. (2016). Critical thermal limits of *Poecilia caucana* (Steindachner, 1880) (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Neotropical Ichthyology*, 14(1), 150-171.
- Martínez, R.; Magdaleno, M, F. & Roch Briones, V. (2010). Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería Civil*, 157, 157–177.
- Mayfield, M.; Bonser, S.; Morgan, J.; Aubin, I.; McNamara, S. & Vesk, P. (2010). What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 423–431.
- Mercer, E.; Mercer, T. & Sayok, A. (2014). Effects of forest conversions to oil palm plantations on freshwater macroinvertebrates: a case study from Sarawak, Malaysia. *Journal of Land Use Science*, 9(3), 260–277.
- Meyer, A. (1990). Morphometrics and allometry in the tropically polymorphic cichlid fish, *Cichlasoma citrinellum*: alternative adaptations and ontogenetic changes in shape. *Journal of Zoology*, 221, 237-260.
- Meyer, A. & Lydeard, C. (2016). The Evolution of Copulatory Organs, Internal Fertilization, Placentae and Viviparity in Killifishes (Cyprinodontiformes) Inferred from a DNA Phylogeny of the Tyrosine Kinase Gene X-sr. *Proceedings: Biological Sciences*, 254(1340), 153-162.
- Micheli, F. & Benjamin, H. (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8, 391–400.

- Mouillot, D. (2007). Niche-assembly vs. dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. *Journal of Applied Ecology*, 44(4), 760–767.
- Munné, A.; Prat, N.; Sola, C.; Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163.
- Oliveira, E., Goulart, E., Breda, L., Minte-Vera, C., Paiva, L. & Vismara, M. (2010). Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 569-586.
- Pardo, I.; Álvarez, M.; Casas, J.; Moreno, J.; Vivas, S.; Bonada, N. & Prat, N. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4), 115–133.
- Pavoine, S. & Bonsall, MB. (2011). Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol Rev*, 86, 702–812.
- Pérez, M. (2015). Relationship between fish community and riparian vegetation cover in hydrological periods (Coffee-growing region, Colombia). *Universitas Scientiarum*, 16(2), 119-139.
- Petchey, O. & Gaston, K. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5, 402–411.
- Poff, N.; Pyne, M.; Bledsoe, B; Cuhaciyan, C. & Carlisle, D. (2010). Developing linkages between species traits and multiscaled environmental variation to explore vulnerability of stream benthic communities to climate change. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 1441–1458.
- Posada, J., Roldán, G., & Ramírez, J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48(1), 59-70.
- Rabeni, C. & Smale, M. (1995). Effects on siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia*, 303, 211–219.
- Raines, C. (2017). *Effects of riparian shade on nearshore reservoir fish assemblages and water quality* (Thesis Master), Faculty of Mississippi, Mississippi State University, EE.UU.

- Ramankutty, N.; Evan, AT.; Monfreda, C. & Foley, JA. (2008) Farming the planet: Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Glob Biogeochem Cycles*, 22, 2-19.
- Reinoso, G.; Villa-Navarro, F.; Esquivel, H.; Garcia, J. & Vejarano, M. (2007). Biodiversidad faunística y florística de la cuenca del río Totare, Biodiversidad regional fase III. Grupo de Investigación en Zoología, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia.
- Rocha, F.; Casatti, L.; Carvalho, F. & Silva, A. (2009). Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (Typhaceae, Angiospermae) stands in Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7, 241–250.
- Rodrigues, SS. & Menin, E. (2006). Anatomia da cavidade bucofaringeana de *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1817) (Pisces, Characidae, Salmininae). *Biotemas*, 19 (1), 41-50.
- Romero, A. (2009). *Caracterización de la comunidad Íctica, asociada a sistemas productivos de la ecoregión cafetera en dos épocas hidrológicas en riachos de las cuencas de los ríos de la Vieja y Otún-Quimbaya, Colombia*. (Tesis Pregrado), Facultad de Ciencias: Pontificia Universidad Javeriana, Colombia.
- Rutherford, J.; Marsh, N.; Davies, P. & Bunn, S. (2004). Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do streams heat or cool?. *Marine and Freshwater*, 55, 737-748.
- Salgado-Negret, B., Paz, H. (2015). Protocolo para la medición de rasgos funcionales en peces dulceacuícolas. 181-211. En: Salgado-Negret, B. (ed). La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia. 1-236.
- Schmitz, L. & Wainwright, P. (2011). Ecomorphology of the eyes and skull in zooplanktivorous labrid fishes. *Coral Reefs*, 30, 415-428.
- Schneider, M.; Aquino, P.; Silva, M. & Fonseca, C. (2011). Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. *Neotropical Ichthyology*, 9(3), 579–592.
- Shimano, Y. & Juen, L. (2016). How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages

- in Amazon streams?. *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*, 52, 35–45.
- Sweeney, B.; Bott, T.; Jackson, J.; Kaplan, L.; Newbold, J.; Standley, L.; ... Horwitz, R. J. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(39), 14132–14137.
- Teresa, F. & Casatti, L. (2010). Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3), 444–453.
- Turigan, R.; Wainwright, P. & Hensley, D. (1995). Interpopulation variation in prey use / feeding biomechanics in Caribbean triggerfishes. *Oecologia*, 102, 296-304.
- Trexler, J. (1988). Phenotypic plasticity in poeciliid life histories. *Ecology and evolution of livebearing fishes (Poeciliidae)*, 201-214.
- Villa-Navarro, F.; Ortega-Lara, A.; García-Melo J.; Briñez, G; García-Melo, L. & Zúñiga, P. (2003). Biodiversidad Faunística de la Cuenca del río Coello. Biodiversidad Regional Fase I. Grupo de Investigación en Zoología, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. 390-413.
- Villa-Navarro, F.; Zúñiga-Upegui, P.; Castro-Roa, D.; García, J., García, L., & Herrada-Yara, M. (2006). Peces del alto Magdalena, cuenca del río Magdalena, Colombia.
- Villegger, S., Mason, N. & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290–2301.
- Villéger, S.; Miranda, J.; Hernández, D., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512–1522.
- Wainwright, P.; Bellwood, D & Westneat, M. (2002). Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 65: 47-62.
- Walker, P.; Wijnhoven, S. & Van der Velde, G. (2013). Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquatic Botany*, 104, 80–87.
- Watson, D. & Balon, E. (1984). Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25, 371-384.

- Ward-Campbell, B.; Cottenie, K.; Mandrak, N. & McLaughlin, R. (2017). Maintenance of agricultural drains alters physical habitat, but not macroinvertebrate assemblages exploited by fishes. *Journal of Environmental Management*, 203, 29-39.
- Winemiller, K.; Lopez-Fernandez, H.; Taphorn, D.; Nico, L & Duque, A. (2008). Fish assemblages of the Casiquiare River, a corridor and zoogeographical filter for dispersal between the Orinoco and Amazon basins. *Journal of Biogeography*, 35: 1551-1563.
- Woodward, G.; Gessner, M.; Giller, P.; Gulis, V.; Hladyz, S... Chauvet, E. (2012). Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, 336, 1438–1440.
- Wootton, R. (1998). *Ecology of the Teleost Fishes*. USA: Klumer Academic Publishers.
- Wright, J. & Flecker, A. (2004). Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation*, 120(3), 439–447.
- Yan, G.; He, X.; Cao, Z. & Fu, S. (2013). An interspecific comparison between morphology and swimming performance in Cyprinids. *Journal of Evolutionary Biology*, 26, 1802–1815.
- Zeni, J. & Casatti, L. (2014). The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, 726(1), 259–270.
- Zobel M. (1997). The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence?. *Trends Ecol Evol*, 12, 266–269.
- Zuluaga, M.; Fitzgerald, D.; Giarrizzo, T. & Winemiller, K. (2016). Morphologic and trophic diversity of fish assemblages in rapids of the Xingu River, a major Amazon tributary and region of endemism. *Environmental Biology of Fishes*, 99(8–9), 647–658.
- Zúñiga, P. (2005). Diversidad, distribución y algunos aspectos ecológicos de la familia Loricariidae (Pisces, Siluroidei) en la Cuenca del río Coello-Tolima (Colombia). (Tesis Pregrado), Facultad de Ciencias: Universidad del Tolima, Colombia.
- Zúñiga-Upegui, P.; Villa-Navarro, F.; Reinoso-Flórez, G. & Ortega-Lara, A. (2005). Relación longitud-peso y frecuencia de tallas para los peces del género *Chaetostoma* (Siluriformes, Loricariidae), de la cuenca del río Coello, Colombia. *Dahlia*, 8, 47-52.


ANEXOS

Anexo A. Definición y categoría funcional de los rasgos funcionales (Oliveira et al., 2010; Salgado-Negret et al., 2015).

Rasgo	Definición del rasgo	Categoría funcional
Longitud estándar (LE)	Distancia desde el extremo anterior del hocico hasta la base de la aleta caudal.	Uso del hábitat, alimentación e historia de vida
Longitud de la cabeza (LC)	Distancia desde el extremo anterior de la boca retraída hasta el borde posterior del hueso opercular, sin incluir la membrana del mismo nombre.	Alimentación
Altura de la cabeza (ALC)	Distancia vertical desde la región dorsal hasta la parte ventral de la cabeza, pasando a través de la pupila.	Alimentación
Abertura oral (ALB)	Distancia vertical de la boca abierta, en el punto más alto.	Alimentación
Ancho de la boca (ANB)	Distancia horizontal del ancho de la boca abierta.	Alimentación
Diámetro del ojo (DO)	Distancia horizontal entre el margen anterior y posterior del ojo.	Alimentación
Longitud del hocico (LH)	Distancia desde la punta de la mandíbula superior con la boca cerrada hasta el margen anterior del ojo.	Alimentación
Altura del cuerpo (AMC)	Distancia vertical entre el dorso y el vientre.	Locomoción y uso del hábitat
Ancho del cuerpo (ANMC)	Distancia horizontal entre los dos costados del pez, generalmente medida a nivel de la base de la aleta dorsal.	Locomoción

Rasgo	Definición del rasgo	Categoría funcional
Longitud del pedúnculo caudal (LPC)	Distancia desde el margen posterior de la base de la aleta anal hasta la base de la aleta caudal.	Locomoción
Altura del pedúnculo caudal (APC)	Distancia vertical del pedúnculo caudal.	Locomoción caudal.
Ancho del pedúnculo caudal (ANPC)	Ancho horizontal del pedúnculo caudal en su región media.	Locomoción
Altura de la línea media del cuerpo (ALMC)	Distancia vertical desde la línea media del cuerpo a la región ventral.	Locomoción y uso del hábitat
Longitud de la aleta dorsal (LAD)	Distancia horizontal desde el margen anterior hasta el margen posterior del radio más largo de la aleta dorsal.	Locomoción
Longitud de la aleta adiposa (LAAD)	Distancia horizontal desde el margen anterior hasta el margen posterior de la aleta adiposa.	Locomoción
Altura de la aleta adiposa (AAAD)	Distancia máxima desde la mitad de la base hasta el margen distal de la aleta adiposa.	Locomoción
Altura de la aleta dorsal (ALAD)	Distancia vertical desde la base hasta el extremo distal de la aleta dorsal, sin incluir los filamentos dorsales.	Locomoción
Altura de la aleta anal (ALAA)	Distancia máxima desde la mitad de la base hasta el margen distal de la aleta anal.	Locomoción

Rasgo	Definición del rasgo	Categoría funcional
Longitud de la aleta anal (LAA)	Distancia desde el margen anterior hasta el margen posterior de la base de la aleta anal.	Locomoción
Altura de la aleta caudal (ALAC)	Distancia vertical de la aleta caudal completamente abierta.	Locomoción
Longitud de la aleta caudal (LAC)	Distancia desde la base hasta el margen distal de la aleta caudal.	Locomoción
Longitud de la aleta pectoral (LAP)	Distancia desde la base hasta el margen distal de la aleta pectoral.	Locomoción y uso del hábitat
Longitud de la aleta pélvica (LAV)	Distancia desde la inserción hasta el margen distal de la aleta pélvica.	Locomoción y uso del hábitat
Altura de la aleta pectoral (AAP)	Distancia desde el margen ventral hasta el margen dorsal de la aleta abierta.	Locomoción y uso del hábitat
Altura de la pélvica (AAV)	Distancia desde el margen ventral hasta el margen dorsal de la aleta abierta.	Locomoción y uso del hábitat
Distancia entre branquiespinas (DBE)	Distancia entre branquiespinas.	Alimentación
Numero de branquiespinas (NB)	Conteo del número de branquiespinas.	Alimentación
Tamaño de las branquiespinas	Distancia vertical de la branquiespinas.	Alimentación
Longitud de las branquiespinas (LBE)	Cociente entre el tamaño de los branquiespinas la longitud de la branquia.	Alimentación

	PROCEDIMIENTO DE FORMACIÓN DE USUARIOS AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL	Página 1 de 3
		Código: GB-P04-F03
		Versión: 03
		Fecha Aprobación: 15 de Febrero de 2017

Los suscritos:

José Luis Poveda Cuellar	con C.C N°	1.110.550.169
Francisco Antonio Villa Navarro	con C.C N°	14.234.987
Edwin Orlando López Delgado	con C.C N°	93236953

Manifiesto (an) la voluntad de:

Autorizar

No Autorizar Motivo: Se publicará en una revista científica

La consulta en físico y la virtualización de **mi OBRA**, con el fin de incluirlo en el repositorio institucional de la Universidad del Tolima. Esta autorización se hace sin ánimo de lucro, con fines académicos y no implica una cesión de derechos patrimoniales de autor.


Manifestamos que se trata de una OBRA original y como de la autoría de LA OBRA y en relación a la misma, declara que la UNIVERSIDAD DEL TOLIMA, se encuentra, en todo caso, libre de todo tipo de responsabilidad, sea civil, administrativa o penal (incluido el reclamo por plagio).

Por su parte la UNIVERSIDAD DEL TOLIMA se compromete a imponer las medidas necesarias que garanticen la conservación y custodia de la obra tanto en espacios físico como virtual, ajustándose para dicho fin a las normas fijadas en el Reglamento de Propiedad Intelectual de la Universidad, en la Ley 23 de 1982 y demás normas concordantes.

La publicación de:

Trabajo de grado	<input checked="" type="checkbox"/>	Artículo	<input type="checkbox"/>	Proyecto de Investigación	<input type="checkbox"/>
Libro	<input type="checkbox"/>	Parte de libro	<input type="checkbox"/>	Documento de conferencia	<input type="checkbox"/>
Patente	<input type="checkbox"/>	Informe técnico	<input type="checkbox"/>		
Otro: (fotografía, mapa, radiografía, película, video, entre otros)					<input type="checkbox"/>

Producto de la actividad académica/científica/cultural en la Universidad del Tolima, para que con fines académicos e investigativos, muestre al mundo la producción intelectual de la Universidad del Tolima. Con todo, en mi condición de autor me reservo los derechos morales de la obra antes citada con arreglo al artículo 30 de la Ley 23 de 1982. En concordancia suscribo este documento

 Universidad del Tolima	PROCEDIMIENTO DE FORMACIÓN DE USUARIOS AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL	Página 2 de 3
		Código: GB-P04-F03
		Versión: 03
		Fecha Aprobación: 15 de Febrero de 2017

en el momento mismo que hago entrega del trabajo final a la Biblioteca Rafael Parga Cortes de la Universidad del Tolima.

De conformidad con lo establecido en la Ley 23 de 1982 en los artículos 30 “...**Derechos Morales. El autor tendrá sobre su obra un derecho perpetuo, inalienable e irrenunciable**” y 37 “...**Es lícita la reproducción por cualquier medio, de una obra literaria o científica, ordenada u obtenida por el interesado en un solo ejemplar para su uso privado y sin fines de lucro**”. El artículo 11 de la Decisión Andina 351 de 1993, “**los derechos morales sobre el trabajo son propiedad de los autores**” y en su artículo 61 de la Constitución Política de Colombia.

- Identificación del documento:

Título completo: **COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DEL ENSAMBLAJE DE PECES Y SUS RELACIONES CON LA COBERTURA VEGETAL Y ALGUNAS VARIABLES AMBIENTALES EN QUEBRADAS DE LAS ZONAS DE VIDA BOSQUE HÚMEDO PREMONTANO (bh-PM) Y BOSQUE MUY HÚMEDO PREMONTANO (bmh-PM), MUNICIPIO DE IBAGUÉ**

- Trabajo de grado presentado para optar al título de:

Biólogo


- Proyecto de Investigación correspondiente al Programa (No diligenciar si es opción de grado “Trabajo de Grado”):

- Informe Técnico correspondiente al Programa (No diligenciar si es opción de grado “Trabajo de Grado”):

- Artículo publicado en revista:

- Capítulo publicado en libro:

- Conferencia a la que se presentó:

 Universidad del Tolima	PROCEDIMIENTO DE FORMACIÓN DE USUARIOS AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL	Página 3 de 3
		Código: GB-P04-F03
		Versión: 03
		Fecha Aprobación: 15 de Febrero de 2017

Quienes a continuación autentican con su firma la autorización para la digitalización e inclusión en el repositorio digital de la Universidad del Tolima, el:

Día: 11 Mes: Octubre Año: 2017

Autores:

Firma

Nombre: José Luis Poveda Cuellar



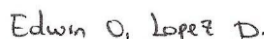
C.C. 1.110.550.169

Nombre: Francisco Antonio Villa Navarro



C.C. 14.234.987

Nombre: Edwin Orlando López Delgado



C.C. 93236953

Nombre: _____

C.C. _____

El autor y/o autores certifican que conocen las derivadas jurídicas que se generan en aplicación de los principios del derecho de autor.