



**UNIVERSIDAD
DE ANTIOQUIA**

**HÁBITATS DE PREFERENCIA Y VARIACIONES DEL
ENSAMBLAJE DE MACROINVERTEBRADOS
ACUÁTICOS ANTE ALTERACIONES DE CAUDAL, EN
TRAMOS DE LOS RÍOS COCORNÁ, SAN LORENZO Y LA
QUEBRADA GUARINÓ, EL CARMEN DEL VIBORAL,
ANTIOQUIA-COLOMBIA**

Esteffany Paola Barros Núñez

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental

Medellín, Colombia



Hábitats de preferencia y variaciones del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos ante alteraciones de caudal, en tramos de los ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarinó, El Carmen del Viboral, Antioquia-Colombia

Esteffany Paola Barros Núñez

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:

Magíster en Ingeniería Ambiental

Asesores (a):

Néstor Jaime Aguirre Ramírez, Dr. Rec. Nat

Línea de Investigación:

Limnología

Grupo de Investigación:

Grupo de Investigación en Geografía, Limnología y Modelación Ambiental - GeoLimna

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental

Medellín, Colombia

2020

Dedicatoria

A mis padres Sonia y Adalberto.

A mis hermanos, Adalberto Jr, Ronald y Surisaday.

A Sabi, mi ángel y mi guía.

A Chris.

Agradecimientos

Este trabajo de investigación es parte de mi maestría en Ingeniería Ambiental, en la Universidad de Antioquia. La investigación es parte del proyecto "Bioprospección de los ríos Cocorná, San Lorenzo y Guarinó", el cual está financiado por la Alcaldía de El Carmen de Viboral y el Comité para el Desarrollo de la Investigación (CODI) de la Universidad de Antioquia, les agradezco por hacer este proyecto financieramente posible. Asimismo, agradezco al Laboratorio de Hidrobiología Sanitaria de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia por el préstamo de equipos y las instalaciones para el análisis de las muestras.

Al Grupo de Investigación GeoLimna, por acogerme en la universidad y en la ciudad. Y permitirme desarrollar esta idea de investigación. Al profesor Yimmy Montoya, por apoyar mi participación en el proyecto macro en el cual se llevó a cabo esta investigación. Agradezco a mi director, profesor Néstor Aguirre, por su apoyo en el planteamiento y desarrollo de esta investigación. Agradezco a los profesores y asesores, Fabio Vélez y Juan Pablo Serna, por su apoyo académico desde sus ámbitos de especialidad y por su apoyo en la realización del trabajo de campo.

A Mateo Parra, Benjamín Atehortua y Daniel Largo por su ayuda con el primer levantamiento batimétrico en campo. A la profesora Esnedy Hernández por su apoyo en el direccionamiento de este proyecto, por su gestión de los cursos académicos, consejos y esa linda manera de orientar.

Agradecimiento total a mi compañero de fórmula, Cristian Botero, su apoyo en los procesos académicos de la maestría, por el empeño en el trabajo de campo y por el apoyo moral durante la escritura y desarrollo del documento. A Estefanía Mora, joven investigador del grupo GeoLimna, por su respaldo en campo, y con el procesamiento de muestras y datos, siempre muy comprometida y con mucha actitud positiva.

Muchas gracias a Christos Theodoropoulos de Hellenic Centre for Marine Research en Anávyssos, Grecia, por su orientación para la realización de los análisis de idoneidad y el uso del *software* PHABSIM.

Un agradecimiento especial a mi familia que aun en la distancia me brindan todo su apoyo y amor, a Christian por su entereza, su apoyo único e incondicional en todo este proceso.

Un reconocimiento y profunda gratitud a las profesoras Magnolia Longo y Aydee Cornejo, por aceptar revisar este trabajo, sus comentarios permitieron la construcción de un mejor documento, muchísimas gracias por disponer su tiempo, experiencia y conocimientos para que este proceso finalizara de la mejor manera posible.

Finalmente, gracias a la Escuela Ambiental de la Facultad de Ingeniería, por apoyarme con la beca en modalidad “Estudiante instructor”, la cual representó un proceso de experiencias gratificantes y enriquecedoras para mi formación como profesional y desarrollo a nivel personal. A todos los profesores de la Escuela por sus orientaciones en los cursos. A todos los que apoyaron de manera directa o indirecta este proceso. A todos. ¡Gracias totales!

Resumen

Los macroinvertebrados acuáticos son organismos idóneos para valorar el estado ecológico de sistemas fluviales y se ha evidenciado que no solo responden a las alteraciones de la calidad del agua, sino a la dinámica de los caudales. El objetivo de esta investigación fue determinar las variaciones en el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos ante alteraciones de caudal por captación de agua en los ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarinó, Antioquia-Colombia. En tal sentido, se realizaron cuatro muestreos años de muestreo en noviembre de 2018, febrero, marzo y mayo de 2019, correspondientes a épocas de lluvia, seca, transición y lluvia. Se midieron variables físico-químicas *in situ* y se tomaron muestras para el análisis en laboratorio. Se seleccionaron 20 microhábitats por cada campaña y por cada sitio. En cada uno de ellos se tomaron medidas de profundidad, velocidad de la corriente y se caracterizó el tipo de sustrato. Los macroinvertebrados fueron colectados con una Red tipo Surber. Para el análisis de los datos se utilizaron los *softwares* Biodiversity Pro, Statgraphics, Excel y PHABSIM, con los cuales se realizaron métricas de diversidad, análisis de la correlación de la varianza (ACV), curvas de idoneidad y modelación hidrobiológica, respectivamente. Se colectó un total de 4623 individuos, donde el 48,8% se concentró en San Lorenzo, el 30,5% en Guarinó y el 20,7% restante en Cocorná. Los ACV mostraron que la época de muestreo fue el factor que influyó mayormente en la varianza de las variables físico-químicas, sin embargo, en la mayoría de las variables no hubo diferencias significativas. Los macroinvertebrados acuáticos tuvieron preferencias por la *velocidad de la corriente* entre 0,8 y 1,2 m/s, la *profundidad* entre 1 y 1,4 m y el *sustrato* de piedras pequeñas, piedras grandes y rocas. La modelación hidrobiológica determinó que la extracción del agua genera diversos efectos, que van desde la pérdida de hábitat hasta cambios en las zonas que actualmente son las más aptas. Se concluye que estos resultados pueden orientar la toma de decisiones en cuanto a la estimación de caudales ambientales, y se recomienda, por tanto, regular la captación de acuerdo con la época del año.

Palabras clave: macroinvertebrados acuáticos; caudal; idoneidad; hábitat; modelación hidráulica.

Abstract

Aquatic macroinvertebrates are ideal organisms for estimating the ecological status of river systems and it has been shown that they respond not only to alterations in water quality, but also to the dynamics of flows. The objective of this research was to determine the variations in the assembly of aquatic macroinvertebrates in the face of alterations in flow by water collection in the rivers Cocorná, San Lorenzo and the Guarinó Creek, Antioquia-Colombia. In this sense, four sampling campaigns were carried out in November 2018, February, March and May 2019, corresponding to rainy, dry, transition and rainy seasons. Physical-chemical variables were measured in situ and samples were taken for laboratory analysis. Twenty microhabitats were selected for each campaign and for each site. Depth, current velocity and substrate type were measured in each of them. The macroinvertebrates were collected with Red Surber. For the data analysis, Biodiversity Pro, Statgraphics, Excel and PHABSIM software were used, in which diversity metrics, variance correlation analysis (VCA), suitability curves and hydrobiological modeling, respectively, were performed. A total of 4623 individuals were collected, with 48.8% concentrated in San Lorenzo, 30.5% in Guarinó and the remaining 20.7% in Cocorná. The LCAs showed that the sampling time was the factor that influenced the most the variance of the physical-chemical variables; however, in most of the variables there were not significant differences. Aquatic macroinvertebrates had preferences for current velocity between 0.8 and 1.2 m/s, depth between 1 and 1.4 m and substrate of small rocks, large rocks and rocks. Hydrobiological modeling determined that water extraction generates various effects, ranging from habitat loss to changes in areas that are currently the most suitable. It is concluded that these results can guide decision making regarding the estimation of environmental flows, and it is therefore recommended to regulate the collection according to the time of year.

Keywords: aquatic macroinvertebrates; flow; suitability; habitat; hydraulic modelling.

Tabla de contenido

Dedicatoria.....	2
Agradecimientos	ii
Resumen.....	iv
Abstract	v
Tabla de contenido.....	1
Índice de figuras.....	4
Índice de Tablas	9
1. Introducción	10
1.1 Planteamiento del problema.....	12
1.2 Pregunta de investigación e hipótesis	15
1.2.1 Pregunta de investigación.	15
1.2.2 Hipótesis.	15
2. Marco teórico.....	16
2.1 Caudal ambiental o ecológico	16
2.2 Macroinvertebrados acuáticos.....	19
2.3 Hábitats de preferencia	21
2.4 Hidrología y modelación hidrológica	22
3. Objetivos	25
3.1 General.....	25
3.2 Objetivos específicos	25
4. Área de estudio	26
4.1 Descripción general	26
4.2. Geología regional.....	27
4.2.1 Guarinó.	28
4.2.2 San Lorenzo y Cocorná.....	28
4.3 Caracterización de los tramos de estudio	29
4.3.1 Cocorná.	30
4.3.2 San Lorenzo.	31
4.3.3 Guarinó.	32
4.4 Régimen hidrológico en la cuenca del río Samaná	34
4.4.1 Distribución de la precipitación sobre la cuenca.....	37
4.5 Usos del suelo	39

5. Metodología	41
5.1 Trabajo de campo.....	42
5.1.1 Variables físico-químicas.....	42
5.1.2 Variables biológicas.....	44
5.2 Trabajo de laboratorio.....	44
5.3 Análisis de los datos.....	45
6. Resultados.....	49
6.1 Variables físico-químicas.....	49
6.2 Macroinvertebrados acuáticos.....	52
6.2.1 Descripción general (abundancia y diversidad).....	52
6.2.2 Estructura trófica.....	63
6.2.3 Idoneidad de hábitat para macroinvertebrados acuáticos.....	64
6.3 Modelación de caudales.....	71
6.3.1 Cocorná.....	71
6.3.2 San Lorenzo.....	74
6.3.3 Guarinó.....	77
6.4 Hábitat: relación caudal-macroinvertebrados acuáticos.....	79
6.4.1 Cocorná.....	80
6.4.2 San Lorenzo.....	85
6.4.3 Guarinó.....	89
7. Discusión.....	95
8. Conclusiones.....	100
9. Recomendaciones.....	102
10. Referencias bibliográficas.....	103
11. Hoja de vida académica.....	115
12. Anexos.....	116
Anexo 1. Metodología: Trabajo de campo, trabajo de laboratorio.....	116
Anexo 2. Secciones transversales tomada para el aforo del caudal.....	118
2.1 Tramo del río Cocorná.....	118
2.2 Tramo del río San Lorenzo.....	120
2.3 Tramo de la quebrada Guarinó.....	121
Anexo 3. Identificación taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos en los tramos de los ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarinó.....	123
Anexo 4. Grupos funcionales alimentarios (FFGs).....	126

Índice de figuras

Figura 1. Representación de las escalas geomorfológicas en las cuencas.	22
Figura 2. Clasificación de los modelos hidrológicos.	24
Figura 3. Municipio de El Carmen de Viboral, Antioquia, Colombia, los puntos destacados dentro del mapa corresponden a los sitios en los cuales se llevaron a cabo los muestreos.	26
Figura 4. Geología local en la plancha 147, el área en el recuadro es el punto de estudio de la quebrada Guarinó.	28
Figura 5. Geología local en la plancha 167, el área en el recuadro a. es el punto de estudio del río San Lorenzo; el recuadro b. es el sitio de estudio del río Cocorná.	29
Figura 6. Tramos de estudio. A. Río Cocorná. B. Río San Lorenzo. C. Quebrada Guarinó.	30
Figura 7. Unidades geomorfológicas del sitio de muestreo en el río Cocorná. 1. Plancha 167IIB en el portal SIMMA. 2. Sección de la plancha 167 Sonsón del SGC. A. Sitio de muestreo en el río Cocorná.	31
Figura 8. Unidades geomorfológicas del sitio de muestreo en el río San Lorenzo. 1. Plancha 167IIB en el portal SIMMA. 2. Sección de la plancha 167 Sonsón del SGC. A. Sitio de muestreo en el río San Lorenzo.	32
Figura 9. Unidades geomorfológicas del sitio de muestreo en la quebrada Guarinó. 1. Plancha 147IVD en el portal SIMMA. 2. Sección de la plancha 147 Medellín oriental del SGC. A. Sitio de muestreo en la quebrada Guarinó.	33
Figura 10. Precipitación media multianual reportada por las estaciones del IDEAM cercanas a las microcuencas de estudio.	35
Figura 11. Distribución mensual multianual de la precipitación, en las estaciones pluviométricas usadas.	36
Figura 12. Mapa de interpolación de áreas de influencia de las estaciones sobre la cuenca del río Samaná por el método de polígonos de Thiessen.	38
Figura 13. Mapa POMCAS y áreas protegidas, municipio El Carmen de Viboral.	40

Figura 14. Esquema general de la metodología trabajo de investigación.....	41
Figura 15. Representación gráfica de los transectos a realizar en el tramo seleccionado para cada una de las cuencas objeto de estudio.....	43
Figura 16. Abundancia total de macroinvertebrados acuáticos por campaña de muestreo.	52
Figura 17. Abundancia general de los macroinvertebrados acuáticos colectados durante todos los muestreos realizados en este estudio.....	53
Figura 18. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos, relacionando sitios de muestreo y número de individuos por campaña de muestreo.....	54
Figura 19. Abundancia total de los macroinvertebrados acuáticos colectados en el tramo del río Cocorna.	55
Figura 20. Abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos por campaña de muestreo para el tramo del río Cocorná.	56
Figura 21. Abundancia total de los macroinvertebrados acuáticos colectados en el tramo del río San Lorenzo.	57
Figura 22. Abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos por campaña de muestreo para el tramo del río San Lorenzo.....	58
Figura 23. Abundancia total de los macroinvertebrados acuáticos colectados en el tramo de la quebrada Guarinó.....	59
Figura 24. Abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos por campaña de muestreo para el tramo de la quebrada Guarinó.....	60
Figura 25. Dendrograma de análisis de conglomerados de la diversidad presentada en los sitios de estudio para cada uno de los muestreos..	62
Figura 26. Proporción de FFGs (%) en los tramos de las cuencas hidrográficas estudiadas, por fecha de muestreo.	63
Figura 27. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos, respecto a la variable velocidad de la corriente (m/s).	64

Figura 28. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos, respecto a la variable profundidad (m).	65
Figura 29. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos, respecto a la variable tipo de sustrato dada en unidades del índice Manning.	65
Figura 30. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Cocorná, respecto a la variable velocidad de la corriente (m/s).....	66
Figura 31. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Cocorná, respecto a la variable profundidad (m).	67
Figura 32. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Cocorná, respecto a la variable tipo de sustrato dada en unidades del índice Manning.....	67
Figura 33. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en San Lorenzo, respecto a la variable velocidad de la corriente (m/s).....	68
Figura 34. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en San Lorenzo, respecto a la variable profundidad (m).	68
Figura 35. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en San Lorenzo, respecto a la variable tipo de sustrato dada en unidades del índice Manning.....	69
Figura 36. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Guarino, respecto a la variable velocidad de la corriente (m/s).....	70
Figura 37. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Guarinó, respecto a la variable profundidad (m).	70
Figura 38. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Guarinó, respecto a la variable tipo de sustrato dada en unidades del índice Manning.....	71
Figura 39. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,3, 1,5 y 3,0 m ³ /s.	72
Figura 40. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 1,0, 1,5, 2,5, y 4,0 m ³ /s	72
Figura 41. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 1,3, 1,5 y 3,5 m ³ /s.	73
Figura 42. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 1,6, 2,0 y 3,5 m ³ /s.	74
Figura 43. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,05, 1,0 y 0,3 m ³ /s.	74

Figura 44. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,3 y 0,8 m ³ /s.	75
Figura 45. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,2 y 0,6 m ³ /s.	76
Figura 46. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,3 y 0,8 m ³ /s.....	76
Figura 47. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,2, 0,5 y 1 m ³ /s.	77
Figura 48. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,3 y 0,8 m ³ /s.	78
Figura 49. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,05, 0,1 y 0,6 m ³ /s.	78
Figura 50. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,5, 0,7 y 1,5 m ³ /s.	79
Figura 51. Estimación de WUA para un Q=0,6 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	81
Figura 52. Estimación de WUA para un Q=0.1 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	81
Figura 53. Estimación de WUA para un Q=3.0 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	82
Figura 54. Estimación de WUA para un Q=1.8 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	82
Figura 55. Estimación de WUA para un Q=2.5 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	83
Figura 56. Estimación de WUA para un Q=1.3 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	83
Figura 57. Estimación de WUA para un Q=2.8 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	84
Figura 58. Estimación de WUA para un Q=1.6 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	84
Figura 59. Estimación de WUA para un Q=0.102 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	85
Figura 60. Estimación de WUA para un Q=0.050 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	86
Figura 61. Estimación de WUA para un Q=0.508 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	86
Figura 62. Estimación de WUA para un Q=0.100 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	87
Figura 63. Estimación de WUA para un Q=0.305 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	87
Figura 64. Estimación de WUA para un Q=0.100 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	88
Figura 65. Estimación de WUA para un Q=0.505 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	89
Figura 66. Estimación de WUA para un Q=0.100 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	89
Figura 67. Estimación de WUA para un Q=0.695 m ³ /s, mediante el programa HABTAE.	90

Figura 68. Estimación de WUA para un $Q=0.200 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.	90
Figura 69. Estimación de WUA para un $Q=0.500 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.	91
Figura 70. Estimación de WUA para un $Q=0.100 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.	91
Figura 71. Estimación de WUA para un $Q=0.165 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.	92
Figura 72. Estimación de WUA para un $Q=0.050 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.	93
Figura 73. Estimación de WUA para un $Q=1.037 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.	93
Figura 74. Estimación de WUA para un $Q=0.500 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.	94

Índice de Tablas

Tabla 1. Resumen de las metodologías de Caudales Ecológicos en Colombia.	17
Tabla 2. Características de las subcuencas de estudio en el oriente antioqueño.....	27
Tabla 3. Estaciones del IDEAM utilizadas para la toma de datos de precipitación.	34
Tabla 4. Cálculos de la precipitación media mensual en cada estación de influencia y la precipitación media de la cuenca.	39
Tabla 5. Clasificación de sustratos.....	44
Tabla 6. Grupos funcionales alimentarios.	46
Tabla 7. Variables físicas y químicas. Medidas para cada muestreo realizado en los afluentes de estudio.	50
Tabla 8. Análisis de componentes de la varianza (ACV) y prueba de Kruskal-Wallis.	51
Tabla 9. Métricas de diversidad de macroinvertebrados acuáticos para cada campaña de muestreo en cada uno de los tramos de estudio.....	61
Tabla 10. Análisis de componentes de la varianza (ACV) y prueba de Kruskal-Wallis. Los valores de ACV resaltados indican el factor que representa mayor o total contribución a la varianza del parámetro con el cual se relaciona.	61
Tabla 11. Clasificación cualitativa de la idoneidad de los micrhábitats para el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos.	80

1. Introducción

A escala global, la explotación de los recursos, cambio climático y crecimiento poblacional implican presiones en los ecosistemas que afectan su dinámica natural. Los ecosistemas acuáticos y el recurso hídrico constituyen un factor vital para el sostenimiento no solo de la población humana, sino de la biota asociada a estos sistemas. Factores como la alteración de hábitat, especies invasoras, sobreexplotación y contaminación se consideran como determinantes de biodiversidad (Botero, 2015).

Para suplir la demanda de agua y de sus servicios ecosistémicos, se conciben modificaciones a los sistemas fluviales, por lo cual se hace necesario orientar la toma de decisiones en términos de obtención de beneficios, pero considerando la conservación de estos espacios a largo plazo. En Colombia, la escasez del recurso hídrico no es un panorama general, sin embargo, existen zonas que presentan dificultades para el acceso a este recurso vital. De ahí la importancia de hacer un manejo adecuado que permita evitar situaciones como la del Río Sambingo (Revista Semana, 2016), el cual, por fenómeno de El Niño, sumado a procesos de minería y extracción excesiva del recurso, se secó.

El Carmen de Viboral es uno de los 23 municipios que hacen parte de la subregión antioqueña conocida como “Oriente Antioqueño”, limita con los municipios de Rionegro, Marinilla, El Santuario, Cocorná, Sonsón, Abejorral, La Unión y La Ceja. Este municipio tiene una vasta riqueza hídrica a nivel departamental (Alcaldía El Carmen de Viboral, 2006). En consecuencia, y teniendo en cuenta el crecimiento poblacional no solo en el territorio de jurisdicción del municipio, sino de los municipios vecinos, se aprueba el proyecto de concesión de aguas localizadas en las fuentes de los ríos San Lorenzo, Cocorná y la quebrada Guarinó.

La determinación de los caudales para captación en un proceso de concesión de aguas, como el antes mencionado, se calcula principalmente por metodologías de “caudales ecológicos” de tipo hidráulico e hidrológicos. En este trabajo se evalúan los efectos que tales extracciones de agua generan en una comunidad biológica en particular, los macroinvertebrados acuáticos.

En el año 2000, la Dirección Marco del Agua (DMA 2000/60/CE) establece el concepto “presiones hidromorfológicas”, el cual incorpora todas las alteraciones por diversos usos de los ecosistemas fluviales. Es decir, el uso del recurso hídrico bajo cualquier servicio a la población humana incide en una presión hidromorfológica al ecosistema, y estas presiones pueden perturbar negativamente, variando la dinámica propia del sistema (Ballarín y Rodríguez, 2013). En tal sentido, particularmente en esta investigación, se puede considerar que la extracción de agua podría generar afección directa a la estructura no solo física, sino también biológica de los ríos Cocorná, San Lorenzo y quebrada Guarinó. Esto implica la modelación de escenarios de variación de caudal para observar los cambios en estructura del ensamblaje en las áreas de estudio.

Para lograr esta evaluación, se realizaron visitas de reconocimiento a las zonas en las cuales se desarrollarán las estructuras que permitirán la captación de agua, posterior a ello se llevaron a cabo cuatro muestreos de macroinvertebrados acuáticos en cuatro momentos del ciclo hidrológico. Con el fin de contrastar las condiciones en términos hidráulicos y biológicos de los tramos para condiciones diferentes de precipitación.

Los resultados de esta investigación se presentan en cuatro secciones, en la primera se realiza una descripción de las variables físico-químicas medidas en campo y los valores de nutrientes para cada uno de los sitios de muestreo, por campaña de campo. Seguidamente, se presenta la diversidad y estructura trófica de la comunidad biológica de estudio, con el fin de tener conocimiento del estado actual y “natural” del ensamblaje, además del análisis de los hábitats de preferencia de macroinvertebrados acuáticos en términos de idoneidad. Posteriormente, se analizó la dinámica hidrológica del caudal de los afluentes, esto mediante la modelación hidráulica. Finalmente, se presenta un análisis de los cambios físicos del hábitat y las afecciones de tales cambios al ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos.

La información obtenida de esta investigación será publicada y quedará disponible para ser utilizada en la determinación de caudales ambientales de los ríos de estudio. De igual forma, podrá ser utilizada como base para la gestión de los caudales en otros ríos de características y dinámica hidrológica similar.

1.1 Planteamiento del problema

El agua es un recurso fundamental para el desarrollo de la humanidad. En la actualidad, el aumento de la demanda, la escasez, la contaminación, el mal uso, entre otros factores, tienen este valioso recurso en crisis, convirtiéndose en una de las causas limitantes del desarrollo sostenible a nivel mundial (Pérez y Le Blas, 2004). En América Latina y Colombia, en particular, el aumento poblacional, el desarrollo económico, industrial y agrícola, la minería y la deforestación, han generado una gran transformación y presión en los entornos naturales (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, 2016).

La gestión de los recursos hídricos es una labor que con el paso del tiempo cobra mayor importancia dado que pretende garantizar una distribución racional e integral del agua. Para este y otros servicios se construyen represas y otras estructuras que captan parte del caudal natural de los ríos. Sin embargo, los servicios ecosistémicos de los sistemas fluviales no se limitan a la satisfacción de las necesidades humanas, de este sistema depende gran parte de la biota y proveen beneficios como el hábitat para organismos acuáticos, producción de comida, disgregación de contaminantes, control de inundaciones y generación de energía (*cfr.* Böck, Polt y Schülting, 2018).

Colombia cuenta con una red hídrica extensa que comprende desde pequeñas quebradas hasta grandes ríos, como el Río Magdalena, el más importante del país. Sin embargo, los problemas de contaminación y escasez hacen que se requiera una gestión óptima del recurso. Precisamente, con el fin de garantizar el uso de las fuentes hídricas para cubrir las necesidades del país y conservar los sistemas naturales, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) presentó la metodología para determinación de los caudales ambientales en el territorio nacional, con la cual se pretende establecer el límite de concesiones de agua de los afluentes teniendo en cuenta no solo el aprestamiento de agua potable y demás servicios, sino el sostenimiento de la biota en los ecosistemas fluviales (IDEAM, 2017).

En dicho documento se sugiere el uso de grupos biológicos (perifiton, macroinvertebrados, peces y vegetación riparia) para conocer la dinámica ecosistémica del área concesionada.

Adicionalmente, el hábitat es un factor determinante para el establecimiento y permanencia de los organismos, por ello dentro de este protocolo se aplica un Índice de Integralidad del Hábitat, el cual es una medida multimétrica que permite predecir qué ocurrirá con la matriz física en la cual viven las comunidades biológicas cuando se altera el caudal (IDEAM, 2017). No obstante, predecir y regular los efectos de las actividades humanas en los procesos ecológicos es un reto que requiere no solo la disposición o creación de normativa a favor de este tipo de evaluaciones, sino una línea base de las comunidades biológicas que se proyecten como indicadoras de procesos ecológicos, lo cual permitiría el enlace de la matriz biótica y abiótica para la toma de decisiones.

Los macroinvertebrados dulceacuícolas, a pesar de ser ampliamente utilizados como bioindicadores de la calidad del agua por la alta sensibilidad de algunos grupos a las alteraciones del ambiente (Roldán-Pérez, 2016), en este contexto —como comunidad biológica para establecer caudales ecológicos— son poco explorados y se hace necesario generar el conocimiento que permita relacionar su estructura ecológica y requerimientos de hábitat (Pantoja-Valencia, 2017). De esta manera se podría orientar y validar la implementación de metodologías como la antes mencionada, que busca la conservación, preservación y restauración en ecosistemas fluviales.

Particularmente, en la subregión del Oriente Antioqueño, la población está incrementando debido al retorno de población desplazada por el conflicto armado; además, los fines de semana y festivos algunos municipios de esta zona funcionan como opciones de veraneo, lo cual representa incrementos en la demanda de servicios ambientales y servicios públicos; finalmente, los municipios de El Retiro, Guarne, La Ceja, Marinilla y Rionegro sirven como “ciudad dormitorio” y por lo tanto la población se incrementa en las noches y los fines de semana (Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare [CORNARE], 2015).

Ante este panorama, en el municipio El Carmen de Viboral, la empresa de servicios públicos La Cimarrona E.S.P., en cumplimiento de la Ley No. 1523 de 2012, Gestión del Riesgo, y teniendo como base la oferta frente a la demanda del recurso hídrico en año 2010, empezó el proceso de prórroga de la concesión de aguas localizadas en las fuentes de los ríos San Lorenzo, Cocorná y quebrada Guarinó (por la resolución 2312 del 28 de junio de 2000). Este recurso pretende ser destinado por la empresa para la implementación del proyecto de aprovechamiento múltiple,

suministro de agua potable para el consumo humano y generación de energía (Hoyos, 2012; Osorio, 2010).

1.2 Pregunta de investigación e hipótesis

1.2.1 Pregunta de investigación.

- ¿Cómo son los hábitats de preferencia del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en los ríos San Lorenzo, Cocorná y la quebrada Guarinó en relación con la velocidad y profundidad de la corriente?
- ¿Existiría variación en la idoneidad de los hábitats actuales del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, en los ríos San Lorenzo, Cocorná y la quebrada Guarinó, ante fluctuaciones del caudal por captación de agua en los sitios de estudio?

1.2.2 Hipótesis.

A manera de hipótesis, se prevé que: los ensambles de macroinvertebrados acuáticos de los sistemas de alta montaña ríos San Lorenzo, Cocorná y quebrada Guarinó, tienen requerimientos específicos en cuanto a la velocidad de la corriente, profundidad y sustrato para su sostenimiento. Adicionalmente, las alteraciones de tales elementos de la cuenca repercuten de manera negativa en el arreglo espacial y abundancia del ensamblaje, por ende, la puesta en marcha de las bocatomas para el aprovechamiento multipropósito generará cambios físicos en el cauce que, en consecuencia, alterarán negativamente la diversidad de estos organismos.

2. Marco teórico

2.1 Caudal ambiental o ecológico

La definición de caudal ambiental en general es el volumen de agua por unidad de tiempo en términos de régimen y calidad requerido para mantener el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos continentales y su provisión de servicios ecosistémicos, logrando así un equilibrio entre los requerimientos sociales, económicos y ambientales del agua (Carvajal Escobar y Castro Heredia, 2009; IDEAM, 2017). El régimen hace referencia a la dinámica de los flujos de agua que regulan los procesos biológicos y el funcionamiento ecológico de los cuerpos de agua, tales como el clima, geología, suelos, usos del suelo, vegetación, tamaño y forma de la cuenca, entre otros (Izquierdo y Madroñero, 2013).

El concepto de caudales ecológicos y/o ambientales se remonta a los años 70, donde se estimaba que las problemáticas de los ríos y disponibilidad del recurso hídrico estaban relacionadas con los caudales mínimos, concurriendo en la premisa de que un río puede sustentarse en la medida en que su caudal no sea llevado a un límite crucial (Acreman & Dunbar, 2004). La terminología utilizada para referirse a este caudal en un río es muy variable, entre los términos más comunes se tienen los siguientes: caudal ambiental, ecológico, mínimo, aconsejable, entre otros. Sin embargo, Diez-Hernández y Burdano (2007) aconsejan el uso de *caudal ambiental*, bajo el argumento de ser más comprensible y con un rigor conceptual más defendible. Sin embargo, la World Wildlife Fund (WWF, 2010a) aplica el término *caudal ecológico* como un instrumento de gestión que proporciona herramientas para el manejo integral y sostenible de los recursos hídricos.

La transformación en el tiempo del concepto del caudal ambiental ha traído consigo una gama de enfoques de evaluación de los ecosistemas fluviales, anulando la percepción de resguardar un caudal mínimo para conservar viva la biota, al tener en cuenta que los ríos brindan amplios servicios ambientales a las comunidades, pero no de manera permanente en el tiempo ni para todo el mundo (WWF, 2010b). La evaluación del caudal ecológico proporciona información del estado y requerimientos de un afluente que a su vez se puede utilizar en la gestión del recurso hídrico (Diez-Hernández, 2005), ya sea en sus procesos de oferta, demanda o conservación. De ahí que, a

la actualidad, se han desarrollado más de 200 métodos para evaluar los caudales ecológicos en 50 países agrupados en 4 enfoques: hidrológico, hidráulico, simulación de hábitat y holístico (Tharme, 2003).

En el neotrópico, los caudales ecológicos tomaron el protagonismo a raíz del plan de expansión hidro-energética de los países andinos, considerándolos importantes en el manejo sostenible de una cuenca hidrográfica y como parte de una estrategia holística de resguardo de ecosistemas acuáticos y su biota (Jiménez Segura et ál., 2016). En Colombia, la temática del caudal ecológico se empezó a abordar a partir del año 2000 con el Estudio Nacional del Agua (ENA) (IDEAM, 2000), el cual instauró, como caudal mínimo ecológico, el caudal promedio multianual de mínimo 5 a máximo 10 años que pertenece el 97% del tiempo, a partir de ahí se formalizaron periódicamente modificaciones y metodologías para la determinación de los caudales ecológicos (ver Tabla 1).

Tabla 1. Resumen de las metodologías de Caudales Ecológicos en Colombia.

N°	Referencia	Tipo	Descripción
1	IDEAM, 2000	Caudal mínimo ecológico	Caudal promedio multianual que persiste el 97.5% del tiempo estimado a partir de la curva de duración de caudales (CDC).
2	IDEAM, 2004	Caudal mínimo ecológico	Corresponde al 25% del caudal promedio mensual más bajo en la corriente.
3	MAVDT, 2004	Caudal mínimo ecológico	Puede ser calculado por el método 1 o 2; Puede considerarse una adición igual al método 2 por efectos de calidad de agua.
4	IDEAM, 2008	Caudal ecológico	Caudal de estiaje con una probabilidad.
5	UN-MAVDT, 2008	Caudal ambiental	La primera aproximación considera el máximo valor entre el 7Q10 y el Q95 por condición hidrológica. Los caudales ambientales deben ser ajustados según los criterios de integridad de hábitat.

6	IDEAM, 2010	Caudal ambiental	Se basa en el índice de retención y regulación hídrica, IRH. Si IRH es menor que 0.7 corresponde al 75% de la CDC; en caso contrario al 85%.
7	MADS, 2013	Caudal ambiental	El Hábitat como base para el desarrollo de las comunidades bióticas: utilización de un Índice de Integridad del Hábitat.
8	IDEAM, 2017	Caudal ambiental	Proceso iterativo a partir del cual es posible estimar mes a mes el porcentaje máximo de caudal que podría extraerse.

Fuente: Adaptado de Pantoja-Valencia (2017).

En 2017, el IDEAM presentó una guía metodológica para la estimación del caudal ambiental, la cual tiene un enfoque holístico e involucra aspectos hidrológicos, geomorfológicos, hidráulicos, de calidad del agua, ecológicos y servicios ecosistémicos. Esto resulta idóneo, teniendo en cuenta todo aquello cuanto abarca el concepto de caudal ecológico, pero para el desarrollo de dicha metodología se tienen algunos requerimientos mínimos de información, criterios para la delimitación del área de estudio y alcances específicos de aplicación, en función de la escala de trabajo; mientras que el enfoque ecológico está encaminado principalmente al grupo de los peces, aun cuando es posible que los macroinvertebrados acuáticos presenten mayor sensibilidad a las perturbaciones del sistema (Cardona, 2012; Gore, Layzer & Mead, 2001; Zúñiga y Cardona, 2009).

La línea base necesaria para la utilización de macroinvertebrados acuáticos como herramienta de estimación de caudal ecológico ha sido poco desarrollada en Colombia y solo en trabajos como el de Diez Hernández y Ruiz Cobo (2007) y Cardona (2012) se han generado modelos idoneidad de hábitat de estos organismos relacionado con las condiciones hidráulicas del cuerpo de agua en estudio. Es posible que la razón de que la mayoría de los estudios caudal ecológico-biota acuática este orientada a los peces, es el hecho de que estos se encuentren en el tope de la cadena trófica de los ecosistemas dulceacuícolas. Sin embargo, como se expuso anteriormente, resulta apremiante evaluar los organismos encargados de la disponibilidad energética en dicha cadena.

2.2 Macroinvertebrados acuáticos

El término *macroinvertebrados acuáticos* se utiliza para referirse a los organismos invertebrados cuyo tamaño oscila entre las 500 μm y 30 cm, los cuales tienen relación directa con el medio acuático. Los macroinvertebrados acuáticos incluyen varios grupos entre los cuales se encuentran anélidos, crustáceos, esponjas, moluscos, insectos, entre otros. El grupo de insectos es el de mayor distribución en sistemas dulceacuícolas, y es pertinente aclarar que en este grupo se incluyen organismos que solo desarrollan la parte inicial (huevo y náyade) de su ciclo de vida en el agua (Carrera Reyes y Fierro Peralbo, 2001; Ladrera, Rieradevall y Prat, 2013).

Los macroinvertebrados acuáticos presentan una amplia distribución en los ecosistemas fluviales y adicionalmente desempeñan un rol fundamental en la dinámica ecológica y energética de los sistemas acuáticos, garantizando el flujo y la disponibilidad de nutrientes, por cuanto representan el enlace de productores y consumidores en la red trófica. Sumado a esto, los macroinvertebrados acuáticos pueden ser alimento de organismos terrestres asociados a las zonas ribereñas y son una porción importante de la biomasa de estas zonas (insectos con fase adulta terrestre), lo cual genera un flujo energético no solo en el lecho de agua, sino en la zona de transición e interacción directa con el reoambiente (Hanson, Springer y Ramírez, 2001).

Los macroinvertebrados acuáticos son organismos idóneos para valorar el estado ecológico de los sistemas fluviales, debido a que propician información clave para la evaluación del efecto de los impactos antropogénicos (comprendiendo factores como la contaminación, la alteración del régimen de caudal, entre otros), al recurso hídrico (Bonada, Prat, Resh & Statzner, 2006). Los disturbios procedentes de las diversas actividades del ser humano asociados al cuerpo de agua pueden generar variaciones en todo el ensamblaje (Prat, Ríos y Rieradevall, 2009). Por otra parte, se ha evidenciado que las fluctuaciones de caudal, bien sea de manera natural o artificial, configuran estructura física de un cuerpo de agua; pero también tienen un efecto transformador en la estructura de los ensambles de macroinvertebrados acuáticos, lo que provoca procesos de alteración en la estructura trófica y reducción de riqueza y abundancia (Bonada et ál., 2006; Céréghino & Lavandier, 1998; Laini et ál., 2019; Salmaso et ál., 2017; Stubbington, Wood & Boulton, 2009).

Los macroinvertebrados acuáticos, en comparación con otros grupos biológicos, es uno de los más utilizados y analizados en sistemas fluviales de Colombia, pero todavía hay líneas temáticas (genética, taxonomía de especies, entre otras) que presentan un déficit de información. Esto, como explica Roldán (2016), debido a que son implementados principalmente como bioindicadores de calidad de agua por su propensión a la variabilidad relacionada directamente con las alteraciones del ambiente donde viven.

Por lo anterior, en las últimas décadas se ha incrementado el uso de macroinvertebrados, como bioindicadores, para evaluar y monitorear la calidad del agua (Molina, Fossati y Marín, 2006). Estos organismos poseen una variedad de ventajas en comparación con los métodos analíticos físico-químicos (Thorne & Williams, 1997), debido principalmente a los bajos costos, alta sensibilidad a diferentes grados de contaminación y a la alteración de los cauces de los ríos, cuya composición y estructura de las comunidades bentónicas responden de forma integral a las variaciones ambientales en el ecosistema (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1996).

Teniendo en cuenta la importancia y todos los beneficios del trabajo con macroinvertebrados acuáticos como grupo biológico clave, podría considerarse que la necesidad y efectividad de su uso en los estudios para gestión del recurso hídrico y el establecimiento de caudales ecológicos, es un hecho. Sin embargo, como se proyectó anteriormente, en Colombia los estudios que consideran comunidades biológicas para este ejercicio son muy limitados (*cf.* Díez Hernández y Ruiz Cobo, 2007; Monsalve Durango y Bustamante Toro, 2009; Pantoja Valencia, 2017; Parra-Rodríguez, 2012; Vásquez-Zapata et ál., 2009; Zúñiga, 2009).

En este sentido también conviene notar que, en la mayoría de investigaciones de caudales ecológicos, donde sus metodologías tienen en cuenta el componente biológico, se basan en la comunidad de peces presentes en el cuerpo de agua, debido al interés comercial en este grupo. Además, de acuerdo con Mäki-Petäys, Huusko, Erkinaro & Muotka, (2002), si bien los peces hacen parte de las comunidades biológicas propias de un cuerpo de agua, estos presentan una gran capacidad natatoria, lo cual en el momento de enfrentar alteraciones en su entorno les permite desplazarse a microhábitats nuevos o previamente habitados.

2.3 Hábitats de preferencia

El concepto de *hábitat* es uno de los más importantes en ecología. Delfín-Alfonso, Gallina-Tessaro y López-González (2014) consideran el hábitat como el espacio que suministra el sostén a una determinada especie, población o comunidad biológica, en donde tienen un rol importante los factores bióticos y abióticos que permiten no solo la supervivencia, sino la reproducción de los organismos.

En los ecosistemas fluviales, la estructura física tiene incidencias en las comunidades biológicas que viven en ella, las implicaciones de la forma se dan a diversas escalas. Esta estructura delimita la cantidad y distribución de hábitats y refugios a especies con altos requerimientos de dispersión a gran escala, por ejemplo, peces migratorios. A nivel de tramo se considera la heterogeneidad de formas —pozas y rápidos— que determinan la complejidad de hábitats, donde los diversos sedimentos influyen en el enlace de aguas superficiales e hiporreicas (Elosegi y Sabater, 2009). Es importante tener en cuenta que esta heterogeneidad geomorfológica es proporcional a la diversidad de hábitats y, por ende, de organismos (Statzner & Moss, 2004).

Los macroinvertebrados acuáticos, por su parte, se asocian a condiciones específicas dentro de los ecosistemas lóticos que permiten el desarrollo de cada uno de sus estadios de vida. Analizando la preferencia de los organismos por una u otra condición (física y/o química) se lleva a cabo la elaboración de modelos que estiman combinaciones “ideales” de diversos factores que influyen en el sistema. Los más utilizados son las variables de profundidad, velocidad de la corriente y sustrato y, de acuerdo con la relación de los macroinvertebrados acuáticos con estas condiciones, se constituyen los entornos óptimos para el desarrollo de los organismos, es decir, se establece el hábitat de preferencia (Zúñiga y Cardona, 2009).

Teniendo en cuenta lo antes mencionado, en esta investigación se establecerán las combinaciones de las variables ya establecidas a nivel de microhábitat, para lo cual es pertinente precisar que en un sistema fluvial la zona de vida acuática recibe una nomenclatura de acuerdo con la escala en la cual se esté trabajando. Para el caso de las cuencas, existe una clasificación que determina sus niveles, mientras que, en los tramos, la forma y estructura se diferencian en unidades

geomorfológicas —rápidos, pozas, entre otros—, que en términos de ecología fluvial son mesohábitats. Seguidamente, en una escala más detallada, los diferentes sustratos —arena, grava, madera, entre otros— proporcionan los hábitats disponibles (Elosegi y Sabater, 2009). En estos hábitats, la variabilidad de la profundidad y velocidad de la corriente que se dan en el área de un mismo sustrato denominado *microhábitat* (ver Figura 1).

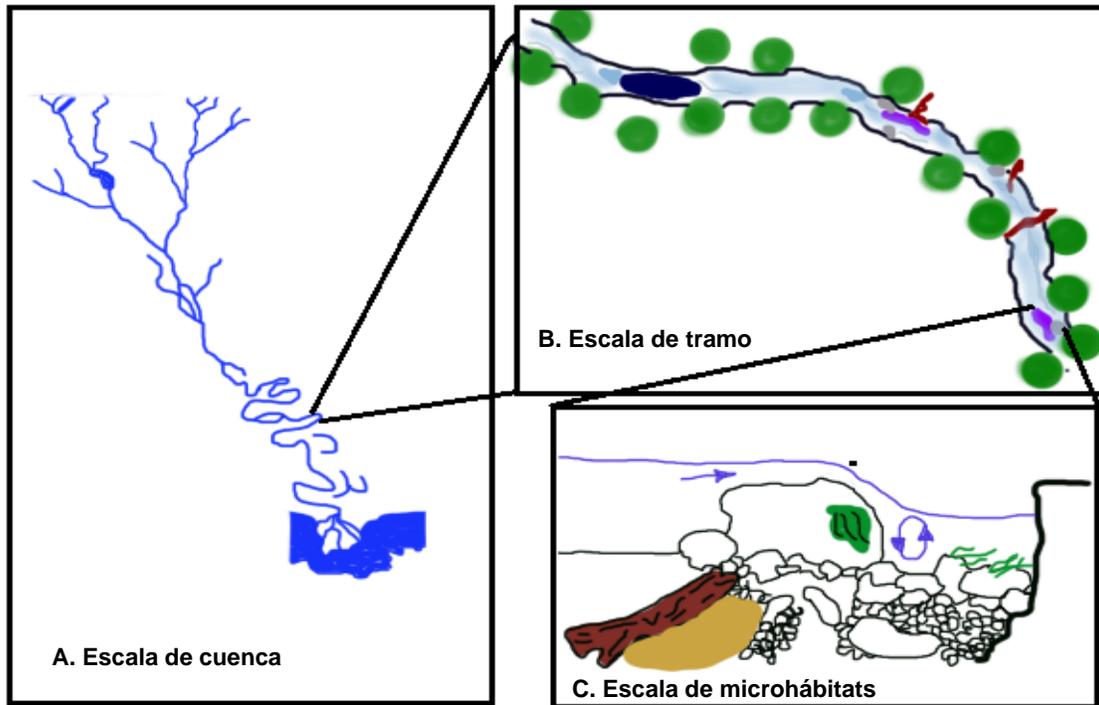


Figura 1. Representación de las escalas geomorfológicas en las cuencas.
Fuente: Elaboración propia a partir de Elosegi y Sabater (2009).

2.4 Hidrología y modelación hidrológica

La hidrología es una ciencia que estudia el origen, distribución y propiedades del agua en la tierra. En la ingeniería se incluyen aquellos aspectos cuantitativos de la hidrología, vinculados al diseño, la planificación y la operación de obras, con el fin de hacer control en el uso del agua. Para este propósito, en ingeniería se han desarrollado modelos hidrológicos, desde un punto de vista hidroinformático. Conviene acotar que un modelo es una colección de caracteres organizados dentro de lenguajes matemáticos que sirve como muestra, de manera que el modelo hidrológico es

el conjunto de caracteres que sirven como representación del sistema natural o algunos aspectos de él (Refsgaard, 1996).

La modelación hidrológica, al igual que en muchas áreas de la ciencia, con el paso del tiempo ha venido evolucionando en términos de los requerimientos que cada uno de ellos tienen, con el objeto de solventar las necesidades sociales en los que respecta a los recursos hídricos. Los modelos actuales atañen características propias del área de estudio, por ejemplo, algunos modelos tienen en cuenta aspectos tales como las características geomorfológicas, climáticas y bióticas que permiten evidenciar un mayor ajuste al comportamiento dinámico de la cuenca (Gómez-Elorza, 2016), pero tales herramientas necesitan una gran cantidad de información. En este punto, es entonces cuando se debe generar un conocimiento acorde para que la compensar la robustez del modelo y conserve la confiabilidad del mismo.

Según Rientjes (2001), los modelos hidrológicos representan de manera simplificada un sistema hidrológico, esto mediante el uso de un modelo matemático, el cual consta de unos parámetros y variables previamente definidos. Existen varios tipos de modelos, los cuales pueden ser clasificados según diversas perspectivas como se muestran en la Figura 2.

Cada cuenca presenta características que la identifican y diferencian de su entorno. Pero la dinámica de los procesos hidrológicos que en ellas se llevan a cabo son análogos: precipitación, infiltración, evapotranspiración, escurrimiento. En este contexto, la predicción y el modelado digital representan una alternativa interesante para la generación de información hidrológica de variables dinámicas. Por tanto, existen numerosos métodos teóricos científicamente reconocidos que permiten estimar estas variables a nivel de cuencas hidrográficas (Belmonte y Núñez, 2006).

En esta investigación empleamos un *software* utilizado principalmente en el método de cálculo de caudales ecológicos con modelación de hábitat, el cual utiliza como parámetros de entrada las mediciones de las secciones transversales (profundidades, velocidades y sustrato), pendiente, caudales tomadas en campo. Logrando así simulaciones hidráulicas de los sitios en fluctuaciones de tales variables (Waddle, 2001). PHABSIM requiere un conjunto de datos mínimos absolutos, demanda al menos un conjunto de elevaciones de la superficie del agua.

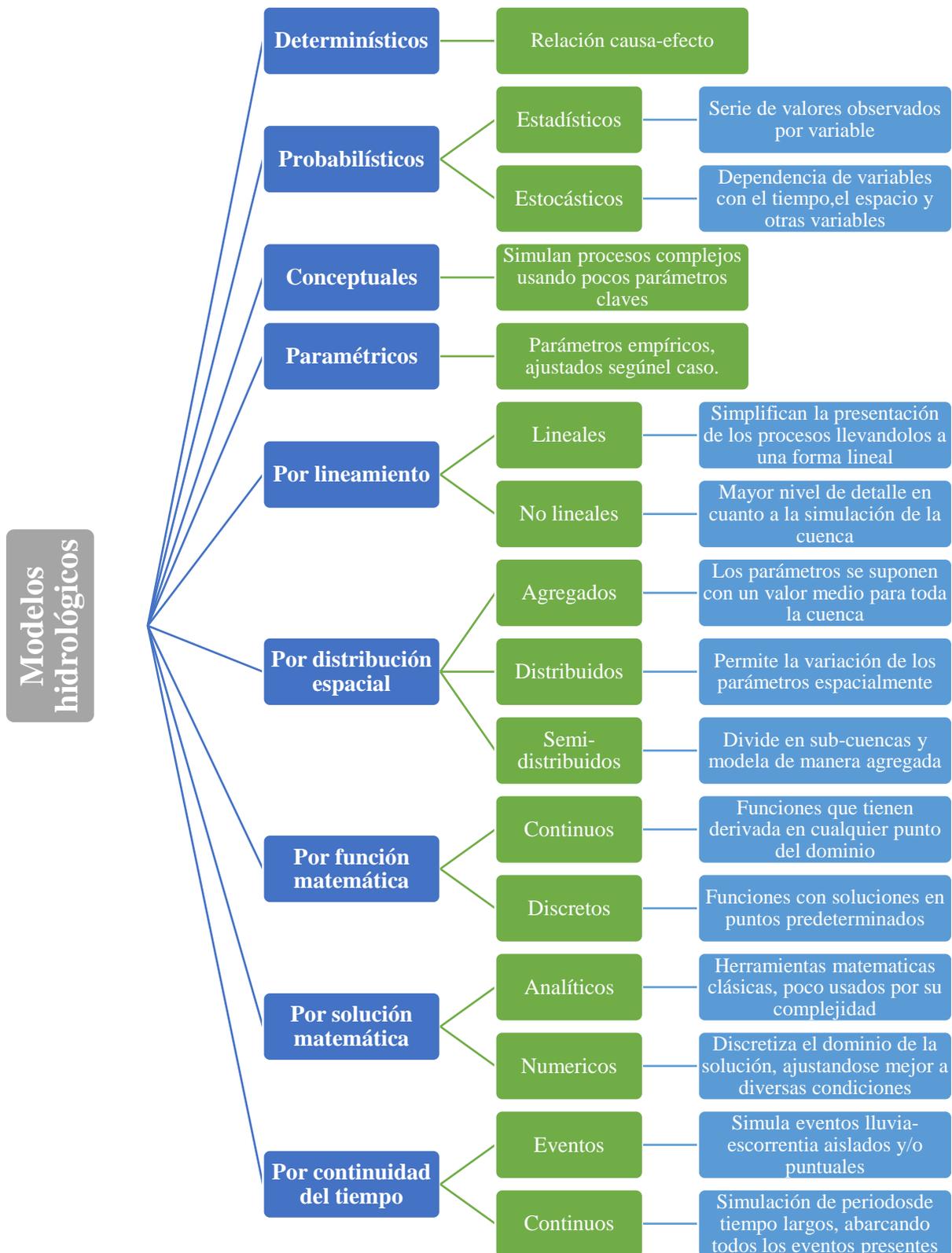


Figura 2. Clasificación de los modelos hidrológicos.
 Fuente: Elaboración propia, a partir de Vijay (1995) y Gómez-Elorza (2016).

3. Objetivos

3.1 General

Determinar las variaciones en el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en términos de idoneidad del hábitat, ante alteraciones de caudal por captación de agua en los ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarinó, Antioquia-Colombia.

3.2 Objetivos específicos

- Identificar la composición y diversidad de los macroinvertebrados acuáticos presentes en los tramos de estudios de ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarinó.
- Tipificar los tramos de estudio los ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarinó, de acuerdo con sus características geomorfológicas.
- Caracterizar los hábitats de preferencia del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos asociados los reoambientes de estudio.
- Definir las variaciones del caudal de los sectores de estudio mediante un modelo hidrobiológico.
- Establecer los posibles efectos de las fluctuaciones del caudal por captación de agua sobre la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos.

4. Área de estudio

4.1 Descripción general

Esta investigación se llevó a cabo en el Oriente antioqueño, al suroriente de la cabecera urbana del municipio de El Carmen de Viboral, en la cuenca del río Samaná Norte, afluente del Magdalena en la cuenca alta de los ríos San Lorenzo, Cocorná y quebrada Guarinó (ver Figura 3).

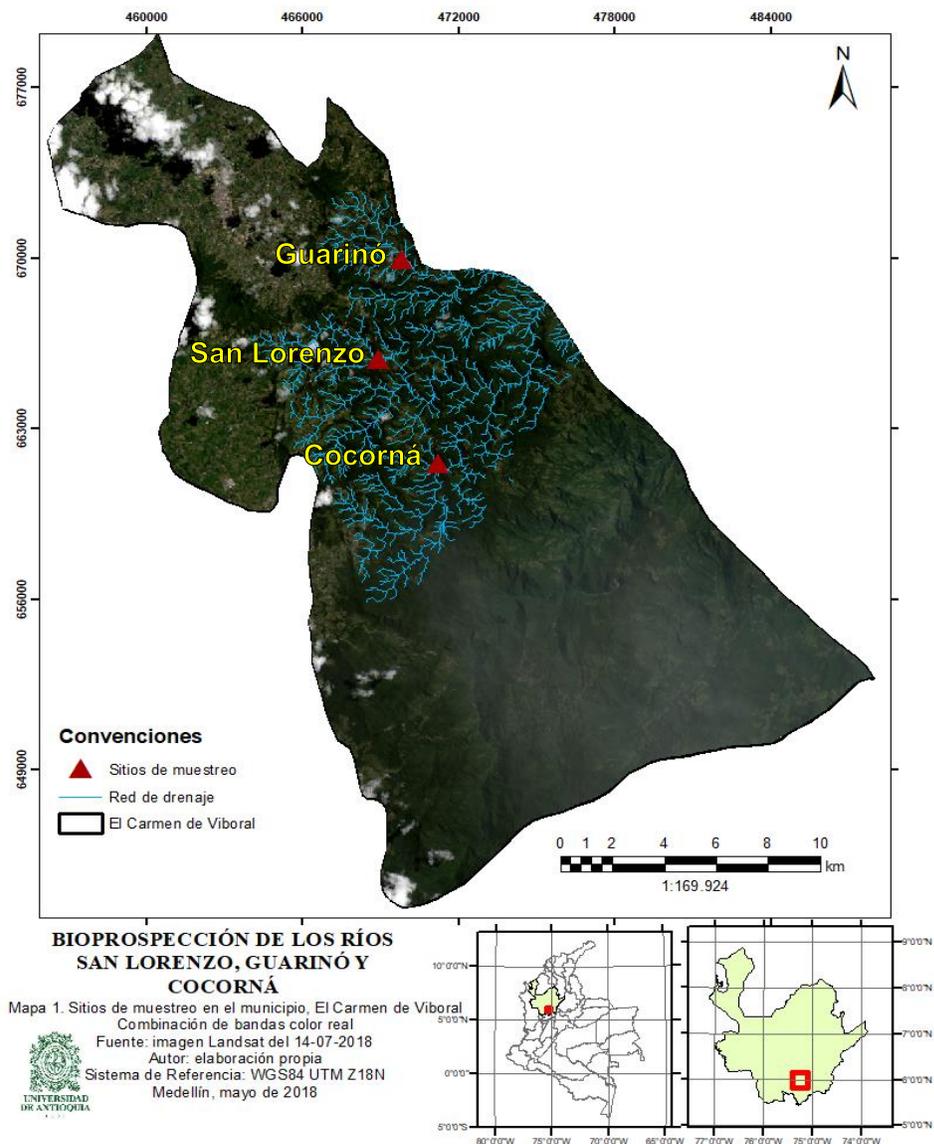


Figura 3. Municipio de El Carmen de Viboral, Antioquia, Colombia, los puntos destacados dentro del mapa corresponden a los sitios en los cuales se llevaron a cabo los muestreos.

Fuente: Elaboración propia.

Adicionalmente, en la Tabla 2 se relacionan las coordenadas de los sitios donde se proyecta realizar las captaciones de agua en los afluentes antes mencionados, estos puntos constituyen las referencias geográficas para el proyecto de investigación “Bioprospección de los ríos San Lorenzo, Guarinó y Cocorná”, en marco del cual tiene lugar esta investigación.

Tabla 2. Características de las subcuencas de estudio en el oriente antioqueño.

Sitio	Río San Lorenzo	Río Cocorná	Quebrada Guarinó	
Captación	Latitud	6° 01' 36.62''	5° 59' 17.17''	6° 3' 58.61''
	Longitud	75° 17' 36.62''	75°15' 50.38''	75°16' 33.25''
Área de cuenca (km²)	11.983	21.336	9.876	
Perímetro (km)	21.389	26.451	17.722	
Altura (m.s.n.m)	Mínima	2241	2288	2241
	Media	2353	2521	2353
	Máxima	2566	2820	2566
Caudal medio (m³/s)	1.356	2.418	1.119	

Fuente: Adaptado de Osorio (2010).

4.2. Geología regional

Los afluentes de estudio se encuentran en la franja axial de la Cordillera Central de Colombia, donde afloran un grupo de rocas metamórficas de diferentes edades y composición que constituyen el núcleo de la Cordillera Central. Puntualmente, la zona del proyecto hace parte del conjunto polimetamórfico de la Cordillera Central, sin embargo, se presentan solo las siguientes asociaciones geológicas en los puntos de interés:

- Batolito antioqueño: quebrada Guarinó.
- Complejo de Cajamarca: ríos San Lorenzo y Cocorná.

El análisis de las unidades litológicas locales se realiza con base en las planchas disponibles del Servicio Geológico Colombiano (otrora Ingeominas). La microcuenca de la quebrada Guarinó se encuentra ubicada en la plancha 147 (Rodríguez, González y Cossio, 2005); las cuencas de los ríos San Lorenzo y Cocorná se hallan en la plancha 167 (González, 1980).

4.2.1 Guarinó.

En la quebrada Guarinó se identificaron las unidades litológicas resaltadas en la Figura 4 y explicadas a continuación.

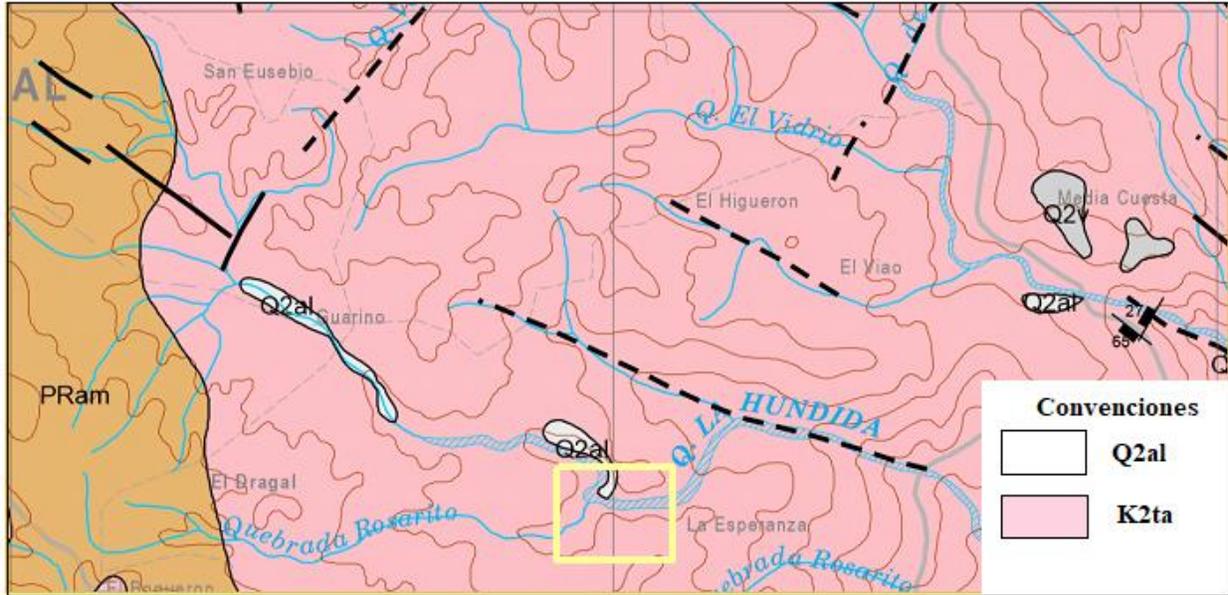


Figura 4. Geología local en la plancha 147, el área en el recuadro es el punto de estudio de la quebrada Guarinó.

Fuente: Tomado y editado de Rodríguez et ál. (2005).

La primera unidad, el batolito antioqueño (K2ta), está “caracterizado por su monótona variación composicional, está constituido por tonalitas y granodioritas, y subordinado pueden encontrarse, cuarzodioritas y dioritas” (Nivia, 2011, p. 100). En la quebrada Guarinó se identifica una composición de material ígneo propio de esta unidad litológica, con facies de borde más máficas y localmente más félsicas desde grabo hasta granito; con diques de pegmatitas, aplitas y vetas de cuarzo (Osorio, 2010). La segunda, los depósitos aluviales, generan una topografía plana, es un conjunto de gravas, arenas, limos y arcillas no litificadas que descansan en llanuras de inundación de la quebrada, sujetas a inundaciones periódicas (Rodríguez et ál., 2005).

4.2.2 San Lorenzo y Cocorná.

En los ríos San Lorenzo y Cocorná se identificaron las unidades litológicas resaltadas en la Figura 5 y detalladas a continuación.

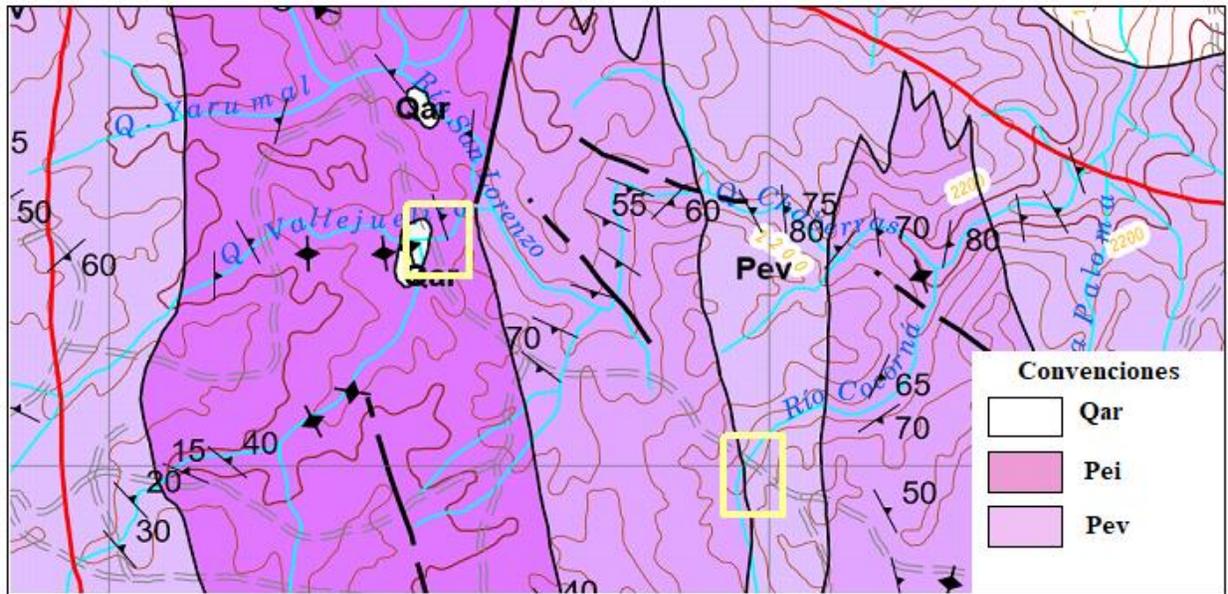


Figura 5. Geología local en la plancha 167, el área en el recuadro a. es el punto de estudio del río San Lorenzo; el recuadro b. es el sitio de estudio del río Cocorná.
Fuente: Tomado y editado de González (1980).

El complejo de Cajamarca (Pei/Pev), primera unidad, aflora a lo largo del borde occidental, oriental y hacia las partes más altas de la Cordillera Central. Se le asigna este nombre al grupo metamórfico compuesto por esquistos cuarzo-sericíticos, esquistos verdes, filitas, cuarcitas y algunas franjas de mármoles (Borrero y Ruíz, 2009). En los ríos San Lorenzo y Cocorná se identifican rocas metamórficas, esquistos intercalados cuarzo-sericíticos, verdes y actinolíticos, aunque, en San Lorenzo se evidencia una foliación vertical principalmente de esquistos verdes. Justamente, este río presenta una segunda unidad, los aluviones recientes (Qar), que son básicamente rocas sedimentarias del cuaternario (González, 1980). El lecho de este afluente presenta rocas de diversos tamaños que evidencian eventos de crecientes en la dinámica fluvial, con una cantidad bastante limitada de sedimentos.

4.3 Caracterización de los tramos de estudio

La red de drenaje de la cuenca del río Samaná, a la cual pertenecen los sitios de muestreo, es de tipo dendrítica (Gregory & Walling, 1973). Según los tipos de trazado de Rush (1978), los tramos de los ríos Cocorná y San Lorenzo tienen características propias de tramos rectos, como se percibe

en la Figura 6. Entretanto, la quebrada Guarinó, se considera sinuosa, puesto que presenta pequeños bancos de arena depositados en las laderas.



Figura 6. Tramos de estudio. A. Río Cocorná. B. Río San Lorenzo. C. Quebrada Guarinó. Fuente: A. y C. Esteffany Barros; B. Juan Pablo Serna.

En cada afluente de estudio se estableció una caracterización de unidades geomorfológicas en las áreas de los tramos de estudio, la cual se realizó teniendo en cuenta los polígonos de unidades geomorfológicas disponibles en el portal del Sistema de Información de Movimientos en Masa Colombiano (SIMMA) del Servicio Geológico Colombiano (SGC) y las memorias de las planchas del sistema. A continuación, se definen las unidades geomorfológicas de las áreas geográficas en las cuales se establecieron los tramos de muestreo para los afluentes de interés en esta investigación.

4.3.1 Cocorná.

Se observa una diferencia muy abrupta en las unidades geomorfológicas asignadas al sitio de muestreo en el río Cocorná por parte del portal SIMMA y la plancha 167 del SGC (ver Figura 7). Las más consistentes no solo con la observación directa de campo, sino con las unidades geológicas antes descritas, son las que se encuentran en la plancha 167 del SGC. Es posible que haya un desfase del portal SIMMA porque la estructura *Sife* en la plancha es próxima a las zonas de muestreo en este reoambiente.

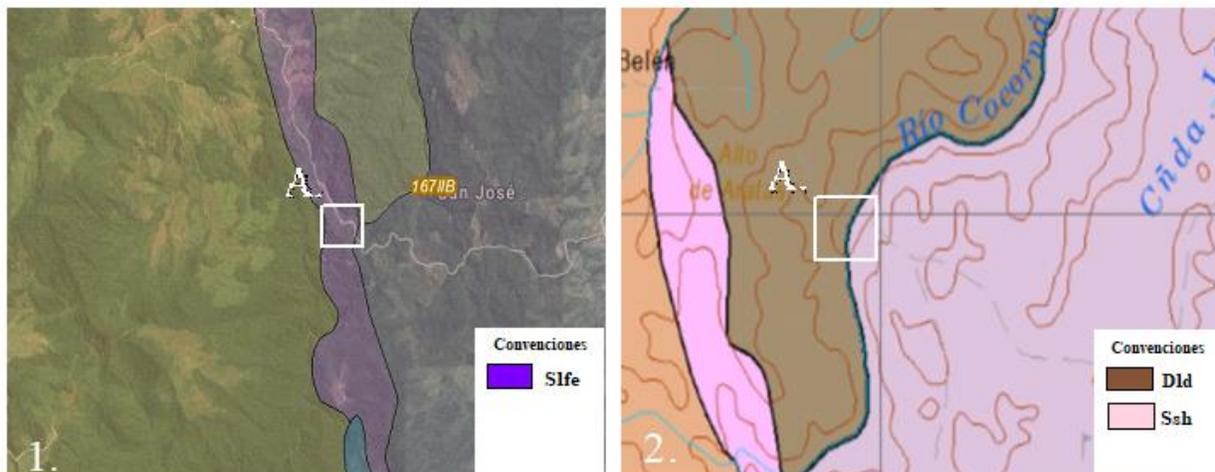


Figura 7. Unidades geomorfológicas del sitio de muestreo en el río Cocorná. 1. Plancha 167IIB en el portal SIMMA. 2. Sección de la plancha 167 Sonsón del SGC. A. Sitio de muestreo en el río Cocorná.

Fuente: SIMMA en SGC (2019) y Servicio Geológico Colombiano y Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (2014).

Teniendo en cuenta lo anterior, el área de interés del río Cocorná presenta dos unidades geomorfológicas (una en cada ladera del afluente). En la ladera izquierda, aguas abajo, se encuentra la unidad *Loma desnuda (Dld)*, la cual se caracteriza por sus superficies en declive, con morfología alomada de laderas de longitud largas (400-1000 m) a muy largas (1000-2600 m), en forma convexa y con pendientes escarpadas. Esta unidad pertenece a un ambiente Denudacional, el cual es definido por la acción combinada de procesos moderados a intensos de meteorización, erosión y transporte de origen gravitacional y pluvial. En la vertiente derecha, aguas abajo, se encuentra una *Sierra holoclinal (Ssh)*, caracterizada por presentar una prominencia topográfica ligeramente simétrica, de morfología montañosa y de cimas agudas. Esta unidad pertenece al ambiente Estructural en el cual las geformas se asocian primariamente al plegamiento y el fallamiento de las rocas.

4.3.2 San Lorenzo.

El río San Lorenzo presenta leves inconsistencias en la información del portal SIMMA y la presentada en la plancha 167 del SGC (ver Figura 8). Es posible que esto dependa de la escala que permite observar el portal, ya que la estructura de origen fluvial presente en este sitio es pequeña. Al contrastar con la plancha 167 del IGAC (González, 1980), se presentan unidades con

características similares, dada la específica y limitada zona de depósitos aluviales, que concuerdan con lo observado en campo.

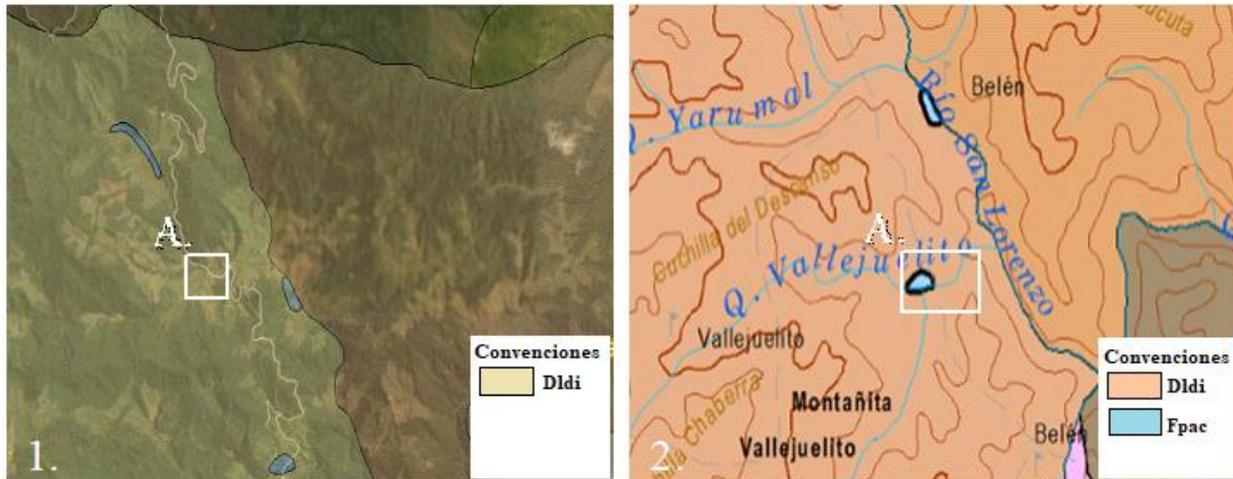


Figura 8. Unidades geomorfológicas del sitio de muestreo en el río San Lorenzo. 1. Plancha 167IIB en el portal SIMMA. 2. Sección de la plancha 167 Sonsón del SGC. A. Sitio de muestreo en el río San Lorenzo.

Fuente: SIMMA en SGC (2019) y Servicio Geológico Colombiano y Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (2014).

Por consiguiente, el área de interés del río San Lorenzo presenta dos ambientes y una unidad geomorfológica por cada ambiente. En el ambiente Denudacional, encontramos la unidad de *Lomeríos disectados (Dldi)*, los cuales son prominencias topográficas de morfología alomada, con cimas redondeadas estrechas y amplias, de laderas cortas, con pendientes muy inclinadas. Adicionalmente, y en una porción pequeña, se encuentra el ambiente Fluvial, generado por los procesos de erosión de las corrientes de los ríos y por la acumulación de materiales en las áreas aledañas a dichas corrientes. La unidad encontrada en este ambiente es la *Planicie aluvial confinada (Fpac)*, la cual es una franja aluvial de morfología plana, muy angosta, eventualmente inundable, en forma de “U”, limitada por otras geofomas de morfología colinada, alomada o montañosa, que bordean los cauces fluviales (*Dldi*).

4.3.3 Guarinó.

En la quebrada Guarinó, la descripción de las unidades geomorfológicas es consistente con la información del portal SIMMA y la plancha geomorfológica del SGC (ver Figura 9). Al

contrastarla con la información de la plancha 147 del IGAC (Rodríguez et ál., 2005) se presentan unidades con características similares por la particularidad de la zona y su dinámica de depósitos. Adicionalmente, coinciden con la observación hecha en campo.

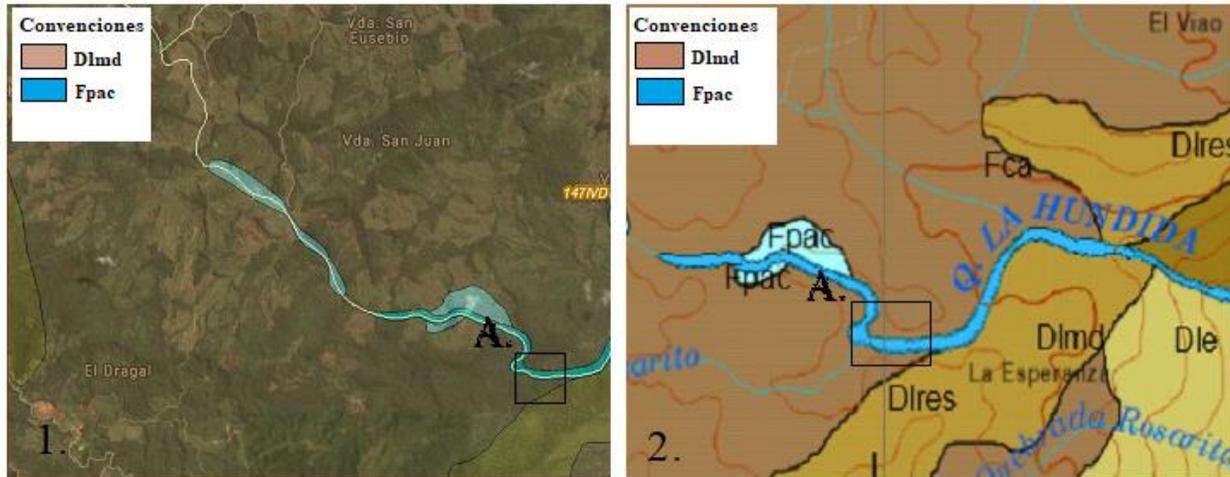


Figura 9. Unidades geomorfológicas del sitio de muestreo en la quebrada Guarinó. 1. Plancha 147IVD en el portal SIMMA. 2. Sección de la plancha 147 Medellín oriental del SGC. A. Sitio de muestreo en la quebrada Guarinó.

Fuente: SIMMA en SGC (2019) y Servicio Geológico Colombiano y Universidad EAFIT (2014).

El área de interés de la quebrada Guarinó tiene dos unidades geomorfológicas. Un ambiente Denudacional, con la unidad *Lomeríos muy disectados (Dlmd)*, los cuales son protuberancias topográficas de morfología alomada, con índice de relieve bajo, de laderas cortas a moderadamente largas. Esta geoforma es originada por procesos de denudación intensos, cuyas laderas se caracterizan por la alta disección, generando valles en “V” abiertos. Estos lomeríos generalmente se encuentran en los bordes de los altiplanos. El ambiente Fluvial y Lagunar —generado por los procesos de la actividad fluvial— y la unidad *Planicie aluvial confinada (Fpac)*, al igual que en San Lorenzo, es una franja aluvial de morfología plana, muy angosta y en forma de “U”, constituida por material aluvial. Esta unidad está asociada a los cauces aluviales del altiplano, que son muy pequeños y eventualmente inundables, limitados por las unidades de índice de relieve bajo o muy bajo (*Dlmd*), en los cuales se observa el estrangulamiento o estrechamiento de los cauces.

4.4 Régimen hidrológico en la cuenca del río Samaná

Para la determinación del régimen hidrológico de la cuenca del río Samaná —de la que hacen parte las microcuencas de estudio— se revisó la disponibilidad de información por parte del IDEAM, pero esta no está instrumentada, es decir, no hay estaciones por parte de este organismo en el área de la cuenca, por tanto, se usaron los datos de las estaciones aledañas con condiciones básicas para proveer información (activas). Estas se encuentran relacionadas en la Tabla 3.

Tabla 3. Estaciones del IDEAM utilizadas para la toma de datos de precipitación.

Nombre	Ubicación geográfica			Código IDEAM	Municipio	Dpto	Tipo	Período registrado
	x	y	z					
Campoalegre	-75,335611	6,073778	275,8	23080650	El Carmen de Viboral	Antioquia	PM*	1973-2018
Santuario	-75,182611	6,053333	197	23080920	El Santuario	Antioquia	PM	1992-2018
Cocorná	-75,273583	6,133056	179,7	23087200	Cocorná	Antioquia	PM	1975-2018

*PM: Pluviométrica.

Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con los datos medios de los promedios multianuales, se obtuvo la Figura 10, en la cual se puede observar un comportamiento bimodal del régimen. Este comprende una época seca que inicia en el mes de diciembre y se extiende hasta el mes de febrero, seguida de una época de lluvias, desde marzo hasta mayo, mientras que en los meses de junio y julio se evidencian bajas precipitaciones. Finalmente, se presenta una segunda época de lluvias que se despliega desde agosto hasta noviembre.

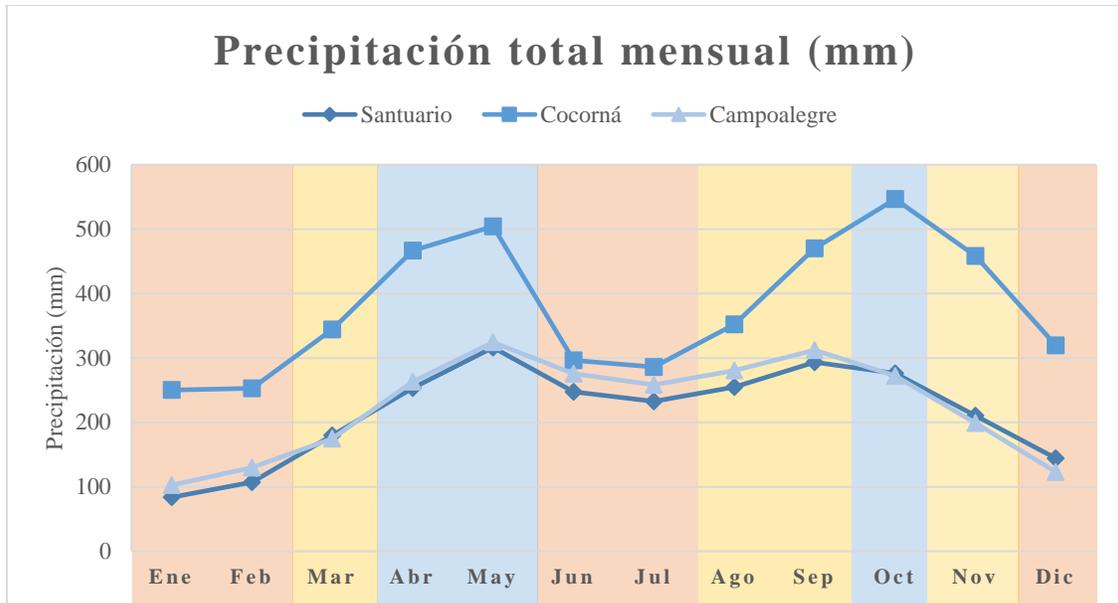


Figura 10. Precipitación media multianual reportada por las estaciones del IDEAM cercanas a las microcuencas de estudio. Naranja: período seco; amarillo: período de transición; azul: período de lluvia.

Fuente: Elaboración propia.

A continuación, en la Figura 11 se muestra las distribuciones mensuales multianuales de precipitación mediante diagrama de cajas y bigotes, puesto que posibilita la observación de la variación de la mediana en el ciclo anual.

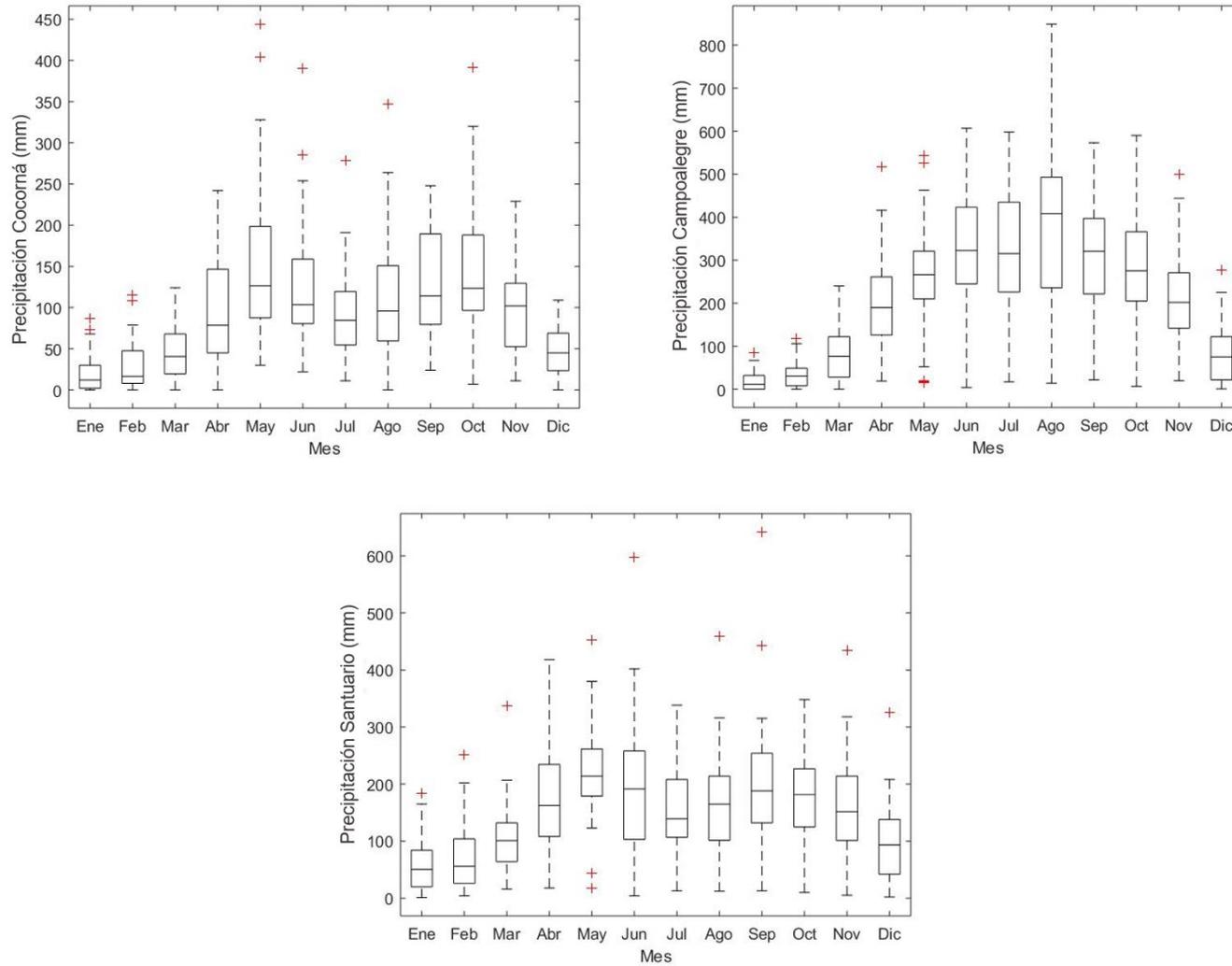


Figura 11. Distribución mensual multianual de la precipitación, en las estaciones pluviométricas usadas.
Fuente: Elaboración propia.

A diferencia de lo observado en la Figura 10, la estación Campoalegre presenta una distribución de apariencia unimodal, y es posible que esto se deba a la dispersión de los datos en los meses de junio a agosto. Por otro lado, las estaciones Cocorná y Santuario mostraron el régimen bimodal descrito anteriormente, donde los meses de mayo, septiembre y octubre presentan altas precipitaciones, mientras que diciembre, enero y febrero, corresponde a la época seca o de bajas precipitaciones.

4.4.1 Distribución de la precipitación sobre la cuenca.

Para calcular la distribución de la precipitación en la cuenca del río Samaná se realizó interpolación a través de polígonos de Thiessen. El cálculo de la precipitación que cae en cada área se calculó usando la siguiente ecuación (Universidad Nacional del Nordeste, s.f.):

$$\bar{P} = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i * A_i)}{A}$$

Ecuación 1. Precipitación media de acuerdo con los polígonos de Thiessen.

Donde,

P: precipitación media sobre la cuenca

P_i: precipitación observada en la Estación i

A_i: área del polígono correspondiente a la Estación i

A: área total de la cuenca n número de estaciones pluviométricas y/o pluviográficas con influencia en la cuenca.

N: número de polígonos.

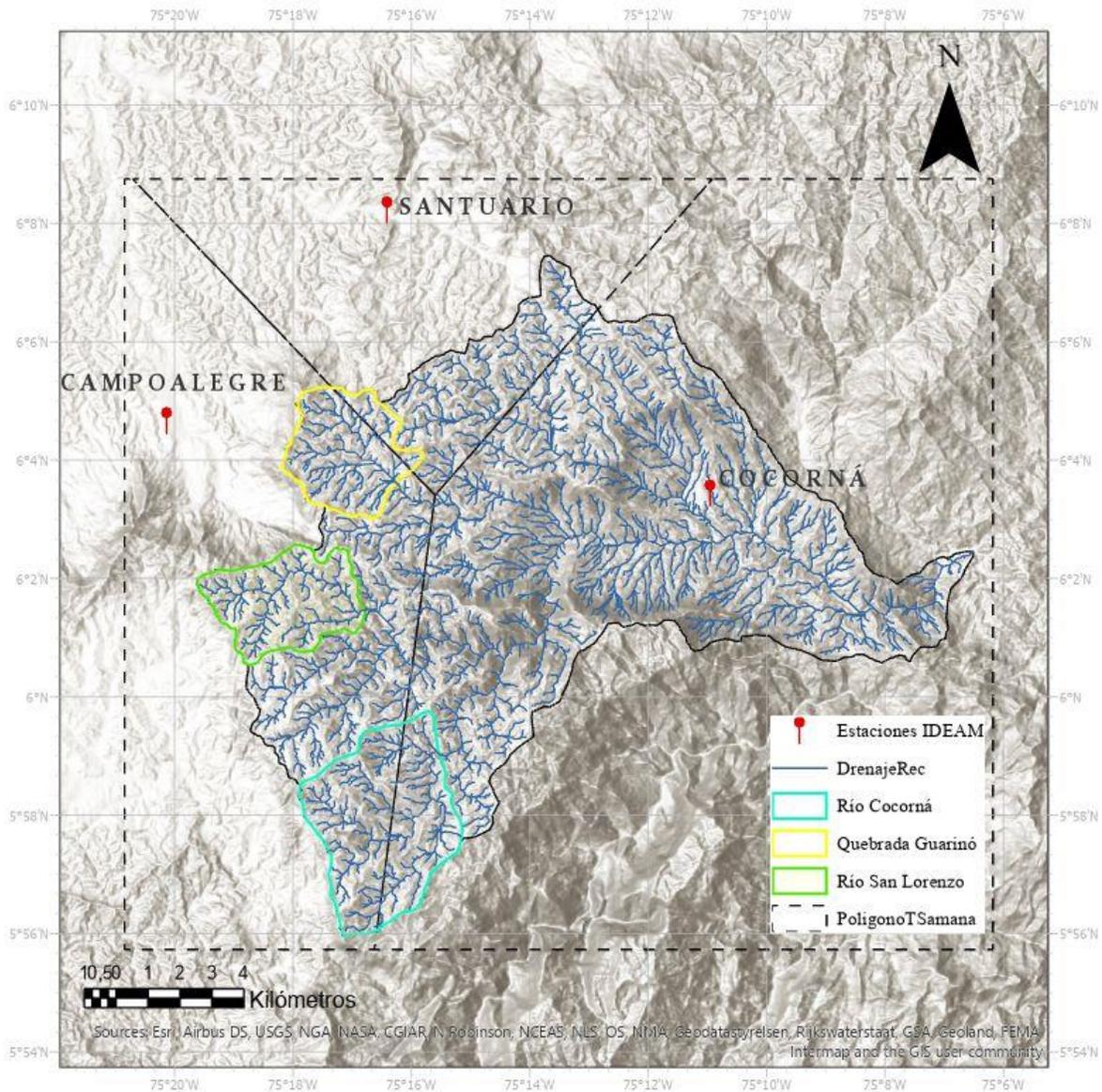


Figura 12. Mapa de interpolación de áreas de influencia de las estaciones sobre la cuenca del río Samaná por el método de polígonos de Thiessen.

Fuente: Estefanía Mora y Esteffany Barros.

Con la información geoespacial de los puntos donde se encuentran ubicadas las estaciones pluviométricas, se conformaron los polígonos y se definió el área de influencia de cada uno (ver Figura 12). A partir de esta información se calculó la precipitación media mensual en la cuenca (Tabla 4).

Tabla 4. Cálculos de la precipitación media mensual en cada estación de influencia y la precipitación media de la cuenca.

Estación	Santuario	Campoalegre	Cocorná	P. media de la cuenca
Área de influencia (km2)	19,681	62,092	134,542	
Enero	24,369	26,341	50,166	40,980
Febrero	26,344	33,614	50,376	43,378
Marzo	34,208	34,773	59,482	50,090
Abril	38,604	43,182	65,476	56,632
Mayo	50,246	47,568	77,048	66,147
Junio	46,665	52,465	58,083	55,432
Julio	46,619	49,955	54,295	52,351
Agosto	43,444	49,182	61,905	56,573
Septiembre	42,262	46,591	67,150	58,984
Octubre	45,035	44,227	71,167	61,056
Noviembre	40,536	37,558	66,512	55,838
Diciembre	28,067	26,279	54,098	43,744

Fuente: Elaboración propia.

Teniendo en cuenta los valores de precipitación para las fechas de los muestreos realizados, en la primera campaña de campo, la precipitación media de la cuenca fue 55,41 mm, lo cual se encuentra muy cerca de la precipitación media calculada, por lo tanto, se considera una precipitación típica. En la campaña del mes de febrero, la precipitación fue de 41,85 mm, es decir, estuvo por debajo de las precipitaciones típicas del mes. En el tercer muestreo, la precipitación fue de 48,20 mm, estando, al igual que la anterior, por debajo de la media histórica. Finalmente, en el último trabajo de campo, la precipitación fue de 51,32 mm, valor que sigue el patrón de los meses anteriores al estar por debajo de la media histórica.

4.5 Usos del suelo

El uso de los suelos es el aprovechamiento que el productor hace del espacio que explota. Este uso generalmente está limitado por las características del medio físico, las cuales influyen sobre el tipo de actividad que se puede desarrollar, ya sea en agricultura, ganadería, forestal, u otros usos como

zonas urbanas, vías, entre otros (Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAG] y Castellanos, 2007).

De acuerdo con CORNARE (2019), el municipio de El Carmen de Viboral cuenta con un total de 295,53 km² de áreas protegidas (ver Figura 13).

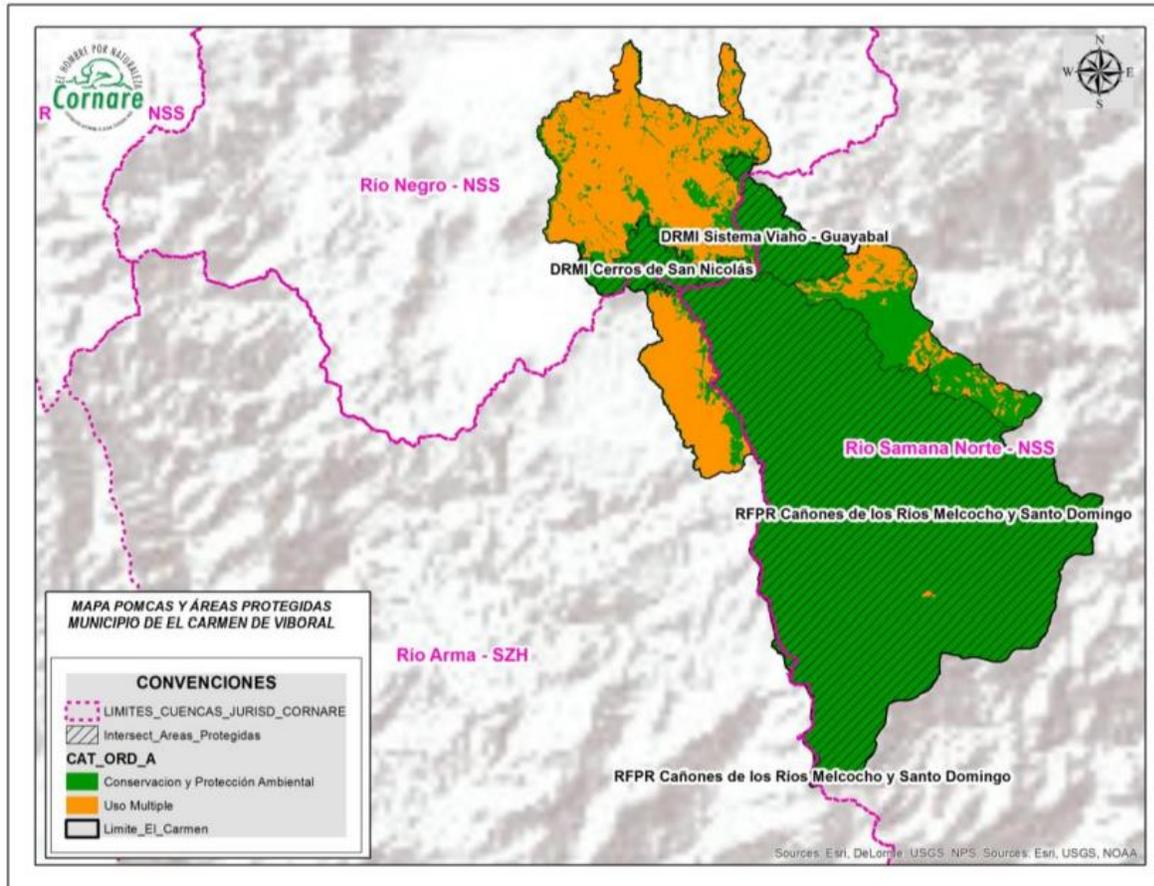


Figura 13. Mapa POMCAS y áreas protegidas, municipio El Carmen de Viboral. Fuente: Tomado de CORNARE (2019).

Sin embargo, de acuerdo con lo observado durante las jornadas de muestreo, el tramo de estudio con menor grado de intervención fue la estación de Cocorná, mientras que en las estaciones de San Lorenzo y Guarinó se observaron actividades económicas aledañas, como cultivos y ganadería. Esto sugiere que, aun cuando la autoridad ambiental expone un territorio protegido que equivale al casi 66% de la extensión total del municipio, el uso de los suelos en esas áreas no se encuentran totalmente documentado y se considera protegido.

5. Metodología

A continuación se representa de manera general el desarrollo de este trabajo de investigación, cada fase realizada es descrita a detalle en los ítems de esta sección (ver Figura 14).

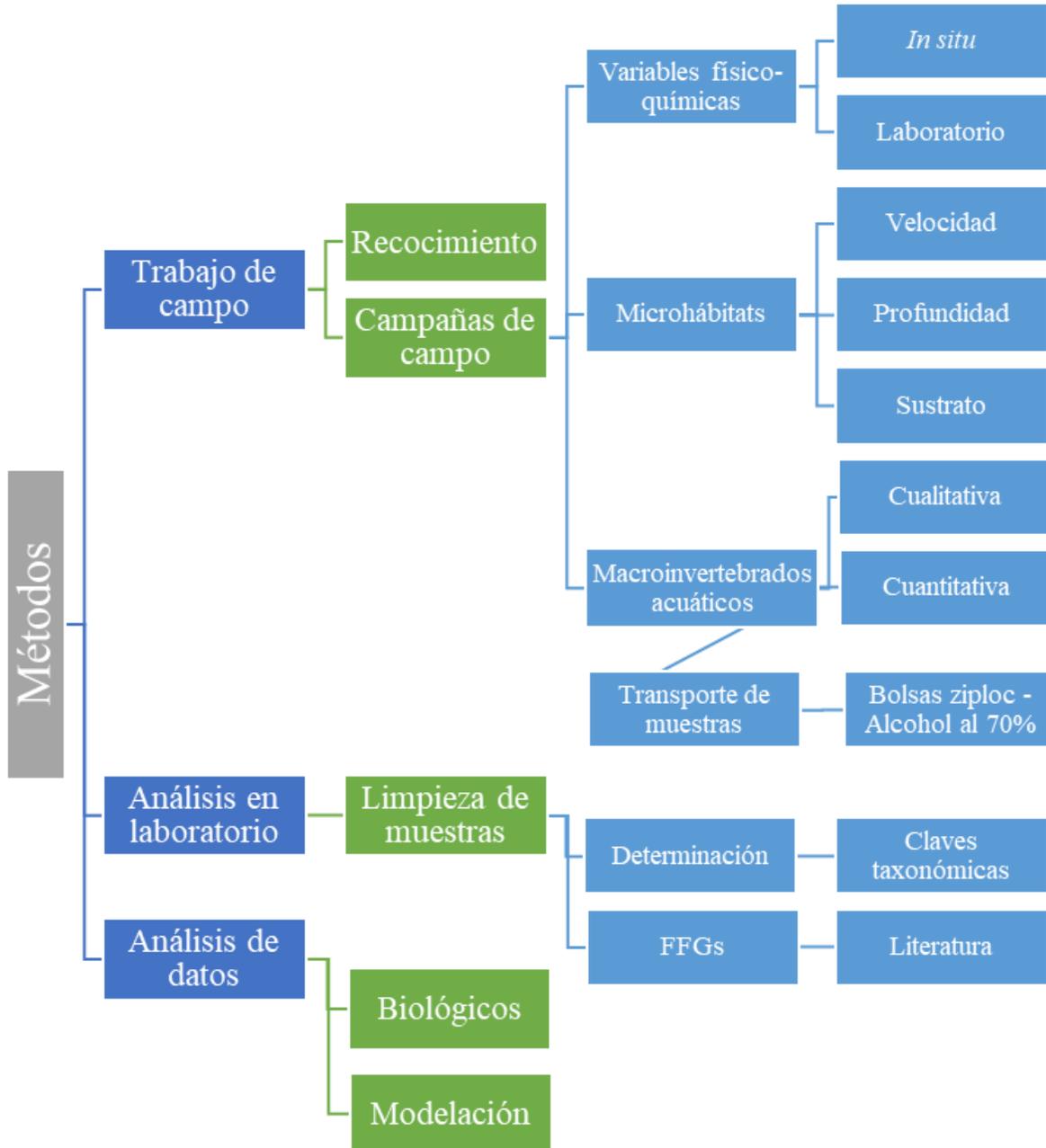


Figura 14. Esquema general de la metodología trabajo de investigación.
Fuente: Elaboración propia.

5.1 Trabajo de campo

Para el desarrollo del diseño experimental se realizó una visita de reconocimiento en agosto de 2018. La recolección de las muestras se hizo durante cuatro muestreos: noviembre de 2018, febrero, marzo y mayo de 2019 (ver Anexo 1). Esto corresponde a épocas de lluvia, seca, transición y lluvia, respectivamente. Se seleccionó un tramo de 100 m en cada uno de los ríos, considerando el punto en el cual el proyecto de aprovechamiento múltiple de la empresa La Cimarrona E.S.P. establecerá la captación de agua; que de acuerdo con la resolución 2312 del 28 de junio de 2000 las aguas concesionadas para los sitios de estudio son las siguiente:

- Río Cocorná: 1200 l/s
- Río San Lorenzo: 500 l/s
- Quebrada Guarinó: 500 l/s

5.1.1 Variables físico-químicas.

Las variables de temperatura del agua (°C), pH (unidades de pH), oxígeno disuelto-OD (mg/L) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) fueron medidas con una sonda multiparamétrica (Multiparamétrico WTW 3630IDS). Adicionalmente, se tomaron muestras de agua en botellas plásticas de 500 ml para el posterior análisis de nutrientes en las instalaciones de la Universidad de Antioquia.

Por otra parte, se llevó a cabo un transecto para levantamiento batimétrico, en el cual se caracterizó el sustrato del lecho en 8 categorías diferentes (cantos, piedras grandes, pequeñas piedras, grava grande, grava mediana, grava fina, arena-arcilla, materia orgánica), así como la profundidad en la zona húmeda cada metro (ver Figura 15). Para el cálculo del ancho se tuvo en cuenta la zona húmeda en cada campaña (Elosegi y Sabater, 2009).

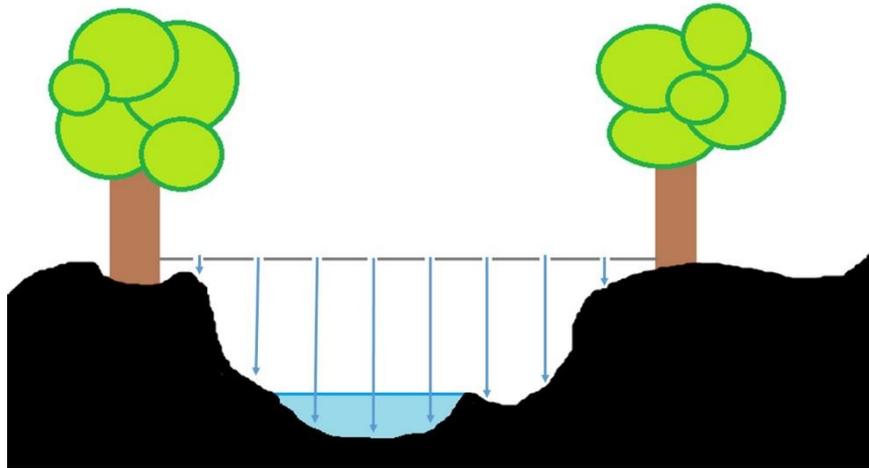


Figura 15. Representación gráfica de los transectos a realizar en el tramo seleccionado para cada una de las cuencas objeto de estudio.

Fuente: Elaboración propia, a partir de Elozegi y Sabater (2009).

Para la selección de los microhábitats se tuvo en cuenta la metodología de Theodoropoulos, Vourka, Stamou, Rutschmann & Skoulikidis (2017), sin embargo, para efectos de este trabajo, se distinguió el área seleccionada para la colecta, siendo así el procedimiento: se tomaron muestras de microhábitats de $0,09 \text{ m}^2$, proyectados como 20 combinaciones al azar de velocidad de la corriente, profundidad del agua y tipo de sustrato.

La profundidad se midió en el centro del cuadrante de muestreo provisto por la Red Surber, usando una regla metálica estándar de 100 cm de longitud. La velocidad fue medida con un correntómetro Rickly USGS Type AA Current Meter y correntómetro de desarrollo propio de los grupos de investigación Gepar y GeoLimna, en la mitad de la columna de agua. El sustrato en cada cuadrante se clasificó visualmente de acuerdo con la proporción de los diferentes tamaños del mismo, teniendo en cuenta las clasificaciones de sustratos de Schneider, Noack, Gebler & Kopecki (2010) y Theodoropoulos, Skoulikidis & Stamou (2016) (ver Tabla 5). Estos datos (el aforo) fueron usados como insumos para la calibración en la modelación hidráulica.

Tabla 5. Clasificación de sustratos.

TIPO DE SUSTRATO	MANNING's	TAMAÑO	ÍNDICE	
Boulders	0,070	> 20 cm	8	9
Large stones	0,050	12-20 cm	7	
Small stones	0,040	6-12 cm	6	
Large gravel	0,030	2-6 cm	5	
Organic material*	0,027	N/A	0	
Medium gravel	0,026	6-20 mm	4	
Fine gravel	0,024	2-6 mm	3	
Sand, clay	0,022	< 2mm	1	2

Fuente: Elaboración propia a partir de Schneider et ál. 2010 y Theodoropoulos et ál. 2016.

5.1.2 Variables biológicas.

Posterior a la selección de microhábitats, se colectaron los macroinvertebrados acuáticos con Red Surber, con un área de 0,09 m² y remoción del sustrato a contracorriente por un tiempo estimado de un minuto. Este tipo de muestro, por ser cuantitativo, permitió estimar la densidad de los macroinvertebrados acuáticos para cada uno de los 20 microhábitats. En este punto es importante destacar que en la primera campaña de muestreo para el río San Lorenzo y la quebrada Guarinó solo se tomaron 14 microhábitats, debido a inconvenientes climáticos.

Además, se realizó una colecta con red triangular y colecta de tipo manual para una caracterización cualitativa del ensamblaje presente en el tramo en general —esto solo a partir del segundo muestreo—. Las muestras se transportaron en bolsas Ziploc® y fueron fijadas con alcohol al 70%. En la etiqueta se marcó la fecha de colecta, el número del microhábitat —tipo de muestra en el caso de cualitativa— y colectores de muestras para cada campaña.

5.2 Trabajo de laboratorio

Las muestras recolectadas en campo fueron llevadas al Laboratorio de Hidrobiología Sanitaria de la Universidad de Antioquia, donde se realizó el lavado con ayuda de tamices de suelo de referencias N.º 16 y 60, posteriormente se procedió a la separación de los macroinvertebrados acuáticos del sustrato acompañante. Después de la limpieza, se usó un estereomicroscopio marca

BOECO-BST 606 German para la observación e identificación taxonómica. El registro fotográfico se realizó con una cámara B-CAM 16.

La determinación de los macroinvertebrados acuáticos se realizó con ayuda de claves taxonómicas especializadas en este grupo (Fernández y Domínguez, 2001; Lopretto, 1995; Merritt & Cummins, 1996; Roldán-Pérez, 1996; Ospina et ál., 1999; Posada-García y Roldán-Pérez, 2003; Rogers & Thorp, 2019); se procuró llevar la determinación al nivel taxonómico de género, sin embargo, debido a la complejidad de algunos grupos, solo se alcanzó el nivel de familia. Conviene destacar que, en términos de cálculos de idoneidad de hábitats, la taxocenosis usada es familia.

5.3 Análisis de los datos

Los índices de diversidad generales (por campaña en cada reoambiente) se calcularon con ayuda del *software* libre Biodiversity Pro (McAleece, 1997). Para estimar la contribución de las variables físico-químicas a la varianza de las variables generales biológicas (diversidad de Shannon H' Log Base 10, dominancia de Simpson 1/D, Equidad de Pielou J', riqueza_S y abundancia) se realizó un análisis de componentes de varianza (ACV), teniendo como factores de anidación los meses de muestreo (épocas) y los sitios de muestreo (Statgraphics Centurion, XVI), luego se realizó una prueba de Kruskal-Wallis para establecer la significancia de la contribución.

La asignación de los grupos funcionales alimentarios (ver Tabla 6) se asignaron de acuerdo con bibliografía especializada en el tema (Cummins, Merritt & Andrade; 2005; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Si bien en Colombia se han realizado estudios en los cuales se asignan gremios tróficos a nivel taxonómico más específico —género— (Chará-Serna, Chará, Zúñiga, Pearson & Boyero, 2012), no son considerados en esta investigación debido a las condiciones particulares de uso de suelo en los cuales se contextualizan dicho estudio: uso principal de plantaciones de café y ganadería extensiva.

Tabla 6. Grupos funcionales alimentarios.

Abreviatura	Grupos funcionales alimentarios
CG	Colectores-Recolectores
Ft	Filtradores
Pc	Perforadores
Pr	Depredadores
Sh	Fragmentadores
Sc	Raspadores

Fuente: Elaboración propia.

Las métricas de macroinvertebrados, la riqueza taxonómica (N_{taxa}), la diversidad (índice de Shannon H' Log Base 10) y la Riqueza EPT (EPT_{taxa}) de cada microhábitat se calcularon utilizando el *software* ASTERICS 3.1.1. Posteriormente, la idoneidad de cada microhábitat se calculó con base en las métricas antes mencionadas y comúnmente aplicadas para evaluar la idoneidad de la calidad (Holmquist, Schmidt-Gengenbach & Roche, 2015; Theodoropoulos, Vourka, Skoulikidis, Rutschmann & Stamou, 2018), utilizando la siguiente ecuación:

$$k = 0,4 \times \frac{n_{ij}}{n_{jMAX}} + 0,3 \times \frac{H_{ij}}{H_{jMAX}} + 0,2 \times \frac{EPT_{ij}}{EPT_{jMAX}} + 0,1 \times \frac{a_{ij}}{a_{jMAX}}$$

Ecuación 2. Ecuación de idoneidad.

Donde,

k: es la idoneidad del hábitat del sitio j, que va de 0 a 1.

n_{ij}: indica la riqueza (familias) encontrados en el microhábitat.

H_{ij}: denota el índice de diversidad de Shannon del sitio.

EPT_{ij}: es el número de taxones EPT encontrados.

a_{ij}: es la abundancia de macroinvertebrados bentónicos encontrados por microhábitat.

n_{jmax} H_{jmax} EPT_{jmax} y a_{jmax} son el valor máximo de las variables relevantes observadas.

Para la construcción de las curvas de idoneidad de hábitat se elaboraron rangos del total de los valores observados de cada variable y se calculó el valor promedio del índice de idoneidad correspondientes a cada rango. Luego, se hizo un gráfico de dispersión entre los valores promedio de la idoneidad y las variables hidráulicas. A este gráfico se ajustó una curva polinomial de segundo orden, seguidamente, la curva fue normalizada para obtener el índice de idoneidad entre cero 0 y 1. Este procedimiento se realizó en Excel®.

Para la modelación hidráulica e hidrobiológica se utilizó el *software* PHABSIM, en el cual una vez que los datos han sido ingresados y verificados, se procede con la calibración, que consiste en suministrar los datos de elevación de la superficie del agua (WSL por sus siglas en Ingles), WSL derecha, WSL izquierda, mejor caudal (Q) estimado y Q de la sección. La simulación de WSL puede realizar usando cualquiera —o una combinación— de los tres modelos de simulación hidráulica disponibles: STGQ, MANSQ y/o WSP.

Para la modelación de los caudales, a través del *software* PHABSIM, se realizó una calibración de datos de las secciones transversales aforadas en campo (ver Anexo 2). Dado que dichas secciones fueron tomadas en puntos diferentes cada muestreo, se trataron como datos independientes. En PHABSIM, las profundidades se calculan en el programa a partir de las elevaciones de la superficie del agua simuladas en los programas hidráulicos. Teniendo en cuenta la independencia de los datos, el enfoque usado fue MANSQ, el cual usa la ecuación de *Manning*.

$$Q = \left[\frac{1,49}{n} * S^{1/2} \right] * A * R^{2/3}$$

Ecuación 3. Ecuación de Manning.

Los caudales representados en la simulación de WSL, corresponden al caudal observado, el caudal con la extracción del agua concesionada y dos escenarios adicionales (Q por encima de lo observado y Q intermedio entre lo observado y restante por extracción). Teniendo en cuenta que en la mayoría de los escenarios los Q observados eran inferiores a los aprobados para captación se procede a simular los siguientes escenarios: Q observado, Q menos el 50% de lo observado, Q

límite inferior (debido que el programa no permite simular $Q=0$) y Q límite superior (por encima de Q observado).

Posteriormente, mediante el programa HABTAE se calculó WUA (superficie utilizable) para cada sección transversal. Los cálculos del programa HABTAE simulan situaciones en las que el hábitat está determinado por parámetros hidráulicos. Los escenarios simulados fueron dos por cada sección, el primero corresponde al estado observado en campo y el segundo a la simulación de extracción de caudal. Debido que como se describió anteriormente en algunos muestreos la cantidad aprobada para captación era superior al observado, no se simuló haciendo las extracciones exactas del caudal, para evitar dejar la sección transversal seca y que esto generara errores en el programa; en esos casos se simularon extracciones dependiendo del caudal observado. Las técnicas utilizadas para simular condiciones hidráulicas en un sistema fluvial tienen un impacto significativo en la relación hábitat/caudal determinado, en el modelado de hábitat de PHABSIM (Waddle, 2001).

6. Resultados

6.1 Variables físico-químicas

Durante el período de esta investigación se presentó un mayor caudal en cada uno de los afluentes durante la época de lluvias del mes de mayo. Un comportamiento similar (caudal alto) se esperaba durante el primer muestreo en noviembre de 2018 (época de lluvia), sin embargo, el único afluente que se encontró acorde fue el de la quebrada Guarinó, lo cual se podría atribuir a particularidades de la sección transversal que se tomó para la realización del aforo (ver Tabla 7).

Tabla 7. Variables físicas y químicas. Medidas para cada muestreo realizado en los afluentes de estudio.

	Río Cocorná 2200 m.s.n.m.				Río San Lorenzo 2270 m.s.n.m.				Quebrada Guarinó 2239 m.s.n.m.			
	NOV	FEB	MAR	MAY	NOV	FEB	MAR	MAY	NOV	FEB	MAR	MAY
Caudal Medio (m ³ /s)	0,56	2,49	2,29	4,34	0,07	0,42	0,23	1,04	0,67	0,41	0,36	0,91
pH (Unidades de pH)	7,14	5,30	7,05	5,09	6,70	6,79	6,93	6,81	7,31	7,06	6,77	6,52
Oxígeno Disuelto (mg/L)	7,95	8,36	8,09	8,13	7,67	7,58	7,53	7,63	7,64	7,84	7,35	7,26
Temperatura del Agua (°C)	16,15	14,85	14,70	14,90	16,10	16,50	15,90	15,70	17,80	18,70	17,60	18,10
Conductividad eléctrica (µS/cm)	13,10	8,05	9,30	6,27	20,00	20,80	21,00	19,80	27,80	41,10	39,90	26,00
Nitratos (mg/L NO ₃ ⁻ -N)	0,09	0,00	0,00	0,27	0,11	0,00	0,00	0,63	0,06	0,00	0,00	0,34
Nitritos (mg/L NO ₂ ⁻ -N)	0,03	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amonio (mg/L NH ₄ ⁺ -N)	0,25	0,00	0,58	2,41	0,35	0,00	0,78	1,67	0,14	1,09	0,23	0,89
Nitrógeno total soluble (mg/L N)	0,36	0,00	0,59	2,68	0,48	0,01	0,78	2,30	0,20	1,09	0,24	1,23
Nitrógeno kjendahl (mg/L N)	0,67	1,26	1,17	1,22	0,64	1,29	0,68	0,32	0,85	1,37	0,65	0,27
Ortofosfatos (mg/l PO ₄ ³⁻ -P)	0,03	0,00	0,00	0,57	0,00	0,21	2,19	0,03	0,04	0,03	0,05	0,00

Fuente: Elaboración propia.

El análisis de componentes de la varianza (ACV) mostró que la época es el único factor que determina la variación de los nutrientes, al igual que el pH, no obstante, al aplicar la prueba de Kruskal-Wallis, los valores de p estuvieron por encima de 0,05 (sin diferencia significativa). Por otra parte, los parámetros físicos de caudal medio, oxígeno disuelto-OD (mg/L), temperatura (T °C), y conductividad eléctrica tienen una varianza asociada a los reoambientes de estudio, de los cuales OD, temperatura del agua °C y conductividad eléctrica presentaron diferencias significativas entre los afluentes (ver Tabla 8).

Tabla 8. Análisis de componentes de la varianza (ACV) y prueba de Kruskal-Wallis. Los valores de ACV resaltados indican el factor que representa mayor o total contribución a la varianza del parámetro con el cual se relaciona. Los valores destacados en Kruskal-Wallis resaltan los parámetros que tuvieron diferencias significativas.

<i>VARIABLE</i>	<i>ACV (%)</i>			<i>Kruskal-Wallis</i>		
	<i>MES</i>	<i>RÍO</i>	<i>RÍO f</i>	<i>RÍO P</i>	<i>MES f</i>	<i>MES P</i>
Caudal Medio (m³/s)	47,77	52,2	4,885	0,087	3,513	0,319
pH (Unidades de pH)	87,8	12,25	0,500	0,779	3,513	0,319
Oxígeno Disuelto (mg/L)	25,46	74,5	7,423	0,024	1,359	0,715
Temperatura del Agua (°C)	11,07	88,9	8,346	0,015	1,051	0,789
Conductividad eléctrica (µS/cm)	14,08	85,9	9,846	0,007	0,744	0,863
Nitratos (mg/L NO₃⁻ -N)	100	0	0,131	0,936	0,131	0,936
Nitritos (mg/L NO₂⁻ -N)	100	0	1,100	0,577	6,600	0,086
Amonio (mg/L NH₄⁺ -N)	100	0	0,010	0,995	5,892	0,117
Nitrógeno total soluble (mg/L N)	100	0	0,038	0,981	6,897	0,075
Nitrógeno kjendahl (mg/L N)	100	0	1,077	0,584	6,692	0,082
Ortofosfatos (mg/l PO₄³⁻ -P)	100	0	0,738	0,691	0,701	0,873

Fuente: Elaboración propia.

6.2 Macroinvertebrados acuáticos

6.2.1 Descripción general (abundancia y diversidad).

Durante esta investigación se recolectó un total de 4623 individuos, distribuidos en 12 órdenes, 43 familias y 69 taxones —género y morfo— (ver Anexo 3); de los cuales el 91,02% fue colectado mediante el método cuantitativo (microhábitats) y el porcentaje restante (8,98%) fue obtenido mediante la colecta cualitativa. En cuanto a la abundancia por muestreos, fue el mes de mayo, con un total de 1608 individuos (37% del total), el que presentó la mayor abundancia de macroinvertebrados; seguido por los meses de noviembre y marzo con 1077 y 1013 individuos, respectivamente. Finalmente, el mes de febrero fue el que registró la menor abundancia, con 658 individuos (ver Figura 16).

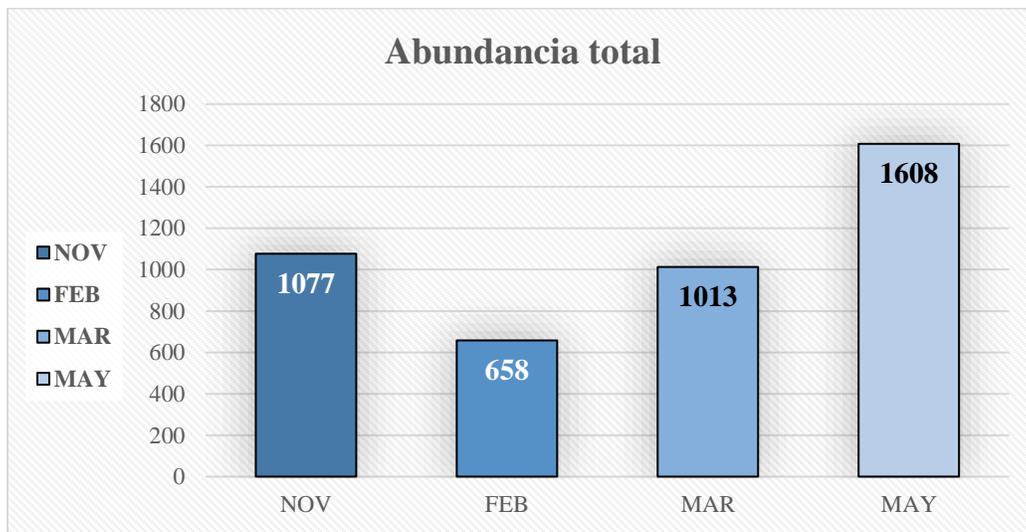


Figura 16. Abundancia total de macroinvertebrados acuáticos por campaña de muestreo.
Fuente: Elaboración propia.

La familia más abundante fue Baetidae con 1320 individuos (29,1%), seguida en orden descendente por las familias Chironomidae (Diptera), Simuliidae (Diptera), Glossosomatidae (Trichoptera) y Veliidae (Hemiptera), las cuales presentaron 971, 438, 277 y 246 organismos respectivamente. Estas cinco familias representaron más del 70% de los macroinvertebrados acuáticos registrados. En contraste, las familias Hydrophilidae (Coleoptera), Muscidae (Diptera),

Noctuidae (Lepidoptera), Aeshnidae (Odonata) y Pisidiidae (Bivalvia) solo representaron el 0,1% de lo reportado (ver Figura 17).

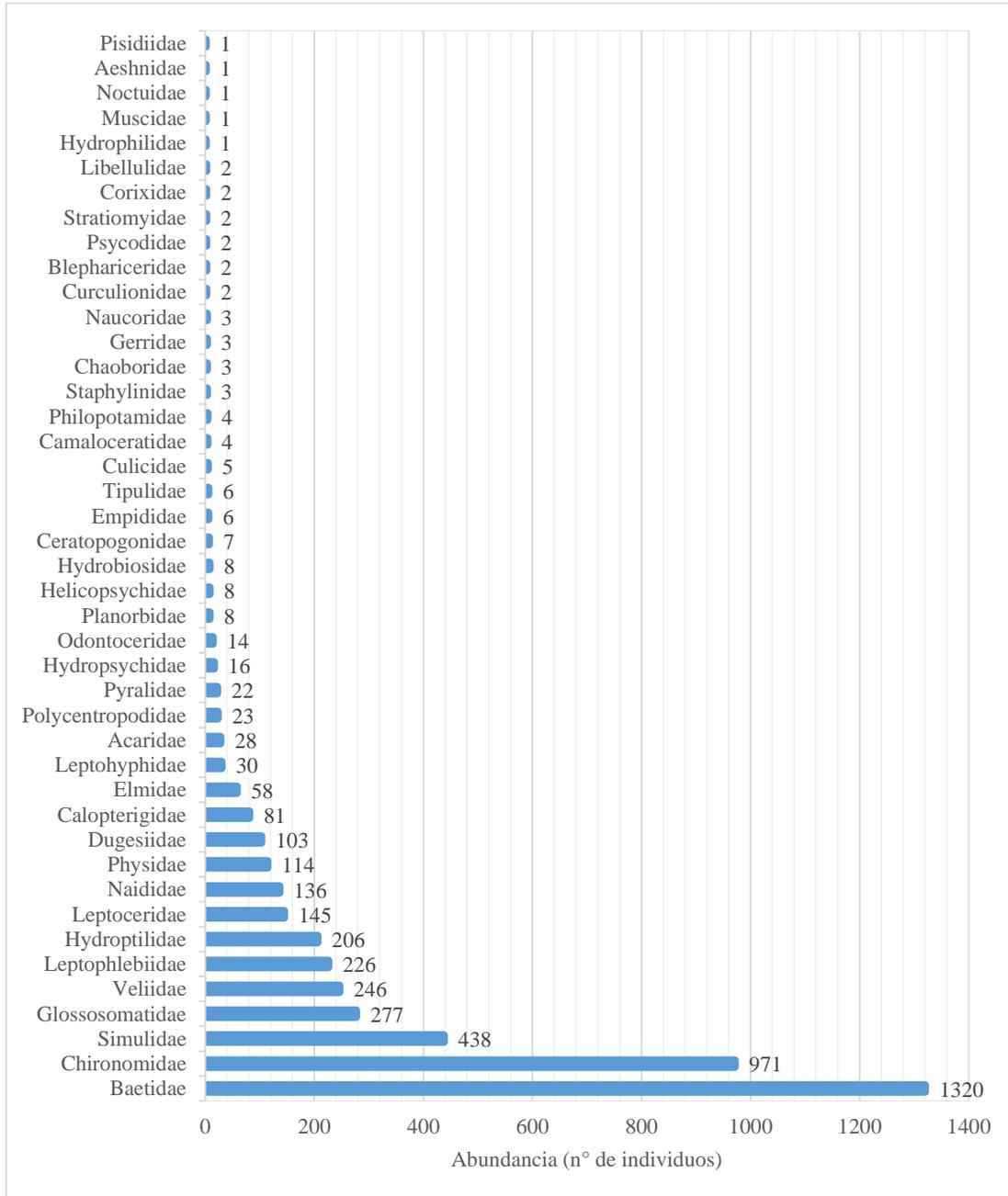


Figura 17. Abundancia general de los macroinvertebrados acuáticos colectados durante todos los muestreos realizados en esta investigación.

Fuente: Elaboración propia.

A nivel de tramos, se encontró una mayor abundancia de macroinvertebrados acuáticos en el tramo del río San Lorenzo (48,8% del total), seguido del sector de Guarinó (30,5% del total), mientras que el tramo con menor abundancia fue Cocorná (20,7% del total). Para cada tramo la dinámica de abundancia por muestreo es diferente (ver Figura 18).

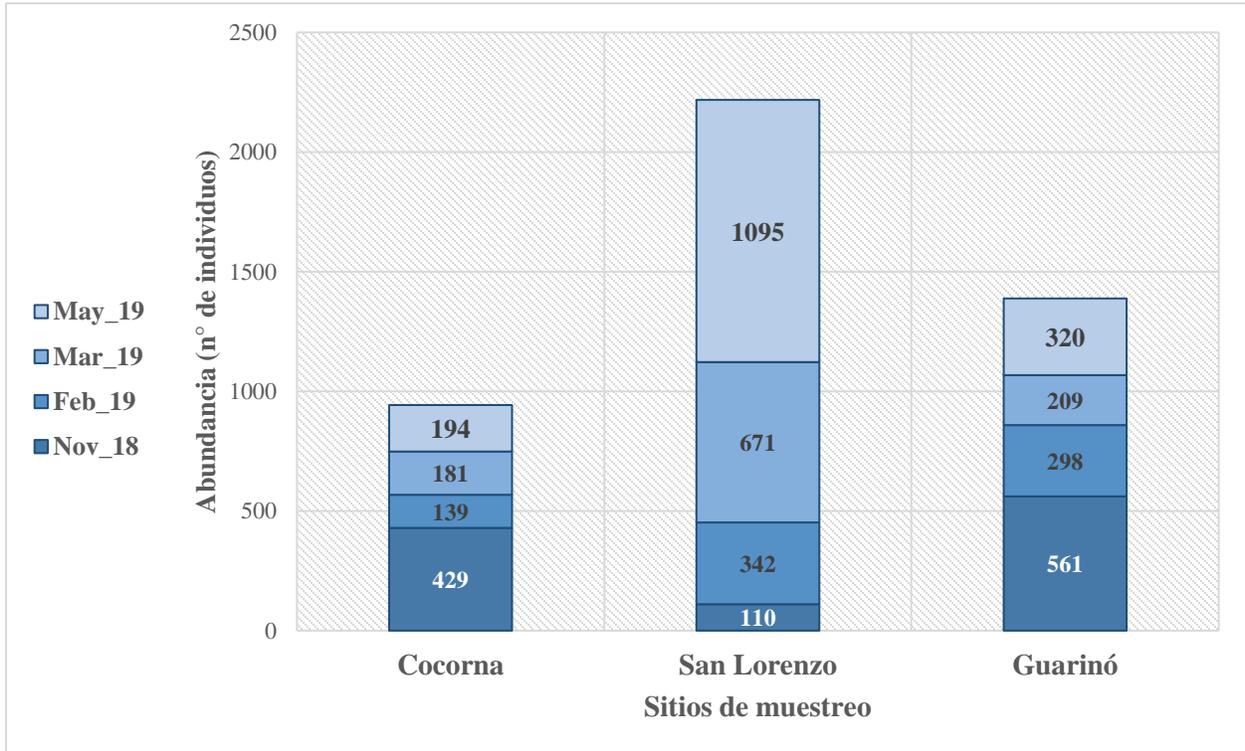


Figura 18. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos, relacionando sitios de muestreo y número de individuos por campaña de muestreo.

Fuente: Elaboración propia.

En el caso puntual del río Cocorná, se recolectó un total de 943 individuos, distribuidos en 11 órdenes, 31 familias y 53 morfotipos (ver Figura 19).

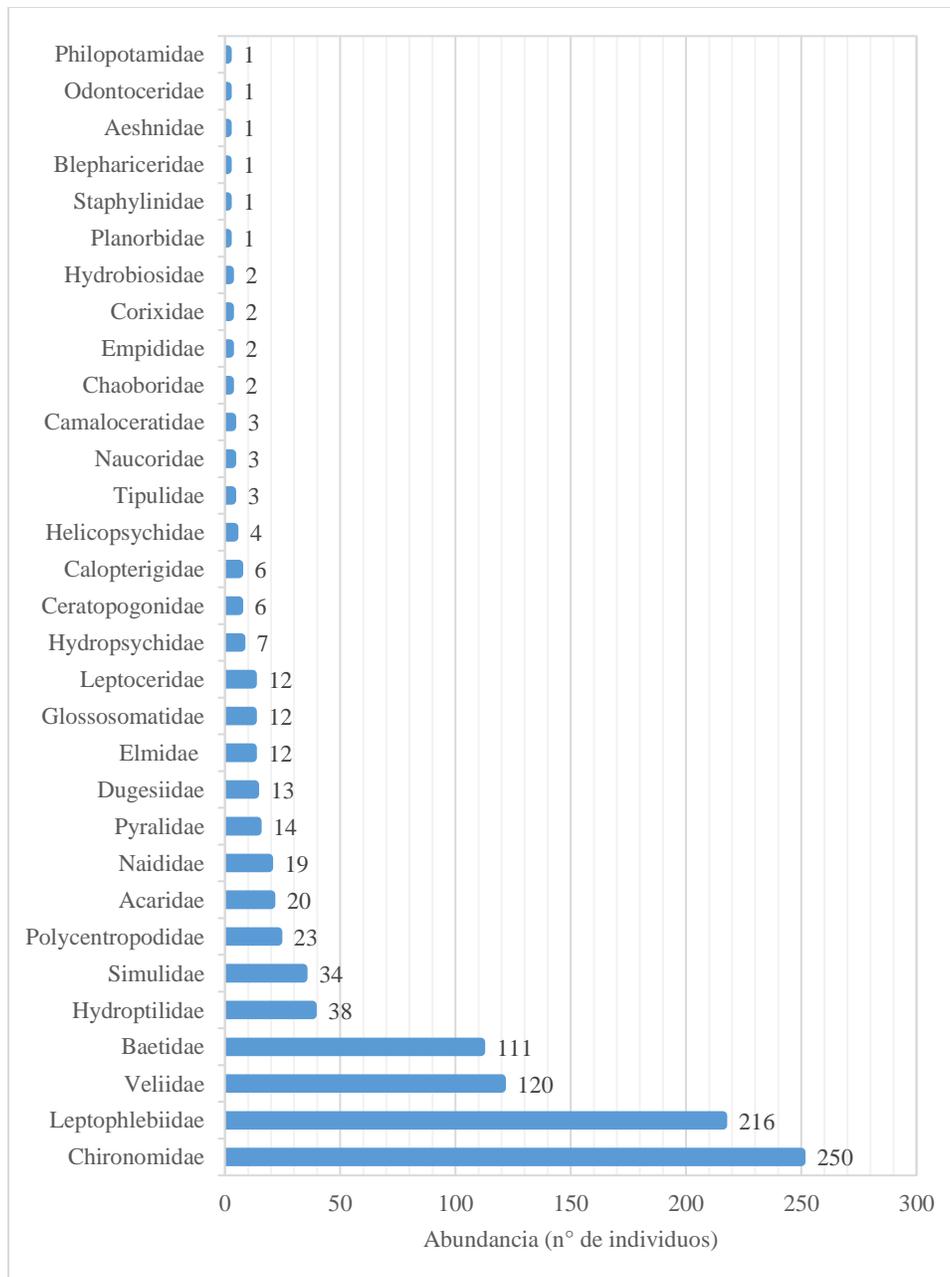


Figura 19. Abundancia total de los macroinvertebrados acuáticos colectados en el tramo del río Cocorna.

Fuente: Elaboración propia.

Teniendo en cuenta las épocas de muestreo, la que presentó una mayor abundancia general fue noviembre, con un total de 429 individuos (45,5%). Seguidamente, en orden decreciente de abundancia, estuvieron las jornadas de mayo y marzo con 194 y 181 individuos, respectivamente;

finalmente, el muestro realizado en febrero fue el de menor colecta, con tan solo 139 individuos (ver Figura 20).

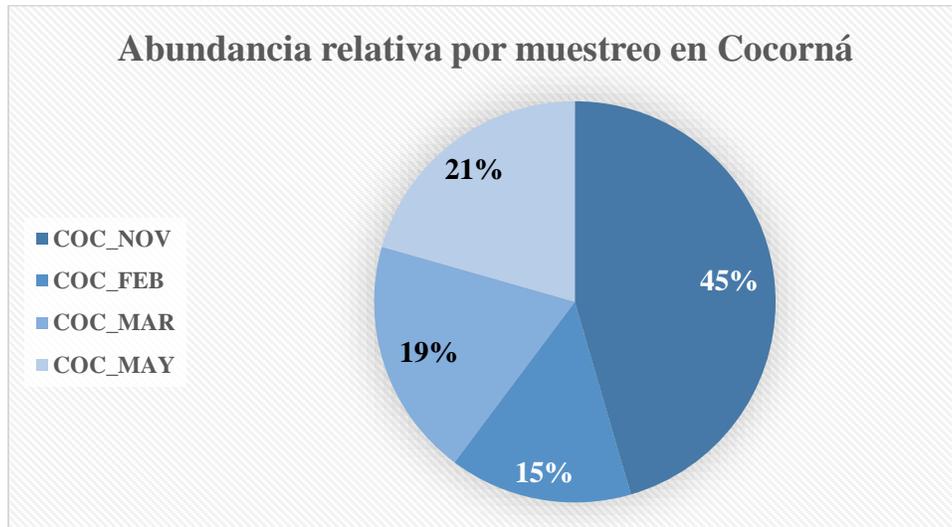


Figura 20. Abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos por campaña de muestreo para el tramo del río Cocorná.

Fuente: Elaboración propia.

Para el tramo del río San Lorenzo se colectó un total de 2218 individuos, representados en 10 órdenes número de clases, 31 familias y 41 morfotipos (ver Figura 21).

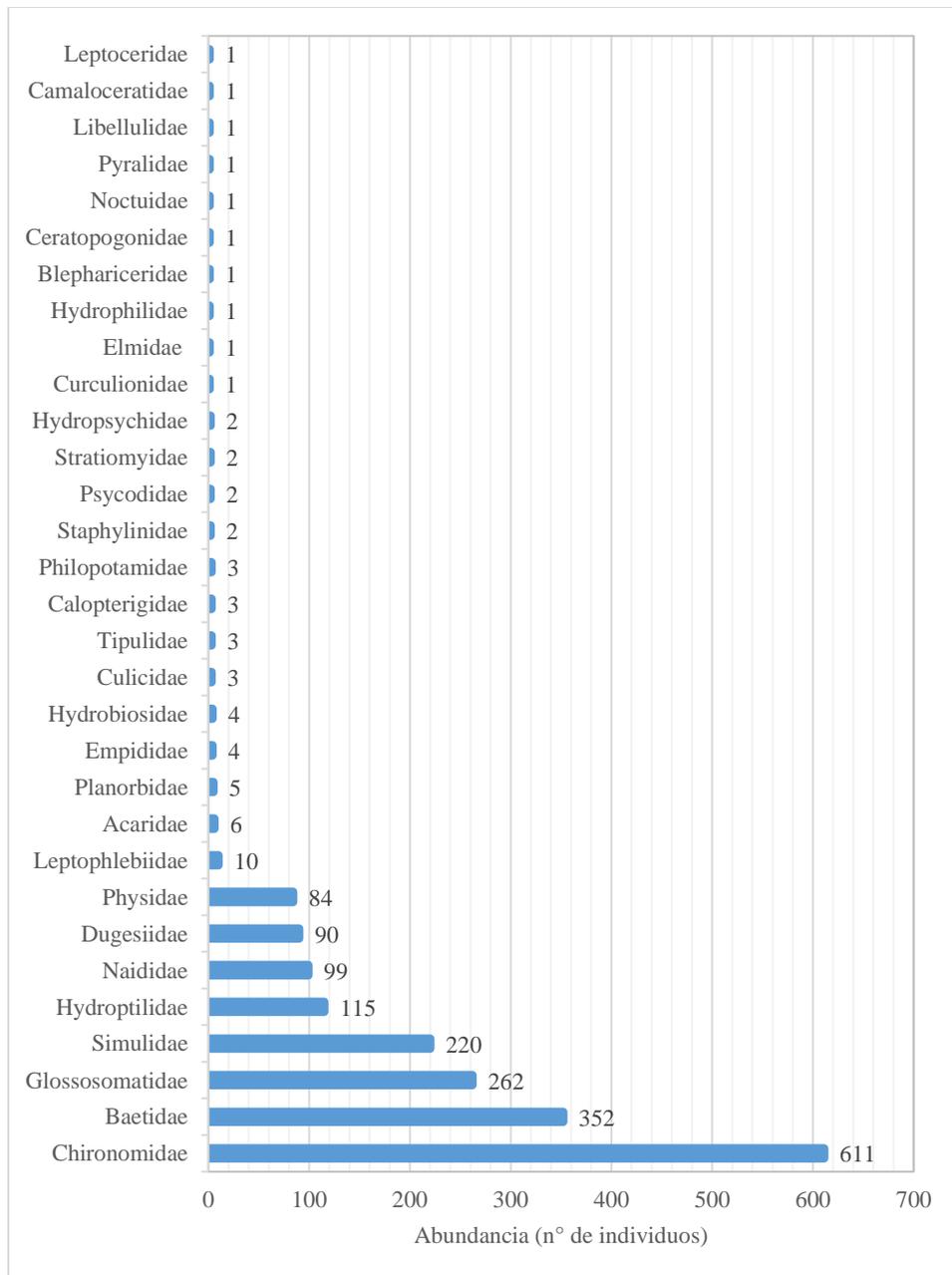


Figura 21. Abundancia total de los macroinvertebrados acuáticos colectados en el tramo del río San Lorenzo.

Fuente:Elaboración propia.

Teniendo en cuenta las épocas de muestreo, la que presentó una mayor abundancia general fue mayo, con un total de 1095 individuos (49,4% del total). Seguidamente, en orden decreciente de abundancia de colecta, estuvieron las jornadas de marzo y febrero con 671 y 342 individuos,

respectivamente; finalmente, el muestro realizado en noviembre fue el de menor colecta, con tan solo 110 individuos (ver Figura 22).

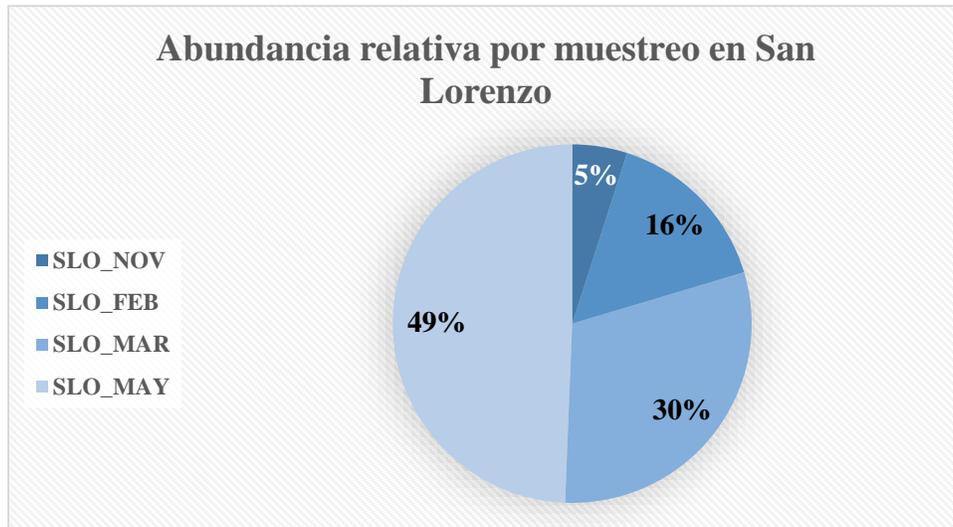


Figura 22. Abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos por campaña de muestreo para el tramo del río San Lorenzo.

Fuente: Elaboración propia.

Por su parte, en el tramo de la quebrada Guarinó se colectó un total de 1388 individuos, distribuidos en 11 ordenes número de clases, 26 familias y 44 morfotipos (ver Figura 23).

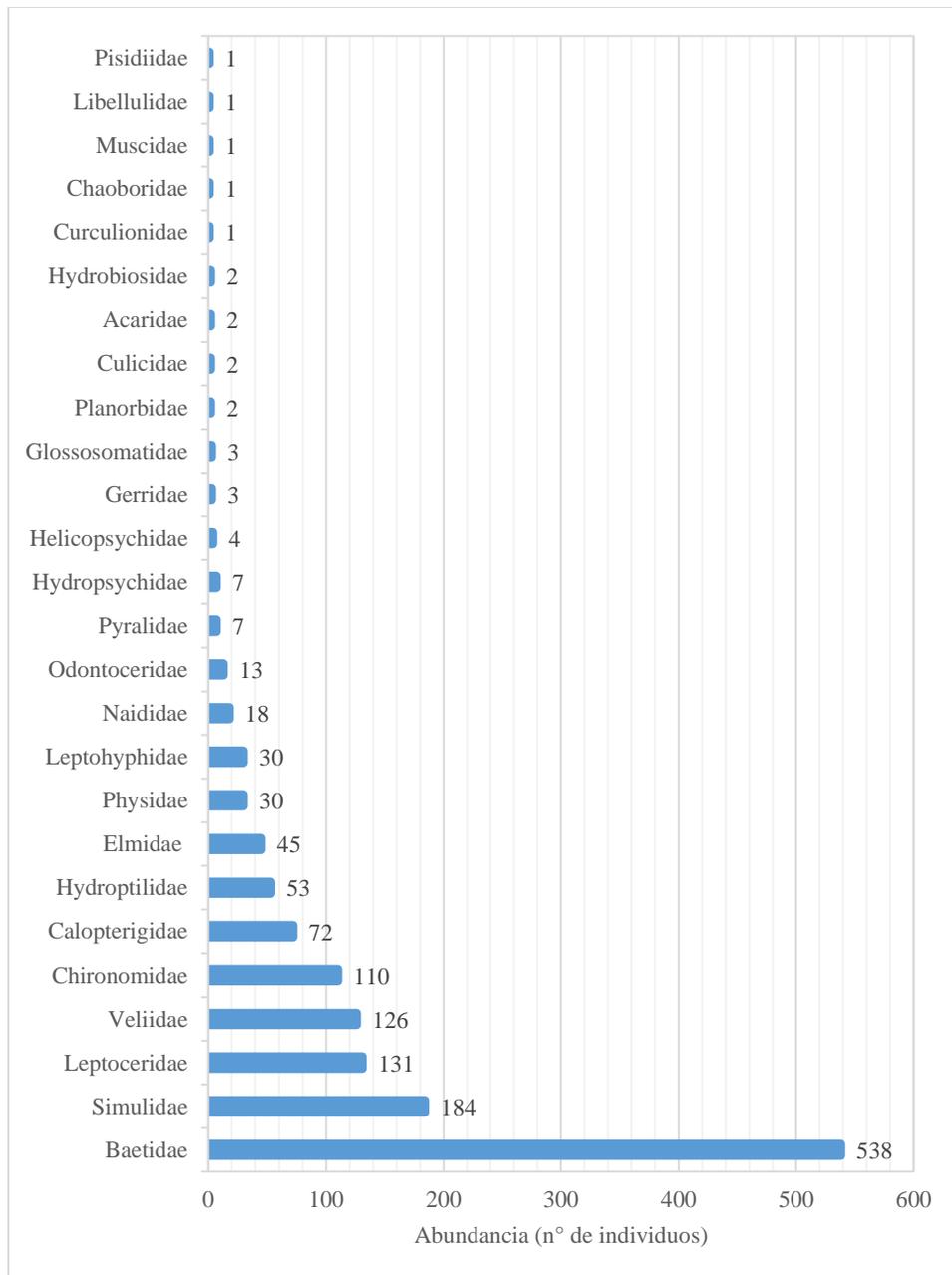


Figura 23. Abundancia total de los macroinvertebrados acuáticos colectados en el tramo de la quebrada Guarinó.

Fuente: Elaboración propia.

Considerando las épocas de muestreo, la que presentó una mayor abundancia general fue noviembre, con un total de 561 individuos (40,4% del total). Seguidamente, en orden decreciente de abundancia de colecta, estuvieron las jornadas de mayo y febrero con 320 y 298 individuos,

respectivamente; finalmente, el muestro realizado en marzo fue el de menor colecta, con tan solo 209 individuos (ver Figura 24).

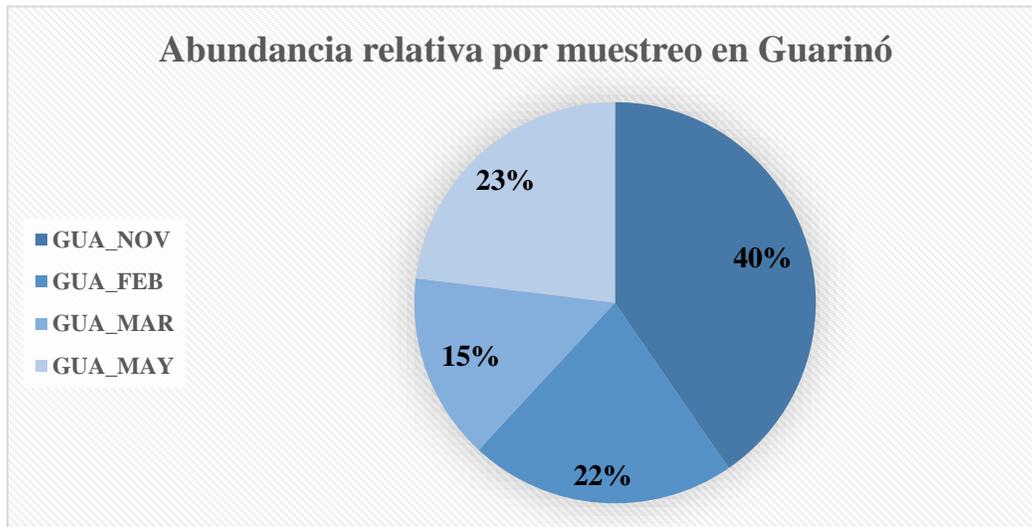


Figura 24. Abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos por campaña de muestreo para el tramo de la quebrada Guarinó.

Fuente: Elaboración propia.

Ahora bien, en lo concerniente a la diversidad de los macroinvertebrados acuáticos, se consideraron las métricas de los parámetros biológicos generales (Riqueza_S, Individuos, Shannon H' Log 10, Equitatividad_J, Simpson_1/D) por tramo de estudio y campaña de muestreo, las cuales están contenidos en la Tabla 9.

Tabla 9. Métricas de diversidad de macroinvertebrados acuáticos para cada campaña de muestreo en cada uno de los tramos de estudio.

MES	SITIO DE MUESTREO	S	Ind	H'	J	D
Noviembre	Cocorná	38	429	1,165	0,738	0,12
	San Lorenzo	21	110	0,795	0,601	0,257
	Guarínó	27	561	1,064	0,743	0,124
Febrero	Cocorná	26	139	0,951	0,672	0,206
	San Lorenzo	21	342	0,936	0,708	0,155
	Guarínó	25	298	0,958	0,685	0,188
Marzo	Cocorná	20	181	1,115	0,857	0,09
	San Lorenzo	20	671	0,913	0,702	0,161
	Guarínó	23	209	0,921	0,676	0,219
Mayo	Cocorná	21	194	0,928	0,701	0,175
	San Lorenzo	25	1095	0,896	0,641	0,173
	Guarínó	22	320	0,784	0,584	0,321

Fuente: Elaboración propia.

Mediante el análisis de correlación de varianzas, se pudo establecer que la variación de la diversidad en general se encuentra influenciada mayormente por la campaña del muestreo, sin embargo, al realizar la prueba de Kruskal-Wallis no se encontró una diferencia significativa de los valores de diversidad entre los ríos. Esto es posible debido a que la diversidad es una medida de tendencia central, por lo cual se evaluaron todas las métricas de diversidad, para los cuales la varianza estuvo relacionada con la campaña de muestreo, pero sin diferencias significativas entre los mismos (ver Tabla 10).

Tabla 10. Análisis de componentes de la varianza (ACV) y prueba de Kruskal-Wallis. Los valores de ACV resaltados indican el factor que representa mayor o total contribución a la varianza del parámetro con el cual se relaciona.

MÉT.	ACV (%)		RÍO <i>f</i>	Kruskal-Wallis		
	RÍO	MES		RÍO <i>P</i>	MES <i>f</i>	MES <i>P</i>
S	0	100	2,131	0,345	4,099	0,251
A	9,31	90,69	2,000	0,368	0,641	0,887
H'	26,29	73,71	4,269	0,118	3,359	0,340
J	14,08	85,92	1,423	0,491	2,949	0,400
D	2,27	97,73	1,385	0,500	1,718	0,633

Fuente: Elaboración propia.

La similitud de la diversidad y métricas biológicas generales de las muestras (por mes en que se realizó la campaña y sitio de muestreo) se ilustra a través del análisis de conglomerados (ver Figura 25). La dinámica de diversidad no muestra agrupaciones diferenciales y marcadas por campaña, pero se observa una asociación dada por el sitio.

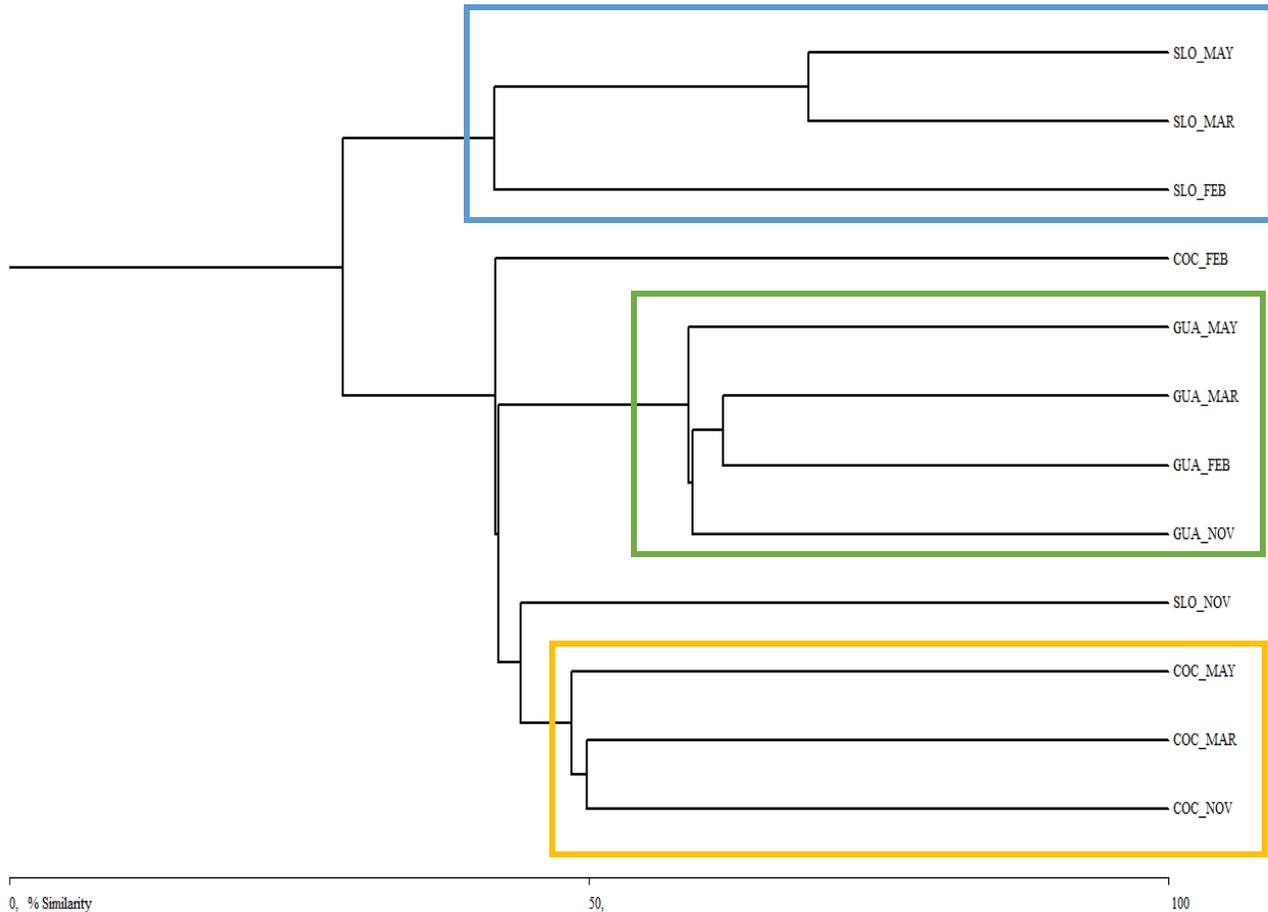


Figura 25. Dendrograma de análisis de conglomerados de la diversidad presentada en los sitios de estudio para cada una de los muestreos. Abreviaciones por sitio, COC: río Cocorná, SLO: río San Lorenzo, GUA: quebrada Guarinó. Abreviaciones por campaña de muestreo, NOV: noviembre, FEB: febrero, MAR: marzo y MAY: mayo.

Fuente: Elaboración propia.

Con base en el análisis de conglomerados, se observa que la mayor similitud corresponde al tramo del río San Lorenzo, especialmente en los muestreos de marzo y mayo. No obstante, para el mes de noviembre, el sector de San Lorenzo fue afín con las colectas del río Cocorná en los meses de mayo, marzo y noviembre. Entretanto, todos los muestreos de Guarinó presentan una similitud mayor al 50%, mostrando así la tendencia general de agruparse por sitios y no por muestreos.

6.2.2 Estructura trófica.

La distribución de los grupos funcionales alimentarios (FFGs, por sus siglas en inglés) en los afluentes de estudio muestra la estructura trófica de los macroinvertebrados acuáticos dada por las características específicas de los roles tróficos indicados (ver Anexo 4). El análisis de las proporciones de FFGs ilustra que durante todas los muestreos, y en todos los sitios de estudio, los grupos de CG (colectores-recolectores) dominaron en cada uno de los sitios y las épocas de muestreo (ver Figura 26).

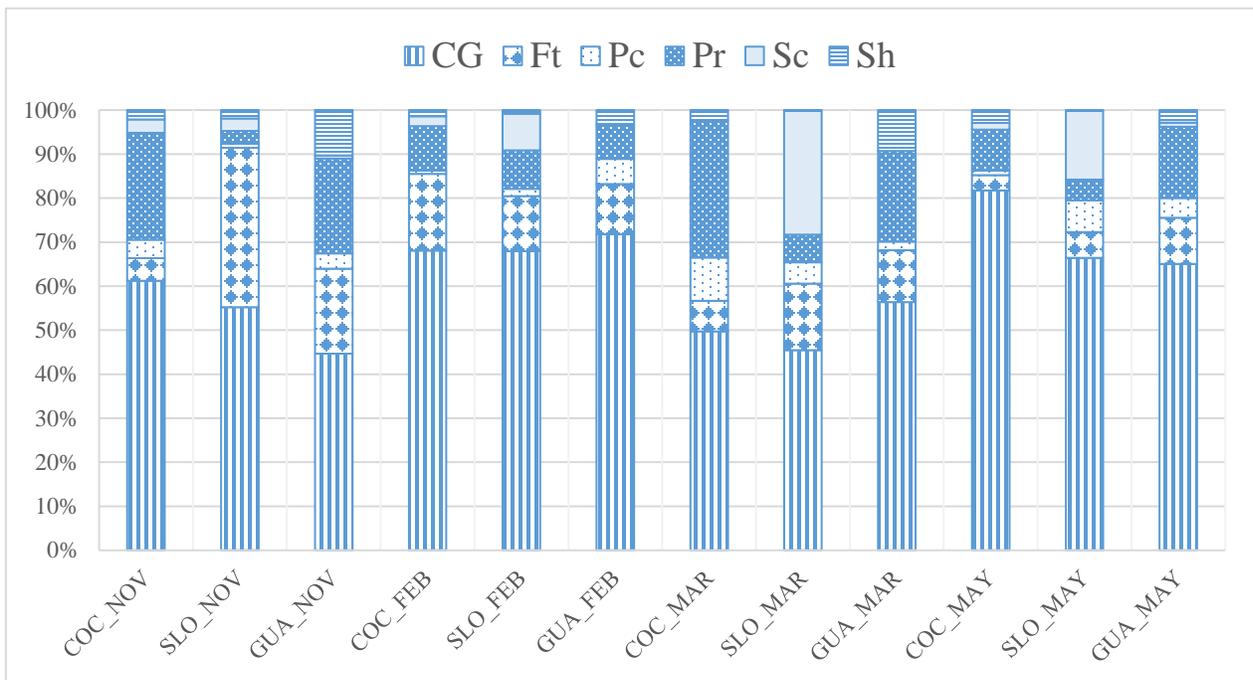


Figura 26. Proporción de FFGs (%) en los tramos de las cuencas hidrográficas estudiadas, por fecha de muestreo.

Fuente: Elaboración propia.

Adicionalmente, para el río Cocorná, los Pr (depredadores) fueron el segundo grupo más representativo, seguido de los Ft (filtradores) y los Sc (raspadores) fueron el grupo funcional menos abundante. En San Lorenzo, los CG estuvieron seguidos por los grupos de Sc y Ft, y los Sh (fragmentadores) son el grupo con menor representatividad. En la quebrada Guarinó, los Pr y Ft

tuvieron la mayor representatividad después de los CG, igual que en el río Cocorná, asimismo el Sc fue el grupo de menor presencia en este sitio.

6.2.3 Idoneidad de hábitat para macroinvertebrados acuáticos.

Las curvas de idoneidad obtenidas para los parámetros de velocidad de la corriente, profundidad y sustrato a escala general, es decir, no discriminando por río, denotan que los valores óptimos para el desarrollo del ensamblaje de los macroinvertebrados acuáticos, en término de las variables hidráulicas, son los siguientes:

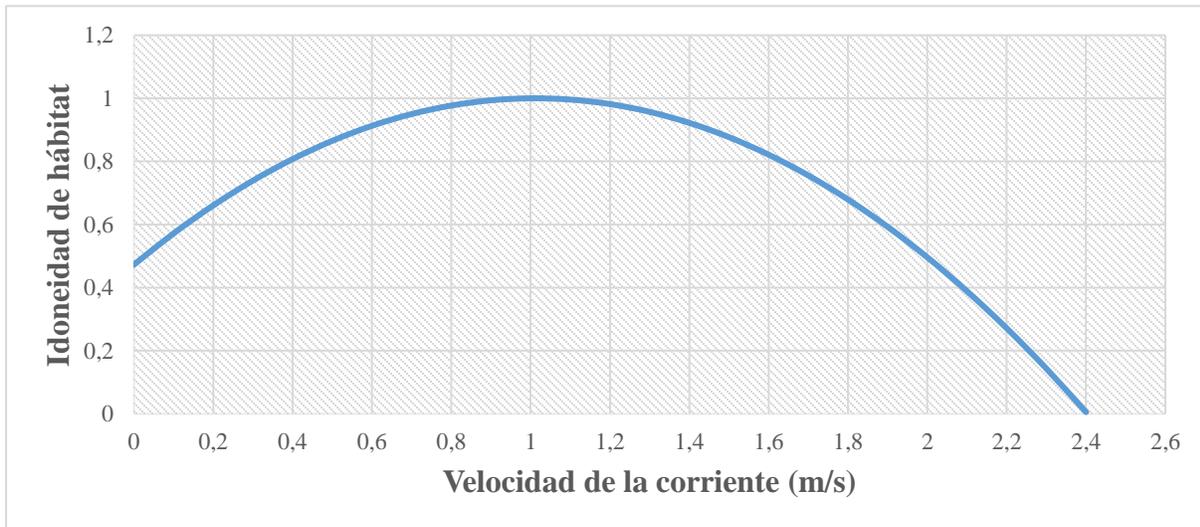


Figura 27. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos, respecto a la variable velocidad de la corriente (m/s).

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la Figura 27, los valores de mayor idoneidad, en cuanto a la *velocidad de la corriente*, oscilaron entre 0,8 m/s y 1,2 m/s.

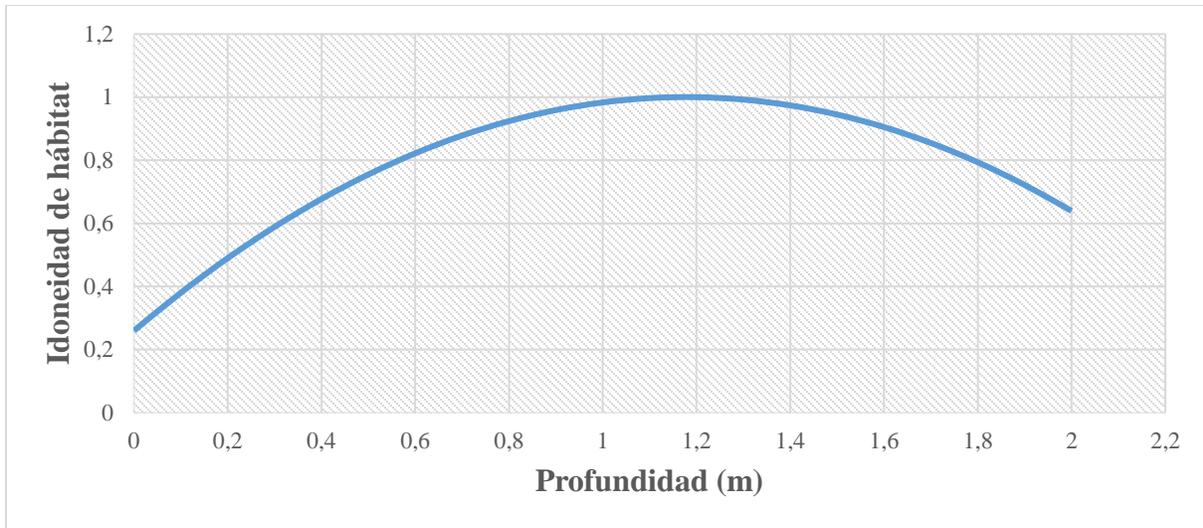


Figura 28. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos, respecto a la variable profundidad (m).

Fuente: Elaboración propia.

Entretanto, la variable *profundidad* presentó una alta idoneidad en el rango entre 1 m y 1,4 m (ver Figura 28). Y por su parte, el parámetro de *sustrato con índice de Manning*, tuvo mayor idoneidad entre 0,4 y 0,6, es decir, cantos rodados y rocas (ver Figura 29).

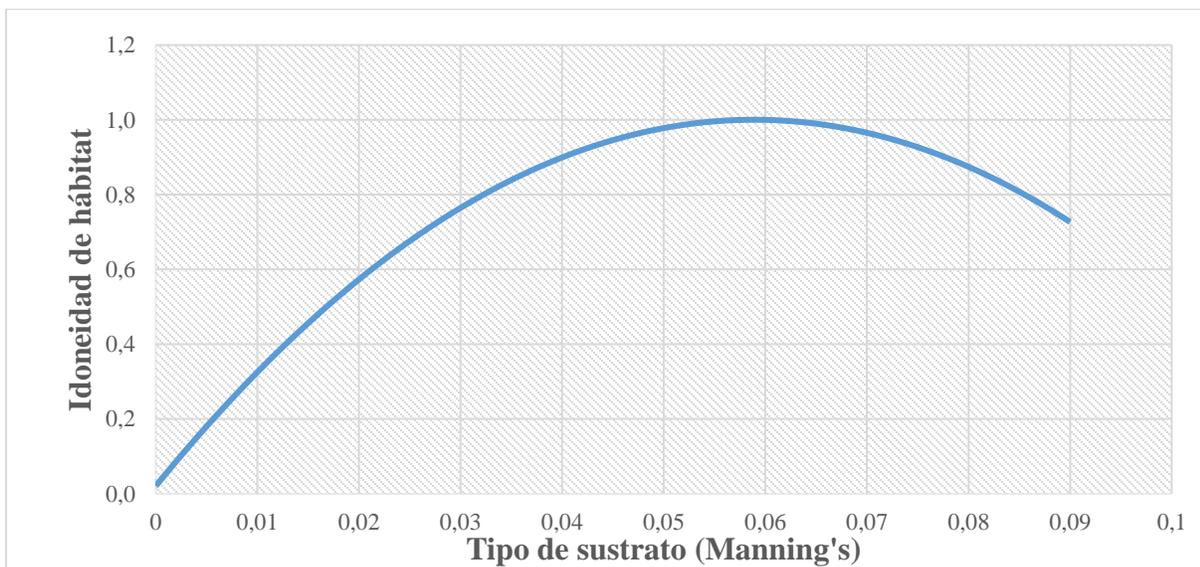


Figura 29. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos, respecto a la variable tipo de sustrato dada en unidades del índice Manning.

Fuente: Elaboración propia.

Considerando que la dinámica fluvial de cada río presenta particularidades y, por ende, la oferta de microhábitats enmarcadas en las variables hidráulicas que considera esta investigación son diferentes, se realizaron curvas de idoneidad por cada sitio, con el fin de tener curvas específicas para la disponibilidad de microhábitats en estos sistemas fluviales.

6.2.3.1 Cocorná.

Las ofertas de las variables hidráulicas oscilaron en el rango de 0 a 0,86 m/s en velocidad, de 0 a 0,92 m de profundidad y los sustratos variaron de arenas hasta rocas. Para esta oferta se presentaron leves variaciones de idoneidad.

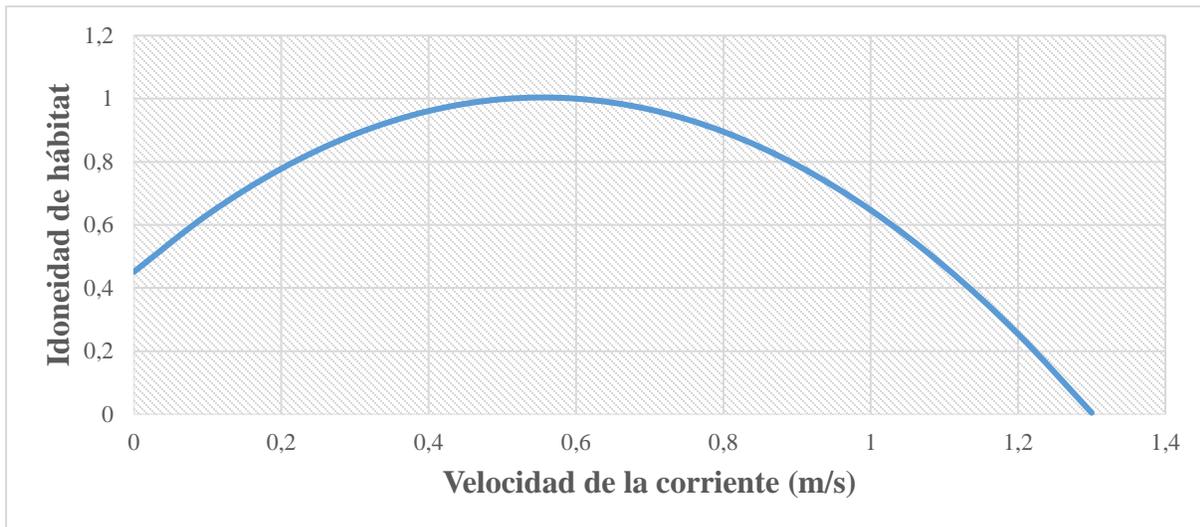


Figura 30. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Cocorná, respecto a la variable velocidad de la corriente (m/s).

Fuente: Elaboración propia.

Los óptimos de velocidad de la corriente fueron entre 0,4 m y 0,7 m/s, como se observa en la Figura 30.

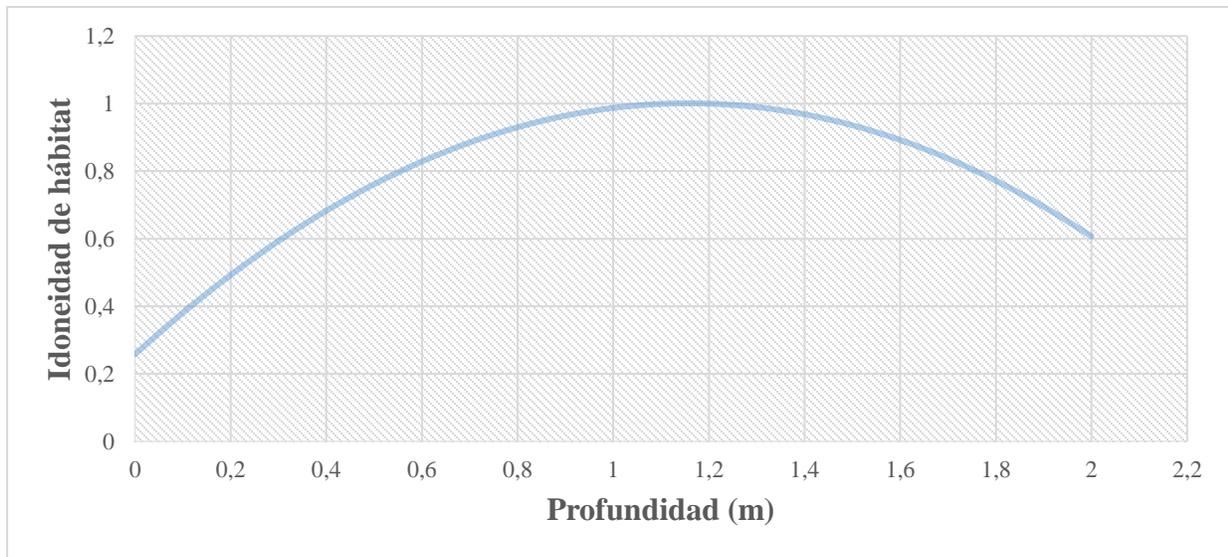


Figura 31. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Cocorná, respecto a la variable profundidad (m).

Fuente: Elaboración propia.

Por su parte, la profundidad tuvo valores altos de idoneidad en los valores entre 1 m y 1,3 m, como se observa en la Figura 31.

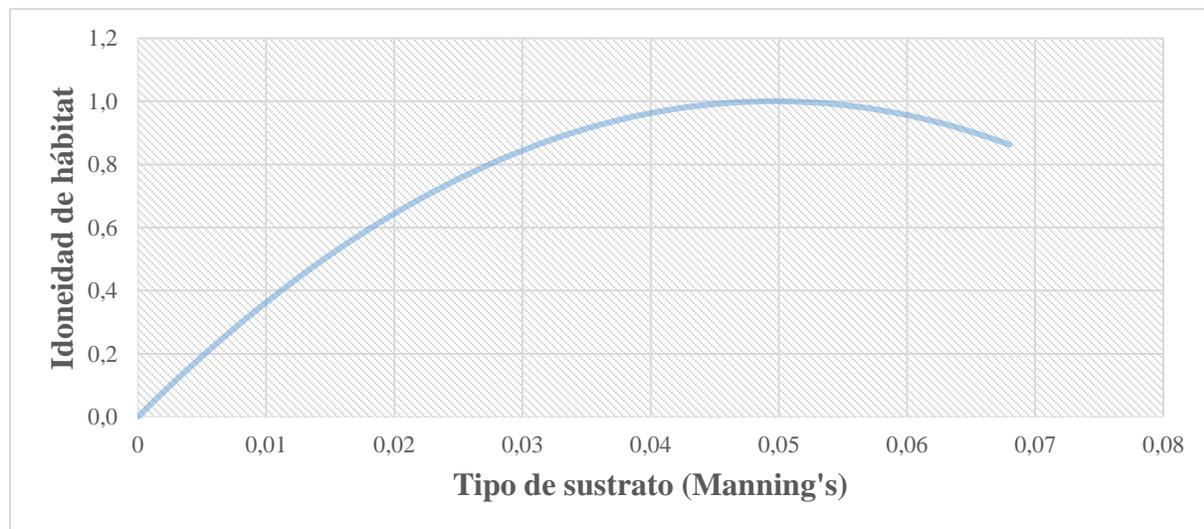


Figura 32. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Cocorná, respecto a la variable tipo de sustrato dada en unidades del índice Manning.

Fuente: Elaboración propia.

Por último, el sustrato (*Manning's*) presentó óptimos entre 0,4 y 0,55, es decir, en piedras pequeñas y piedras grandes, tal como se percibe en la Figura 32.

6.2.3.2 San Lorenzo.

Las ofertas de las variables hidráulicas oscilaron en el rango de 0 a 1,13 m/s en velocidad, de 0 a 0,43 m de profundidad y los sustratos variaron de arenas hasta rocas.

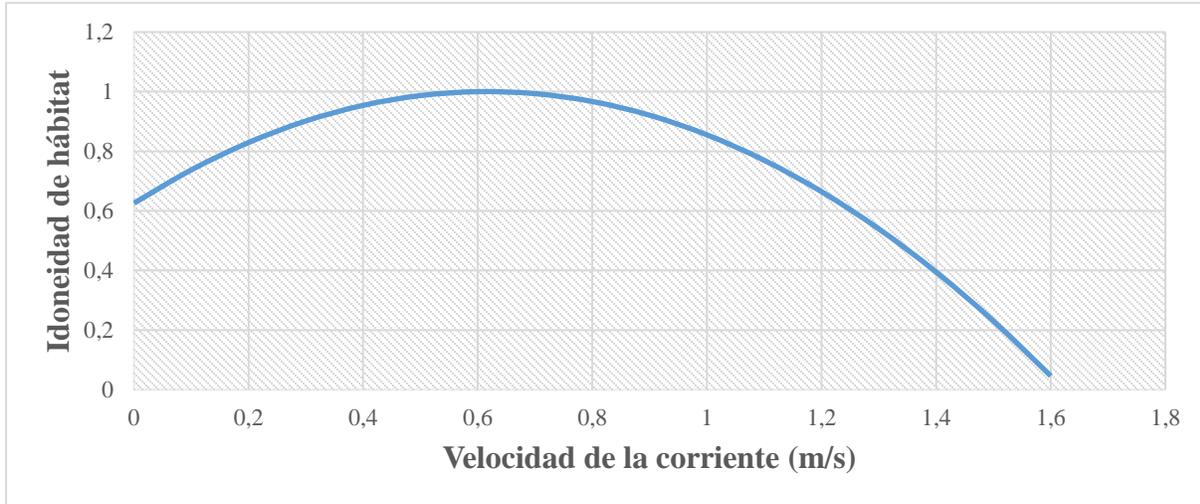


Figura 33. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en San Lorenzo, respecto a la variable velocidad de la corriente (m/s).

Fuente: Elaboración propia.

Para esta oferta se presentaron variaciones de idoneidad, donde los óptimos de velocidad fueron entre 0,4 m/s y 0,8 m/s, como se observa en la Figura 33.

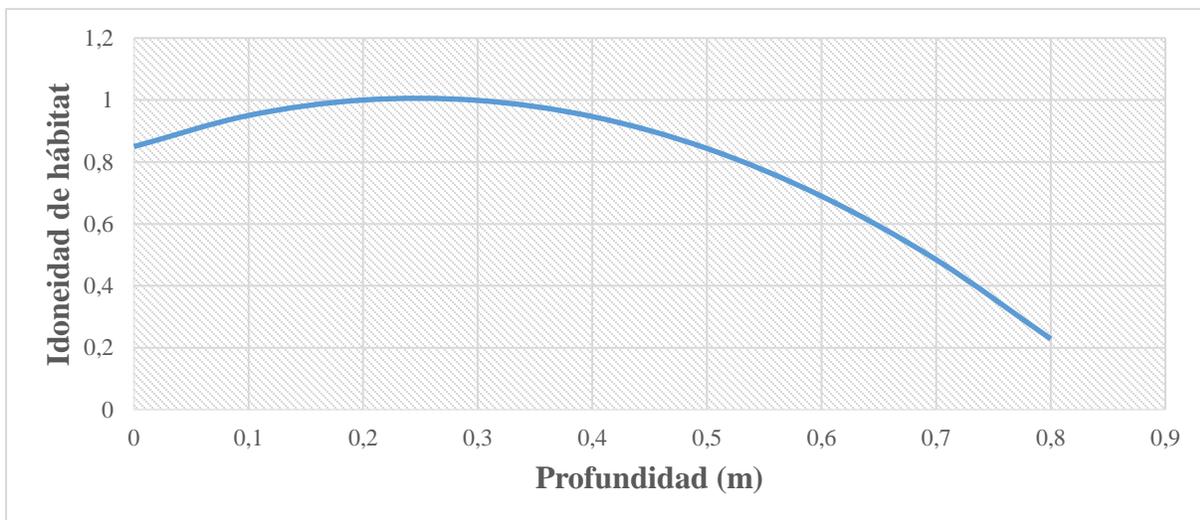


Figura 34. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en San Lorenzo, respecto a la variable profundidad (m).

Fuente: Elaboración propia.

La profundidad tuvo valores altos de idoneidad en los valores entre, entre 0,2 m y 0,3 m, como se percibe en la Figura 34.

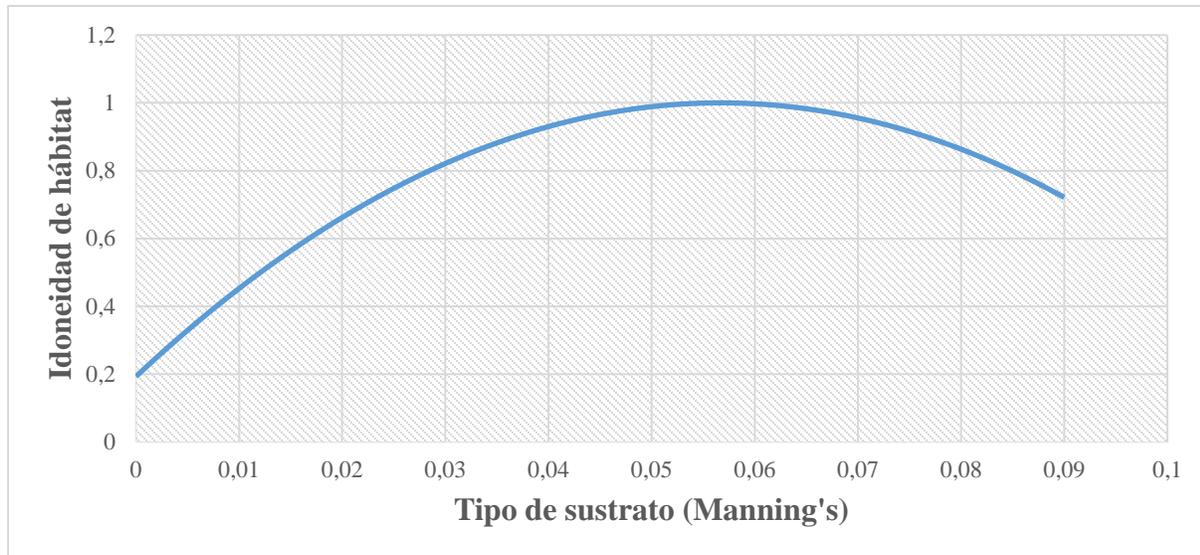


Figura 35. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en San Lorenzo, respecto a la variable tipo de sustrato dada en unidades del índice Manning.

Fuente: Elaboración propia.

Por último, el sustrato (*Manning's*) presentó óptimos entre 0,5 y 0,6, es decir, en piedras grandes y rocas, como se ve en la Figura 35.

6.2.3.3 Guarinó.

Finalmente, en la quebrada Guarinó, las ofertas de las variables hidráulicas oscilaron en el rango de 0 a 0,84 m/s en velocidad, de 0 a 0,48 m de profundidad y los sustratos variaron de limos hasta rocas.

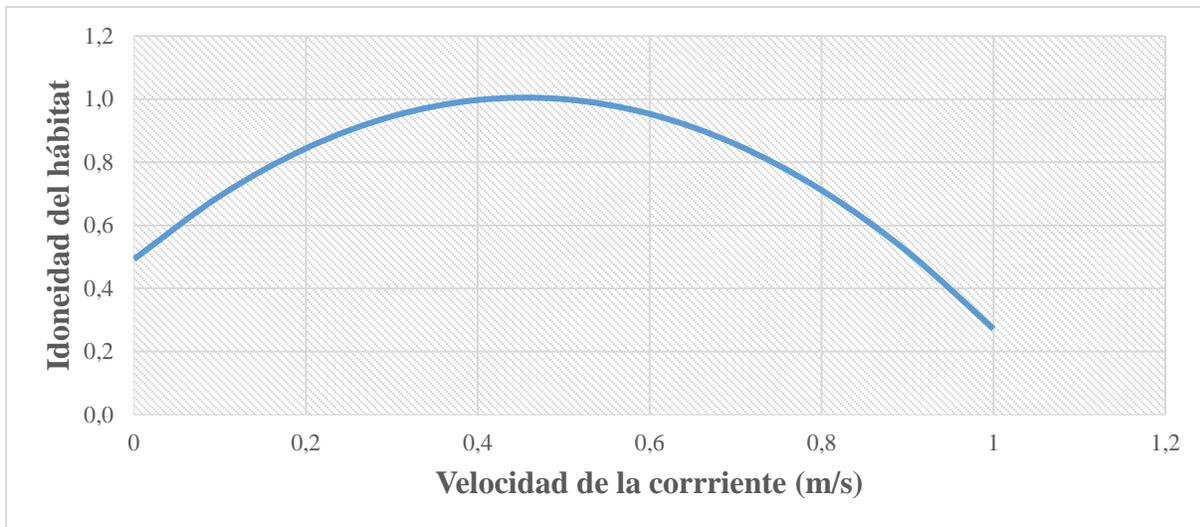


Figura 36. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Guarino, respecto a la variable velocidad de la corriente (m/s).

Fuente: Elaboración propia.

En esta oferta se encontraron ligeras variaciones de idoneidad, donde las condiciones de mayor idoneidad oscilaron entre 0,3 m/s y 0,5 m/s para la velocidad de la corriente, como se observa en la Figura 36.

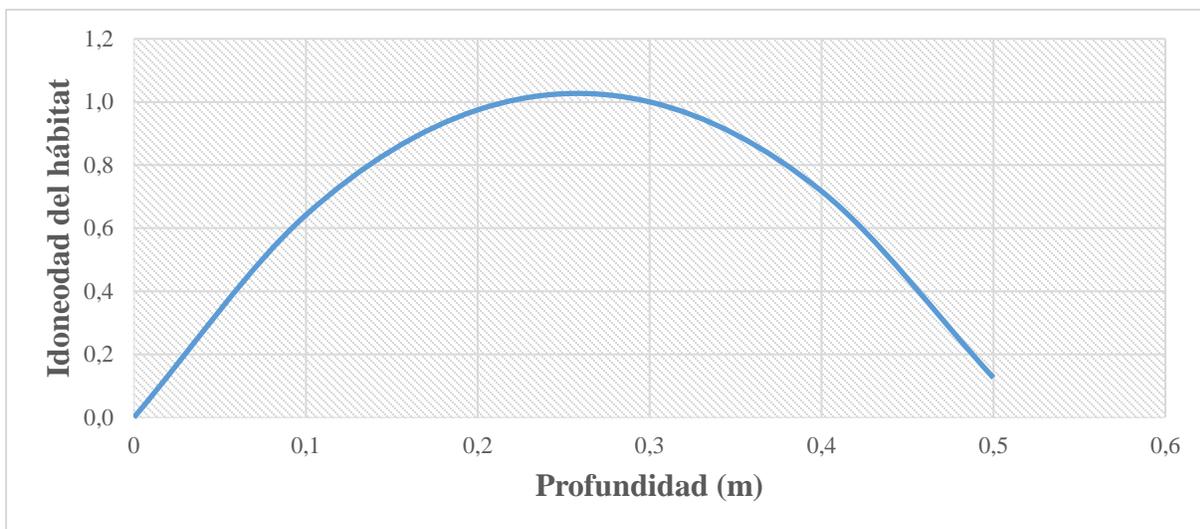


Figura 37. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Guarinó, respecto a la variable profundidad (m).

Fuente: Elaboración propia.

Entre 0,2 m y 0,3 m se presentó la mayor idoneidad en la variable profundidad, como se ve en la Figura 37.

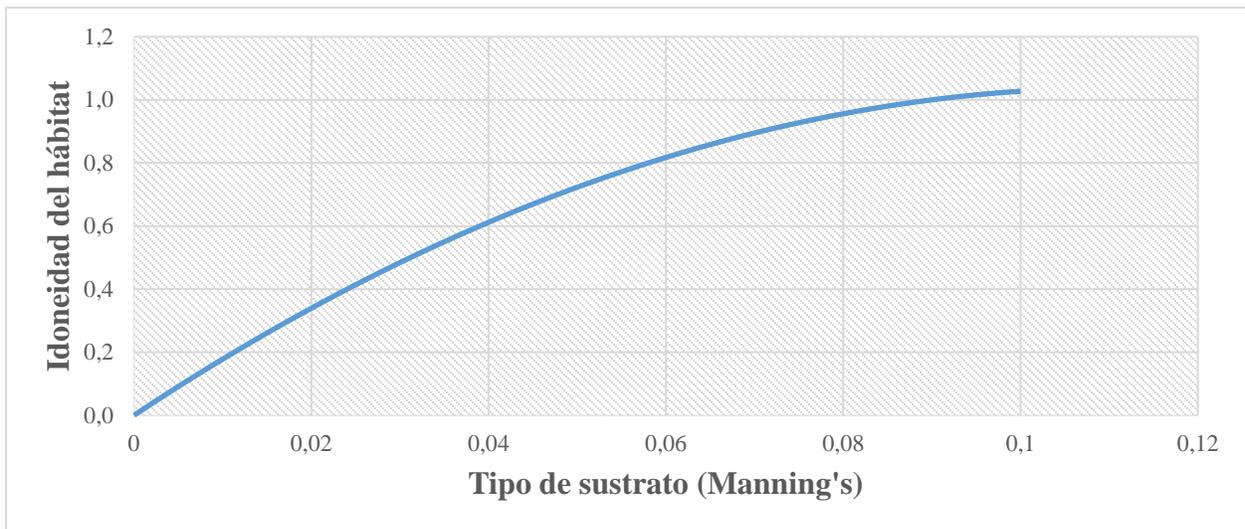


Figura 38. Idoneidad del hábitat de macroinvertebrados acuáticos en Guarinó, respecto a la variable tipo de sustrato dada en unidades del índice Manning.

Fuente: Elaboración propia.

Y en los sustratos con valores superiores a 0,7 (*Manning's*), se tuvo la mayor idoneidad, como se percibe en la Figura 38.

6.3 Modelación de caudales

6.3.1 Cocorná.

Para el mes de noviembre, el caudal total estimado fue de 0,607 m³/s; lo cual no supe lo estimado para captación (según lo aprobado), sin embargo, se simularon caudales de 0,1, 0,3, 1,5 y 3,0 m³/s (ver Figura 39), con el objetivo de observar el cambio del nivel del agua en caso de extracción y en caso de caudales más altos que los obtenidos en campo.

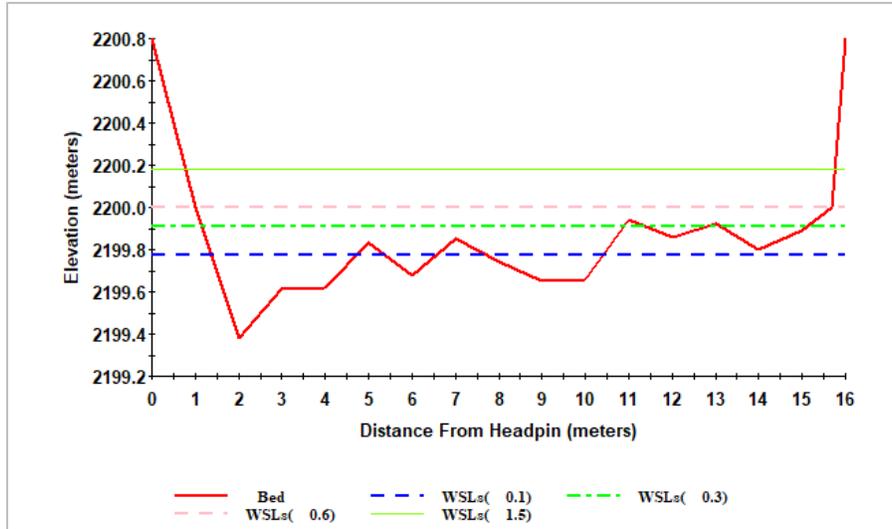


Figura 39. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,3, 1,5 y 3,0 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

En febrero, el caudal total fue de 3,563 m³/s. Esto cumple con lo estimado para captación y, por tanto, se simularon caudales de 0,1, 0,3, 1,5 y 3,0 m³/s (ver Figura 40), con el objetivo de observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los registrados en campo.

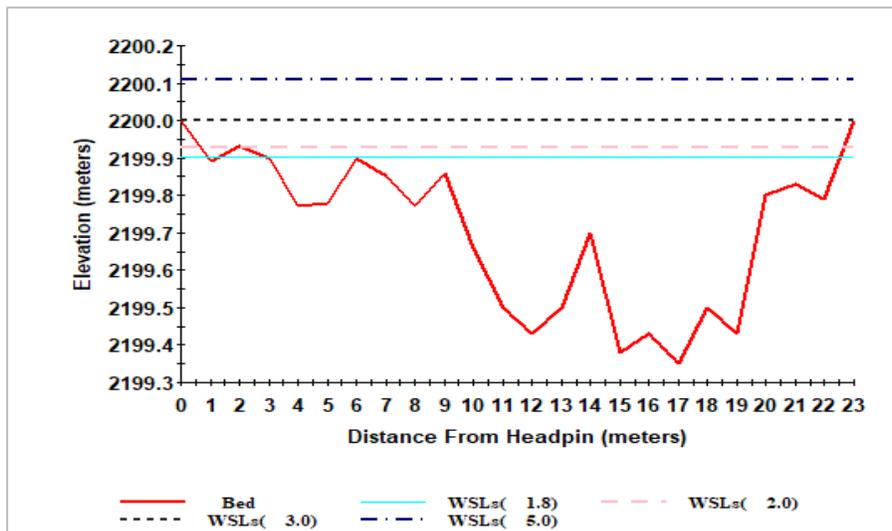


Figura 40. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 1,0, 1,5, 2,5, y 4,0 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

En marzo, el caudal total fue de 2,534 m³/s., lo cual cumple y sobrepasa lo estimado para captación, por ende, se simularon caudales de 1,3, 1,5 y 3,5 m³/s (ver Figura 41), con el objetivo de observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los registrados en campo.

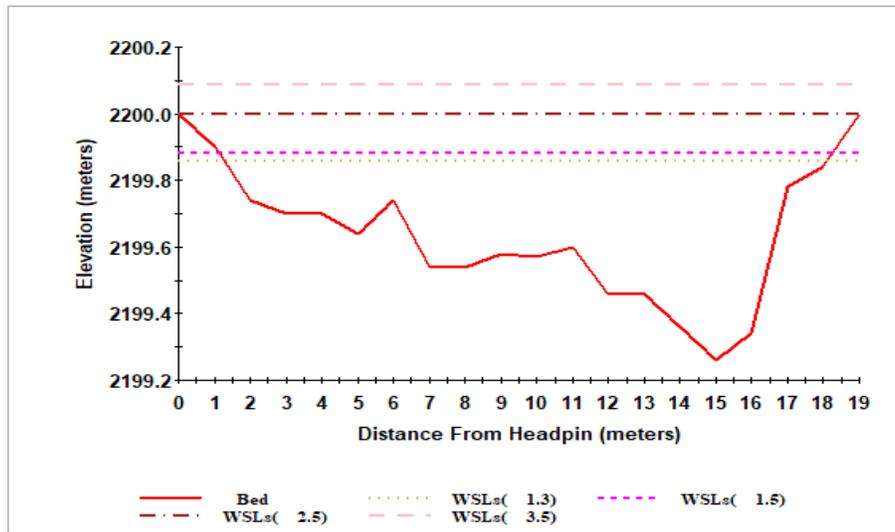


Figura 41. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 1,3, 1,5 y 3,5 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, en el mes de mayo el caudal total fue de 2,895 m³/s, que alberga lo estimado para captación. Por tanto, se simularon caudales de 1,6, 2,0 y 3,5 m³/s (ver Figura 42), con el objetivo de observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los obtenidos en campo.

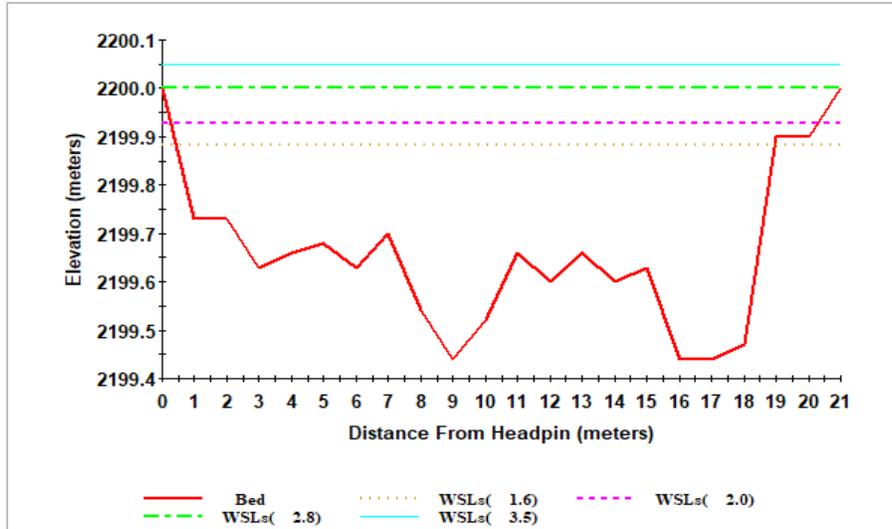


Figura 42. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 1,6, 2,0 y 3,5 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

6.3.2 San Lorenzo.

Para el mes de noviembre, el caudal total estimado fue de 0,120 m³/s, lo cual no supe lo estimado para captación (según lo aprobado), sin embargo, se simularon caudales de 0,05, 0,1, y 0,3 m³/s (ver Figura 43). Esto, para observar el cambio del nivel del agua en caso de extracción y en caso de caudales más altos a los obtenidos durante la campaña.

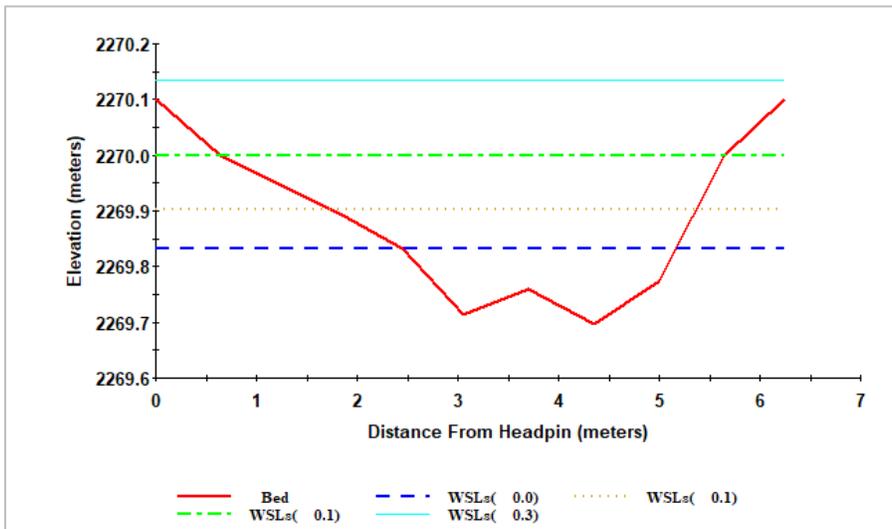


Figura 43. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,05, 1,0 y 0,3 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

En febrero, el caudal total fue de 0,508. Esto cumple casi de manera exacta con lo estimado para captación y, por tanto, se simularon caudales de 0,1, 0,3, 1,5 y 3,0 m³/s (ver Figura 44), con el objetivo de observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los registrados en campo.

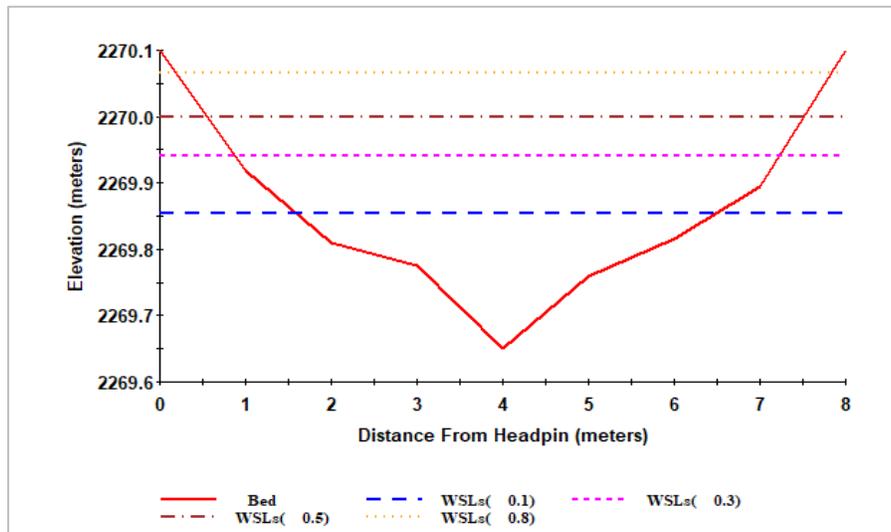


Figura 44. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,3 y 0,8 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

En marzo, el caudal total fue de 0,305 m³/s, que no alcanza lo estimado para captación. Sin embargo, se simularon caudales de 0,1, 0,2 y 0,6 m³/s (ver Figura 45), a fin de observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los registrados en campo.

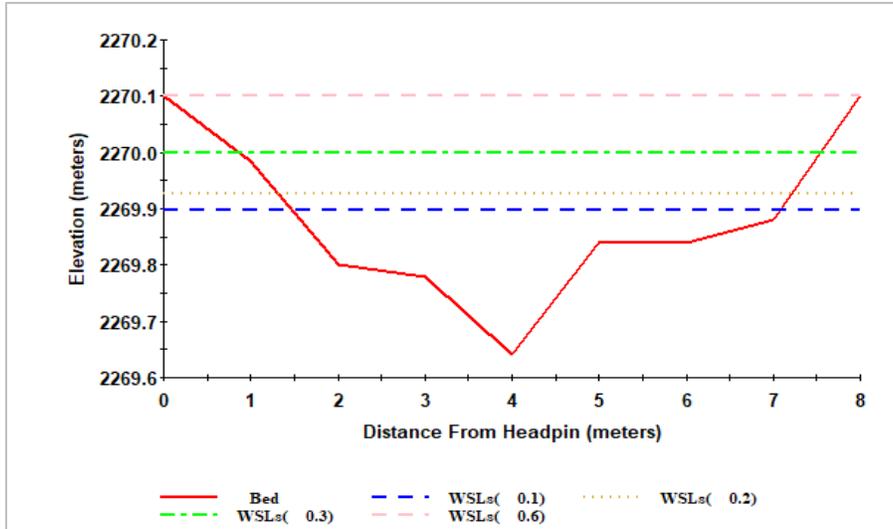


Figura 45. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,2 y 0,6 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

Durante la campaña de mayo, el caudal total fue de 0,505 m³/s, que alberga al límite lo estimado para captación, por ende, se simularon caudales de 0,1, 0,3 y 0,8 m³/s (ver Figura 46), con el objetivo de observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los registrados en campo.

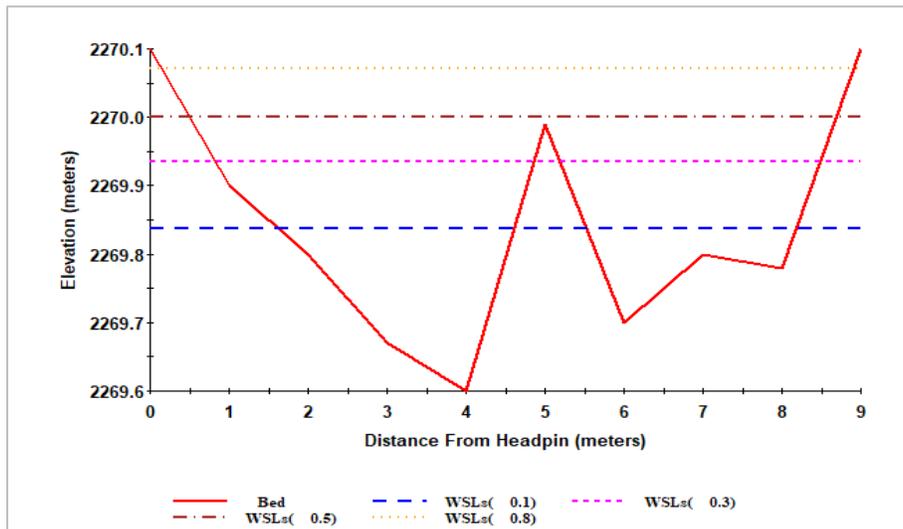


Figura 46. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,3 y 0,8 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

6.3.3 Guarinó.

En noviembre, el caudal total estimado fue de $0,695 \text{ m}^3/\text{s}$; lo cual suple lo estimado para captación (según lo aprobado), por eso, se simularon caudales de 0,2, 0,5 y $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (ver Figura 47), con el propósito de observar el cambio del nivel del agua en caso de extracción y en caso de caudales más altos a los obtenidos durante la campaña.

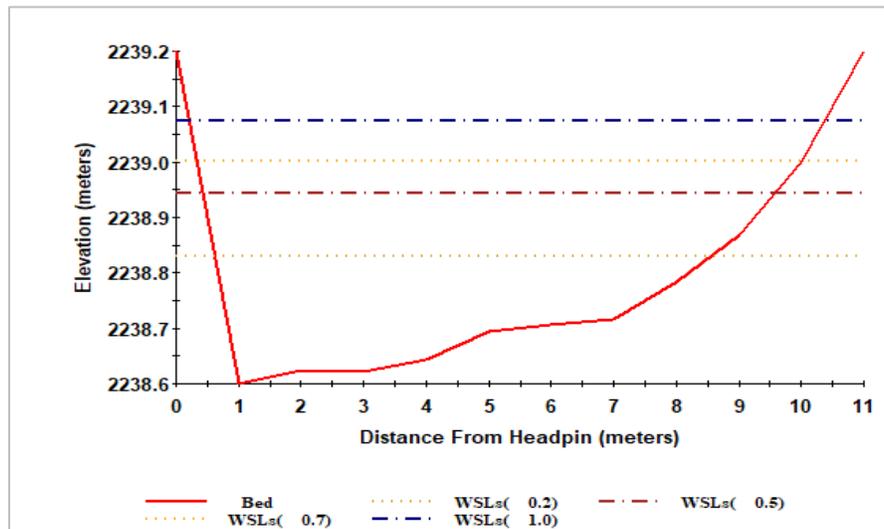


Figura 47. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,2, 0,5 y $1 \text{ m}^3/\text{s}$.

Fuente: Elaboración propia.

En febrero, el caudal total fue de $0,500$, que cumple de manera exacta con lo estimado para captación. Por tanto, se simularon caudales de 0,1, 0,3, 1,5 y $3,0 \text{ m}^3/\text{s}$ (ver Figura 48), a fin de observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los registrados en campo.

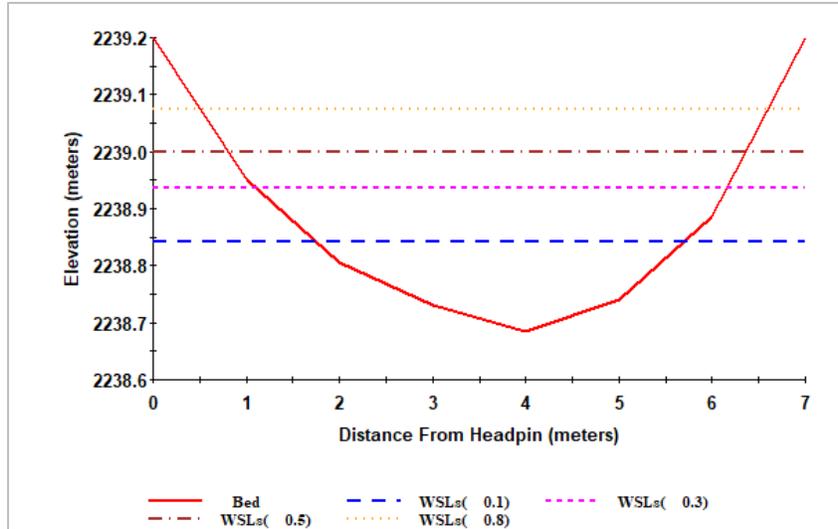


Figura 48. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,1, 0,3 y 0,8 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

En marzo, el caudal total fue de 0,165 m³/s, lo cual no alcanza lo estimado para captación. Sin embargo, se simularon caudales de 0,05, 0,1 y 0,6 m³/s (ver Figura 49), para observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los registrados en campo.

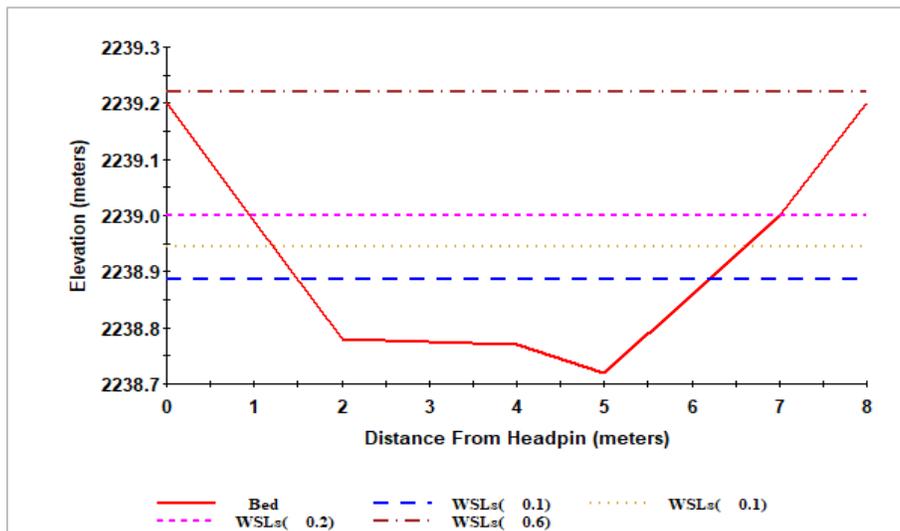


Figura 49. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,05, 0,1 y 0,6 m³/s.
Fuente: Elaboración propia.

Durante la campaña de mayo, el caudal total fue de 1,037 m³/s (el más alto). Esto acoge lo estimado para captación, con lo cual se simularon caudales de 0,5, 0,7 y 1,5 m³/s (ver Figura 50), para observar el cambio del nivel del agua en escenario de extracción y en caso de caudales más altos que los registrados en campo.

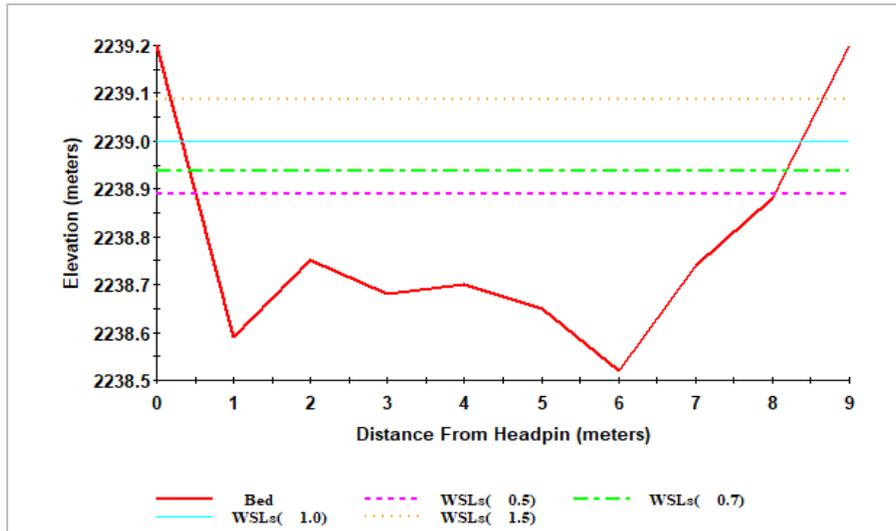


Figura 50. Modelación hidráulica de WSL para caudales de 0,5, 0,7 y 1,5 m³/s. Fuente: Elaboración propia.

6.4 Hábitat: relación caudal-macroinvertebrados acuáticos

La información de la estructura del sistema fluvial (secciones transversales) y las superficies de agua producto de las simulaciones (WSL), en función de las curvas de idoneidad, mediante el modelado del hábitat se traducen en un índice de hábitat que determina la cantidad y la calidad de este. Este índice es denominado Área Utilizable Ponderada (WUA, por sus siglas en inglés) y se calcula para cada celda a través de cada sección transversal en cada caudal simulado (Waddle, 2001).

En esta investigación, como se ha descrito anteriormente, los sitios de muestreo serán intervenidos para la captación de aguas ya concesionada. A continuación, se presentan los escenarios de WUA para el momento en que fueron realizados los muestreos y el escenario futuro con la disminución del caudal aprobado para extracción.

Para la interpretación de los escenarios es importante resaltar cómo los colores de cada celda de la sección transversal están dados por valores que van de idoneidades bajas e índice WUA bajo hasta valores de idoneidades y WUA altos (ver Tabla 11).

Tabla 11. Clasificación cualitativa de la idoneidad de los micrhábitats para el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos.

	Baja
	Media
	Alta

Fuente: Elaboración propia.

La clasificación cualitativa se realizó en tres categorías, donde los tonos más fríos corresponden a valores bajos de idoneidad de hábitat y WUA; por su parte las celdas coloreadas de tonos cálidos corresponden a valores de idoneidad y WUA altos. Es decir, las secciones transversales cálidas indican condiciones óptimas para macroinvertebrados acuáticos. Para determinar las condiciones exactas de los puntos de una sección y saber cuáles con las condiciones que más favorecen al ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos se hace necesario cotejar los tonos observados y los datos de las secciones (ver Anexo 2).

6.4.1 Cocorná.

En el mes de noviembre, el caudal estimado en campo es menor que el caudal aprobado para extracción, por lo cual, aun cuando se realice la captación de todo el caudal circundante, no se podría suplir la necesidad del recurso en este tramo; el estado de WUA para el momento del muestreo se observa en la Figura 51.

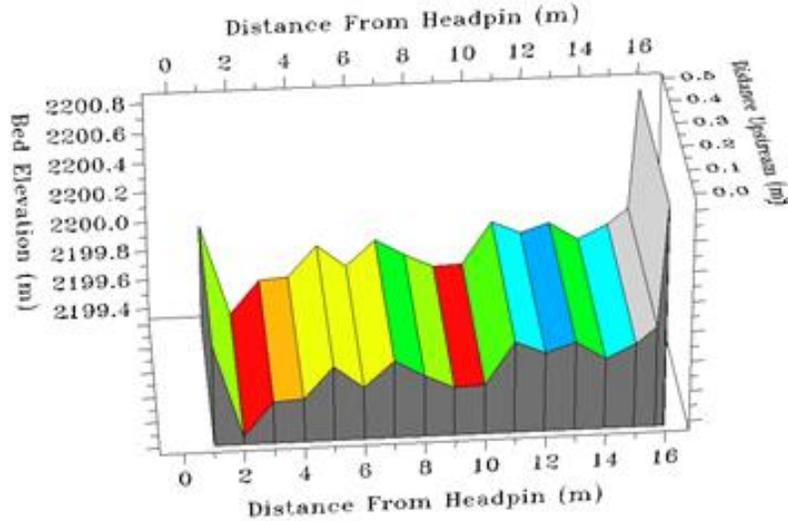


Figura 51. Estimación de WUA para un $Q=0,6 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

Aun cuando el caudal no alcanza los valores aprobados para extracción, se simuló un escenario con una extracción de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (ver Figura 52).

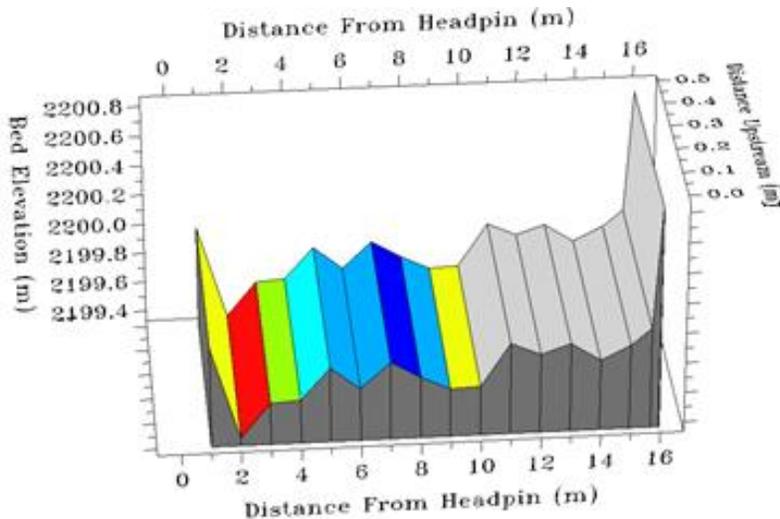


Figura 52. Estimación de WUA para un $Q=0.1 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

El contraste de las dos representaciones gráficas deja en evidencia la pérdida de área húmeda y a su vez refleja los cambios en la idoneidad de los hábitats, en este caso, para la comunidad biológica de macroinvertebrados acuáticos.

Para el mes de febrero, el caudal total fue de $3,0 \text{ m}^3/\text{s}$, el estado de WUA para el momento del muestreo se observa en la Figura 53.

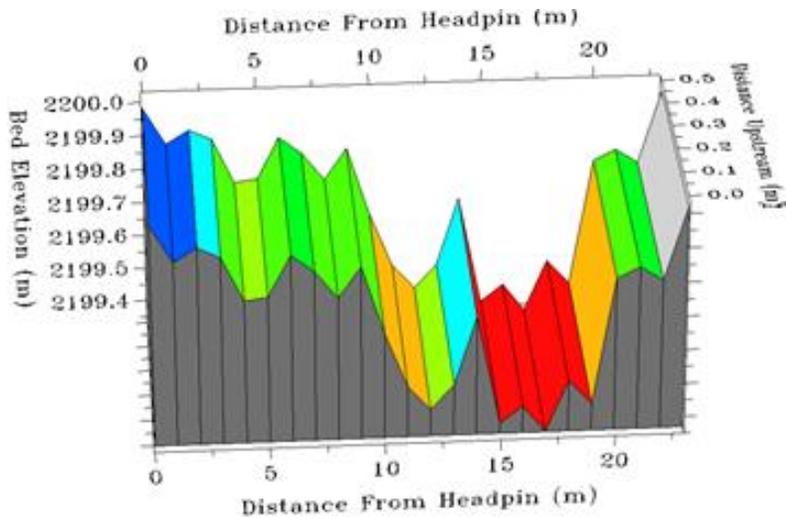


Figura 53. Estimación de WUA para un $Q=3.0 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 54 se ve el estado de WUA en esta sección del río Cocorná para el momento de la extracción de $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$.

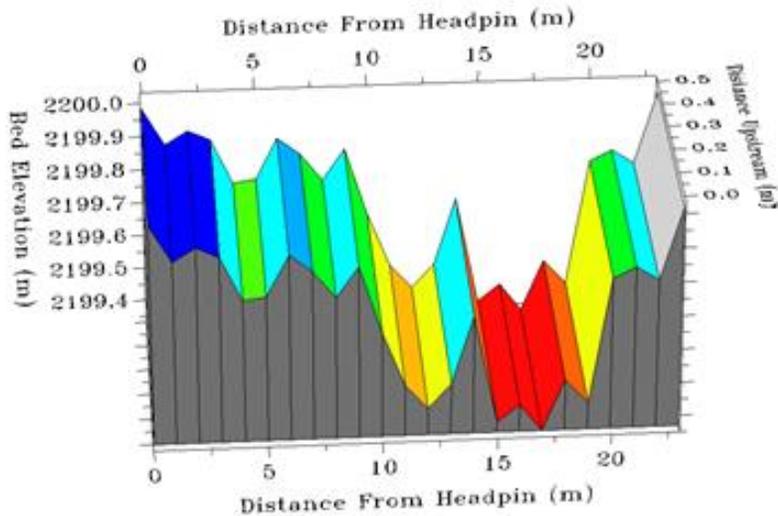


Figura 54. Estimación de WUA para un $Q=1.8 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

El contraste de estos escenarios deja en evidencia que al realizar la captación no hay pérdida de área disponible, pero si hay cambios en la idoneidad de los hábitats.

Por otra parte, para el mes de marzo el caudal total fue de $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$, y su estado es el que se observa en la Figura 55.

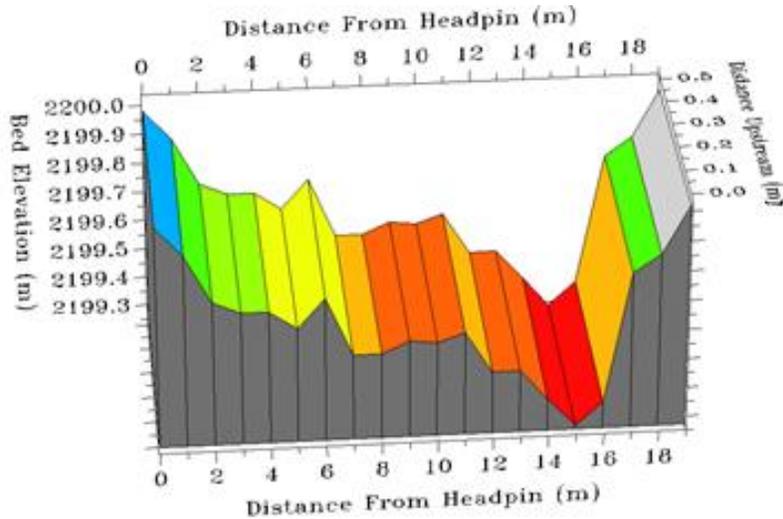


Figura 55. Estimación de WUA para un $Q=2.5 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.

Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 56 se muestra el estado de WUA en esta sección del río Cocorná con una extracción de $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$.

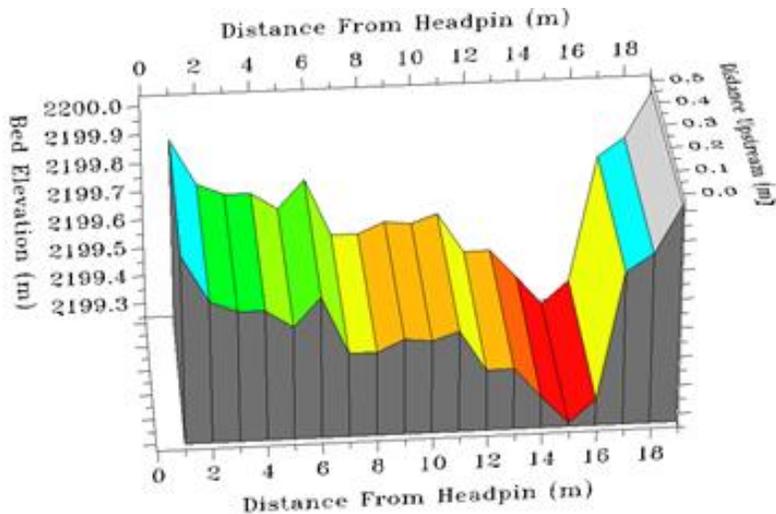


Figura 56. Estimación de WUA para un $Q=1.3 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.

Fuente: Elaboración propia.

Los escenarios anteriores (Figuras 55 y 56) permiten inferir que durante la eventual captación no habrá pérdida de área disponible, pero sí cambios en la idoneidad de los hábitats.

Para el mes de mayo, el caudal total fue de $2,8 \text{ m}^3/\text{s}$, WUA y se observa en la Figura 57.

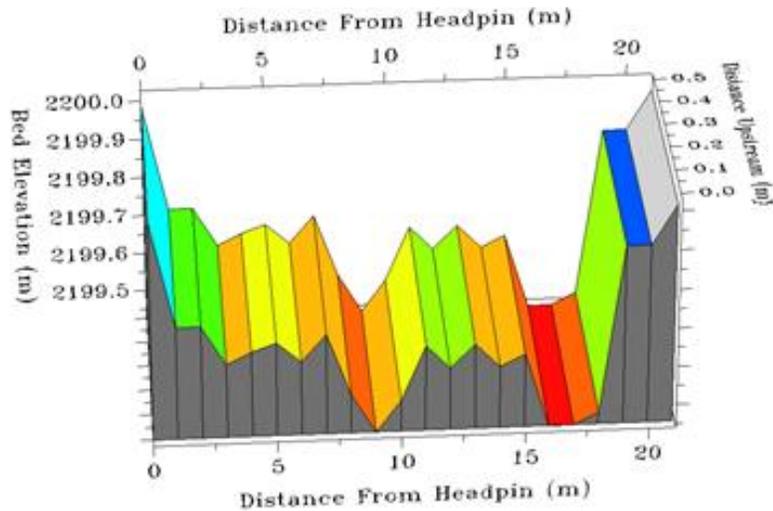


Figura 57. Estimación de WUA para un $Q=2.8 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 58 se muestra la sección con una extracción de $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$. Al contrastar las dos simulaciones de WUA se nota una leve pérdida hábitat, así como cambios en la idoneidad de los hábitats.

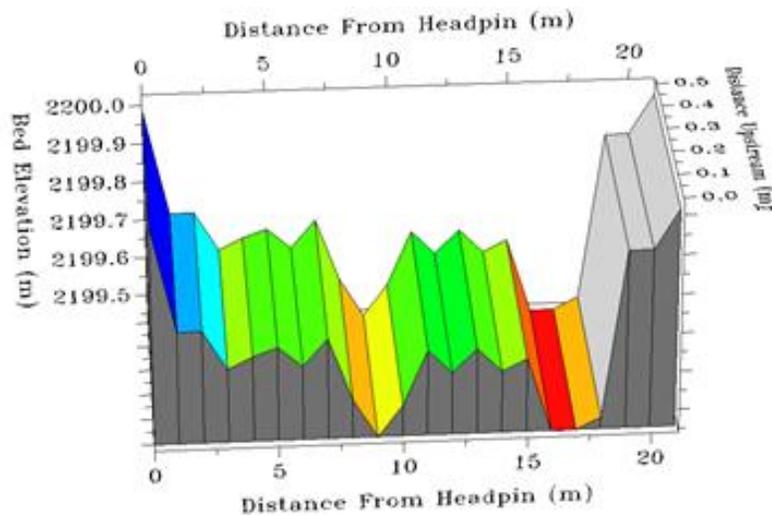


Figura 58. Estimación de WUA para un $Q=1.6 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.

Fuente: Elaboración propia.

6.4.2 San Lorenzo.

En el río San Lorenzo, para el mes de noviembre, el caudal estimado en campo ($0,120 \text{ m}^3/\text{s}$) es mucho menor que el caudal aprobado para captación por lo cual ni realizando la sustracción de todo el caudal circundante se podría suplir la necesidad del recurso en este punto. El estado del tramo en el momento de muestreo se observa en la Figura 59.

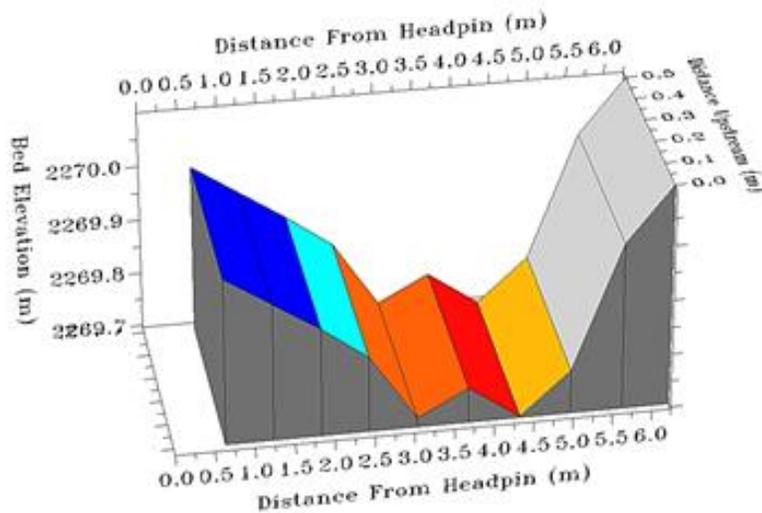


Figura 59. Estimación de WUA para un $Q=0.102 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

A esta sección transversal se le realizó una simulación de extracción de $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ y como resultado se obtuvo la Figura 60.

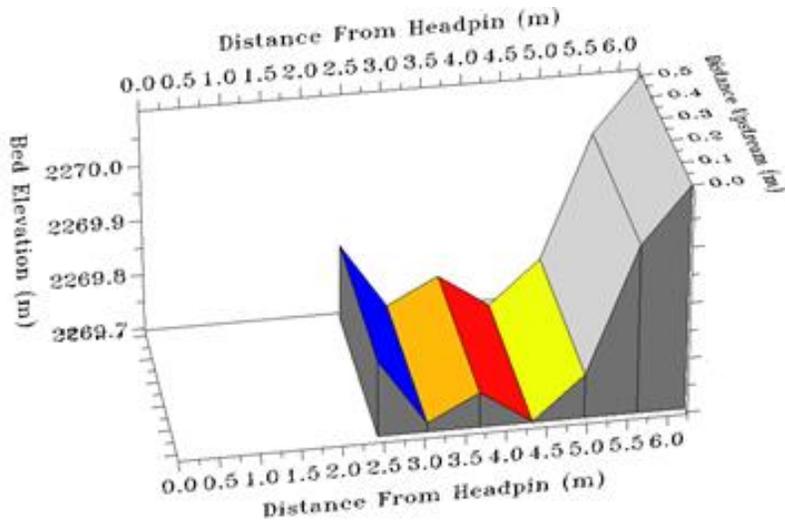


Figura 60. Estimación de WUA para un $Q=0.050 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

El contraste de esta sección transversal en su estado durante el muestreo y durante una posible captación, deja en evidencia la pérdida de área disponible y a su vez refleja los cambios en la idoneidad de los hábitats para los macroinvertebrados acuáticos.

Durante febrero, el caudal estimado en campo ($0,508 \text{ m}^3/\text{s}$), el cual es casi igual al caudal aprobado para captación, representado en Figura 61.

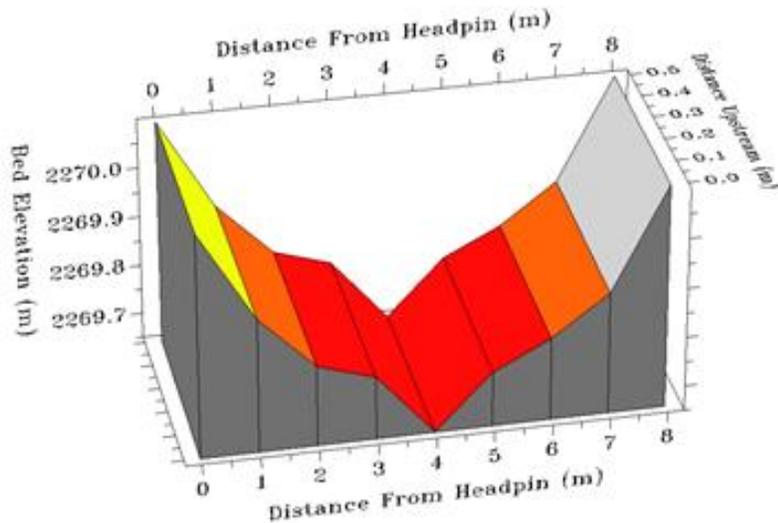


Figura 61. Estimación de WUA para un $Q=0.508 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

Teniendo en cuenta que el caudal observado es similar al aprobado de extracción se simuló una extracción inferior de $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$, que se muestra en la Figura 62.

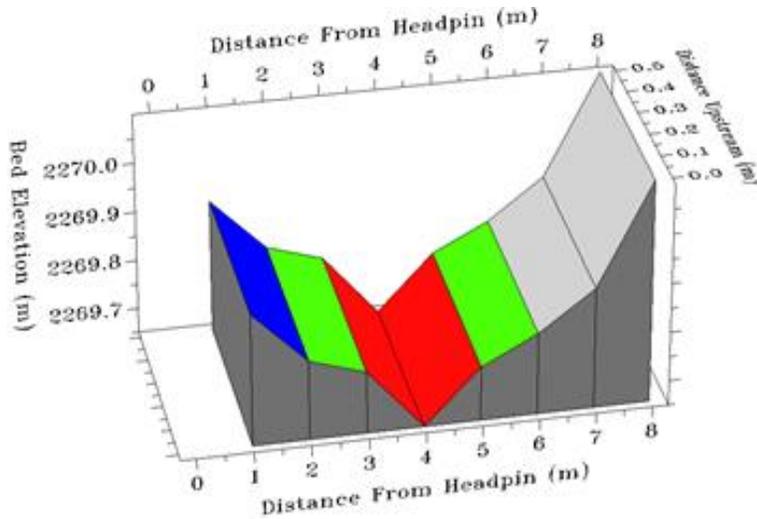


Figura 62. Estimación de WUA para un $Q=0.100 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

La comparación de estos dos momentos en la sección permite ver la pérdida hábitat y los cambios en la idoneidad de los hábitats.

Durante marzo, el caudal estimado en campo ($0,305 \text{ m}^3/\text{s}$) es menor que el caudal aprobado para captación. La simulación de WUA para este momento se observa en la Figura 63.

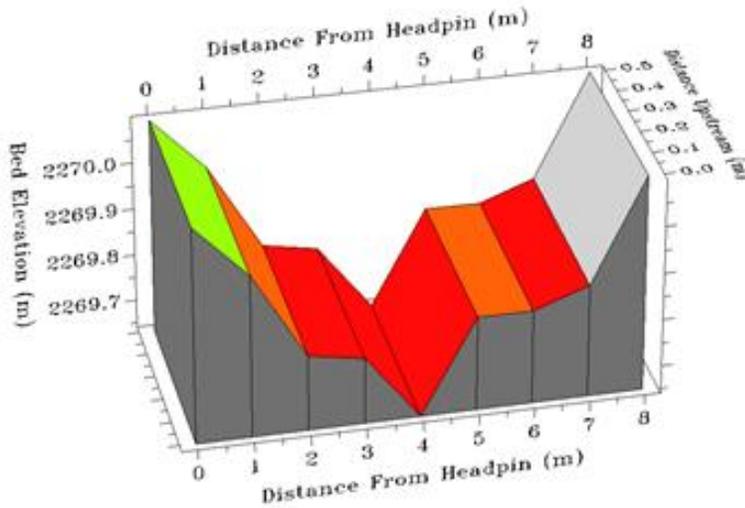


Figura 63. Estimación de WUA para un $Q=0.305 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.

Fuente: Elaboración propia.

Teniendo en cuenta que el caudal observado no cumple con el estipulado para captación, se simula una extracción de $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$, proyectada en la Figura 64.

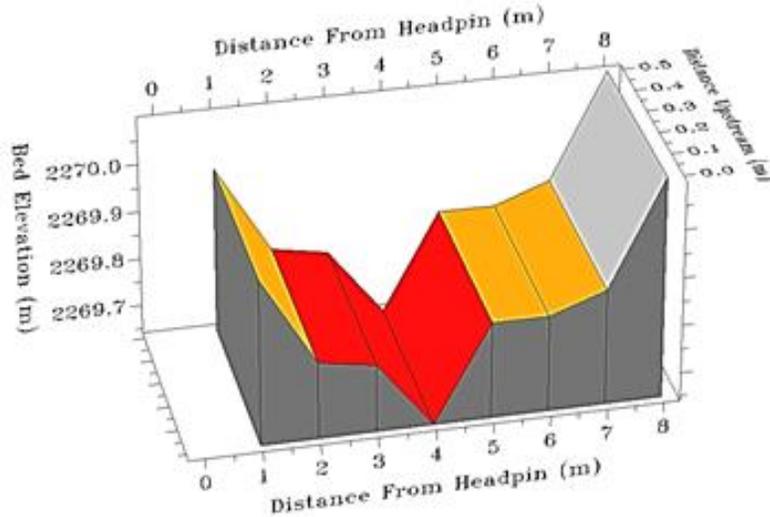


Figura 64. Estimación de WUA para un $Q=0.100 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.

Fuente: Elaboración propia.

Esta representación gráfica deja en evidencia la pérdida de área húmeda y a su vez refleja los cambios en la idoneidad de los hábitats, en este caso, para la comunidad biológica de macroinvertebrados acuáticos.

Durante mayo, el caudal estimado en campo ($0,505 \text{ m}^3/\text{s}$) es casi igual al caudal aprobado para captación (ver Figura 65)

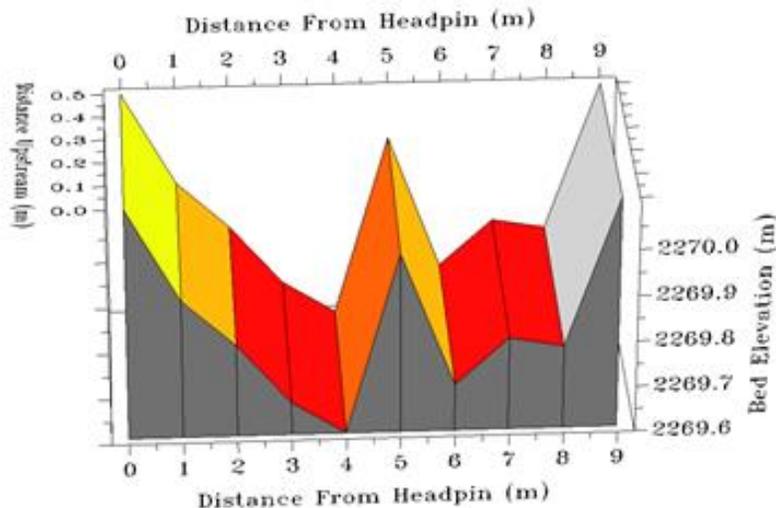


Figura 65. Estimación de WUA para un $Q=0.505 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

Con el fin de simular extracción de caudal en esta sección, sin secarla de manera completa, se realizó la simulación de una extracción de $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ (ver Figura 66). Este contraste permite evidenciar la pérdida de área húmeda y a su vez refleja los cambios en la idoneidad de los hábitats para la comunidad biológica de macroinvertebrados acuáticos.

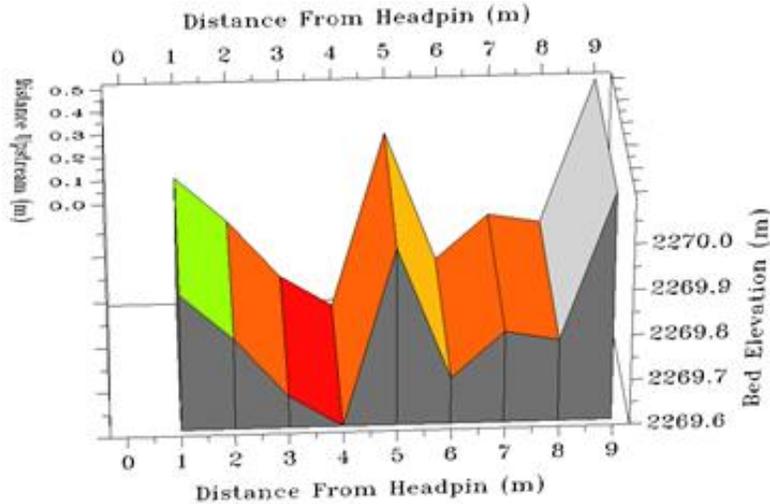


Figura 66. Estimación de WUA para un $Q=0.100 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

6.4.3 Guarinó.

En la quebrada Guarinó, para la campaña del mes de noviembre, el caudal estimado en campo fue de $0,695 \text{ m}^3/\text{s}$, lo cual es un valor mayor, pero cercano a lo aprobado para captación. El estado de esta sección se puede observar en la Figura 67.

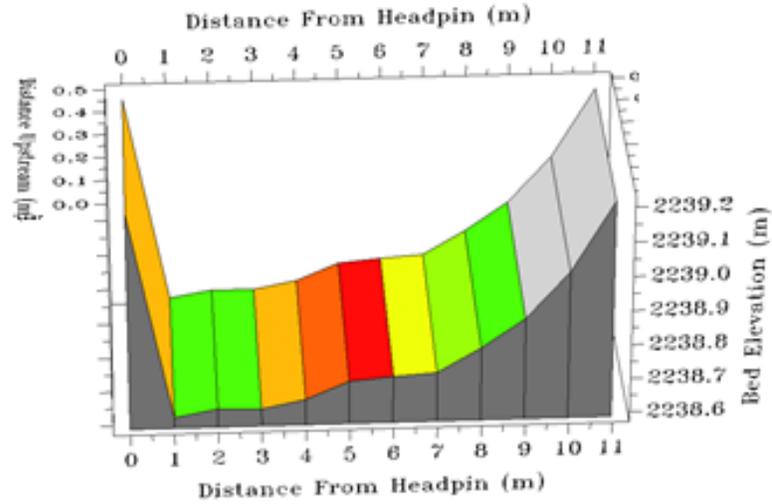


Figura 67. Estimación de WUA para un $Q=0.695 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

En la figura 68 se muestra el estado de WUA en la sección para el momento de la captación de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

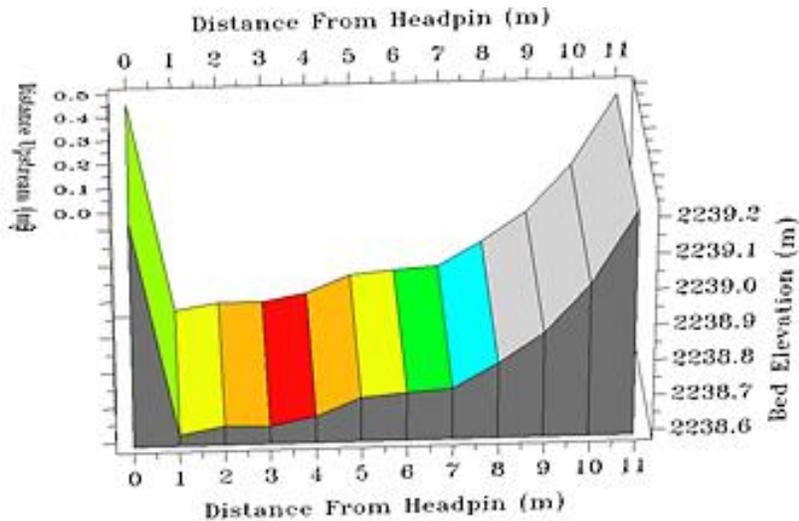


Figura 68. Estimación de WUA para un $Q=0.200 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

La comparación de la sección en los dos momentos muestra pérdida de área disponible y cambios en la idoneidad de los hábitats.

Durante febrero, entretanto, el caudal estimado en campo ($0,500 \text{ m}^3/\text{s}$) es igual al caudal aprobado para captación y su idoneidad se encuentra representada en la Figura 69.

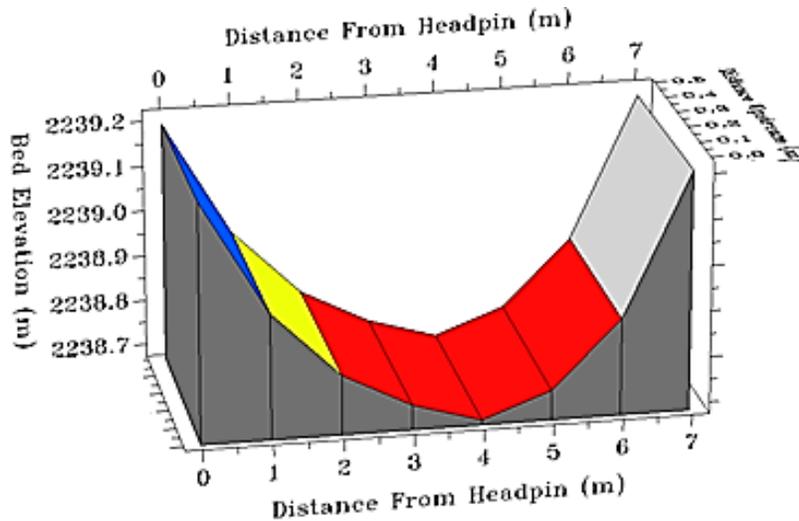


Figura 69. Estimación de WUA para un $Q=0.500 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.

Fuente: Elaboración propia.

La extracción simulada en esta sección fue de $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$. En la Figura 70 se puede observar el estado de WUA para el caudal restante ($0,1 \text{ m}^3/\text{s}$).

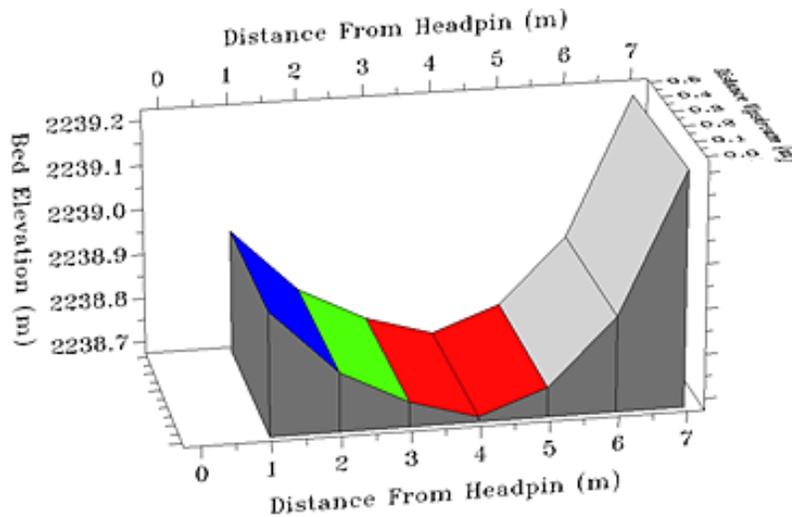


Figura 70. Estimación de WUA para un $Q=0.100 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.

Fuente: Elaboración propia.

El contraste de las dos simulaciones de esta sección muestra la pérdida de área húmeda y el desplazamiento y reducción de las áreas más idóneas para el mantenimiento de los macroinvertebrados.

Durante la campaña del mes de marzo, el caudal estimado en campo ($0,165 \text{ m}^3/\text{s}$) fue inferior al aprobado para captación, por consiguiente, en este escenario no se cubre la necesidad de recurso. La Figura 71 muestra que, aun cuando el caudal es bajo, la mayor parte del área de la sección tiene altos valores de calidad de hábitat.

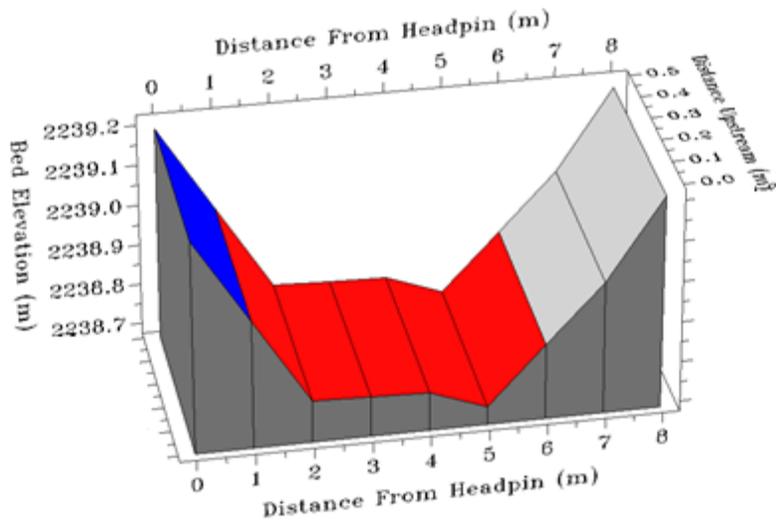


Figura 71. Estimación de WUA para un $Q=0.165 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE. Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 72 se muestra el estado de WUA simulando una extracción $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$.

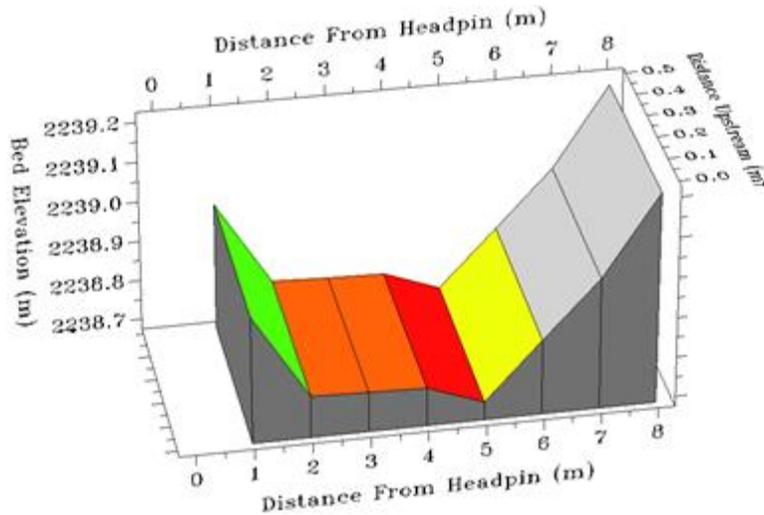


Figura 72. Estimación de WUA para un $Q=0.050 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

Esta representación gráfica deja en evidencia la pérdida de área húmeda y el cambio en la idoneidad de los hábitats.

Por otra parte, durante la campaña del mes de mayo, el caudal estimado en campo ($1,037 \text{ m}^3/\text{s}$), que cumple de sobremano con el caudal aprobado para captación (Figura 73).

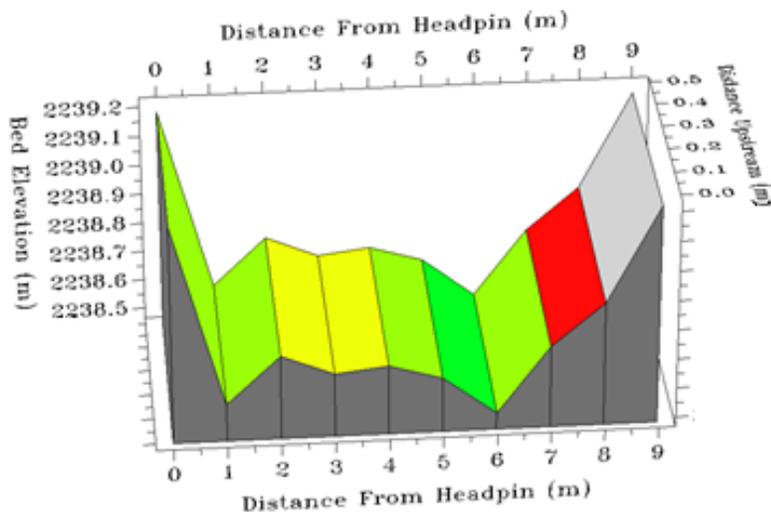


Figura 73. Estimación de WUA para un $Q=1.037 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

Entretanto, en la Figura 74 se muestra el estado de WUA en la sección con una extracción de 0,5 m³/s.

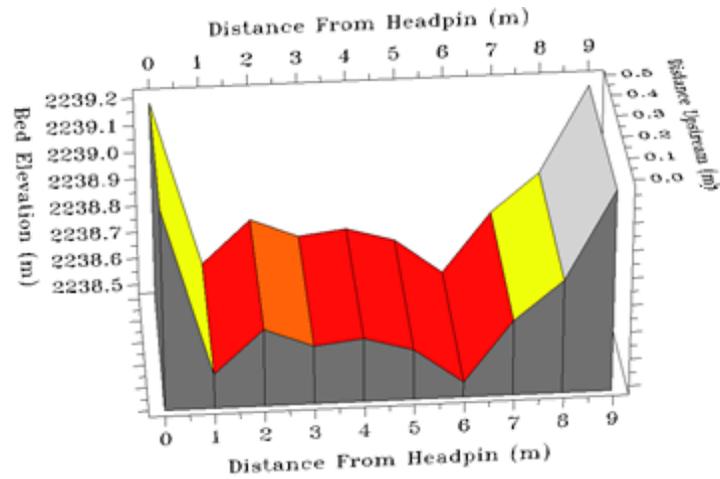


Figura 74. Estimación de WUA para un $Q=0.500$ m³/s, mediante el programa HABTAE.
Fuente: Elaboración propia.

A diferencia del resto de escenarios en los otros momentos de muestreo y tramos de estudios, la extracción del recurso genera cambios en la idoneidad de manera favorable para los macroinvertebrados acuáticos.

7. Discusión

Los valores de las variables físico-químicas fueron más bajos que los presentados por García Montoya, Carmona Bedoya y Montoya Moreno (2012). Los autores evaluaron la calidad química y biológica de la quebrada La Cimarrona que se encuentra también bajo jurisdicción del municipio de El Carmen de Viboral. Sin embargo, estos valores bajos dejan en evidencia que la entrada de nutrientes por factores antrópicos en los tramos evaluados en la presente investigación es mucho menor que los factores que rodean a la quebrada La Cimarrona. Es importante destacar que, de acuerdo con Roldan y Ramírez (2008), el ion amonio presentó valores por encima del promedio normal para ríos andinos, y las altas concentraciones de este ion tiene efectos importantes en la dinámica ecológica, donde la oxidación requiere mucho oxígeno, lo cual va en quebranto de la biota acuática. De igual forma, los valores de ortofosfatos se encuentran por encima del valor dado para ríos de zonas andinas ($0,001 \text{ mgL}^{-1}$), lo cual da cuenta de la intervención antrópica, empero, la disponibilidad de PO_4^{-3} se eleva en pH básicos (Roldan y Ramírez, 2008) y los sistemas fluviales en estudio presentaron valores ácidos con tendencia a la neutralidad (5,09 a 7,31 unidades de pH —típico de ríos y quebradas andinas—).

Por otra parte, los valores de oxígeno disuelto-OD (mg/L) fueron altos en contraste con lo reportado por otros autores en áreas alto andinas de Antioquia (García Montoya et ál., 2012; Montoya, 2008). La conductividad eléctrica oscila en valores inferiores a los registrados en jurisdicción de El Carmen de Viboral (García Montoya et ál., 2012). No obstante, en la quebrada Guarinó, los valores están por encima de $20 \mu\text{S/cm}$, lo cual excede el valor normal de ríos oligotróficos. Según lo descrito por Roldan y Ramírez (2008), en los afluentes de carácter oligotróficos estos valores aumentan por los aportes de actividades antrópicas y la dinámica fluvial propia de la zona, lo cual es evidente en el tramo de la quebrada Guarinó, tanto por el arrastre y la deposición de sedimentos, como por la actividad ganadera en la zona aledaña.

Los macroinvertebrados acuáticos de esta investigación se agrupan en tres (Annelida, Arthropoda y Mollusca) de los cinco filum presentes en Colombia (Roldan et ál., 2014). La abundancia de los macroinvertebrados acuáticos de este trabajo fue mayor que la presentada por García Montoya et ál. (2012), teniendo en cuenta que dichos autores colectaron en ocho estaciones y tres muestreos;

mientras que esta investigación se hizo en tres estaciones y cuatro muestreos; sin embargo, es posible que se deba a que en este trabajo se tomaron 20 puntos en cada campaña y tramo y ellos no especifican la cantidad de puntos exactos por río, ni el tiempo de remoción del sustrato. La fauna reportada en ambos casos coincide en cuanto a familias, aproximadamente en un 90%, principalmente con las zonas altas de la quebrada La Cimarrona —áreas de menor grado de intervención—. Sin embargo, es menor si se compara con el trabajo de Chará-Serna, Chará, Zúñiga, Pedraza y Giraldo (2010), quienes tomaron muestras en ocho quebradas de la cuenca del río la Vieja y colectaron 2019 individuos, y encontraron una mayor diversidad compuesta por 52 familias y 71 taxones.

Por otra parte, si se compara con investigaciones recientes en la región, como el de Escobar y Montoya (2019), la abundancia y diversidad de la presente investigación fue mayor, dado que estos autores capturaron 1189 ejemplares de macroinvertebrados acuáticos, pertenecientes a 27 familias, para un total de 37 taxones, mientras que en esta investigación se determinaron 43 familias y 69 taxones en un número igual de estaciones y muestreos.

En este punto, es preciso decir que los registros de esta investigación, en cuanto a la dominancia de familias, coinciden con un gran número de trabajos para ríos colombianos: el hecho de que las familias más abundantes —o de mayor presencia— sean Baetidae, Chironomidae y Simuliidae (Chara-Serna et ál., 2010; Chará-Serna et ál., 2012; Escobar y Montoya, 2019; García Montoya et ál., 2012; Rodríguez-Barrios et ál. 2007; Rodríguez-Barrios, Ospina-Torres y Turizo-Correa, 2011), puede deberse a la capacidad de estos taxones para adaptarse a un rango medio de perturbación en términos de saprobeidad, como argumentan Escobar y Montoya (2019).

En consideración a los FFGs, se encontró una dominancia clara de CG (colectores-recolectores), los cuales, según lo planteado por Ramírez y Gutiérrez (2014), tienen mayor presencia en los sistemas que predominan las zonas con flujo lento, donde las partículas finas son abundantes. Si bien esta característica no coincide con lo observado en los sitios de muestreo, es evidente la abundancia de CG reportadas en ríos colombianos (Chara-Serna et ál., 2010; Chara-Serna et ál., 2012; Rodríguez-Barrios et ál., 2011). Es importante considerar los aportes de los FFGs en términos de biomasa, ya que según Chará et ál. (2010) los taxones que componen el grupo

funcional de los CG son pequeños, y otros grupos como los Pr (depredadores) y Sh (fragmentadores) son de mayor tamaño y aportan mayor biomasa, superando la importancia ecológica de los primeros.

Por otro parte, a diferencia de esta investigación, en Colombia, los estudios que establecen relación entre los macroinvertebrados acuáticos y variables de carácter hidrobiológico, hidráulico y ecohidráulico, son limitados. Al respecto, Roldán et ál. (2014), afirma que

Rincón (2002) analizó las preferencias de taxones de insectos acuáticos por los microhábitats disponibles en una pequeña corriente altoandina del oriente del país; Vásquez et ál. (1990) y Velasco et ál. (2010). Longo et ál. (2010) evaluaron la respuesta de esta comunidad a los cambios estacionales del caudal en una pequeña corriente hídrica intermitente localizada en un ecosistema de bosque seco (Valle del Patía) (p. 81).

Cardona (2012), entretanto, elaboró curvas de idoneidad para cinco familias en dos ríos del departamento del Valle del Cauca, y aun cuando en su estudio detalló curvas por familias más abundantes y la oferta de microhábitats en cuanto a parámetros hidráulicos es diferente, se pueden contrastar los valores de idoneidad con respecto a la presente investigación.

De acuerdo a los valores de velocidad de la corriente, Cardona (2012) describe la familia Baetidae como la más afín a esta variable, la cual tuvo valores de idoneidad alta (ceranos a 1) entre 0,57 y 0,65 m/s. Dicho rango de valores es inferior al reflejado como idóneo en este trabajo. La profundidad, por su parte, se mantuvo en una tendencia estable (en las cinco familias), siendo los valores cercanos a 1 (en el rango de 0,39 a 0,70 m), lo cual es similar al hallazgo presentado para esta variable en la presente investigación. Por último, en el parámetro de sustrato, Cardona (2012) reporta que no hay una predilección de establecimiento de las familias a un tipo de sustrato en particular, contrario a la clara tendencia reflejada en la idoneidad en general y por afluentes de esta investigación, lo cual permite establecer que los sustratos de cantos rodados, piedras grandes y rocas —al ser más estables— generan refugio a los ensambles de los macroinvertebrados acuáticos y, por lo tanto, son los sustratos con mayores valores de idoneidad.

Es posible que estas variaciones tanto de rangos específicos (velocidad y profundidad), como de tendencias (sustrato), se deba a la escala en la cual se realizaron los cálculos de la idoneidad, mas deja en evidencia la necesidad de establecer un protocolo general de la toma y consideración de estos datos, porque al tener una metodología estandarizada permitiría generar información homogénea y, por ende, puede ser usada y comparada con la que se genere en cualquier lugar. Si bien Cardona (2012) argumenta que el uso de familias permite evidenciar puntos estratégicos por taxón en términos de uso y aplicación general, resulta más viable tener valores que reflejen la tendencia general de comportamiento del ensamblaje, debido a que una de las grandes limitantes sería desde la presencia hasta un número importante (abundancia) del grupo taxonómico con valores de idoneidad específico, asunto que en estudios prácticos y con fines de toma de decisiones —caudales ecológicos— sería una falencia importante y difícil de solventar: si no está el taxón con valores de idoneidad preestablecidos, ¿cómo determinar el caudal en el área de interés?

Recientemente, Preciado y Matamoros (2019) utilizaron PHABSIM, un *software* libre de modelación de caudales, en el río Sisga, departamento de Cundinamarca, para la determinación del caudal ambiental de este afluente, a través de la metodología IFIM. Si bien solo consideraron la familia Chironomidae, coinciden en que el uso de PHABSIM es muy útil para la determinación de caudales ambientales y evidencian la necesidad e importancia de los datos biológicos. En su trabajo contaban con información del levantamiento topobatimétrico del sitio de estudio, lo cual facilitó la fase de modelación hidráulica en la interfaz de PHABSIM. No obstante, la información de la idoneidad de la familia fue tomada de información secundaria, lo cual puede ser un factor de riesgo, puesto que, como se evidenció en esta investigación, la idoneidad cambia de acuerdo con la oferta de variables del sitio de investigación.

Es importante recordar que en PHABSIM permite realizar la modelación WSL mediante varios programas. A diferencia del empleado por los mencionados autores, el elegido en esta investigación fue MANSQ, debido a que las secciones transversales tomadas en los reoambientes durante cada campaña de campo no fue el mismo punto, y este programa es el único que considera las secciones transversales como independientes. Es posible que, si se hubiesen tomado las secciones en el mismo sitio, la calibración del modelo fuese más robusta y con valores cada vez

más cercanos a la realidad, sin embargo, para esta primera mirada al escenario de captación este programa era el más apto de acuerdo con los datos tomados en campo (Waddle, 2001).

Teniendo en cuenta los valores y rangos de idoneidad, el programa HABTAE del *software* PHABSIM, categoriza en calidades (colores) la combinación de las variables hidráulicas que se suministran como secciones transversales. Al observar las modelaciones por ríos y para cada campaña de muestreo, es evidente que el fenómeno de captación genera un impacto principalmente negativo, puesto que en la mayoría de los escenarios disminuye el área húmeda y, por tanto, la disponibilidad de hábitats. Asimismo, el nivel del agua baja en la zona que se mantiene mojada, creando condiciones diferentes en cada punto de la sección (microhábitat).

En contraste con lo antes mencionado, el escenario de captación en la quebrada Guarinó para el mes de mayo presenta, como resultado de la extracción del recurso, que la idoneidad de hábitats mejora. Esto puede deberse a que la composición del sustrato en esta sección transversal es principalmente arena, la cual en caudales elevados es removida por la corriente y consigo genera una alta deriva de macroinvertebrados acuáticos, y esto disminuiría la presencia de dichos organismos (Longo, Zamora, Guisande, y Ramírez, 2010; Tomanova, Goitia & Helešić, 2006).

Preciado y Matamoros (2019), usaron PHABSIM en el río Sisga, departamento de Cundinamarca, para la determinación del caudal ambiental de dicho río mediante la metodología IFIM, si bien solo usaron la familia Chironomidae, coinciden en que el uso de PHABSIM es muy útil para la determinación de caudales ambientales, de igual forma dejan en claro la necesidad de los datos biológicos. En el caso del trabajo de estos autores contaban con información del levantamiento topobatimétrico del sitio de estudio lo cual facilitó la fase de modelación hidráulica en la interfaz de PHABSIM, sin embargo, la información de la idoneidad de la familia fue tomada de información secundaria, lo cual puede que sea arriesgado debido a que como se evidenció en este trabajo la idoneidad cambia de acuerdo a la oferta de variables del sitio de investigación.

8. Conclusiones

Los macroinvertebrados acuáticos de los ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarinó, presentaron preferencias por rangos específicos de velocidad de la corriente, profundidad y tipo de sustrato. Igualmente, al realizar las simulaciones de alteración de las variables por captación de agua, su idoneidad se vio afectada en la mayoría de los escenarios de manera negativa. Por tanto, se acepta la hipótesis de investigación planteada.

La relación entre el ensamblaje de los macroinvertebrados acuáticos y las variables hidráulicas encontradas sirve como herramienta para la toma de decisiones a la hora de estimar caudales ambientales en los ríos evaluados mediante metodologías de modelación de hábitat fluvial. Esto sería oportuno, teniendo en cuenta que una estimación de caudales, considerando variables biológicas, garantizaría estabilidad en el afluente para mantener no solo el servicio de abastecimiento, sino su función a nivel ecológico para las comunidades asociadas al sistema. Asimismo, es importante aclarar que esta información es un aporte a la relación de variables hidráulicas y macroinvertebrados acuáticos en Colombia, pero no es aplicable a todos los ríos del país, por su amplia diversidad, además de que la idoneidad de los hábitats dependerá de la oferta que presenten los sistemas fluviales.

El ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en la zona tiene una gran diversidad y abundancia propia de ríos andinos, los cuales se encuentran relacionados con la oferta de microhábitats que ofrecen cada uno de los sitios de muestreo en esta investigación. Esta oferta variará en el caso de eventuales captaciones. De acuerdo con lo observado, se hace necesario realizar una estimación del caudal concesionado que considere comunidades biológicas, así como regular la captación de acuerdo a la época del año. Lo anterior debido a que se observaron escenarios en cada uno de los tramos estudiados que el caudal circundante no alcanzaba a cubrir el caudal estimado para captación, eso deja en evidencia que, dependiendo del momento del ciclo hidrológico, así podría estimarse el caudal a captar.

Los macroinvertebrados acuáticos en los tramos de estudio tuvieron la tendencia general a preferir sustratos de gran tamaño que son más estables y les permiten tener espacios de refugio durante las

épocas de caudales altos. Las velocidades en la cual se desarrollaron de manera más adecuada oscilaron entre 0,8 m/s y 1,2 m/s, mientras que en términos de profundidad prefieren longitudes entre 1 m y 1,4 m. Esto no quiere decir que se encuentren limitados a estos rangos de valores, sino que son la tendencia central de idoneidad para su ensamblaje en esta investigación.

En vista de los escenarios de captación obtenidos en esta investigación, es recomendable hacer un seguimiento más exhaustivo a los afluentes, cuyo monitoreo incluya el levantamiento de aforos en más de un punto —y que sean los mismos sitios en cada campaña—, con el fin de modelar las secciones calibrando los caudales, de modo que en el caso del *software* PHABSIM permita el uso del programa STGQ, que realiza regresiones para los cálculos estimados y podría dar aún más precisión a los valores estimados. De igual forma, realizar un muestreo de comunidades biológicas que sea asociado con los parámetros hidráulicos de cada punto donde se realicen colectas, en la medida que el monitoreo avance se podrá observar el patrón de distribución de los organismos y de esa manera será más eficiente el manejo ante la extracción del recurso.

9. Recomendaciones

A nivel de direcciones futuras, en Colombia, al igual que en el resto de América Latina, se hace frente a una dinámica poblacional que tiene cada vez más demanda de recursos. Por tanto, es preeminente que los tomadores de decisiones se familiaricen con este tipo de investigaciones, con el fin de generar estudios previos a las extracciones de recurso que consideren la biota acuática, semiacuática y aledaña a los sistemas de interés para realizar proyectos de sustracción de recursos que sean sostenibles en el tiempo.

A partir de los resultados obtenidos en este trabajo de investigación, se recomienda que, para trabajos futuros, durante la colecta de organismos en ríos se tenga el registro de las condiciones hidráulicas del punto exacto de muestreo, con el fin de relacionar —con mayor precisión— la comunidad biológica y este tipo de variables. Adicionalmente, se debe tener en cuenta para la toma de las secciones transversales los siguientes aspectos: 1) Tomar la sección transversal a la banca llena, independientemente si ella se encuentra seca durante la campaña. De este modo, al modelar WSL, se observará qué lugares se inundan en la medida que aumenta el caudal. 2) Se debe tomar un mínimo de dos secciones, y tomar la pendiente entre estas, además de realizar la toma de datos en el mismo punto durante cada campaña, es decir, que se realicen secciones transversales en los mismos dos puntos. Esto garantizará datos para realizar modelaciones de WSL por al menos dos de los tres métodos disponibles en PHABSIM, y en ese sentido se ofrecerán mejores resultados.

Todo lo anterior, garantizaría un mayor acercamiento a cumplir metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), principalmente a la mejora de la calidad del agua y gestión de su uso sostenible (ODS 6) y el cuidado del agua como eje central para su gestión sustentable en las comunidades (ODS 11), en los cuales se propone proveer y garantizar el acceso al recurso hídrico de calidad a todas las personas, sin embargo, se asume también el rol de la urbanización como factor de presión y la investigación especializada es un camino para solventar tales problemáticas.

10. Referencias bibliográficas

- Acreman, M. & Dunbar, M. (2004). Defining environmental river flow requirements-a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(5), 861-876. Recuperado de <https://www.hydrol-earth-syst-sci.net/8/861/2004/hess-8-861-2004.pdf>
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados Acuáticos y la Calidad de las Aguas de los Ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). *Almeria*, 2, 84 - 95. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/237225203_Macroinvertebrados_acuaticos_y_calidad_de_las_aguas_de_los_rios
- Alcaldía El Carmen de Viboral. (2016). Plan de Desarrollo 2016 – 2019 “El Carmen de Viboral, territorio de vida y paz”. Antioquia.
- Ballarín D. F. y Rodríguez I. M. (2013). Hidromorfología fluvial. Algunos apuntes aplicados a la restauración de ríos en la cuenca del Duero. Confederación Hidrográfica del Duero (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) 1ª edición. Valladolid. 128 pp. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/282074996_Hidromorfologia_fluvial_algunos_apuntes_aplicados_a_la_restauracion_de_rios_en_la_cuenca_del_Duero
- Belmonte, S. y Núñez, V. (2006). Desarrollo de modelos hidrológicos con herramientas SIG. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (6), 15-27. Recuperado de http://geofocus.rediris.es/2006/Informe2_2006.pdf
- Böck, K., Polt, R. y Schülting, L. (2018). Servicios ecosistémicos en los paisajes fluviales. En La gestión del ecosistema fluvial (pp. 413-433). Springer, Cham. Recuperado de https://www.tesisenred.net/bitstream/handle/10803/97246/MXMP_TESIS.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Bonada, N., Prat, N., Resh, VH y Statzner, B. (2006). Desarrollos en el biomonitorio de insectos acuáticos: un análisis comparativo de enfoques recientes. *Annu Revista Entomológica*, 51, 495-523.
- Borrero, C. A. y Ruiz, E. C. (2009). Localización de pozos tipo Slim Hole en la Cuenca Cauca - Patía y en el sector central del área Sinú–Urabá. Universidad de Caldas, Agencia Nacional de Hidrocarburos ANH.

- Botero, E. U. (2015). *El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina*. UN. Recuperado de https://repositorio.cepal.org/bitstream/11362/39855/1/S1501295_en.pdf
- Cardona-Duque, W. (2012). *Curvas de idoneidad de hábitat para macroinvertebrados bentónicos: una herramienta para la estimación de caudales ambientales* (Tesis doctoral). Santiago de Cali, Universidad del Valle, Colombia. Recuperado de <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/10893/7651/1/7720-0445651.pdf>
- Carrera Reyes, C. y Fierro Peralbo, K. (2001). *Manual de monitoreo los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Quito: EcoCiencia. Recuperado de <https://ecociencia.org/manual-de-monitoreo-los-macroinvertebrados-acuaticos-como-indicadores-de-la-calidad-del-agua/>
- Carvajal Escobar, Y. y Castro Heredia, L. (2009). Metodologías para determinar el caudal ambiental. En: Cantera Kintz, J; Carvajal Escobar, Y. y Castro Heredia, L. M. (Eds.), *Caudal ambiental: conceptos, experiencias y desafíos* (p. 111-136). Cali: Universidad del Valle.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., del Carmen Zúñiga, M., Pedraza, G. X. y Giraldo, L. P. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum*, 15(1), 27-36. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/unsc/v15n1/v15n1a03.pdf>
- Chará-Serna, A. M., Chara, J. D., del Carmen Zúñiga, M., Pearson, R. G. & Boyero, L. (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 48(2), 139-144. Recuperado de <https://www.cambridge.org/core/journals/annaes-de-limnologie-international-journal-of-limnology/article/diets-of-leaf-litter-associated-invertebrates-in-three-tropical-streams/F724FCAE59E319F7798870EDDBC4CF8B>
- Céréghino, R. & Lavandier, P. (1998). Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. *Regul. Rivers Res. Manag.*, (14), 297–309. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/%28SICI%291099-1646%28199805%2F06%2914%3A3%3C297%3A%3AAID-RRR503%3E3.0.CO%3B2-X>
- Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare. (2000). Resolución 2312. Por la cual medio de la cual se otorga una licencia ambiental para un proyecto de aprovechamiento múltiple. Junio 28 del 2000.

Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare. (2015). Plan de Crecimiento Verde y Desarrollo Compatible con el Clima para el Oriente Antioqueño. Anexo 1. Análisis socioeconómico del Oriente Antioqueño.

Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare. (2019). Referentes ambientales para la construcción de los planes de desarrollo en los municipios de la jurisdicción CORNARE. El Carmen de Viboral: Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare. Recuperado de http://www.cornare.gov.co/SIAR/REFERENTES_AMBIENTALES/2019-2023/Documento_El_Carmen_de_Viboral.pdf

Cummins, K.W., Merritt R. W. & Andrade P. C. N. (2005) The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil, *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40 (1), 69-89, DOI: 10.1080/01650520400025720. Recuperado de: <https://www.tandfonline.com/action/showCitFormats?doi=10.1080%2F01650520400025720>

Delfín-Alfonso, C. A., Gallina-Tessaro, S. A. y López-González, C. A. (2014). El hábitat: definición, dimensiones y escalas de evaluación para la fauna silvestre. *Fauna silvestre de México: uso, manejo y legislación*, 285-313. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/271849889_El_habitat_definicion_dimensiones_y_escalas_de_evaluacion_para_la_fauna_silvestre

Diez Hernández, J. M. (2005). Bases metodológicas para el establecimiento de caudales ecológicos en el ordenamiento de cuencas hidrográficas. *Ingeniería y Competitividad*, 7 (2), 11–18. Recuperado de <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/xmlui/handle/10893/1590>

Diez Hernández, J. M. y Burbano, L. (2007). Tecnología ecológica para la planificación de cuencas hidrográficas: Regímenes caudales ambientales. *Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 5 (2), 20-31. Recuperado de <https://pdfs.semanticscholar.org/4929/6705a98de85b4ee80337f7550882042b8ba4.pdf>

Diez Hernández, J. M. y Ruiz Cobo, D. H. (2007). Determinación de caudales ambientales confiables en Colombia: El ejemplo del Río Palacé (Cauca). *Gestión y Ambiente*, 10(4), 153-166. Recuperado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/1387>

Elosegi, A. y Sabater, S. (Ed.). (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA.

- Escobar, A. F. E. y Montoya, Y. M. (2019). Los macroinvertebrados acuáticos y la calidad biológica del agua en una quebrada andina, Antioquia-Colombia. *Revista Politécnica*, 15(29), 65-81. Recuperado de <https://revistas.elpoli.edu.co/index.php/pol/article/view/1477>
- Fernández, H. R. y E. Domínguez. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina.
- García Montoya. J., Carmona Bedoya J. y Montoya Moreno Y. (2012). Caracterización de la calidad del agua de la parte alta de la microcuenca de la quebrada La Cimarronas, El Carmen de Viboral (Antioquia), utilizando macroinvertebrados acuáticos. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*. 31 (1), 5-18. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/299458893> Caracterizacion de la calidad del agua de la parte alta de la microcuenca de la quebrada La Cimarronas El Carmen de Viboral Antioquia utilizando macroinvertebrados acuaticos
- Gómez Elorza, Á. J. (2016). *Herramientas de modelación y monitoreo para la hidrología de Alta Montaña Colombiana-Cuenca de la Quebrada Calostros–PNN Chingaza* (Tesis doctoral), Bogotá, Universidad Nacional de Colombia.
- González, H. (1980). Geología de la plancha 167 Sonsón. INGEOMINAS, Bogotá.
- Gore, J. A., Layzer, J. B. & Mead, J. I. M. (2001). Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. *River Research and Applications*, 17(4-5), 527-542. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rrr.650>
- Gregory, K. J. & Walling, D. E. (1973). *Drainage basin form and process*. Londres: Hodder & Stoughton Educational
- Hanson, P., Springer, M. y Ramirez, A. (2010). Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58, 3-37. Recuperado de http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800001
- Holmquist, J. G., Schmidt-Gengenbach J. & Roche JW. (2015). Stream macroinvertebrates and habitat below and above two wilderness fords used by mules, horses, and hikers in Yosemite National Park. *West N Am Naturalist*, (75), 311-324. Recuperado de <https://bioone.org/journals/western-north-american-naturalist/volume-75/issue-3/064.075.0308/Stream-Macroinvertebrates-and-Habitat-Below-and-Above-Two-Wilderness-Fords/10.3398/064.075.0308.short>

- Hoyos, L. F. (2012). Estudio de prefactibilidad para la captación, bombeo y conducción de agua cruda desde sitios de toma sobre los ríos Cocorná, San Lorenzo y Guarinó, hasta el alto de boquerón. La Cimarrona.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y de Estudios Ambientales de Colombia. (2000). Estudio Nacional del Agua. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y de Estudios Ambientales de Colombia. (2004). Estudio Nacional del Agua. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y de Estudios Ambientales de Colombia. (2008). Estudio Nacional del Agua. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y de Estudios Ambientales de Colombia. (2010). Estudio Nacional del Agua. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2017). Guía metodológica para la estimación del caudal ambiental. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi y Castellanos, L. E. G. (2007). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras: departamento de Antioquia*. Colombia: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Izquierdo, M. L. M. y Madroñero, S. M. P. (2013). Régimen de caudal ecológico, herramienta de gestión para conservar la biota acuática. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 23(2), 77-94. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/291199659_Regimen_de_caudal_ecologico_herramienta_de_gestion_para_conservar_la_biota_acuatica
- Jiménez-Segura, L. F., Ortega, H., Chuctaya J., Jiménez Prado, P., Carvajal-Vallejos, F. M., Rivadeneira, J. F., ... Tognelli, M. F. (2016). Capítulo 3. Estado de conservación y distribución de los peces de agua dulce de los Andes Tropicales. Estado de Conservación y Distribución de la Biodiversidad de Agua Dulce en los Andes Tropicales. En M. Tognelli, C. Lasso, C. Bota-Sierra, L. Jiménez-Segura y N. Cox. *Estado de conservación y distribución de la biodiversidad de agua dulce en los andes tropicales* (57-66). Gland: UICN
- Ladrera, R., Rieradevall, M., y Prat, N. (2013). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *Ikastorratza. E-Revista de Didáctica I*, 1-18. Recuperado de

https://www.researchgate.net/publication/265965601_Macroinvertebrados_acuaticos_como_indicadores_biologicos_una_herramineta_didactica

- Laini, A., Viaroli, P., Bolpagni, R., Cancellario, T., Racchetti, E. & Guareschi, S. (2019). Taxonomic and Functional Responses of Benthic Macroinvertebrate Communities to Hydrological and Water Quality Variations in a Heavily Regulated River. *Water*, 11(7), 1478. Recuperado de <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/7/1478>
- Londoño, A. C. (1998). Geformas Asociadas al Batolito Antioqueño. *Geología colombiana*, 23, 133-145. Recuperado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/geocol/article/view/31477>
- Longo, M., Zamora, H., Guisande, G. y Ramírez, J. (2010). Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la quebrada Potrerillos (Colombia): respuesta a los cambios estacionales de caudal. *Limnetica*, 29(2), 195-210. Recuperado de http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne29/L29b195_Macroinvertebrados_quebrada_Potreriillos.pdf
- Lopretto, E. C. & Tell, G. (1995). *Ecosistemas de aguas continentales Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2013). *Metodología para la estimación y evaluación del caudal ambiental en proyectos que requieran licencia ambiental*. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Mäki-Petäys, A., Huusko, A., Erkinaro, J. & Muotka, T. (2002). Transferability of habitat suitability criteria of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(2), 218-228. Recuperado de <http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.1139/f01-209>
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2004). Resolución 865 de 2004. Bogotá: Colombia.
- McAleece, N. (1997). Biodiversity pro. Recuperado de <http://www.Sams.C.A.uk/research/software/research/software/bdpro.postal>.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 3^a ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Molina, C. I., Fossati, O. y Marín, R. (2006). Ensayo de un método para el estudio de macroinvertebrados acuáticos en un río contaminado de la ciudad de la Paz-Bolivia. *Ciencia Abierta Internacional*, 29, 1-14. Recuperado de

https://www.researchgate.net/profile/Carlos_Molina12/publication/242411842_ENSAYO_DE_UN_METODO_PARA_EL_ESTUDIO_DE_MACROINVERTEBRADOS_ACUATICOS_EN_UN_RIO_CONTAMINADO_DE_LA_CUIDAD_DE_LA_PAZ_-_BOLIVIA/links/53f5b6980cf2fceacc6f5593/ENSAYO-DE-UN-METODO-PARA-EL-ESTUDIO-DE-MACROINVERTEBRADOS-ACUATICOS-EN-UN-RIO-CONTAMINADO-DE-LA-CUIDAD-DE-LA-PAZ-BOLIVIA.pdf

- Monsalve Durango, E. y Bustamante Toro, C. (2009) Casos de estudio en la determinación del régimen de caudal ambiental Caso 2: Determinación de las características e interrelaciones de los componentes del caudal ecológico para el río Quindío en el tramo Boquía-Puente Balboa. En: Cantera-Kintz, J.R., Carvajal-Escobar, Y. y Castro-Heredia, L.M. (Eds.), *Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos*. Cali: Editorial Universidad del Valle.
- Montoya, Y. M. (2008). Caracterización de la biodiversidad acuática y de la calidad de las aguas de la quebrada Los Andes, El Carmen de Viboral, Antioquia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*, 27(1), 85-91. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/28228265> Caracterizacion de la biodiversidad acuatica y de la calidad de las aguas de la quebrada Los Andes El Carmen de Viboral Antioquia
- Nivia, A. (2011). Geología estructural. En Memoria explicativa del mapa geológico de la plancha 131 Santa Rosa de Osos. Medellín: Instituto Colombiano de Geología y Minería.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2016). Informe de las Naciones Unidas Sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo, Agua y Empleo. Recuperado de <http://unesdoc.unesco.org>.
- Osorio, J. M. (2010). Proyecto de aprovechamiento múltiple en la quebrada Guarinó, río San Lorenzo y río Cocorná, El Carmen de Viboral. La cimarrona.
- Ospina-Torres, R., Riss, W. y Ruiz, J. L. (1999). Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Díptera: Chironomidae: Orthocladiinae) de la Sabana de Bogotá. En M. Gonzalo Andrade-C. y G. Amat García (Eds.), *Insectos de Colombia, Vol. II* (pp. 63-384). Bogotá: Academia colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.
- Pantoja Valencia, N. (2017). *Estimación de caudal ecológico mediante método hidrológicos, hidráulicos y ecológicos en la quebrada El Conejo (Mocoa-Putumayo)* (Trabajo de

- investigación de maestría). Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. Recuperado de <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/21157>
- Parra, E. A. (2012). Modelamiento y manejo de las interacciones entre la hidrología, la ecología y la economía en una cuenca hidrográfica para la estimación de caudales ambientales. Recuperado de <http://bdigital.unal.edu.co/8391/1/6A407.pdf>
- Pérez, Á. A., y Le Blas, F. N. (2004). Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe, Red de Formación Ambiental.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En E. Domínguez y H. R. Fernández (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología* (pp. 631-654). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Preciado, L. P. y Matamoros, H. R. (2019). Uso de las curvas de preferencia del macroinvertebrado Chironomidae, alimento base de la especie *Eremophilus mutisii*, con el fin de evaluar la aplicabilidad de la metodología IFIM en el cálculo de los caudales ambientales para el río Sisga, en el departamento de Cundinamarca. *Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería*, (113), 7-20. Recuperado de <http://revistas.escuelaing.edu.co/index.php/reci/article/download/79/69>
- Posada-García, J. A. y Roldán-Pérez, G. (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de trichoptera en el nor-occidente de Colombia. *Caldasia*, 25(1),169-192. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/37582/1/39407-175363-1-PB.pdf>
- Ramírez, A. & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*, 62, 155-167. Recuperado de http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000600011
- Refsgaard, J. C. (1990). Terminology, Modelling Protocol and Classification of Hydrological Model Codes. En M. B. Abbott y J. C. Refsgaard (Eds), *Distributed Hydrological Modelling. Water Science and Technology Library* (pp. 17-39). Dordrecht: Springer.
- Revista Semana. (29/01/2016). El primer río en Colombia que desaparece por completo. *Revista Semana*. Recuperado de <https://www.semana.com/nacion/articulo/fenomeno-de-el-nino-se-seca-el-primer-rio-en-colombia/458485>

- Rincón, M. E. (2002). Comunidad de insectos acuáticos de la quebrada Mamarramos (Boyacá, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*, 28(1), 101-108. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-04882004000200012
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Torres, R., Gutiérrez, J. D. y Ovalle, H. (2007). Densidad y biomasa de macroinvertebrados acuáticos derivantes en una quebrada tropical de montaña (Bogotá, Colombia). *Caldasia*, 29(2) 397-412. Recuperado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39206>
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Torres, R. y Turizo-Correa, R. (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(4), 1537-1552. Recuperado de http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442011000400009
- Rodríguez, G., González, H., Zapata, G. y Cossio, U. (2005). Geología de la plancha 147 Medellín Oriental. Bogotá: INGEOMINAS.
- Rogers, D. C. & Thorp, J. H. (Eds.). (2019). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 4: Keys to Neotropical Hexapoda*. Cambridge: Academic Press.
- Roldán-Pérez, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. FEN Colombia, Conciencias, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- Roldán, G. y Ramírez, J. J. R. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (Vol. 15). Medellín: Universidad de Antioquia.
- Roldán G., Zúñiga M., Zamora H., Álvarez L., Reinoso G. y Longo M. (2014). Colombia. En P. Alonso-EguíaLis, J. M. Mora, B. Campbell y M. Springer. (Eds.), *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico* (pp. 63-116). Jiutepec: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Roldán-Pérez G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/racefn/v40n155/v40n155a07.pdf>
- Rust, B. R. (1979). Coarse alluvial deposits. Facies models.
- Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., Gentili, G., Quadroni, S. & Zaccara, S. (2017). Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: Effects of hydropower

- vs irrigation off-stream diversions. *Environmental Monit. Assess*, 190, 33. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-017-6390-8>
- Servicio Geológico Colombiano y Universidad EAFIT. (2014). Mapa Geomorfológico Aplicado a Movimientos en Masa de la plancha 147 Medellín oriental. Bogotá: Servicio Geológico Colombiano.
- Servicio Geológico Colombiano y Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. (2014). Mapa Geomorfológico Aplicado a Movimientos en Masa de la plancha 167 Sonsón. Bogotá: Servicio Geológico Colombiano.
- Statgraphics Centurion, XVI (2009). Tecnologías Statpoint. INC. Versión 16, 17.
- Statzner B. & B Moss. (2004). Linking ecological function, biodiversity and habitat: a mini-review focusing on older ecological literature. *Basic and Applied Ecology*. 5(2), 97-106. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179104701632>
- Stubington, R., Wood, P. J. & Boulton, A. J. (2009). Low flow controls on benthic and hyporheic macroinvertebrate assemblages during supra-seasonal drought. *Hydrol. Process*, 23, 2252–2263. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.7290>
- Tharme, R. E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River research and applications*, 19(5-6), 397-441. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/rra.736>
- Theodoropoulos, C., Skoulikidis, N. & Stamou, A. (2016). Habfuzz: A tool to calculate the instream hydraulic habitat suitability using fuzzy logic and fuzzy Bayesian inference. *J. Open Source Software*, 1(6), 82. Recuperado de <https://www.theoj.org/joss-papers/joss.00082/10.21105.joss.00082.pdf>
- Theodoropoulos, C., Vourka, A., Stamou, A., Rutschmann, P. & Skoulikidis, N. (2017). Response of freshwater macroinvertebrates to rainfall-induced high flows: A hydroecological approach. *Ecological indicators*, 73, 432-442. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X16305970>
- Theodoropoulos, C., Vourka, A., Skoulikidis, N., Rutschmann, P. & Stamou, A. (2018). Evaluating the performance of habitat models for predicting the environmental flow requirements of benthic macroinvertebrates. *Journal of Ecohydraulics*, 3(1), 30-44. Recuperado de <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/24705357.2018.1440360>

- Thorne, R. S. & Williams, W. P. (1997). The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37, 671-686. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.1997.00181.x>
- Tomanova, S., E. Goitia E. & J. Helešic. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, (556), 251-264. Recuperado de http://www.ephemeroptera-galactica.com/pubs/pub_t/pubtomanovas2006p251.pdf
- Universidad Nacional de Colombia y Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2008). *Metodología para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia y Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Universidad Nacional del Nordeste. (s.f.). Procesamiento de los datos de precipitación. Recuperado de <http://ing.unne.edu.ar/pub/hidrologia/hidro-tp2.pdf>
- Vásquez, G. L., Zamora, H. y Naundorf, G. (1990). Estudio hidrobiológico del Río Cauca, en el sector comprendido entre el embalse La Salvajina y el puente de El Hormiguero. *Revista Novedades Colombianas*, (2), 18-24.
- Vásquez-Zapata, G. L., Ramírez-Lamus, J. C., Blanco Libreros, J. F., Navarrete-Gálvez, A. M., Cantera-Kintz, J. C. y Montoya-Montoya, P. N. (2009). Casos de estudio en la determinación del régimen de caudal ambiental. Caso 4: Determinación de los caudales ecológicos para el normal desarrollo de la biota acuática, en las cuencas media y baja de los ríos: Timba, Claro, Amaime, Tuluá y Pescador, en el departamento del Valle del Cauca. En J. R. Cantera-Kintz, Y. Carvajal-Escobar, y L. M. Castro-Heredia (Eds.), *Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos*. Cali: Universidad del Valle.
- Velasco, F. R., Orozco V. y Zamora, G. H. (2010). Influjo de algunas variables ecohidráulicas sobre la distribución y la abundancia de los macroinvertebrados acuáticos en un sector del río Palacé. *Revista Unicauca Ciencia*, (13), 103-118. Recuperado de <https://revistas.unisucre.edu.co/index.php/recia/article/view/243>
- Waddle, T. (2001). PHABSIM for Windows user is manual and exercises (No. 2001-340).
- World Wide Fund for Nature. (2010a). *Caudal ecológico. Salud al ambiente, agua para la gente*. Ciudad de México, Mexico. World Wide Fund for Nature.

World Wide Fund for Nature. (2010b). *Cómo conservar ríos vivos*. Ciudad de México, México.

World Wide Fund for Nature.

Zúñiga, M. del C. (2009). Casos de estudio en la determinación del régimen de caudal ambiental.

Caso 3: Bioindicadores de la calidad del agua y caudal ambiental: caso del río Meléndez (Valle del Cauca, Colombia). En J. R. Cantera-Kintz, Y. Carvajal-Escobar, y L. M. Castro-Heredia (Eds.), *Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos*. Cali: Universidad del Valle.

Zúñiga, M. del C. y Cardona, W. (2009). Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental.

En J. R. Cantera-Kintz, Y. Carvajal-Escobar, y L. M. Castro-Heredia (Eds.), *Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos* (pp. 167-198). Cali: Universidad del Valle.

11. Hoja de vida académica

Esteffany Paola Barros-Núñez.

Bióloga de la Universidad del Magdalena. Candidata a magíster en Ingeniería Ambiental de la Universidad de Antioquia.

Línea de investigación: Ephemeroptera, macroinvertebrados acuáticos, ecología fluvial y taxonomía.

12. Anexos

Anexo 1. Metodología: Trabajo de campo, trabajo de laboratorio

A.

 UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
Bioprospección de los ríos Guarinó, San Lorenzo y Cocorná
Río Cocorná
Microhábitat: COC_01
Mayo 14 de 2019
C. Esteffany Barros y Estefanía Mora

B.

 UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
Bioprospección de los ríos Guarinó, San Lorenzo y Cocorná
Quebrada Guarino
Muestra Cualitativa
Mayo 15 de 2019
C. Esteffany Barros y Estefanía Mora

Figura 1. Etiquetas para muestras.

A. tipo cuantitativa -por microhábitat-. B. tipo cualitativa (por río).



Figura 2. Colecta de macroinvertebrados en campo.



Figura 3. Identificación y transporte de las muestras.

Anexo 2. Secciones transversales tomada para el aforo del caudal.

2.1 Tramo del río Cocorná

2.1.1 Cocorná noviembre.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0	0	9	0,07
2	0,138	0,625	9	0,07
3	0,114	0,388	8	0,07
4	0,149	0,385	8	0,07
5	0,258	0,171	6	0,04
6	0,154	0,325	6	0,04
7	0,054	0,153	6	0,04
8	0,284	0,259	5	0,03
9	0,272	0,346	5	0,03
10	0,192	0,344	7	0,05
11	0,179	0,062	6	0,04
12	0,155	0,139	6	0,04
13	0,089	0,077	5	0,03
14	0,153	0,202	6	0,04
15	0,113	0,112	5	0,03
16	0	0	4	0,026

2.1.2 Cocorná febrero.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0,00	0,11	4	0,026
2	0,00	0,07	4	0,026
3	0,00	0,105	5	0,03
4	0,03	0,234	6	0,04
5	0,00	0,225	6	0,04
6	0,03	0,102	6	0,04
7	0,26	0,151	8	0,07
8	0,03	0,235	7	0,05
9	0,21	0,136	8	0,07
10	0,12	0,34	8	0,07
11	0,35	0,5	9	0,07
12	0,12	0,57	5	0,03
13	0,21	0,5	5	0,03
14	0,67	0,3	4	0,026

15	0,90	0,62	9	0,07
16	1,26	0,57	9	0,07
17	0,87	0,65	9	0,07
18	0,12	0,5	8	0,07
19	1,31	0,57	8	0,07
20	0,71	0,2	6	0,04
21	0,12	0,17	6	0,04
22	0,40	0,21	5	0,03

2.1.3 Cocorná marzo.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0	0,1	6	0,04
2	0,5645	0,26	7	0,05
3	0,5145	0,3	8	0,07
4	0,709	0,3	8	0,07
5	0,4665	0,36	7	0,05
6	0,375	0,26	6	0,04
7	0,5695	0,46	8	0,07
8	0,4605	0,46	8	0,07
9	0,371	0,42	7	0,05
10	0,287	0,43	7	0,05
11	0,302	0,4	7	0,05
12	0,649	0,54	9	0,07
13	0,236	0,54	9	0,07
14	0,2475	0,64	9	0,07
15	0,212	0,74	9	0,07
16	0,316	0,66	8	0,07
17	0,12	0,22	6	0,04
18	0	0,16	6	0,04

2.1.4 Cocorná mayo.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0,289	0,272	5	0,03
2	0,530	0,272	5	0,03
3	0,794	0,368	5	0,03
4	0,706	0,34	6	0,04
5	0,665	0,32	6	0,04

6	0,662	0,368	6	0,04
7	0,596	0,304	7	0,05
8	0,866	0,464	7	0,05
9	0,820	0,56	8	0,07
10	0,458	0,48	8	0,07
11	0,324	0,336	8	0,07
12	0,302	0,4	9	0,07
13	0,275	0,336	9	0,07
14	0,587	0,4	7	0,05
15	0,388	0,368	6	0,04
16	0,206	0,56	7	0,05
17	0,221	0,56	7	0,05
18	0,223	0,528	9	0,07
19	0,600	0,1	9	0,07
20	0,6	0,1	2	0,022

2.2 Tramo del río San Lorenzo

2.2.1 San Lorenzo noviembre.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0	0	3	0,024
2	0,041	0,053	3	0,024
3	0,023	0,107	5	0,03
4	0,089	0,167	5	0,03
5	0,312	0,287	8	0,07
6	0,188	0,24	7	0,05
7	0,173	0,303	7	0,05
8	0,008	0,225	6	0,04
9	0	0	2	0,022

2.2.2 San Lorenzo febrero.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0	0,082	5	0,03
2	0,39772727	0,19	5	0,03
3	0,3559322	0,225	6	0,04
4	0,60344828	0,35	6	0,04
5	0,23385301	0,24	6	0,04
6	0,35353535	0,185	6	0,04

7	0,19021739	0,105	6	0,04
---	------------	-------	---	------

2.2.3 San Lorenzo marzo.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0	0,015	6	0,04
2	0,463	0,2	7	0,05
3	0,224	0,22	7	0,05
4	0,253	0,36	8	0,07
5	0,2065	0,16	8	0,07
6	0	0,16	6	0,04
7	0,325	0,12	7	0,05

2.2.4 San Lorenzo mayo.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0,25	0,1	7	0,05
2	0,25	0,2	5	0,03
3	0,2739726	0,33	7	0,05
4	0,30769231	0,4	7	0,05
5	0	0,01	8	0,07
6	0,31746032	0,3	5	0,03
7	0,33333333	0,2	6	0,04
8	0,25	0,22	4	0,026

2.3 Tramo de la quebrada Guarinó

2.3.1 Guarinó noviembre.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0,018	0	1	0,022
2	0,453	0,132	2	0,022
3	0,438	0,216	2	0,022
4	0,472	0,285	3	0,024
5	0,46	0,294	4	0,026
6	0,416	0,305	3	0,024
7	0,531	0,356	0	0,027
8	0,443	0,379	2	0,022
9	0,441	0,377	3	0,024

10	0,317	0,399	0	0,027
----	-------	-------	---	-------

2.3.2 Guarinó febrero.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0,149	0,05	1	0,022
2	0,334	0,195	2	0,022
3	0,358	0,27	2	0,022
4	0,350	0,315	2	0,022
5	0,847	0,26	2	0,022
6	0,000	0,114	2	0,022

2.3.3 Guarinó marzo.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P(m)	Sustrato	SS
1	0,000	0,010	2	0,022
2	0,063	0,220	4	0,026
3	0,187	0,225	6	0,04
4	0,172	0,230	6	0,04
5	0,178	0,280	6	0,04
6	0,142	0,140	6	0,04
7	0,175	0,000	5	0,03

2.3.4 Guarinó mayo.

Sección transversal				
Punto	V (m/s)	P (m)	Sustrato	SS
1	0,000	0,41	1	0,022
2	0,308	0,25	1	0,022
3	0,442	0,32	2	0,022
4	0,544	0,3	2	0,022
5	0,628	0,35	2	0,022
6	0,571	0,48	3	0,024
7	0,435	0,26	3	0,024
8	0,403	0,12	5	0,03

Anexo 3. Identificación taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos en los tramos de los ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarínó.

Tabla A. Identificación taxonómica y abundancia general de macroinvertebrados acuáticos colectados durante este estudio.

ORDEN	FAMILIA	TAXA	ABUNDANCIA
Basomatophora	Physidae	Physa	114
	Planorbidae	Morfo 1	8
	Curculionidae	Morfo 2	2
Coleóptera		Disersus	2
		Heterelmis	15
	Elmidae	Macrelmis	3
		Microcylloepus	1
		Morfo 3	37
	Hydrophilidae	Morfo 4	1
	Staphylinidae	Morfo 5	3
		Morfo 6	9
	Blephariceridae	Limonicola	2
	Ceratopogonidae	Morfo 7	7
	Chaoboridae	Morfo 8	3
		Chironominae	310
	Chironomidae	Orthocladiinae	651
Diptera		Tanypodinae	10
	Culicidae	Morfo 9	5
	Empididae	*Chelifera	6
	Muscidae	Morfo 10	1
	Psycodidae	Morfo 11	2
	Simulidae	Simulium	438
	Stratiomyidae	Morfo 12	2
		Tipula	2
	Tipulidae	Molophilus	1
		Limonia	2
		Morfo 13	1
Ephemeroptera		Baetodes	112
	Baetidae	Camelobaetidius	610
		Mayobaetis	54
		Morfo 14	544
	Leptohyphidae	Leptohyphes	2
		Tricorythodes	28

	Leptophlebiidae	Thraulodes	226
Haplotaxida	Naididae	Morfo 15	136
	Corixidae	Morfo 16	2
	Gerridae	Morfo 17	3
Hemiptera	Naucoridae	Morfo 18	3
		Microvelia	42
	Veliidae	Rhagovelia	60
		Morfo 19	144
		Morfo 20	1
Lepidoptera	Noctuidae	Archanara	1
	Pyralidae	Morfo 21	22
Neophora	Dugesidae	Dugesia	103
	Aeshnidae	Morfo 22	1
Odonata	Calopterigidae	Hetaerina	81
	Libellulidae	Morfo 23	2
Sarcoptiformes	Acaridae	Morfo 24	28
	Camaloceratidae	Phylloicus	4
	Glossosomatidae	Mortoniella	277
	Helicopsychidae	Helicopsyche	8
	Hydrobiosidae	Atopsyche	8
		Leptonema	3
	Hydropsychidae	Smicridea	13
		Hydroptila	32
Trichoptera		Ochrotrichia	133
	Hydroptilidae	Oxyethira	40
		Morfo 25	1
		Grumichella	1
		Nectopsyche	72
	Leptoceridae	Oecetis	28
		Triplectides	15
		Morfo 26	29
	Odontoceridae	*Marilia	14
	Philopotamidae	Chimarra	4
	Polycentropodidae	Morfo 27	23
Veneroida	Pisidiidae	Morfo 28	1

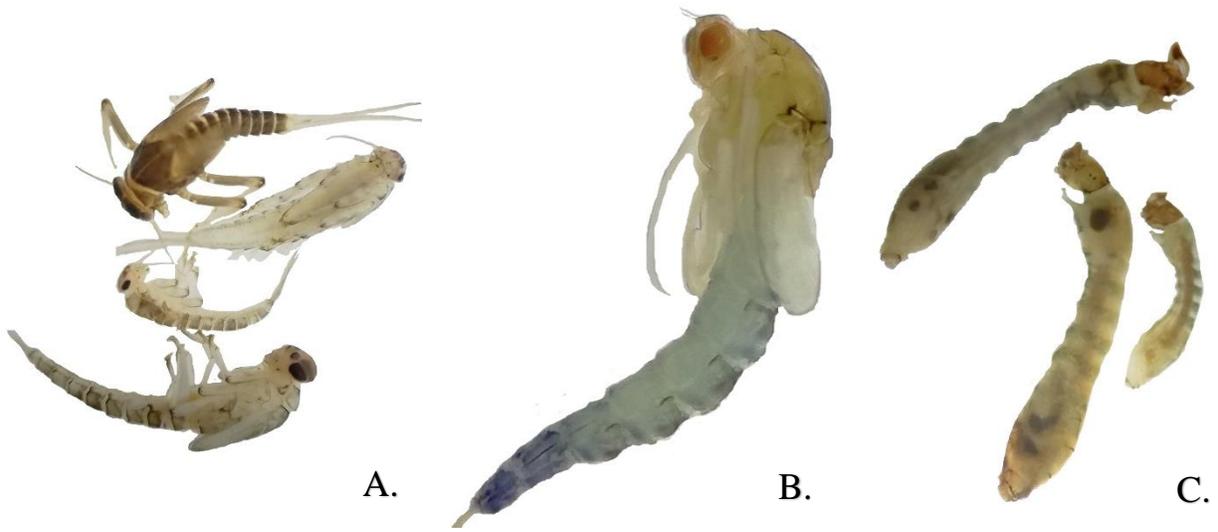


Figura 4. Familias de macroinvertebrados acuáticos más abundantes en esta investigación.

A. Baetidae, B. Chironomidae, C. Simulidae.

Anexo 4. Grupos funcionales alimentarios (FFGs)

Tabla A. Grupos funcionales alimentarios.

Abreviatura	Grupos funcionales alimentarios
CG	Colectores-Recolectores
Ft	Filtradores
Pc	Perforadores
Pr	Depredadores
Sh	Fragmentadores
Sc	Raspadores

Fuente: Elaboración propia.

Tabla B. Asignación del grupo funcional a cada uno de los taxones registrados.

FILO	ORDEN	FAMILIA	TAXA	FFGs	REFERENCIA
Molusca	Basomatophora	Physidae	Physa	Sc	Cummins et al. (2005)
		Planorbidae	Morfo 1	Sc	
Arthropoda	Coleoptera	Curculionidae	Morfo 2	Sh	Merritt et al. (2008) citado por Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014)
		Elmidae	Disersus	CG	
			Heterelmis	CG	
			Macrelmis	CG	
			Microcylloepus	CG	
		Morfo 3	CG		
		Hydrophilidae	Morfo 4	Pr	
		Staphylinidae	Morfo 5	Pr	
	Diptera	Blephariceridae	Limnicola	Sc	Merritt et al. (2008) citado por Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014)
		Ceratopogonidae	Morfo 7	Pr	
		Chaoboridae	Morfo 8	Pr	
		Chironomidae	Chironominae	CG	
			Orthoclaadiinae	CG	
			Tanypodinae	Pr	
		Culicidae	Morfo 9	Ft	
		Empididae	Chelifera	Pr	
		Muscidae	Morfo 10	Pr	
		Psycodidae	Morfo 11	CG	
Simulidae	Simulium	Ft			
Stratiomyidae	Morfo 12	CG			

		Tipulidae	Tipula	Sh	Baptista et al. (2006); Merritt et al. (2008) citados por Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014)
			Molophilus	Sh	
			Limonia	Sh	
			Morfo 13	Sh	
	Ephemeroptera	Baetidae	Baetodes	SC	
			Camelobaetidius	CG	
			Mayobaetis	CG	
			Morfo 14	CG	
		Leptohyphidae	Leptohyphes	CG	
			Tricorythodes	CG	
Leptophlebiidae	Thraulodes	CG			
Annelida	Haplotaxida	Naididae	Morfo 15	Pr	Cummins et al. (2005)
Arthropoda	Hemiptera	Corixidae	Morfo 16	Pr	Dominguez y Fernandez (2009)
		Gerridae	Morfo 17	Pr	
		Naucoridae	Morfo 18	Pr	
		Veliidae	Microvelia	Pr	
			Rhagovelia	Pr	
			Morfo 19	Pr	
	Lepidoptera	Pyralidae	Morfo 21	Sh	Merritt et al. (2008)
	Neophora	Dugesidae	Dugesia	Pr	Cummins et al. (2005)
	Odonata	Aeshnidae	Morfo 22	Pr	Merritt et al. (2008) citado por Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014)
		Calopterigidae	Hetaerina	Pr	
		Libellulidae	Morfo 23	Pr	
	Sarcoptiformes	Acaridae	Morfo 24	Pr	Cummins et al. (2005)
	Trichoptera	Camaloceratidae	Phylloicus	Sh	Cummins et al. (2005); Merritt et al. (2008) citado por Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014)
		Glossosomatidae	Mortoniella	Sc	
		Helicopsychidae	Helicopsyche	Sc	
		Hydrobiosidae	Atopsyche	Pr	
Hydropsychidae		Leptonema	Ft		
		Smicridea	Ft		
Hydroptilidae		Hydroptila	Pc		
		Ochrotrichia	Pc		
		Oxyethira	Pc		
Lep toce rida e		Grumichella	CG		
	Nectopsyche	Sh			

			Oecetis	Pr	
			Triplectides	CG	
			Morfo 27	CG	
		Odontoceridae	Marilia	Sh	
		Philopotamidae	Chimarra	Ft	
		Polycentropodidae	Morfo 28	Ft	
Molusca	Veneroida	Pisidiidae	Morfo 29	Ft	Cummins et al. (2005)

Fuente: Elaboración propia.

Tabla C. FFGs presentes en los tramos de estudio y en cada uno de los muestreos realizados.

Sitio y muestreo	CG	Pr	Ft	Pc	Sh	Sc
COC_NOV	262	104	22	18	9	13
COC_MAY	166	19	7	2	6	3
COC_MAR	86	54	12	17	4	0
COC_FEB	94	14	24	1	2	3
Total Cocorná	608	191	65	38	21	19
	CG	Sc	Ft	Pc	Pr	Sh
SLO_NOV	58	3	38	1	3	2
SLO_FEB	163	20	30	4	21	2
SLO_MAR	289	179	96	31	40	1
SLO_MAY	724	170	64	79	51	2
Total San Lorenzo	1234	372	228	115	115	7
	CG	Pr	Ft	Sh	Pc	Sc
GUA_NOV	243	117	105	56	19	4
GUA_FEB	201	21	32	9	16	1
GUA_MAR	115	42	24	19	4	0
GUA_MAY	205	51	33	9	14	3
Total Guarinó	764	231	194	93	53	8

Fuente: Elaboración propia.

