



**EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA HIDROGEOMORFOLOGÍA DEL
CAUCE DE UN RÍO NEOTROPICAL SOBRE LA BIOINDICACIÓN
MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

Autor: Lcda. Virginia I. Leal M.

Valencia, 12 Mayo de 2017

UNIVERSIDAD DE CARABOBO
ÁREA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA HIDROGEOMORFOLOGÍA DEL
CAUCE DE UN RÍO NEOTROPICAL SOBRE LA BIOINDICACIÓN
MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

Autor: Lcda. Virginia I. Leal M.

Tutor: Dra. Belkys Pérez.

Valencia, 12 Mayo de 2017

UNIVERSIDAD DE CARABOBO
ÁREA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA HIDROGEOMORFOLOGÍA DEL
CAUCE DE UN RÍO NEOTROPICAL SOBRE LA BIOINDICACIÓN
MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

Autor: Lcda. Virginia I. Leal M.

Trabajo presentado ante el Área de Estudios de

Postgrado de la Universidad de Carabobo para

optar al Título de Magister en Ingeniería Ambiental

Valencia, 12 Mayo de 2017

UNIVERSIDAD DE CARABOBO
ÁREA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA HIDROGEOMORFOLOGÍA DEL
CAUCE DE UN RÍO NEOTROPICAL SOBRE LA BIOINDICACIÓN
MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

Autor: Lcda. Virginia I. Leal M.

Aprobado en el Área de Estudios de Postgrado de la Universidad de Carabobo

por miembros de la Comisión Coordinadora del Programa:

_____.

_____.

_____.

Valencia, 12 Mayo de 2017

UNIVERSIDAD DE CARABOBO
ÁREA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

VEREDICTO

Nosotros, Miembros del Jurado designado para la evaluación del Trabajo de Grado titulado: **EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA HIDROGEOMORFOLOGÍA DEL CAUCE DE UN RÍO NEOTROPICAL SOBRE LA BIOINDICACIÓN MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS** presentado por **LCDA. VIRGINIA I. LEAL M** para optar al título de Magister en Ingeniería Ambiental estimamos que el mismo reúne los requisitos para ser considerado como **APROBADO**.

Nombre y Apellido

C.I

Firma

_____.

_____.

_____.

Valencia, 12 Mayo de 2017

A mis padres por todo su amor y apoyo.

AGRADECIMIENTO

A mis padres, hermanos y sobrinos por estar siempre a mi lado y brindarme todo su apoyo.

A mi esposo por todo su amor, cariño y paciencia durante la realización de este trabajo.

A mi querido hijo Felipe que desde mi vientre me motiva a seguir adelante.

A mi tutora Belkys Pérez por siempre motivarme en mis estudios y ser un ejemplo a seguir.

A Daniela Montaner, Fabiola Sarco- Lira, Simón Serrano, Liliana Nieto, Ana Karina Bello y todos aquellos compañeros de campo o laboratorio que me apoyaron durante el desarrollo de esta investigación.

A la Estación Ecológica la Guáquira por brindarme la oportunidad de realizar el muestreo en sus espacios, igualmente a Delvis Romero por todos sus conocimientos en la zona de estudio.

A la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Carabobo y mis compañeros de postgrado por formarme en mis estudios de cuarto nivel y enseñarme todos los conocimientos adquiridos durante todo este tiempo.

Finalmente, a la Universidad de Carabobo por ser una casa de estudios que siempre nos recibe con los brazos abiertos.

ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN.....	24
CAPÍTULO I.....	27
EL PROBLEMA.....	27
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	27
FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	31
OBJETIVOS.....	32
OBJETIVO GENERAL.....	32
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	32
JUSTIFICACIÓN.....	33
LIMITACIONES.....	36
CAPÍTULO II.....	38
MARCO TEÓRICO.....	38
ANTECEDENTES.....	38
FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	41
DEFINICIÓN DE TÉRMINOS BÁSICOS.....	52
CAPÍTULO III.....	55
MARCO METODOLÓGICO.....	55

TIPO DE INVESTIGACIÓN.....	55
DISEÑO DE INVESTIGACIÓN	55
POBLACIÓN Y MUESTRA	56
ÁREA DE ESTUDIO	60
CAPÍTULO IV	71
RESULTADOS	71
DISCUSIÓN.....	91
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	99
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	104
ANEXOS.....	107

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características para el diagnóstico de cada tipo de arreglo. Fuente: Montgomery y Buffington (1997).	43
Tabla 2. Ubicación de los puntos de muestreo en el río La Guáquira, Municipio San Felipe, Estado Yaracuy. Fuente: Leal, V (2016).	60
Tabla 3. Variables hidráulicas, físico - químicas y ambientales a medir en el río. Fuente: Leal, V (2016).	64
Tabla 4. Valores del índice biótico BMWP´Col. Fuente: Roldán (2003).....	69
Tabla 5. Categorías del Cociente de Calidad Ambiental (CCA) para diferentes grados de intervención de ríos.Fuente: Segnini y col (2009)	69
Tabla 6. Categorías del índice de Hilsenhoff para diferentes grados de intervención de ríos.Fuente: Hilsenhoff (1987).....	69
Tabla 7. Estadísticos descriptivos de las variables hidráulicas obtenidos en los arreglos hidrogeomorfológicos identificados. Fuente: Leal, V (2016).....	74
Tabla 8. Estadísticos descriptivos de las variables físico-químicas obtenidos en los arreglos hidrogeomorfológicos identificados. Fuente: Leal, V (2016).....	75
Tabla 9. Estadísticos descriptivos de Materia Orgánica Gruesa y Materia Orgánica fina obtenidos en los arreglos hidrogeomorfológicos identificados. Fuente: Leal (2016).	75
Tabla 10. Resultados de la prueba a posteriori de comparación de media (ajuste de Bonferroni) del análisis de ANOSIM basado en las variables hidráulicas para la comparación	

de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).	77
Tabla 11. Resultados de la prueba a posteriori de comparación de media (ajuste de Bonferroni) del análisis de ANOSIM basado en las fisicoquímicas para la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira(C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).	77
Tabla 12. Análisis de similitud (SIMPER). Contribución de las variables hidráulicas en la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira(C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas).Fuente: Leal (2016).....	78
Tabla 13. Análisis de similitud (SIMPER). Contribución de las variables físico - químicas en la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira(C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas).Fuente: Leal (2016).	78
Tabla 14. Riqueza de las familias de insectos más importantes a nivel ambiental, presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos identificados. Fuente: Leal, V (2016).	81
Tabla 15. Valores obtenidos del índice biótico BMWP´Col.Fuente: Leal, V (2016).	83
Tabla 16. Valores obtenidos del CCA. Fuente: Leal, V (2016).	83
Tabla 17. Valores obtenidos del índice biótico de Hilsenhoff. Fuente: Leal, V (2016). ...	83
Tabla 18. Resultados obtenidos de la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis del índice BMWP´Col para la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).	89

Tabla 19. Resultados obtenidos de la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis del índice Hilsenhoff para la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Organización jerárquica de un sistema lótico (fuente: Frissell y col. 1986).	42
Figura 2. Patrón conceptual de la morfología en cauce de grandes ríos Fuente: Roldán y Ramírez (2008).	48
Figura 3. Ubicación del río La Guáquira en el Municipio San Felipe del Estado Yaracuy. (Imagen tomada de la página Web http://www.mucubaji.com/guaquira).61	
Figura 4. Ubicación de los puntos de muestreo en el río La Guáquira, Municipio San Felipe, Estado Yaracuy. (Imagen tomada de Google Earth).	62
Figura 5. Riqueza total de familias de macroinvertebrados bentónicos en presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos o tramos identificados (1: Cascada, 2: Escalón-Pozo, 3: Lecho- Plano, 4: Rápido-Remanso, 5: Dunas). Fuente: Leal, V (2016). .80	
Figura 6. Distribución porcentual general de Taxa de macroinvertebrados bentónicos presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos. Fuente: Leal, V (2016).	81
Figura 7. Distribución individual porcentual de Taxa de macroinvertebrados bentónicos en cada uno de los arreglos identificados. Fuente: Leal, V (2016).	82
Figura 8. Ordenamiento de la comunidad de macroinvertebrados y su relación con las hidráulicas en los 5 tramos muestreados en la Hacienda la Guáquira. (A corresponde el eje 1 con 2 y B corresponde el eje 2 con 3,Fuente: Leal, V (2016).	87

Figura 9. Ordenamiento de la comunidad de macroinvertebrados y su relación con las variables físico – químicas en los 5 tramos muestreados en la Hacienda la Guáquira. (A corresponde el eje 1 con 2 y B corresponde el eje 2 con 3. Fuente: Leal, V (2016).

.....88

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Planilla de recolección de datos hidrogeomorfológicos.	107
Anexo 2. Planilla de datos ambientales (Modificado por Barbour y col. 1999) ..	108
Anexo 3. Planilla de datos morfométricos y fisico-químicos.....	109
Anexo 4. Lista de familias de macroinvertebrados bentónicos según el índice biótico de BWMP col, tomado de Roldán (2003).....	110
Anexo 5. Lista de familias de macroinvertebrados bentónicos según el índice biótico de Hilsenhoff, tomado de Hilsenhoff (1987).....	111
Anexo 6. Correlación de Pearson de las variables hidráulicas y los 5 tramos muestreados. Coordenada 1 con 2. Fuente: Leal, V (2016).....	112
Anexo 7. Correlación de Pearson de las variables hidráulicas y los 5 tramos muestreados. Coordenada 2 con 3. Fuente: Leal, V (2016).....	113
Anexo 8. Shepard plot de las variables hidráulicas y los 5 tramos muestreados.. Stress: 0.1676. Axis 1: 0.6576. Axis 2: 0.0574. Axis 3: 0.4303. Fuente: Leal, V (2016).....	114
Anexo 9. Correlación de Pearson de las variables físico - químicas y los 5 tramos muestreados. Coordenada 1 con 2. Fuente: Leal, V (2016).....	115
Anexo 10. Correlación de Pearson de las variables físico - químicas y los 5 tramos muestreados. Coordenada 2 con 3. Fuente: Leal, V (2016).....	116

Anexo 11. Shepard plot de las variables físico - químicas y los 5 tramos muestreados.

Stress: 0.1675. Axis 1: 0.7354. Axis 2: 0.0385. Fuente: Leal, V (2016).....117

RESUMEN

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA HIDROGEOMORFOLOGÍA DEL CAUCE DE UN RÍO NEOTROPICAL SOBRE LA BIOINDICACIÓN MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Autor: Lcda. Virginia I. Leal M.

Tutor: Dra. Belkys Pérez.

Valencia, 12 Mayo de 2017

Evaluar la calidad del agua es un proceso obligatorio dada su importancia como líquido vital para los seres vivos. Dentro de las variables bióticas es posible utilizar organismos bioindicadores, tales como los macroinvertebrados bentónicos. Su uso para evaluar la calidad biológica de las aguas se ha enfocado en encontrar las relaciones causa-efecto entre la composición de ciertas taxa o grupos y el grado de contaminación orgánica del agua en donde habitan. No obstante, otras relaciones causa-efecto deben ser evaluadas a fin de establecer si éstas tienen repercusiones sobre su valor como bioindicadores. En este orden de ideas, la hidrogeomorfología es la ciencia que describe como los procesos hidráulicos y geomórficos conforman los cauces de ríos y en tal sentido, las conformaciones físicas de los cursos de agua pueden afectar los arreglos comunitarios a escala de los tramos. Es por ello que el objetivo general de la presente investigación es evaluar si los arreglos hidrogeomorfológicos a escala del tramo del cauce del río "La Guáquira" (San Felipe – Edo. Yaracuy) tienen efectos sobre la bioindicación de la calidad biológica mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos. Se han identificado visualmente 5 tipos de arreglos hidrogeomorfológicos a escala del tramo: cascada, escalón-pozo (ep), lecho-plano (lp), rápido-remanso (rr) y dunas (d). En cada uno se han estimado las variables hidráulicas y físico-químicas que los caracterizan. La velocidad, descarga, profundidad así como materia orgánica fina, turbidez y materia orgánica gruesa han sido las principales variables descriptoras de los mismos, dado que permiten diferenciarlos ($p \leq 0.05$). La calidad del agua en cada tramo se ha analizado mediante dos índices bióticos el BMWP³Col y el índice de Hilsenhoff, siendo este último el índice con mayor sensibilidad a los datos evaluados debido a que toma en cuenta además de la presencia, la abundancia de organismos. La evaluación de la composición taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados, evidencia una mayor abundancia de organismos sensibles a la contaminación en los arreglos ubicados aguas arriba del cauce principal en los tramos que drenan a través de áreas predominantemente boscosas, aquellos ubicados aguas abajo se caracterizan por una mayor abundancia de organismos tolerantes, por ejemplo dunas con un 50% de dípteros, orden de insectos que alberga la mayor diversidad de organismos tolerantes a la contaminación. Mediante el uso de métodos de análisis multivariados, se han observado diferenciación en los arreglos hidrogeomorfológicos que presentan variables hidráulicas y físico-químicas representativas y su relación con los valores de calidad de agua obtenidos con los índices bióticos. Para concluir, con dichos resultados se puede comprobar que existe una relación entre los arreglos hidrogeomorfológicos y la calidad del agua, es posible que estas variables estimadas puedan favorecer a los bioindicadores dependiendo de sus adaptaciones para sobrevivir.

Palabras claves: Macroinvertebrados bentónicos, calidad del agua, arreglos hidrogeomorfológicos.

INTRODUCCIÓN

El ser humano, dispone de dos fuentes de agua potable de forma superficial la cual proviene de ríos, lagos, lagunas y a través de agua subterránea. Existen atributos que caracterizan estos ecosistemas los cuales se pueden agrupar en físicos, químicos y biológicos. En tal sentido, dentro de los atributos biológicos se pueden considerar agentes patógenos y agentes inocuos del agua, entre los agentes patógenos o causantes de enfermedades se encuentran las bacterias, virus, hongos, entre otros. Los agentes inocuos, son aquellos depositados por ciclos naturales y no son dañinos a la salud. (Baca y col, 2007)

Por consiguiente, cuando un contaminante, es toda sustancia que proveniente de alguna actividad antropocéntrica y al introducirse en el ambiente modifica la concentración natural del mismo causando una alteración en el funcionamiento normal de este, siendo posible la perturbación de los atributos nombrados anteriormente. Es por ello, que es de gran importancia la evaluación ambiental, la cual implica conocer, identificar, describir y medir el impacto sobre el ambiente que tendrán determinadas actividades. (Baca y col, 2007)

Por lo tanto, al momento de desarrollar actividades en las cercanías de los ecosistemas acuáticos es importante el papel del monitoreo, el cual se puede resumir como un sistema de información para la toma de decisiones gerenciales, mediante el suministro de información, este cumple con el propósito de indicar a las personas o

instituciones relacionadas con el proyecto si se están logrando los objetivos esperados, si los flujos de entrada y salida están cumpliendo con los niveles del diseño. (Guevara, 2000)

Asimismo, la evaluación es un proceso sistemático que tiene por meta establecer objetivamente los efectos del proyecto, tanto intencionales o no, su relevancia, efectividad e impacto en el contexto de los objetivos propuestos. La evaluación analiza esencialmente la racionalidad y lógica del proyecto, revisa el proceso de implementación y los resultados emergentes. Para esto se requiere de una investigación clínica de las relaciones causa-efecto entre las variables de entrada del proyecto, actividades, salidas, cambios inesperados y la influencia de restricciones externas o factores de soporte sobre el desempeño del proyecto. (Guevara, 2000)

Según Guevara (2004), al momento de planificar el manejo de una cuenca, es importante tomar en cuenta el reconocimiento e identificación del problema a través del monitoreo y la evaluación de las actividades pasadas, así como el diagnóstico y análisis de las causas, desarrollo de alternativas, selección de la alternativa deseada, implementación y retroalimentación.

Por ello para la realización del presente trabajo de grado, se plantea como objetivo general evaluar los arreglos hidromorfológicos del cauce del río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy) y su efecto sobre la bioindicación mediante macroinvertebrados bentónicos.

En tal sentido, el presente estudio se encuentra conformado por cuatro capítulos desarrollados de la siguiente manera: Capítulo I, donde se describe el planteamiento del problema, la formulación de los objetivos y la justificación de la investigación. En el Capítulo II, se enfoca en el marco teórico donde se encuentran los antecedentes, bases teóricas y definición de términos básicos utilizados en la investigación. En el Capítulo III, comprende los métodos, técnicas y procedimientos empleados, tales como el tipo de investigación, diseño, población, muestra y el marco metodológico aplicado. En el Capítulo IV, se encuentran los resultados obtenidos por cada objetivo planteado, así como la discusión de estos, además de las conclusiones y recomendaciones según los resultados obtenidos. Finalmente, se presenta la bibliografía utilizada y los anexos de la investigación.

CAPÍTULO I

EL PROBLEMA

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En la actualidad, existen numerosos problemas ambientales y la falta de metodologías no permite analizar los ecosistemas acuáticos de manera fácil, económica y rápida. Por ello, es importante establecer relaciones entre las variables que caracterizan un hábitat en particular y a partir de estos estudios lograr implementar distintos protocolos con la finalidad de optimizar los estudios de impacto ambiental, restauración y manejo de dichos ecosistemas.

En tal sentido, los estudios geomorfológicos, son utilizados para predecir posibles perturbaciones en dichos ecosistemas. Entre las aplicaciones se pueden mencionar la planificación de obras hidráulicas, la determinación de la sensibilidad que pueda tener una región del cauce, proyectos de monitoreo, entre otros (Lovi, 2012).

Por lo tanto, al momento de construir una obra, en los cauces de los ríos como en su cercanía, es de suma importancia el desarrollo de un estudio previo a dicha actividad. Debido a que las posibles perturbaciones, a partir de estas alteraciones, pueden modificar la calidad, generando así un impacto negativo en el ecosistema acuático, lo cual traería como consecuencia la pérdida parcial o definitiva de posibles recursos hídricos que podrían ser utilizados de una manera más eficiente.

Es por ello que, para los ecólogos, los arreglos hidrogeomorfológicos son importante, debido a que estudian de forma interdisciplinaria e integrada las posibles implicaciones biológicas de la dinámica geomorfológica, tales como la influencia de la flora y fauna en el transporte de sedimentos (Poole, 2010).

Según Thorp y col (2006), Benda y col (2004) y Winemiller y col. (2010), es posible que los arreglos hidrogeomorfológicos puedan predecir los patrones de distribución de distintas comunidades de organismos que habitan en el caudal de un río. Esto se debe a que cada arreglo presenta variables físico – químicas, morfológicas y ambientales que los caracterizan, las cuales generan una distribución heterogénea de los hábitats presentes, por lo tanto esto puede afectar la diversidad y dinámica presente en un ecosistema acuático.

En tal sentido, se debe resaltar que a través de dichos arreglos es posible la generación de regiones características en un cauce, las cuales pueden estar relacionadas con la presencia de organismos indicadores de la calidad del agua que se encuentra en un área determinada.

Por consiguiente, es posible la comparación de las variables que caracterizan estas zonas heterogéneas y los procesos interactivos entre las comunidades acuáticas presentes en dichas regiones (Winemiller y col, 2010).

De esta manera, se puede analizar la relación existente entre los arreglos hidrogeomorfológicos, las variables físico-químicas y las variables ambientales con la presencia de organismos indicadores de la calidad del agua y establecer puntos

sensibles a futuras alteraciones. Además, según Collins y col, (2012) los organismos que habitan en la cuenca, como en los bosques de rivera, son vitales para evaluar el equilibrio ecológico y dinámico en un ecosistema acuático. Esto se debe a que a través de estos organismos es posible identificar los puntos más sensibles y susceptibles a cualquier impacto ya sea de origen natural o antropocéntrico.

Por otra parte, Buffington (2012), Elosegui y col (2010) y Lovi (2012), resaltan que los ríos son capaces de reaccionar naturalmente a cambios en las condiciones ambientales que puedan generarse a escalas espaciales o temporales. Tales adaptaciones a dichos cambios dependen directamente del contexto local, es decir, de las poblaciones que se encuentran en las cercanías. Esto se debe a que la presencia de las poblaciones humanas puede afectar directa o indirectamente la morfología del canal, descarga, sedimentos, construcción de diques y la disposición de desechos no tratados directamente al cauce, entre otras perturbaciones, las cuales afectan profundamente estos ecosistemas debido a que aumentan la homogeneidad de los hábitat.

Tales perturbaciones pueden ser evaluadas a través de índices bióticos como el BWPM (BiologicalMonitoringWorkingParty). Segnini y col. (2009), sostienen que:

La utilización de este índice en Venezuela es muy importante debido a que los ríos en esta zona se encuentran sometidos, desde hace varios años, a la acción constante de numerosas perturbaciones generando daños progresivos a las condiciones ambientales. Además, el uso de macroinvertebrados bentónicos es una gran herramienta para detectar

el efecto de las alteraciones en la calidad de los sistemas lóticos y es un instrumento adecuado para la bioindicación en ríos tropicales. (p. 219)

De esta manera, a pesar de que los índices bióticos como el nombrado anteriormente, son herramientas muy útiles para el estudio de la calidad del agua en ecosistemas acuáticos, no son utilizados con frecuencia, quizás por la falta de estudios que incentiven a su desarrollo y evolución en los ríos de Venezuela. De ahí la importancia de estudios que permitan relacionar distintas ciencias y el trabajo en conjunto de un grupo multidisciplinario al momento del desarrollo de estudios de impacto ambiental.

En este orden de ideas, el presente estudio se realizó en una zona protegida del Estado Yaracuy, donde a pesar de tener reglamentos para el uso del área donde se encuentra ubicado el cauce del río, se desarrollan actualmente actividades que afectan la calidad del agua. Lo cual puede perjudicar la construcción a futuro de una toma de agua, reserva de agua potable o cualquier obra que beneficie a las poblaciones de esta región.

Mediante esta investigación se pudo establecer si los arreglos hidrogeomorfológicos y los macroinvertebrados bentónicos podrían ser utilizados en un futuro para determinar la calidad del agua de una forma más eficiente, rápida y económica, así se tendría un punto de referencia para la evaluación del impacto ambiental y la construcción de una obra civil, con el fin de aprovechar el cauce del río.

Finalmente, a través del estudio se evalúan los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce del río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy), su efecto sobre la bioindicación mediante macroinvertebrados bentónicos y algunas variables morfométricas y físico-químicas relacionadas a la bioindicación de la calidad biológica.

FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

A través del problema propuesto anteriormente, se plantean las siguientes incógnitas, ¿los arreglos hidrogeomorfológicos observados en el cauce del río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy) tienen efectos sobre la bioindicación de la calidad del agua mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos? y ¿Cuáles variables morfométricas y físico - químicas presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos se relacionaron a la bioindicación de la calidad biológica?

OBJETIVOS

A fin de analizar lo expuesto anteriormente, se plantean los siguientes objetivos:

Objetivo General:

Evaluar la influencia de los arreglos hidrogeomorfológicos del río "La Guáquira" San Felipe- Edo. Yaracuy sobre los macroinvertebrados bentónicos.

Objetivos específicos:

1. Identificar los tipos de arreglos hidrogeomorfológicos del cauce del río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy).
2. Caracterizar las variables hidráulicas, físico-químicas y ambientales que definen a los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce.
3. Determinar los atributos biológicos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce.
4. Analizar la calidad del agua presente en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce, en función de índices bióticos.

JUSTIFICACIÓN

A través de los programas de protección de cuencas, es posible la intervención de distintas autoridades ambientales, entidades y la comunidad que depende necesariamente de los recursos hídricos presentes en zonas determinadas de los cuerpos de agua. Además, pueden generar un fondo local de conservación de la cuenca, donde es posible obtener beneficios e incentivos para tales fines.

En este caso en particular, se realiza un estudio de biomonitoreo en Áreas Bajo Régimen de Administración Especial (ABRAE), en donde actualmente se desarrollan actividades de agricultura y ganadería, así como la siembra de conucos en las cercanías de la Reserva Ecológica. Tales actividades son capaces de degradar la calidad del agua debido a un aumento considerable de la materia orgánica en estos ecosistemas, por lo tanto es de gran importancia el desarrollo inmediato de técnicas para la preservación y conservación en dicho ecosistema.

Desde el punto de vista ambiental, Yagüe y col. (2008) afirman que:

Una vez que un cuerpo de agua haya sido perturbado por actividades antropogénicas, es posible el planteamiento de estrategias capaces de restaurar dicho ecosistema. Tales estrategias pueden integrar varios principios y actividades hidrológicas, con la finalidad de plantear objetivos, diagnósticos, prioridades, programas y proyectos, donde es fundamental conocer cuáles son los arreglos hidrogeomorfológicos del río a restaurar y las zonas donde se presenta una variación significativa de las comunidades bentónicas que allí habitan, para llevar a cabo medidas de protección, así como también el seguimiento y evaluación del proceso restaurativo. (p. 281)

En tal sentido, según Yagüe y col. (2008) entre los objetivos principales de las estrategias de restauración de ríos se encuentra:

La mejoría de su estado ecológico, donde es importante conocer cuáles son las zonas más susceptibles a las perturbaciones antropogénicas, la integración de una adecuada gestión de los recursos hídricos, así como la planificación de la agricultura sostenible. También se plantea mejorar las técnicas para el desarrollo de obras de restauración, el intercambio y difusión de dichas técnicas y finalmente la integración de las comunidades a través del aprendizaje social durante el desarrollo de la restauración del cuerpo de agua. (p. 281)

Por lo tanto, una justificación social del presente trabajo, es que las poblaciones que habitan en las cercanías de los ríos o que de alguna manera utilizan este recurso hídrico deben aprender a preservar las fuentes principales de agua dulce, utilizando el biomonitoreo para mejorar su calidad de vida y motivar a la preservación de los ecosistemas. Por lo tanto, es importante realizar campañas de educación ambiental, desarrollar programas de concientización ambiental, promover el biomonitoreo de estos ecosistemas, así como también incentivar a la restauración de las zonas afectadas.

Actualmente, se realizan actividades de agricultura y ganadería en diferentes áreas de la hacienda, es por ello que se deben identificar las zonas más sensibles a la contaminación orgánica, además de las zonas que deben tener poco impacto debido a la utilización de este recurso para el consumo directo de las poblaciones cercanas como agua potable. Siendo de gran importancia la educación ambiental a estas poblaciones con el fin de mantener las condiciones adecuadas en esta área protegida con el objetivo de su preservación a generaciones futuras.

Además, desde el punto de vista técnico, existe un gran desinterés en generar un compromiso con los ecosistemas acuáticos, a pesar de que se consideran vitales para la existencia. Es por ello que se deben desarrollar programas, técnicas y metodologías de protección de cuencas, de esta manera es posible el cuidado de la calidad del agua presente en estos ecosistemas, así como también de la protección de hábitats y la biodiversidad autóctona de regiones en específico.

Por otra parte, la metodología utilizada en la presente investigación posee grandes ventajas en comparación con las técnicas tradicionales tales como los análisis microbiológicos para evaluar la calidad del agua, esto se debe a que la toma de las muestras se puede realizar con un menor riesgo de contaminación, así como también existe una disminución de costos en los reactivos en comparación a los utilizados para hacer los análisis microbiológicos tales como los medios de cultivo. Además, pueden obtener resultados temporales y espaciales, desarrollar estudios de bioacumulación, evaluar contaminaciones puntuales y crónicas, estimar la degradación de hábitats y una fácil estandarización.

Finalmente, desde el punto de vista académico es de gran importancia recolectar datos ambientales en estos ecosistemas acuáticos, con el objetivo de poder generar un estudio, previo y posterior, a cualquier actividad que puede generar alguna alteración, así como también la asociación de universidades con instituciones de carácter gubernamental con el fin de promover actividades de preservación ambiental.

LIMITACIONES

El estudio se ha desarrollado durante la época de sequía del año 2015 entre Marzo y el mes de Abril, evitando la época de lluvia, debido a que es posible la presencia de homogeneidad en las muestras de los organismos recolectados durante fuertes precipitaciones. Dicha alteración en la comunidad de macroinvertebrados, depende de los patrones y duración de las precipitaciones.

Las precipitaciones intensas promueven alteraciones en el sedimento, dando lugar a cambios en la composición de la biota, perturbando el ambiente donde habitan y por lo general se reduce la densidad y la riqueza de las comunidades bentónicas. (Bae y Park, 2009 y Brooks y col., 2005)

Además, las comunidades de macroinvertebrados presentan variaciones temporales en relación con los factores ambientales que caracterizan una cuenca, generando desviaciones en los resultados de las métricas seleccionadas para evaluar la integridad biótica y errores en los modelos predictivos a desarrollar (Álvarez, 2010).

También, para el presente estudio se ha tomado en cuenta únicamente la población de macroinvertebrados bentónicos presentes en 5 puntos de muestreo cada uno de estos puntos se limita a una transecta de 50 metros. En la recolecta de los organismos, se utiliza una red de Surber con un área de 0.0961 m^2 y una porosidad de $300 \mu\text{m}$.

Por otra parte, es importante resaltar que la metodología aplicada en la presente investigación debe ser preferiblemente utilizada en ecosistemas acuáticos poco intervenidos o áreas protegidas en el caso de que se requiera evaluar puntos de referencias, se requiera una caracterización temporal para la evaluación del agua cuando se desee evaluar el efecto de un grado de contaminación en específico, tomando en cuenta la contaminación orgánica.

Tales contaminantes pueden estar relacionados con actividades como la agricultura y la ganadería, como por ejemplo insecticidas, fertilizantes, herbicidas, entre otros. Además, estas actividades pueden promover el aumento del sedimento presente en ecosistemas, debido a la remoción de la tierra, entre otros cambios que pueden afectar la presencia de organismos sensibles a estas alteraciones.

AICANCE

Se ha realizado la evaluación de los posibles efectos reguladores de la hidrogeomorfología de los cauces, sobre las variables métricas empleadas para la determinación de la calidad del agua de los ríos, mediante el uso de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Por lo tanto, se han evaluado las potenciales relaciones causa-efecto de estos arreglos en el cauce.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

ANTECEDENTES

Roach y col. (2014) desarrollan un estudio sobre la producción autóctona de algas en las zonas someras litorales de cinco ríos de llanuras de inundación en Texas, Perú y Venezuela, observando el efectos del flujo, la turbidez y nutrientes. La investigación obtuvo como resultados la comprensión de la dinámica hidrológica de los sistema fluviales y su influencia en variables como la turbidez, sedimentos y nutrientes con la finalidad de predecir la variación de la presencia de algas autóctonas de la región.

Dentro de los aportes para la presente investigación los autores resaltan la necesidad de entender cómo se genera la interacción entre la hidromorfología del cauce y su impacto en las variables fisicoquímicas y biológicas, siendo esto parte de los objetivos planteados anteriormente.

Igualmente, Montoya y col. (2013) estudiaron la variación estacional y diurna de camarones (Crustacea, Decapoda) en los hábitats ribereños del río Cinaruco, el cual es un río tropical inundable de Venezuela. Entre sus resultados, se destaca la vegetación sumergida, la topografía del estudio y los bancos de arena como los factores que afectan las poblaciones estudiadas. Concluyen que la geomorfología y el flujo estacional crean hábitats esenciales para estos organismos.

Entre sus aportes para la presente investigación los autores indican que existen alteraciones significativas en la abundancia de los organismos asociados a los cambios hidrogeomorfológicos presentes en el ecosistema, esto se debe a que es posible el aumento de la heterogeneidad de los hábitats hidráulicos, lo cual conlleva a variaciones en la abundancia de las poblaciones presentes en el río. Sin embargo, utilizaron poblaciones de organismos indicadores de la calidad del agua diferentes a los macroinvertebrados bentónicos.

Storaci y col. (2013) realizaron una evaluación de la calidad del agua en el río Cúpira en la Cumaca, Estado Carabobo mediante bioindicadores microbiológicos y parámetros fisicoquímicos, el objetivo de la investigación fue evaluar la calidad del agua en zonas impactadas y poco impactadas ambientalmente, en los resultados obtuvieron que en las zonas afectadas hubo cambios en las variables como los sólidos totales, coliformes totales y coliformes fecales, lo cual disminuyó significativamente el número de especies y la frecuencia de conidios de hifomicetos acuáticos los cuales fueron utilizados como indicadores ambientales.

En este sentido, a pesar de que los microorganismos utilizados en el estudio anterior pertenecen a otro grupo diferente a los macroinvertebrados bentónicos, los autores aportan para la presente investigación la importancia de relacionar la presencia de estos organismos con las variables que caracterizan un ecosistema acuático; además la gestión adecuada de los recursos hídricos determina la respuesta a las intervenciones antropogénicas y de esta forma es posible la implementación de métodos factibles para el análisis de la calidad del agua.

Por otra parte, Hoeinghaus y col. (2011) evaluaron el efecto de la hidrogeomorfología de un estuario en la costa sur de Brasil sobre las fuentes de carbono de consumidores acuáticos. En sus resultados, encontraron diferencias en el consumo del carbono dependiendo de los arreglos hidrogeomorfológicos que caracterizaban el ecosistema.

Los autores aportan para la presente investigación que la producción de carbono en dichos ecosistemas puede estar influenciada por múltiples factores, en especial las características hidrogeomorfológicas, debido a que afectan el tamaño relativo de la zona, patrones de flujo de entrada del agua dulce, conexión con el ecosistema marino y la pendiente. Por lo tanto, resaltan que tales estudios son importantes para el desarrollo de predicciones en ecosistemas poco estudiados y patrones en redes tróficas.

Peréz (2016) realizó la evaluación de la estructura de la comunidad de Macroinvertebrados Bentónicos tomando en cuenta los hábitats donde estos pueden presentarse. Observó diferencias significativas entre los rápidos y remansos, asociadas a las variables abióticas que caracterizan estos hábitats.

Se puede resaltar como aporte de la investigación nombrada anteriormente, el vínculo establecido entre las diferencias de las comunidades de los Macroinvertebrados presentes en una unidad más específica de los ríos, es decir, tomando en cuenta los hábitats presentes en estos ecosistemas acuáticos y su relación con las variables abióticas.

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

Arreglos Hidrogeomorfológicos

La clasificación jerárquica de los ríos, es una técnica utilizada para describir estos ecosistemas, esta se basa en analizar los procesos hidráulicos y su impacto en las variables que los caracterizan en escalas diversas (Montgomery y Buffington, 1997).

Frissell y col, (1986) propusieron una clasificación jerárquica de los ríos (Figura 1). Esta clasificación, permite estudiar los cambios que ocurren en una cuenca en escalas amplias hasta escalas más puntuales. La escala de la cuenca, está conformada por todas las aguas superficiales que conforman la red hidrológica. La escala de la sección, se refiere a una porción de un curso de agua que fluye a través de un tipo de roca y se encuentra limitado por uniones de tributarios o grandes cascadas. La escala del trecho o tramo, se define como la longitud de un tramo delimitada por cambios en la pendiente, vegetación ribereña, material del cauce, entre otros. La escala del hábitat, se refiere a las unidades de hábitat que conforman el lecho de un cuerpo de agua. La escala del microhábitat, está conformado por parches dentro de los diferentes hábitats.

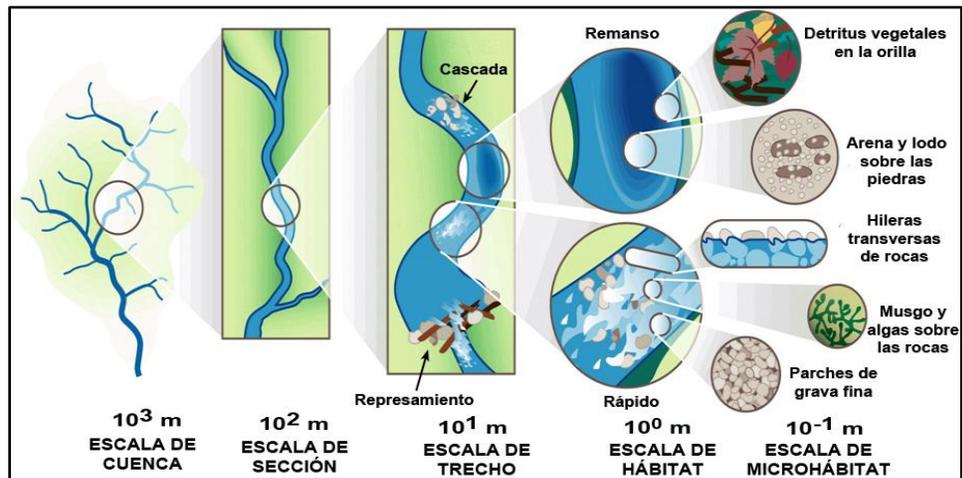


Figura 1. Organización jerárquica de un sistema lótico (fuente: Frissell y col. 1986).

Los arreglos hidrogeomorfológicos, son aquellos cambios que se generan en arroyos a través de variables ambientales, tales como la esorrentía, vegetación, erosión y el caudal (Montgomery y Buffington, 1997).

Tales variables modifican de forma significativa el curso del agua, generando de esta manera distintos tipos de arreglos los cuales forman una gran variedad de hábitats para los organismos que se encuentran en estos cuerpos de agua (Montgomery y Buffington, 1997).

Adicionalmente, los arreglos hidrogeomorfológicos ayudan a la predicción del comportamiento de estos ecosistemas, frente a perturbaciones naturales o antropogénicas y su clasificación puede ser utilizada para evaluar cómo reacciona una cuenca a perturbaciones y la relación a procesos ambientales (Montgomery y Buffington, 1997).

La clasificación de arroyos de alto gradiente, fue desarrollada inicialmente por Montgomery y Buffington (1997) se basó en el flujo según la fuente de los sedimentos y según el tipo de la forma del lecho (Bruce y col. 2012). A través de este sistema se reconocieron tres tipos de clasificaciones (Tabla 1) en los arreglos hidrogeomorfológicos el fondo de rocas, coluviales y aluviales (cascada, escalón-pozo, lecho-plano, rápidos-remansos y dunas) (Pruitt y col. 2012).

De esta manera, es posible establecer que existe una gran variedad de hábitats acuáticos, los cuales pueden afectar la presencia de los organismos que habitan el lecho fluvial, además pueden establecer puntos de referencia para la reforestación del cauce (Pruitt y col. 2012).

Tabla 1. Características para el diagnóstico de cada tipo de arreglo. Fuente: Montgomery y Buffington (1997).

Características	Dunas	Rápidos-Remansos	Lecho-plano	Escalón-pozo	Cascada	Fondo de rocas	Coluviales
Material del lecho típico	Arena	Grava	Grava-adoquín	Adoquines - Piedra	Piedra	Piedra	Variable
Patrón de la forma de lecho	Multicapa	Lateralmente oscilatoria	Sin rasgos distintivos	Verticalmente oscilatoria	Aleatorio	Irregular	Variable
Elementos de rugosidad dominante	Sinuosidad, forma del fondo, (dunas, ondulaciones, bares) granos, orillas	forma del fondo (bares, piscinas), granos, sinuosidad, orillas	Granos, orillas	Forma del fondo, pozo, piscinas), granos, orillas	Granos, orillas	Límites (fondo y orillas)	Granos
Elementos de sedimento dominante	Fluvial, banco quebrado	Fluvial, banco quebrado	Fluvial, banco quebrado y flujo de escombros	Fluvial, laderas y flujo de escombros	Fluvial, laderas y flujo de escombros	Fluvial, laderas y flujo de escombros	Laderas y flujo de escombros
Elementos de almacenamiento de sedimentos	Desbordamientos y forma del fondo	Desbordamientos y forma del fondo	Desbordamientos	forma del fondo	Aguas arriba y aguas abajo	Cavidades	Fondo
Confinamiento típico	Sin confinamiento	Sin confinamiento	Variable	Confinado	Confinado	Confinado	Confinado
Espaciamiento típico piscina (anchos de canal)	5-7	5-7	Ninguno	1-4	<1	Variable	desconocido

Río neotropical

Según Roldán y Ramírez (2008) la región del neotrópico es aquella que se encuentra entre el trópico de Cáncer en el norte y el trópico de Capricornio en el sur, es decir, es la región ubicada entre los 20° de latitud norte y 20° de latitud sur. En esta región se encuentran los países de Centroamérica hasta el norte de México y Suramérica hasta el norte de Argentina y Chile.

Los organismos presentes en estos ecosistemas tropicales poseen una mayor biodiversidad con una gran representación de numerosos grupos que se encuentran ausentes en las zonas templadas. Además la limnología en el trópico americano es muy diferente a la presente en el trópico asiático y el trópico africano en especial por su hidrología, así como también en la flora y fauna representativa de esta zona (Roldán y Ramírez, 2008).

Calidad de agua

Por consiguiente, Alba-Tercedor (1996) indica que la calidad del agua, es una condición que puede ser estimada a través de características naturales de una zona en particular que permitan el desarrollo de organismos que les son propias.

Igualmente, Roldán (2003) reconoce la importancia del valor de la bioindicación como método para evaluar la calidad del agua, ya que la presencia de una comunidad en un medio determinado es un índice inequívoco de las condiciones que allí dominan.

Además, Segnini (2003) expone que la bioevaluación de las aguas tiene su fundamento en la capacidad natural de los organismos que habitan en dichos ecosistemas de responder a perturbaciones temporales o permanentes. Por lo tanto estos organismos son capaces de cambiar su estructura y funcionamiento cuando el entorno es modificado.

De tal manera, aquellos organismos que son considerados bioindicadores, son especies que pueden estar presentes o ausentes dependiendo de su sensibilidad o tolerancia a la calidad del agua, debido las posibles adaptaciones que posean a nivel anatómico, fisiológico o genético (Alba-Tercedor, 1996).

Tomando en cuenta tales características, es importante establecer el término de índice biótico, según Segnini (2003) tales índices sustituyen las medidas de diversidad y se dan a conocer técnicas cualitativas en la bioindicación. Tomando en cuenta la composición y adaptabilidad de los taxa, debido a que la ausencia o presencia de estos organismos indicadores se califica de acuerdo a la sensibilidad de estos frente a una perturbación.

Asimismo, entre los índices utilizado en el presente trabajo de encuentra el BMWP col, propuesto por Roldán (2003) en el cual se presentan los puntajes asignados por cada familia de macroinvertebrados bentónicos (Anexo 2). También, se utilizó el índice propuesto por Hilsenhoff (1987) igualmente refleja los puntajes

asignados a las familias bioindicadoras dependiendo de su sensibilidad a la contaminación (Anexo 3).

Macroinvertebrados bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos, son todos aquellos organismos que viven en el fondo de ríos y lagos, fijados a cualquier sustrato que le permita sobrevivir como piedras, rocas, troncos, restos de vegetación, entre otros (Roldán, 2003).

Los macroinvertebrados bentónicos, según Roldán (2003) están incluidos entre los mejores indicadores de la calidad del agua, debido a que:

Son abundantes, de amplia distribución y fáciles de recolectar, son sedentarios, presentan los efectos de las perturbaciones ambientales de corto tiempo, proporcionan información para integrar los efectos acumulativos de tales perturbaciones, poseen ciclos de vida largos, son visibles a simple vista, se pueden criar en el laboratorio a bajo costo, responden rápidamente a los tensores ambientales y varían poco genéticamente. (p. 23-24)

Entre sus características generales, estos organismos miden entre 2mm y 30 cm, se encuentran presentes en ecosistemas de agua dulce, los grupos más representativos son los poríferos o esponjas, celenterados conformados por hidras y medusas, platelmintos o planarias, anélidos o lombrices, moluscos, insectos, crustáceos y arácnidos (Abarca, 2007).

Como se ha dicho anteriormente, los grupos que integran los macroinvertebrados poseen distintas adaptaciones que les permiten sobrevivir a

condiciones específicas. Dentro de los grupos de macroinvertebrados más utilizados en la bioindicación se encuentra el orden Plecóptera este posee un abdomen con un par de cercos sencillos o multiarticulados y uñas tarsales pares, tiene un ciclo de vida hemimetábolo, las ninfas son carnívoras y presentan gran sensibilidad a la contaminación se ubican en hábitats de aguas turbulentas (Gamboa y col, 2008).

Otro de los ordenes representativos, se encuentra el Ephemeroptera presentan un par de cercos alargados y un filamento central generalmente visible, tiene un ciclo de vida hemimetábolo, las ninfas son herbívoras y pueden estar presentes en ríos y lagunas. El orden Trichoptera, está representado por organismos que construyen casas con los desechos encontrados en el fondo de estos ecosistemas, las ninfas pueden depredadoras o herbívoras y se pueden encontrar en rápidos o remansos (Gamboa y col, 2008).

El orden Odonata, presenta ojos compuestos prominentes, branquias plumosas externas en la parte posterior del abdomen, son depredadores y pueden habitar en los remansos. El orden Coleóptera, presentan patas grandes y respiran con el extremo del abdomen o disponen de apéndices filamentosos, pueden ser herbívoros o depredadores y sus hábitats son amplios. El orden Díptera, poseen larvas pequeñas con protuberancias a los lados del cuerpo para su respiración, son filtradores y raspadores, además pueden encontrarse en hábitats con agua estancada debido a sus modificaciones en el sistema respiratorio (Gamboa y col, 2008).

Variables abióticas

Entre los factores morfológicos que caracterizan un ecosistema acuático están el clima, la vegetación riparia, el patrón y depósito del sedimento. En la figura 2, se observa el patrón conceptual de la morfología en cauces grandes, donde se representa de izquierda a derecha como disminuye la estabilidad del cauce y aumento el aporte de sedimentos dependiendo del tipo de cauce a considerar, así como también se representa de abajo hacia arriba un aumento en el gradiente del cauce, disminución en su estabilidad y aumento en el tamaño de los sedimentos (Roldán y Ramírez, 2008).

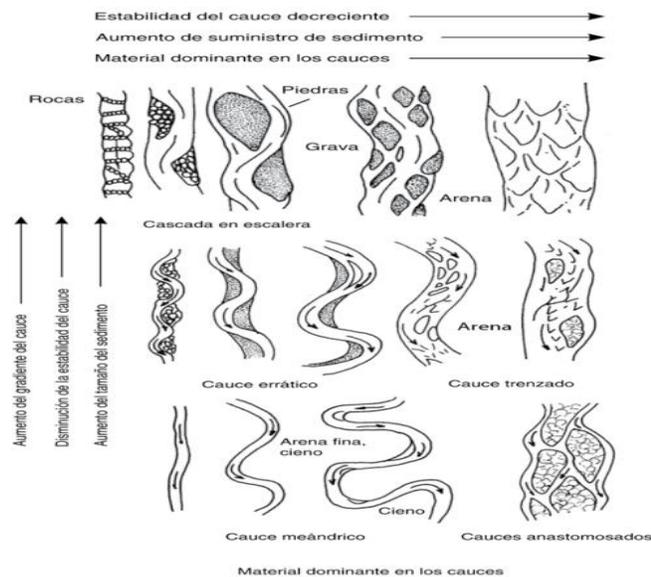


Figura 2. Patrón conceptual de la morfología en cauce de grandes ríos Fuente: Roldán y Ramírez (2008).

Otras variables que caracterizan los ríos, pertenecen al campo de la hidrología donde la velocidad, descarga, transporte de materiales, profundidad, ancho, entre otras. Estas representan un factor fundamental en el establecimiento de las comunidades biológicas presentes en estos cuerpos de agua debido a que pueden permitir la supervivencia de algunas especies en determinados lugares del ecosistema acuático dependiendo de las condiciones presentes en este (Roldán y Ramírez, 2008).

La velocidad, es la distancia que una masa de agua recorre en una unidad de tiempo y se mide por lo general en metros por segundo. Esta se ve afectada por los materiales disueltos y suspendidos en el agua, por la naturaleza del sustrato y por la vegetación localizada a lo largo del cauce. La descarga, es el total de agua de una corriente que pasa por un punto en un determinado periodo de tiempo, se expresa en litros o metros cúbicos por segundo (Roldán y Ramírez, 2008).

Por otra parte, la corriente transporta materiales principalmente sólidos disueltos y sólidos suspendidos, los primeros se refieren a la materia inorgánica en forma iónica y la segunda a la materia orgánica como el detritus. Desde el punto de vista ambiental, aguas con elevadas cantidades de sólidos disueltos indican una alta conductividad lo cual puede ser un factor limitante para la vida de algunas especies acuáticas sometidas a la presión osmótica. Además, un alto contenido de sólidos en suspensión o alta turbiedad, se bloquea el paso de los rayos solares y se altera el intercambio gaseoso en estos ecosistemas (Roldán y Ramírez, 2008).

La profundidad, se refiere a la máxima profundidad de un río en un segmento determinado. Tiene en cuenta la pendiente transversal del fondo, de modo que es una relación entre el área transversal y el ancho. El ancho, puede definirse como la medida transversal del cauce entre orillas bien establecidas (Roldán y Ramírez, 2008).

Igualmente, existen variables fisico-químicas que pueden influir en la presencia de los organismos bioindicadores. Tales como la temperatura, generada por la radiación solar, puede afectar la temperatura del agua, los organismos tropicales se adaptan a temperaturas relativamente constantes y cualquier cambio drástico puede afectar su supervivencia en el ecosistema (Roldán, 2003).

Así, un incremento en la temperatura del agua ocasiona un incremento de la actividad biológica, lo que conlleva a una demanda mayor de oxígeno disuelto en las corrientes (Guevara y Cartaya, 2004).

El oxígeno disuelto, se obtiene a partir del aire que se difunde rápidamente en el agua por la turbulencia en los ríos (Roldán, 2003). Desde el punto de vista biológico, el oxígeno disuelto es una de las características más importantes de la calidad del agua en ambientes acuáticos. Representa el estatus del sistema en un sitio y tiempo específicos de muestreo (Guevara y Cartaya, 2004).

La turbidez, se define como el grado de opacidad producido en el agua por la materia particulada en suspensión. En el trópico, donde las precipitaciones son

intensas, esta puede afectar directamente las comunidades del ecosistema debido al aumento de sedimentos en los hábitats (Roldán, 2003). Por lo tanto, mientras más baja es la turbidez, mayor es la profundidad de penetración de la luz dentro del cuerpo de agua, mayor es la actividad fotosintética y mayores son los niveles de oxígeno (Guevara y Cartaya, 2004).

El pH, es una medida de la concentración de iones H^+ en el agua. Es igual al logaritmo negativo de dicha concentración en moles/litro (Guevara y Cartaya, 2004). El pH, refleja el equilibrio químico en el agua y afecta a la disponibilidad de ciertos elementos químicos o nutrientes en el agua para ser absorbidos por las plantas; también afecta directamente a los peces y otro tipo de vida acuática (Guevara y Cartaya, 2004).

DEFINICIÓN DE TÉRMINOS BÁSICOS

ABRAE (Áreas Bajo Régimen de Administración Especial): Son áreas que poseen una serie de recursos naturales que pueden ser utilizados por las personas, siempre y cuando se garantice el cumplimiento del régimen de administración asignado por el Estado Venezolano.

Arreglos hidrogeomorfológicos: se denomina así a la morfología de los canales en los ecosistemas acuáticos.

Bioindicador: es un indicador biológico ya sea especie procariota o eucariota, cuya presencia o ausencia nos da información sobre ciertas características ecológicas de un ecosistema en específico.

Bioindicación: es el uso de organismos sensibles a un determinado contaminante con efectos visibles macroscópicamente o microscópicamente, a fin de evaluar la calidad del agua.

Biomonitoreo: es un conjunto de técnicas basadas en la reacción y sensibilidad de distintos organismos vivos a diversas sustancias contaminantes presentes en un ecosistema.

BWPM (Biological Monitoring Working Party): Es un índice biótico que se basa en la existencia de una comunidad de macroinvertebrados que actúan como bioindicador ambiental.

Ecosistema bentónico: se denomina a la comunidad formada por los organismos que habitan el fondo de los ecosistemas acuáticos.

Índices bióticos: Son parámetros que miden la calidad del medio basándose en los organismos que lo habitan. Dependiendo de la sensibilidad de cada organismo a la contaminación, el índice biológico le asigna un valor, y de la suma total de valores de una comunidad resulta un valor que nos da información sobre el medio en ese tramo o estación observado.

Macroinvertebrados bentónicos: Se emplea a aquellos animales invertebrados, que por su tamaño relativamente grande, son retenidos por redes de entre 250 – 300 μm .

BASES LEGALES

Según la LOPGOT (Ley Orgánica Para la Planificación y Gestión de la Ordenación del Territorio) el Estado Yaracuy posee ABRAE, dichas áreas se encuentra el Parque Nacional Yurubí, Parque Nacional Tirgüa, Monumento Natural María Lionza y la Zona Protectora Macizo de Nirgua (Figura 1). El Ministerio del Poder Popular para el Ambiente administra la Zona Protectora del Macizo de Nirgua y su Plan de Ordenación y Reglamentos de Uso. Por otra parte, Inparques es el instituto autónomo que administra el Parque Nacional Yurubí, Parque Nacional Tirgüa y el Monumento Natural María Lionza.

Según el decreto N° 2317 de 05 de Junio de 1992, de la República Bolivariana de Venezuela, en donde se dicta el Plan de Ordenación y Reglamentos de Uso de la Zona Protectora del Macizo de Nirgua, Artículo 4 se pretende instrumentar y difundir el empleo de normar técnicas y prácticas adecuadas para la conservación en las zonas protegidas, además de garantizar el abastecimiento eficiente y sostenido del recurso agua, así como la mejora de su calidad en beneficio de los pobladores de la zona.

Igualmente, en el artículo 14 se enfoca al desarrollo de programas de medidas de recuperación, conservación y protección ambiental de las áreas intervenidas y la aprobación de proyectos efectuados por otros organismos competentes en la materia, si fuera pertinente.

CAPÍTULO III

MARCO METODOLÓGICO

TIPO DE INVESTIGACIÓN

La presente investigación tiene un nivel descriptivo, según Arias (2006) la investigación descriptiva consiste en la caracterización de hechos, fenómenos, individuos o grupos, con el fin de establecer su estructura o comportamiento.

Por lo tanto, se plantea determinar los arreglos hidrogeomorfológicos del río la Guáquira y asociarlos a las comunidades de macroinvertebrados, a través de la composición de estos organismos y la estimación de la calidad del agua mediante variables métricas tales como los índices bióticos.

DISEÑO DE INVESTIGACIÓN

El diseño de la investigación es de tipono experimental de campo, el cual consiste en la recolección de datos directamente de los sujetos investigados, o de la realidad donde ocurren los hechos (datos primarios), sin manipular o controlar variable alguna (Arias, 2006).

De esta manera, en la presente investigación se toma la información y datos primarios directamente de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en el río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy).

POBLACIÓN Y MUESTRA

Según Arias (2006), la población es un conjunto finito o infinito de elementos con características comunes para los cuales serán extensivas las conclusiones de la investigación. Esta queda delimitada por el problema y por los objetivos del estudio. La población seleccionada para la investigación está formada por las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del río "La Guáquira" (San Felipe-Edo. Yaracuy).

Por otra parte, la muestra se define como el conjunto de operaciones que se realizan para estudiar la distribución de la determinación y caracteres en la totalidad de una población (Tamayo, 1999). Según Palella y Martins (2006), un muestreo al azar simple consiste en seleccionar de acuerdo con un procedimiento simple, los componentes que conformarán la muestra. Por lo tanto, en este tipo de muestreo todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser seleccionados.

En la presente investigación, se aplica el tipo de muestreo aleatorio simple, donde la muestra de macroinvertebrados bentónicos ha sido recolectada en una red de Surber (área: 0.0961 m^2 , porosidad: $300 \text{ }\mu\text{m}$) a través de la selección de puntos al azar, en tres barridos de hábitats variados. Se toman en cuenta 5 arreglos hidrogeomorfológicos para la recolección de los datos y se han recolectado 10 muestras en cada sitio, es decir, se obtuvo un total de 50 muestras.

Según la fórmula propuesta por Hernández y col (2010) se estima el tamaño aproximado de la muestra, la cual se expresa a continuación:

$$n' = \frac{S^2}{V^2}$$

$$n = \frac{n'}{1+(n'/N)}$$

Donde:

N= tamaño de la población. (50)

Se= Error estándar. (0.01)

V^2 = Varianza de la población al cuadrado. (0.01²)

S^2 = Varianza de la muestra al cuadrado. (0.099²)

P= Probabilidad de ocurrencia de la variable. (0.99)

n' = Tamaño de la muestra sin ajustar.

N= Tamaño de la muestra.

Al sustituir se obtiene:

$$n' = \frac{0.09}{0.0001} = 990$$

$$n = \frac{900}{1 + (990/50)} = 47.59$$

Por lo tanto, a partir de los cálculos expresados anteriormente se obtuvo un tamaño de la muestra aproximado al considerado en la presente investigación, es decir, de 50 muestras en total con un nivel de confianza del 99% y un error aceptable del 0.01.

ÁREA DE ESTUDIO

La presente investigación ha sido realizada en la Reserva Ecológica de la Hacienda La Guáquira en el Sector La Marroquina, en el Municipio San Felipe del Estado Yaracuy (Figura 3), específicamente el muestreo ha sido desarrollado en las siguientes coordenadas (Tabla 2 y Figura 4):

Tabla 2. Ubicación de los puntos de muestreo en el río La Guáquira, Municipio San Felipe, Estado Yaracuy. Fuente: Leal, V (2016).

Tramo	Sector	Coordenada	Altitud (m.s.n.m)
Cascada	La sonadora	N 10°15'29,3" - O 68°39'51,0"	190
Escalón – pozo	La sonadora	N 10° 15'39,03" - O 68°39'57,09"	163
Lecho- plano	La Batea	N 10°16'10,3" - O 68°39'56,3"	147
Rápido- remanso	Potrero	N10°16'32" -O 68°39'45"	126
Dunas	Puente colgante	N10°17'31,8" -O 68°39'27,5"	122

La Reserva Ecológica, se encuentra en la Zona Protectora del Macizo de Nirgua, integrando la porción más occidental de la Cordillera de la Costa junto con algunas elevaciones de la Sierra de Aroa y la Serranía de María Lionza. La reserva ocupa aproximadamente unas 2.500 hectáreas entre las márgenes del río Yaracuy y se

extiende hasta la vertiente Nor- occidental del Cerro Zapatero, el relieve varía entre los 100 msnm en el margen del río Yaracuy y los 1.400 msnm en la cumbre del Cerro Zapatero.

El área de estudio seleccionada se encuentra ubicada en la Reserva Ecológica La Guáquira, la cual fue fundada en 1984 a través de la Agropecuaria Moparam. En la actualidad pertenece, según el plan del Ordenamiento de las ABRAE, a la Zona Protectora del Macizo de Nirgua. Tiene como finalidad la conservación y preservación de hábitats susceptibles a las perturbaciones, así como la identificación de especies endémicas de la región, siendo esta localidad un área de estudio ideal para el desarrollo de la presente investigación debido a que dicho espacio se caracteriza por presentar poca intervención de actividades humanas.

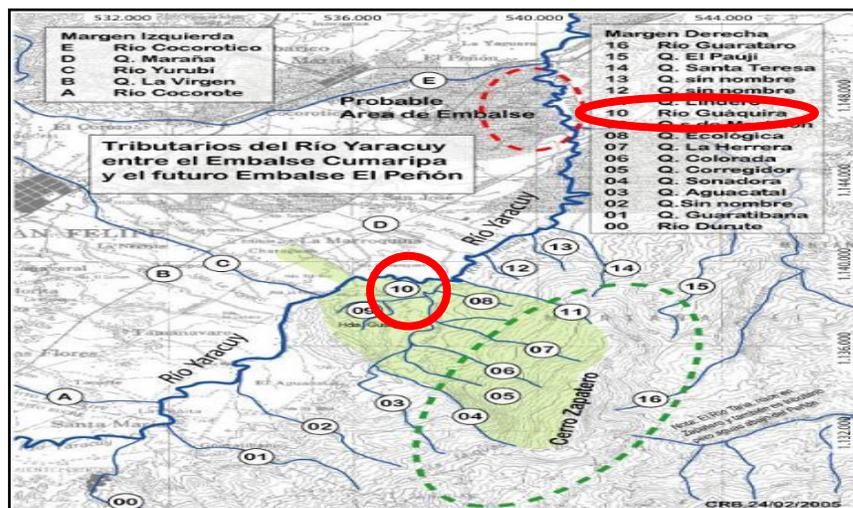


Figura 3. Ubicación del río La Guáquira en el Municipio San Felipe del Estado Yaracuy. (Imagen tomada de la página Web <http://www.mucubaji.com/guaquira>).

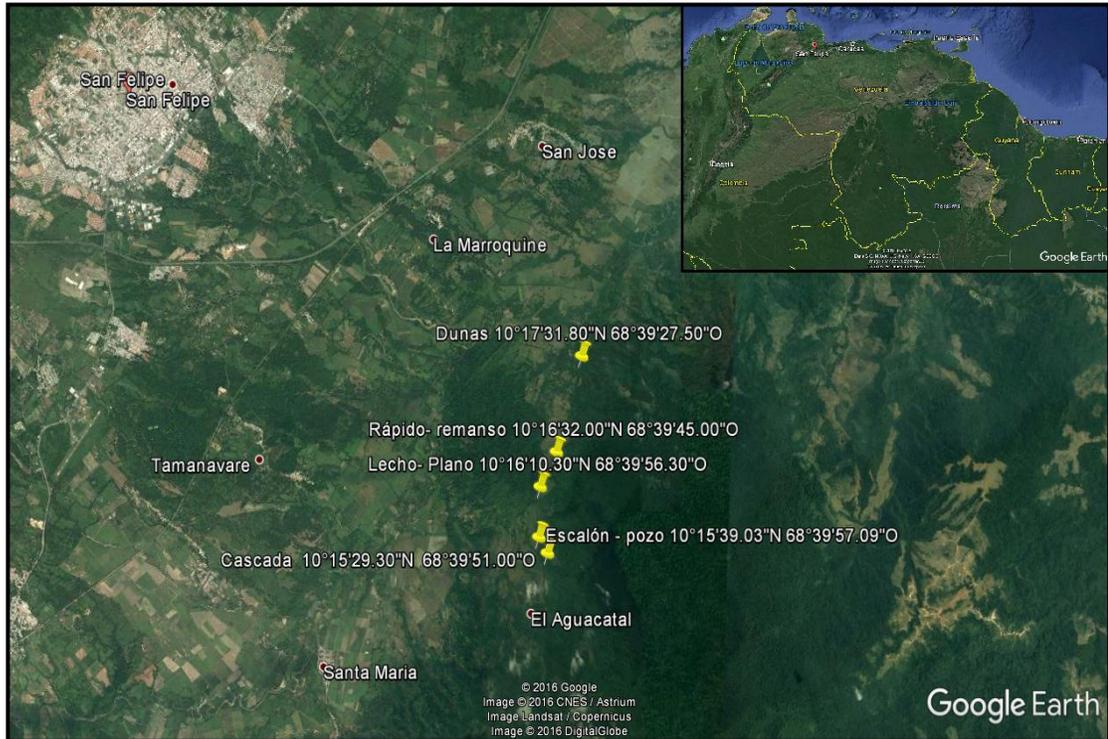


Figura 4. Ubicación de los puntos de muestreo en el río La Guáquina, Municipio San Felipe, Estado Yaracuy. (Imagen tomada de Google Earth).

FASES DE LA INVESTIGACIÓN

Fase de recolección de datos

El estudio se ha desarrollado durante la época de sequía del año 2015, con el fin de evitar cambios significativos en la población de los macroinvertebrados bentónicos a raíz de las fuertes precipitaciones.

Según la metodología propuesta inicialmente por Montgomery y Buffington (1997), se identifican un total de 5 arreglos hidrogeomorfológicos utilizando planillas para la recolección de estos datos (Anexo 1). Adicionalmente se evalúa la calidad del hábitat mediante el protocolo propuesto por la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (EPA) (Barbour y col. 1999) (Anexo 2). Asignándoles un valor del 1 al 20, en donde el total se expresa como un valor máximo en porcentaje, por lo tanto a mayor valor en el resultado del índice se obtiene una mejor condición del hábitat.

Previo a la colecta de la fauna bentónica, se realiza la toma de datos de las variables hidráulicas y físico - químicas que caracterizaron al río (Tabla 3 y Anexo 3), es decir, se han obtenido 10 muestras de cada variable abiótica en la zona donde posteriormente se ha desarrollado la medición de las variables bióticas.

Tabla 3. Variables hidráulicas, físico - químicas y ambientales a medir en el río. Fuente: Leal, V (2016).

Tipo de variable	Variable	Instrumento de medición
Hidráulicas	Ancho del río (m)	Corrientímetro y cintas métricas
	Velocidad de la corriente (m/seg)	
	Profundidad del río (cm)	
	Descarga ($Q \text{ m}^3/\text{seg}$)	
	Pendiente (%)	
	Altitud (msnm)	
Físicas	Temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$)	Termómetro ambiental
	Temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$)	Termómetro ambiental
	Conductividad (μS)	Conductímetro portátil marca Accumet Basic AB30
	Turbidez (NTU)	Turbidímetro Marca Orbeco-Hellige
Químicas	pH	pHmetro portátil Marca Oakton
	Concentración de oxígeno (mg/L)	Oxímetro portátil Marca Oakton
	Porcentaje de oxígeno (%)	Oxímetro portátil Marca Oakton
	Materia orgánica Fina (mg)	Estufa
	Materia orgánica Gruesa (mg)	Estufa
Ambientales	Confinamiento del cauce	Claves ambientales
	Vegetación ribereña	Claves ambientales

Posteriormente, durante 3 salidas de campo realizadas en el presente estudio, se han tomado en cuenta 5 puntos de muestreos, en cada tramo se han extraído 10 muestras de macroinvertebrados bentónicos obteniendo un total de 50 muestras. En cada uno de los sitios de muestreo se delimita una transecta de 50 metros, tal que cada 5 metros se ha tomado una muestra de macroinvertebrados bentónicos.

La remoción de la fauna bentónica se ha realizado en hábitats variados, tales como rápidos y remansos, los cuales pueden presentar hojarasca, sedimentos, grava, entre otras variables. Esto se ha aplicado así con la finalidad de garantizar la colecta de la mayor cantidad de taxa.

La colecta de los organismos se ha realizado con ayuda de una red de Surber (área: 0.0961 m^2 , porosidad: $300 \mu\text{m}$), la cual ha sido colocada en el fondo del río en contra de la corriente y durante este proceso se ha removido la mayor parte del sustrato posible contenido en la cuadrata de la malla, para asegurar la entrada de la fauna bentónica. Posteriormente, todos los organismos colectados con la red por cada muestra, han sido colocados en una bandeja para su extracción, y almacenados en bolsas Whirl-pack con alcohol etílico al 70%. En el laboratorio VIII del Departamento de FACYT- Biología de la Universidad de Carabobo se han identificado los macroinvertebrados con ayuda de claves taxonómicas de Domínguez y Fernández (2001), junto con la contabilización y en almacenamiento definitivo de los organismos viales con alcohol etílico al 70%.

Para determinar la calidad del agua en cada punto de muestreo se ha utilizado el índice BMWP, el cual fue desarrollado por Alba-Tercedor (1988) en ríos de España, en donde a cada familia de macroinvertebrados se le asigna un valor entre 1 y 10 (Anexo 4), dependiendo de los niveles de tolerancia que presente a la contaminación. Por lo tanto, las familias con un valor bajo fueron las consideradas más tolerantes y las de valores altos fueron consideradas menos tolerantes a la contaminación. Para los valores del índice biológico, se utiliza la adaptación propuesta por Roldán (2003) en los ríos de Colombia, debido a que en Venezuela no se ha desarrollado un índice específico para las comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

Posteriormente, se aplica la metodología propuesta por la Comisión Europea sobre la Calidad Ecológica del agua, donde el Coeficiente de Calidad Ambiental (CCA), caracteriza la diferencial proporcional que existe en la calidad de un sitio con respecto a la calidad del sitio de referencia. Los límites del CCA se convierten en valores absolutos de BMWP multiplicando el valor de cada límite del CCA por el BMWP obtenido para cada sitio de referencia (Segnini, 2009).

El índice biótico de Hilsenhoff (HBI) representa el peso promedio de la evaluación en la tolerancia de la contaminación de todos los artrópodos presentes en una muestra, excluyendo aquellos organismos que son muy inmaduros o se encuentran en malas condiciones para permitir la identificación correcta. Hilsenhoff en 1987, propuso una escala de 0 a 10 para los valores de tolerancia de cada

familia(Anexo 5), además señala que su valor de calidad correspondiente dependía de la sensibilidad o tolerancia de los organismos (Lilliey col, 2003).

Fase de procesamiento de datos

Al finalizar con la de recolección, identificación y almacenamiento de los organismos y medición de las variables morfométricas y fisicoquímicas del río, se ha procedido a analizar los datos obtenidos en la investigación. En la identificación de los tipos de arreglos hidrogeomorfológicos del cauce del río "La Guáquirá" (San Felipe- Edo. Yaracuy), a partir de las planillas utilizadas en campo se lograron visualizar 5 tipos de arreglos.

En la caracterización las variables hidráulicas, físico-químicas y ambientales que definen a los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce, se aplican estadísticos descriptivos como el promedio, valor máximo, valor mínimo y la desviación estándar, así como también estadísticos comparativos como el SIMPER y el ANOSIM.

Para la determinación de los atributos biológicos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce, se estima la riqueza y abundancia en cada tramo identificado y de forma general.

En el análisis de la calidad del agua presente en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce, en función de índices bióticos, se aplica el índice biótico BMWP^{Col} (Tabla 4), además se utilizan las categorías propuestas por la Comisión Europea relativa a la Calidad Ecológica del agua denominadas Cociente de Calidad Ambiental (CCA) (Tabla 5).

Tabla 4. Valores del índice biótico BMWP´Col. Fuente: Roldán (2003).

Rango	Calidad del agua	Significado
>150,101-120	Buena	Aguas muy limpias a limpias
61-100	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
36-60	Dudosa	Aguas moderadamente contaminadas
16-35	Crítica	Aguas muy contaminadas
<15	Muy crítica	Aguas fuertemente contaminadas

Tabla 5. Categorías del Cociente de Calidad Ambiental (CCA) para diferentes grados de intervención de ríos. Fuente: Segnini y col (2009)

CCA	Intervención	Calidad	Color
>0.95	Mínima	Alta	Azul
0.80 – 0.95	Leve	Buena	Verde
0.60 – 0.79	Importante	Media	Amarillo
0.30 – 0.59	Grave	Escasa	Anaranjado
<0.30	Muy grave	Mala	Rojo

En el caso del índice de Hilsenhoff, luego de haber identificado la sensibilidad de los organismos presentes en cada muestra, se estima un rango entre excelente hasta muy pobre (Tabla 6) dependiendo de la calidad del agua que presenten los arreglos hidrogeomorfológicos analizados.

Tabla 6. Categorías del índice de Hilsenhoff para diferentes grados de intervención de ríos. Fuente: Hilsenhoff (1987).

Rango	Calidad del agua	Grado de contaminación orgánica
0.00-3.75	Excelente	No contiene contaminación orgánica
3.76-4.25	Muy buena	Posiblemente contaminación leve
4.26-5.00	Buena	Probablemente alguna contaminación
5.01-5.75	Regular	Contiene poca contaminación
5.76-6.50	Regular-Pobre	Contiene contaminación
6.51-7.25	Pobre	Contiene mucha contaminación
7.26-10.0	Muy pobre	Contiene severa contaminación

Para la comparación de la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en los distintos arreglos hidrogeomorfológicos del cauce y relacionar el ordenamiento de la composición con las variables abióticas y los atributos biológicos, se realiza un análisis multivariado de ordenamiento a través del programa PAST versión 2.17, el cual permite caracterizar a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del río basado en la composición de la comunidad, esto es, a partir del número de familias y su densidad. Igualmente, mediante el análisis se pudo evidenciar las variables ambientales que se relacionaron con las comunidades y, por ende, se ha determinado si ejercieron cierta influencia sobre las mismas.

Fase de generación de resultados

Los resultados obtenidos a través de la metodología explicada anteriormente han sido colocados en tablas y figuras reflejadas a continuación en el Capítulo IV.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS

Identificación de los tipos de arreglos hidrogeomorfológicos del cauce del río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy)

Durante las salidas realizadas en el presente estudio se han logrado identificar un total de cinco arreglos hidrogeomorfológicos definidos como tramos, los cuales han presentado las características indicadas por Montgomery y Buffington (1997) (tabla 1). Dichos arreglos en el orden progresivo idealizado establecido por los autores, desde aguas arribas hasta las cercanías de la desembocadura son: 1) cascada, 2) escalón-pozo y ubicados en la quebrada La Sonadora, aguas arriba del cauce principal del río Guáquira, y en el propio cauce los tramos 3) lecho- plano, 4) rápido-remanso y 5) dunas.

El tramo cascada ha sido caracterizado por un confinamiento por las laderas del valle, un alto flujo de agua, un cauce con mayor presencia de grandes rocas o clastos, y una secuencia de pozos profundos luego de cada caída de agua. El material típico del lecho es de rocas distribuidas de forma aleatoria. El índice de calidad del hábitat ribereño arrojado por la planilla EPAes de 142/200, indicando una calidad ambiental sub-óptima. Las condiciones que no han permitido alcanzar el valor máximo (200) es la presencia de una deposición de sedimentos ligera, con un 25% del fondo expuesto. Se observa cierta canalización por arreglos de las piedras del cauce

vinculados a la recreación de los habitantes en las cercanías, los márgenes del trecho presentan cierta erosión y la vegetación protectora ribereña cubre un 70% del cauce.

En el tramo escalón-pozo, se observa que el patrón de conformación del lecho es verticalmente oscilatorio debido a la presencia de escalones formados por rocas, los cuales generan pequeñas caídas de agua. El sustrato típico está conformado por rocas de pequeño tamaño, cantos rodados y guijarros. El índice de calidad del hábitat ribereño arrojado por la planilla EPAes de 132/200, indicando una calidad ambiental sub-óptima. Entre las condiciones que no han permitido alcanzar el valor máximo (200), se observa que menos de un 50% de los márgenes del río están cubiertas por vegetación nativa, la vegetación ribereña es menor a 6 metros. El impacto antrópico evidente debido a la presencia de cierta canalización, la reciente formación de bancos de piedras, arena o sedimento fino y entre un 25 y 30% de las rocas y grava están rodeadas por sedimento fino.

El tramo lecho- plano, se ha caracterizado por un confinamiento variable, en la composición del lecho predominan la grava y arena, así como cantos rodados de variados tamaños dispuesto de manera aleatoria a lo largo del lecho. También se ha caracterizado por ser un tramo recto con frecuentes áreas de remanso y pozos. El índice de calidad del hábitat ribereño arrojado por la planilla EPAes de 115/200, indicando una calidad ambiental sub-óptima. Entre las condiciones que no han permitido alcanzar el valor máximo (200), se observa márgenes del río protegidas por cemento, entre un 25% a 50% de la superficie de rocas, piedras y grava están

rodeadas por sedimento fino, entre el 5 y 30 % del fondo ha sido afectado por la deposición de sedimentos, el agua solo cubría un 75% del cauce, los márgenes presentan erosión y la extensión de la vegetación ribereña es menor a 6 metros.

En el tramo rápido-remanso, se observa el predominio de grava como material típico del lecho. El patrón de conformación del sustrato se caracteriza por un arreglo frecuente de pozos o remansos, cuya longitud es 5-7 veces el ancho del cauce, seguido de un área más pequeña de rápidos. El índice de calidad del hábitat ribereño arrojado por la planilla EPA es de 126/200, indicando una calidad ambiental sub-óptima. Entre las condiciones que no han permitido alcanzar el valor máximo (200), se observa que entre 50 y 75% de rocas, piedras y grava están rodeadas por sedimento fino, el nivel del agua cubre entre 25 y 75% del cauce, canalización extensiva, inestabilidad de los márgenes moderada y extensión de la vegetación entre 6 y 12 metros.

Por último, el tramo dunas, se ha caracterizado por la abundancia de arena y arcilla como lecho típico, cuyo arreglo asemeja la formación de dunas. Además no era un tramo confinado. El índice de calidad del hábitat ribereño arrojado por la planilla EPA es de 59/200, indicando una calidad ambiental marginal. Entre las condiciones que no han permitido alcanzar el valor máximo (200), se observa entre un 20 y 40% del sustrato estable, predominan las condiciones lenta y profunda.

Caracterización las variables hidráulicas, físico-químicas y ambientales que definen a los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce

A continuación se describen las variables abióticas que caracterizaron a cada tipo de tramo tomando en cuenta los valores promedios, mínimos, máximos y la desviación estándar. En la tabla 7, se muestran los datos de las variables hidráulicas, donde la descarga, velocidad y ancho del río tienden a aumentar aguas abajo, mientras la pendiente disminuye. En la tabla 8 se representan los datos de las variables físico-químicas, donde se puede observar un aumento de la conductividad, concentración y porcentaje de oxígeno aguas arriba, además en la tabla 9 los datos de las variables de materia orgánica fina predominante en Lecho- plano y materia orgánica gruesa con mayor proporción en Dunas.

Tabla 7. Estadísticos descriptivos de las variables hidráulicas obtenidos en los arreglos hidrogeomorfológicos identificados. Fuente: Leal, V (2016).

Variable	Arreglo	Promedio	Min	Max	Desviación estándar
Velocidad(m/seg)	Cascada	0,24	0,10	0,33	0,12
	Escalón- Pozo	0,26	0,19	0,33	0,07
	Lecho- Plano	0,25	0,14	0,44	0,17
	Rápido - remanso	2,26	0,16	6,43	3,62
	Dunas	6,06	4,10	9,09	2,66
Profundidad(cm)	Cascada	7,61	0,67	17,17	8,55
	Escalón- Pozo	17,72	11,67	29,17	9,92
	Lecho- Plano	9,28	5,17	11,67	3,58
	Rápido - remanso	12,56	8,00	19,67	6,24
	Dunas	25,56	24,00	26,67	1,39
Ancho(m)	Cascada	10,58	5,70	15,50	4,90
	Escalón- Pozo	4,10	3,50	4,80	0,66
	Lecho- Plano	10,83	9,20	12,30	1,56
	Rápido - remanso	4,92	4,10	5,86	0,89
	Dunas	7,96	4,87	11,50	3,34
Pendiente (%)	Cascada	3	2	3	0,58
	Escalón- Pozo	3	2	3	0,58
	Lecho- Plano	1	1	1	0,00
	Rápido - remanso	1	1	2	0,58
	Dunas	1	0	1	0,58
Descarga(Q m ³ /seg)	Cascada	9,74	2,76	22,31	10,91
	Escalón- Pozo	14,07	9,21	20,57	5,85
	Lecho- Plano	20,20	8,47	38,16	15,80
	Rápido - remanso	201,30	4,47	593,27	339,46
	Dunas	875,55	801,34	920,51	64,75
Altitud(msnm)	Cascada	190	190	190	0
	Escalón- Pozo	163	163	163	0
	Lecho- Plano	147	147	147	0
	Rápido - remanso	126	126	126	0
	Dunas	122	122	122	0

Tabla 8. Estadísticos descriptivos de las variables físico-químicas obtenidos en los arreglos hidrogeomorfológicos identificados. Fuente: Leal, V (2016).

Variable	Arreglo	Promedio	Min	Max	Desviación estándar
T° Agua (°C)	Cascada	24,00	24,00	24,00	0,00
	Escalón- Pozo	23,83	23,60	24,30	0,40
	Lecho- Plano	23,83	25,00	25,60	0,32
	Rápido - remanso	25,37	25,20	25,30	0,06
	Dunas	27,40	27,30	27,50	0,10
T° aire (°C)	Cascada	23,00	23,00	23,00	0,00
	Escalón- Pozo	25,00	24,00	26,00	1,00
	Lecho- Plano	25,00	26,00	26,00	0,00
	Rápido - remanso	26,00	23,00	23,00	0,00
	Dunas	24,00	23,00	25,00	1,00
Conductividad (µS)	Cascada	0,25	0,24	0,25	0,00
	Escalón- Pozo	0,23	0,21	0,24	0,01
	Lecho- Plano	0,23	0,22	0,27	0,02
	Rápido - remanso	0,25	0,23	0,27	0,02
	Dunas	0,24	0,24	0,25	0,00
Turbidez (NTU)	Cascada	4,32	4,18	4,45	0,14
	Escalón- Pozo	0,31	0,30	0,32	0,01
	Lecho- Plano	0,31	0,32	0,35	0,02
	Rápido - remanso	0,33	3,06	4,83	0,89
	Dunas	1,85	1,75	1,94	0,10
pH	Cascada	8,23	7,81	8,77	0,49
	Escalón- Pozo	7,56	7,47	7,69	0,12
	Lecho- Plano	7,56	7,35	7,98	0,36
	Rápido - remanso	7,77	7,72	7,77	0,03
	Dunas	8,13	8,11	8,15	0,02
Concentración de oxígeno(mg/L)	Cascada	7,46	6,91	8,54	0,94
	Escalón- Pozo	4,28	4,08	4,69	0,35
	Lecho- Plano	4,28	3,38	3,87	0,25
	Rápido - remanso	3,63	5,96	8,67	1,43
	Dunas	6,39	6,25	6,62	0,20
Porcentaje de oxígeno(%)	Cascada	93,43	87,40	98,40	5,58
	Escalón- Pozo	46,70	41,70	49,60	4,35
	Lecho- Plano	46,70	42,20	47,70	2,82
	Rápido - remanso	44,60	75,50	93,00	8,75
	Dunas	86,43	85,10	88,30	1,67

Tabla 9. Estadísticos descriptivos de Materia Orgánica Gruesa y Materia Orgánica fina obtenidos en los arreglos hidrogeomorfológicos identificados. Fuente: Leal (2016).

Variable	Arreglo	Promedio	Min	Max	Desviación estándar
Materia orgánica gruesa	Cascada	4,981	1,380	11,270	3,112
	Escalón- Pozo	1,742	0,064	5,752	2,032
	Lecho- Plano	3,246	0,821	5,114	1,211
	Rápido - remanso	3,257	0,738	12,476	3,331
	Dunas	8,845	1,094	57,044	17,057
Materia orgánica fina	Cascada	0,295	0,039	1,313	0,415
	Escalón- Pozo	0,648	0,035	1,648	0,496
	Lecho- Plano	12,830	0,044	43,779	19,919
	Rápido - remanso	0,153	0,031	0,687	0,195
	Dunas	0,185	0,045	0,384	0,109

Tomando en cuentas las variables descritas anteriormente, se aplica un análisis de similitud (ANOSIM) como prueba estadística para el contraste de hipótesis utilizando la distancia euclideana:

La comparación de los cinco tramos en función de las variables hidráulicas (tabla 10) arroja diferencias significativas entre los mismos ($r= 0.6592$ y $p \leq 0.0001$). Similares resultados se evidencian al utilizar las variables fisicoquímicas (tabla 11) ($r= 0.4111$ y $p \leq 0.0001$), no obstante algunos tramos son fisicoquímicamente similares: cascada no difiere de rápidos-remansos y dunas, y lecho-plano no difiere de escalón pozo.

El análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) ha permitido visualizar cuales variables han sido determinantes en la diferenciación entre tramos. La tabla 12 refleja los resultados del SIMPER para las variables hidráulicas, en ella se observa que la descarga, velocidad y la profundidad acumulan casi un 94 % de la contribución a la diferenciación entre tramos. En la tabla 13 se muestran los resultados de la contribución de las variables físico-químicas, siendo la materia orgánica fina, turbidez y materia orgánica gruesa las variables que contribuyen con casi un 96% a la diferenciación fisicoquímica entre los tramos evaluados.

Tabla 10. Resultados de la prueba a posteriori de comparación de media (ajuste de Bonferroni) del análisis de ANOSIM basado en las variables hidráulicas para la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).

	C	EP	LP	RR	D
C		0,016	0,014	0,069	0,001
EP	0,016		0,001	0,002	0,001
LP	0,014	0,001		0,007	0,001
RR	0,069	0,002	0,007		0,001
D	0,001	0,001	0,001	0,001	

Diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Tabla 11. Resultados de la prueba a posteriori de comparación de media (ajuste de Bonferroni) del análisis de ANOSIM basado en las fisicoquímicas para la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).

	C	EP	LP	RR	D
C		0,001*	0,001*	1	0,159
EP	0,001*		0,25	0,001*	0,001*
LP	0,001*	0,25		0,001*	0,003*
RR	1	0,001*	0,001*		0,033*
D	0,159	0,001*	0,003*	0,033*	

*Diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Tabla 12. Análisis de similitud (SIMPER). Contribución de las variables hidráulicas en la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).

Variable	Disimilitud promedio	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado	Promedio en EP	Promedio en LP	Promedio en RR	Promedio en D	Promedio en C
Descarga	1,945	53,7	53,7	1,12	1,19	1,33	2,94	0,712
Velocidad	1,031	28,45	82,15	-0,59	-0,671	-0,304	0,777	-0,629
Profundidad	0,424	11,71	93,86	1,19	0,918	1,05	1,41	0,396
Pendiente	0,1072	2,958	96,81	0,424	0	0,12	0	0,433
Ancho	0,1034	2,855	99,67	0,608	1,04	0,68	0,856	1,04
Altitud	0,01197	0,3305	100	2,21	2,17	2,1	2,09	2,28

Tabla 13. Análisis de similitud (SIMPER). Contribución de las variables físico - químicas en la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).

Variable	Disimilitud promedio	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado	Promedio en EP	Promedio en LP	Promedio en RR	Promedio en D	Promedio en C
Materia orgánica fina	1,222	49,02	49,02	-0,4	0,0561	-1,02	-0,812	-0,903
Turbidez	0,6324	25,36	74,38	-0,507	-0,478	0,6	0,27	0,632
Materia orgánica gruesa	0,5387	21,6	95,99	-0,151	0,472	0,394	0,596	0,554
Porcentaje de oxígeno	0,04982	1,998	97,99	1,67	1,65	1,92	1,94	1,96
Concentración de oxígeno	0,04534	1,818	99,81	0,635	0,557	0,881	0,805	0,863
Conductividad	0,001749	0,07014	99,88	-0,645	-0,608	-0,598	-0,615	-0,611
Temperatura del aire	0,001223	0,04905	99,92	1,4	1,41	1,36	1,38	1,36
Temperatura del agua	0,001215	0,04874	99,97	1,38	1,4	1,4	1,44	1,38
pH	0,0006626	0,02657	100	0,879	0,888	0,889	0,91	0,909

Determinación de los atributos biológicos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce

A través de la caracterización biológica de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se logran identificar 31 familias y 11 órdenes en los arreglos hidrogeomorfológicos evaluados en la microcuenca del río Guáquirá. En la figura 5, se observa la riqueza total de familias de macroinvertebrados en cada arreglo. Siendo cascada, ubicado en el extremo superior aguas arriba, uno de los arreglos con mayor riqueza, mientras que dunas, ubicado en el extremo inferior aguas abajo, el de menor riqueza de familias.

La tabla 14, refleja las familias más importantes a nivel ambiental presentes en cada arreglo hidrogeomorfológico. En el caso de cascada, este es uno de los arreglos que presenta las familias más susceptibles a la contaminación, tal es el caso de las familias pertenecientes a los órdenes de insectos plecóptera, Ephemeroptera y Trichóptera. Por el contrario, el arreglo dunas es el que presenta la menor cantidad de estas familias susceptibles.

En la figura 6, se observa la distribución porcentual de los taxa de macroinvertebrados bentónicos presentes en los tramos evaluados en la microcuenca del río Guáquirá. La clase Insecta aporta la mayor contribución a la abundancia de

macroinvertebrados, siendo los órdenes de insectos: Coleóptera, Díptera y Ephemeroptera los más abundantes.

La figura 7, muestra la distribución porcentual particular para cada tramo, la tendencia es a observar que cada tramo parece presentar una agregación comunitaria particular y que la riqueza tiende a disminuir aguas abajo, siendo dunas el tramo con la menor riqueza y abundancia de familias de macroinvertebrados bentónicos.

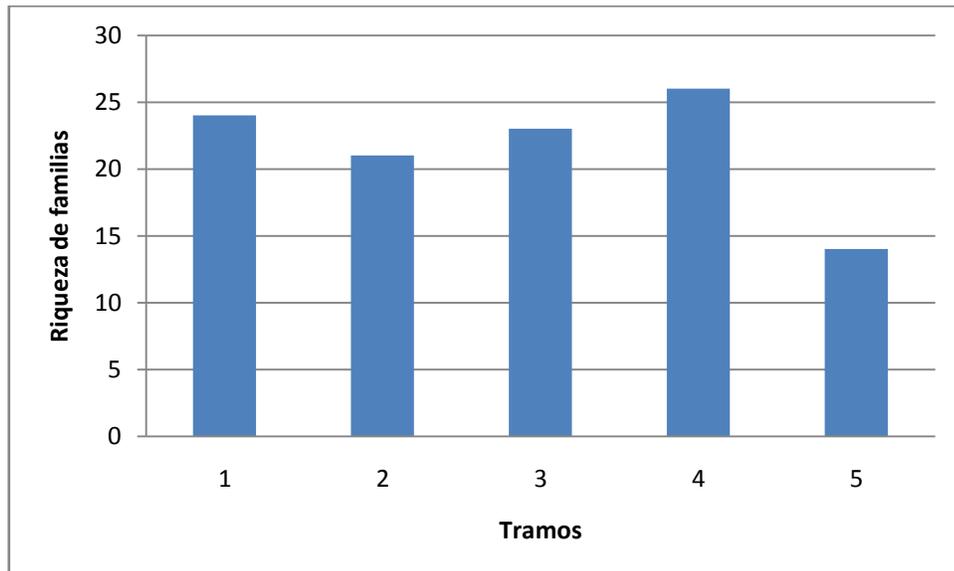


Figura 5. Riqueza total de familias de macroinvertebrados bentónicos en presentes en los arreglos hidrogeomorfológico tramos identificados (1: Cascada, 2: Escalón-Pozo, 3: Lecho- Plano, 4: Rápido-Remanso, 5: Dunas). Fuente: Leal, V (2016).

Tabla 14. Riqueza de las familias de insectos más importantes a nivel ambiental, presentes en los arreglos hidromorfológicos identificados. Fuente: Leal, V (2016).

TRAMOS	RIQUEZA DE FAMILIA					
	Plecóptera	Ephemeroptera	Trichoptera	Odonata	Coleóptera	Díptera
Cascada	1	4	4	3	3	3
Escalón- Pozo	1	3	4	3	3	2
Lecho- Plano	1	3	5	3	3	5
Rápido-Remanso	1	4	4	4	3	5
Dunas	0	3	2	3	2	3

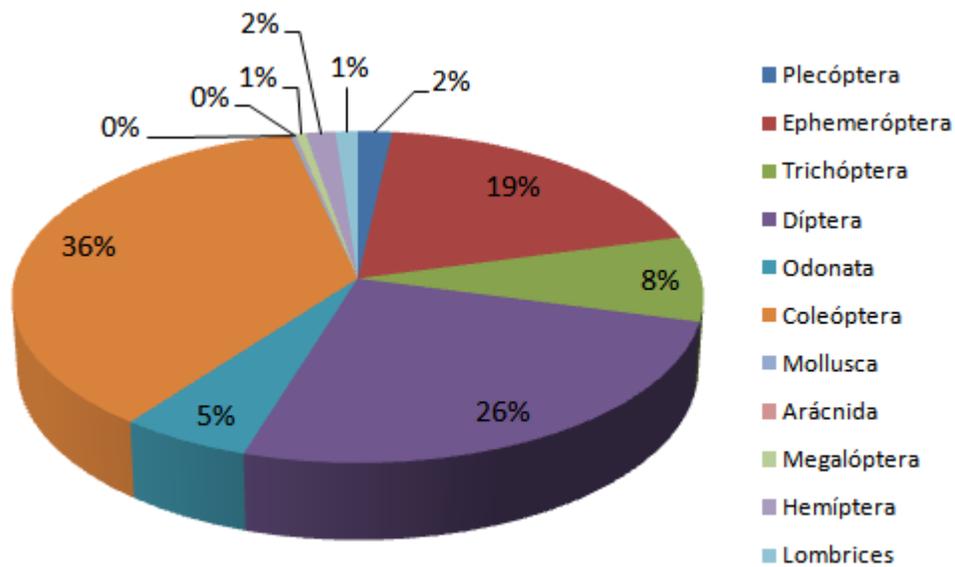


Figura 6. Distribución porcentual general de Taxa de macroinvertebrados bentónicos presentes en los arreglos hidromorfológicos. Fuente: Leal, V (2016).

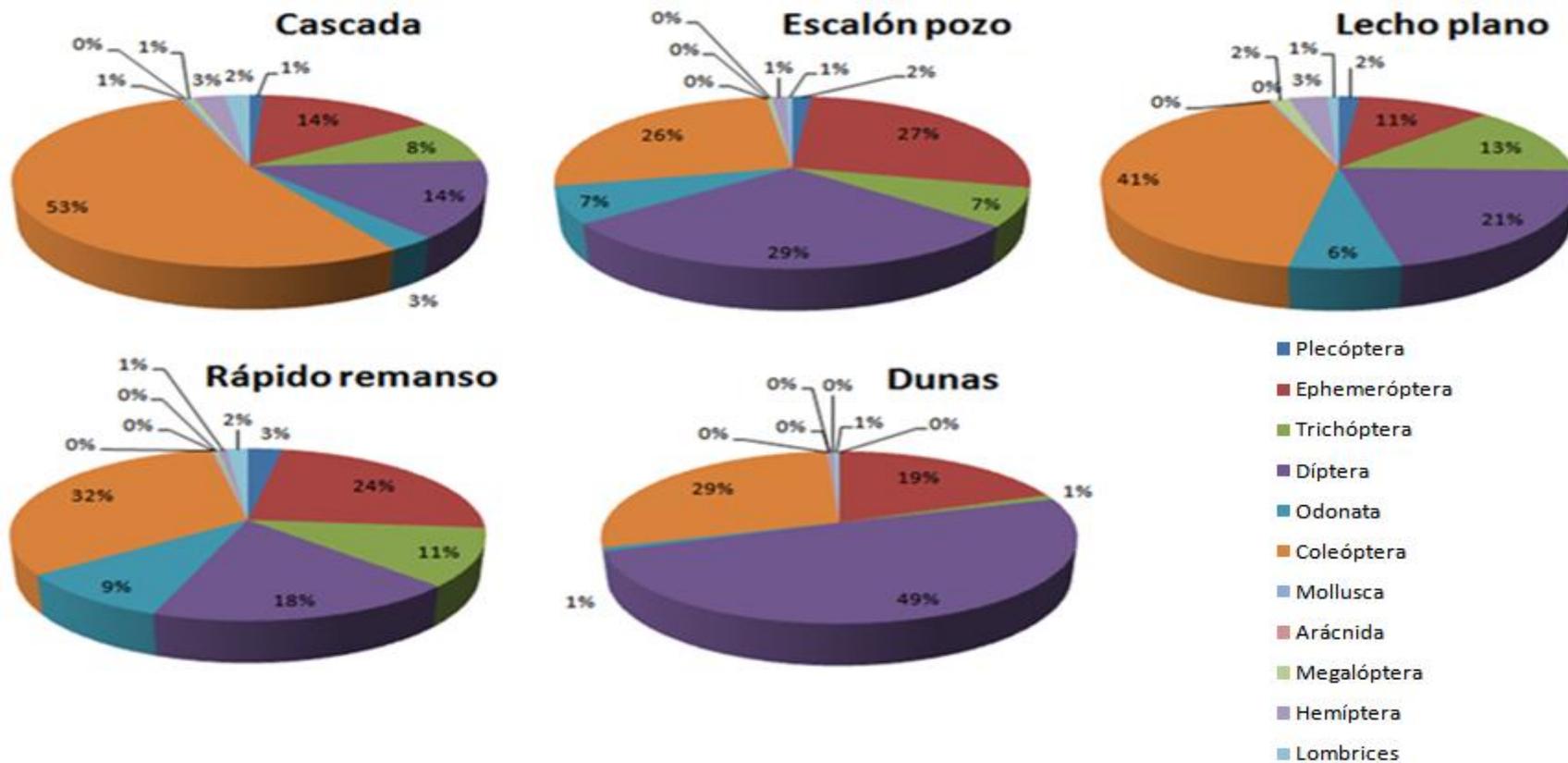


Figura 7. Distribución individual porcentual de Taxa de macroinvertebrados bentónicos en cada uno de los arreglos identificados.

Fuente: Leal, V (2016).

Análisis de la calidad del agua presente en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce, en función de índices bióticos

Luego de evaluar las variables que caracterizaban a cada tramo reconocido visualmente y de evidenciar la posibilidad de diferenciarlos hidrogeomorfológicamente con ayuda de análisis multivariados y seguidamente describir la distribución porcentual de las familias presentes en cada tramo se procede a estimar la calidad del agua utilizando el índice BMWP'col (tabla 15), el CCA (tabla 16) y el índice deHilsenhoff (tabla 17) para cada arreglo hidrogeomorfológico.

Tabla 15. Valores obtenidos del índice biótico BMWP'Col.Fuente: Leal, V (2016).

Arreglo	Valores BMWP'Col	Calidad del agua	Significado
Cascada	171	Buena	Aguas muy limpias a limpias
Escalón- Pozo	151	Buena	Aguas muy limpias a limpias
Lecho- Plano	162	Buena	Aguas muy limpias a limpias
Rápido-Remanso	183	Buena	Aguas muy limpias a limpias
Dunas	93	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas

Tabla 16. Valores obtenidos del CCA. Fuente: Leal, V (2016).

Arreglo	Valores de CCA	Calidad del agua
Cascada	0,93	Buena
Escalón- Pozo	0,83	Buena
Lecho- Plano	0,89	Buena
Rápido-Remanso	1,00	Alta
Dunas	0,51	Escasa

Tabla 17. Valores obtenidos del índice biótico de Hilsenhoff. Fuente: Leal, V (2016).

Arreglo	Valores de Hilsenhoff	Calidad
Cascada	3,41	Excelente
Escalón- Pozo	4,05	Muy buena
Lecho- Plano	3,92	Muy buena
Rápido-Remanso	3,89	Muy buena
Dunas	4,78	Buena

Los resultados arrojados por los índices apoyan lo planteado en las hipótesis de este proyecto de investigación para la microcuenca del río Guáquira, según la cual al ser un área de reserva hidrológica caracterizada por el bajo impacto de las actividades humanas y agrícolas sobre los tributarios y el cauce principal, es un valioso objeto de estudio para probar el efecto de la hidrogeomorfología sobre la evaluación de la calidad del agua en cauces naturales.

Evaluación de la influencia de los arreglos hidrogeomorfológicos del río "La Guáquira" San Felipe- Edo. Yaracuy sobre los macroinvertebrados bentónicos.

Los análisis previos hasta este punto han puesto en evidencia que es posible reconocer físicamente diferentes tipos de tramos dentro de un curso de agua natural, aun a unos pocos kilómetros de distancia entre ellos. La descripción general de las familias que conforman las comunidades de macroinvertebrados en dichos tramos parece indicar que las mismas tienden a agregarse de manera particular en cada tipo de tramo. No obstante, para evidenciar estadísticamente si esta tendencia es verificable se emplea un Análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (EMNM) basado en la medida de similitud de Bray- Curtis, con la finalidad de comparar la composición de las comunidades de Macroinvertebrados Bentónicos presentes en cada tipo de tramo y asociar que variables abióticas explican el posible ordenamiento encontrado.

La figura 8, muestra el resultado del ordenamiento de la composición de los Macroinvertebrados y su asociación con las variables hidráulicas que caracterizan a los arreglos estudiados. Se puede observar que la composición taxonómica del tramo dunas (D) es la más disímil comparándola con los restantes tramos. Los tramos RR, LP, EP y C parecen presentar comunidades similares entre sí. Tal como se evidenció al evaluar la hidráulica de los tramos, el tramo dunas (D) presenta la mayor descarga, velocidad y profundidad, características que se espera presenten los cursos aguas en la cercanía de su desembocadura. Mientras que los restantes tramos se caracterizan por tener los cauces más estrechos, menos profundos y de menor velocidad pero con el mayor valor del índice biótico BMWP'Col, típico de los tributarios.

Es importante resaltar, que los índices utilizados en el presente trabajo fueron diseñados con estrategias diferentes al momento de evaluar la calidad del agua. En el caso del índice BMWP'Col, los valores más altos representan una calidad del agua buena y los valores menores pueden presentar organismos más adaptados a sobrevivir en la contaminación. Por el contrario, el índice de Hilsenhoff representan con valores menores aquellos tramos donde la calidad del agua es excelente y valores mayores una calidad del agua muy pobre. Debido a esto, el análisis multivariado refleja tal diferencia colocándolos en cuadrantes opuestos, considerando la calidad del agua. En tal sentido, se comprueba nuevamente que los tramos pueden afectar la calidad del agua dependiendo de sus características hidrogeomorfológicas.

Al evaluar la asociación entre el ordenamiento de las comunidades de macroinvertebrados de cada tramo y las variables fisicoquímicas (la figura 9), se observa nuevamente la diferenciación de las comunidades de dunas con respecto a los otros tramos, estando estas comunidades afectadas por mayores valores de temperaturas del agua, pH, turbidez y materia orgánica particulada fina característicos de este tipo de tramo (Dunas) el cual tiende a ubicarse en la cercanía de las desembocaduras, presentando una vegetación abierta la cual permite mayor incidencia de luz solar en el agua, mayor acumulación de materia orgánica ya descompuesta como detritus, entre otros.

En el ordenamiento de las variables físico-químicas y la composición de los Macroinvertebrados en los diferentes arreglos hidrogeomorfológicos. se observa que la temperatura del agua, pH, conductividad y turbidez son las variables más representativas en los 4 cuadrantes, logrando una diferenciación entre los arreglos muestreados.

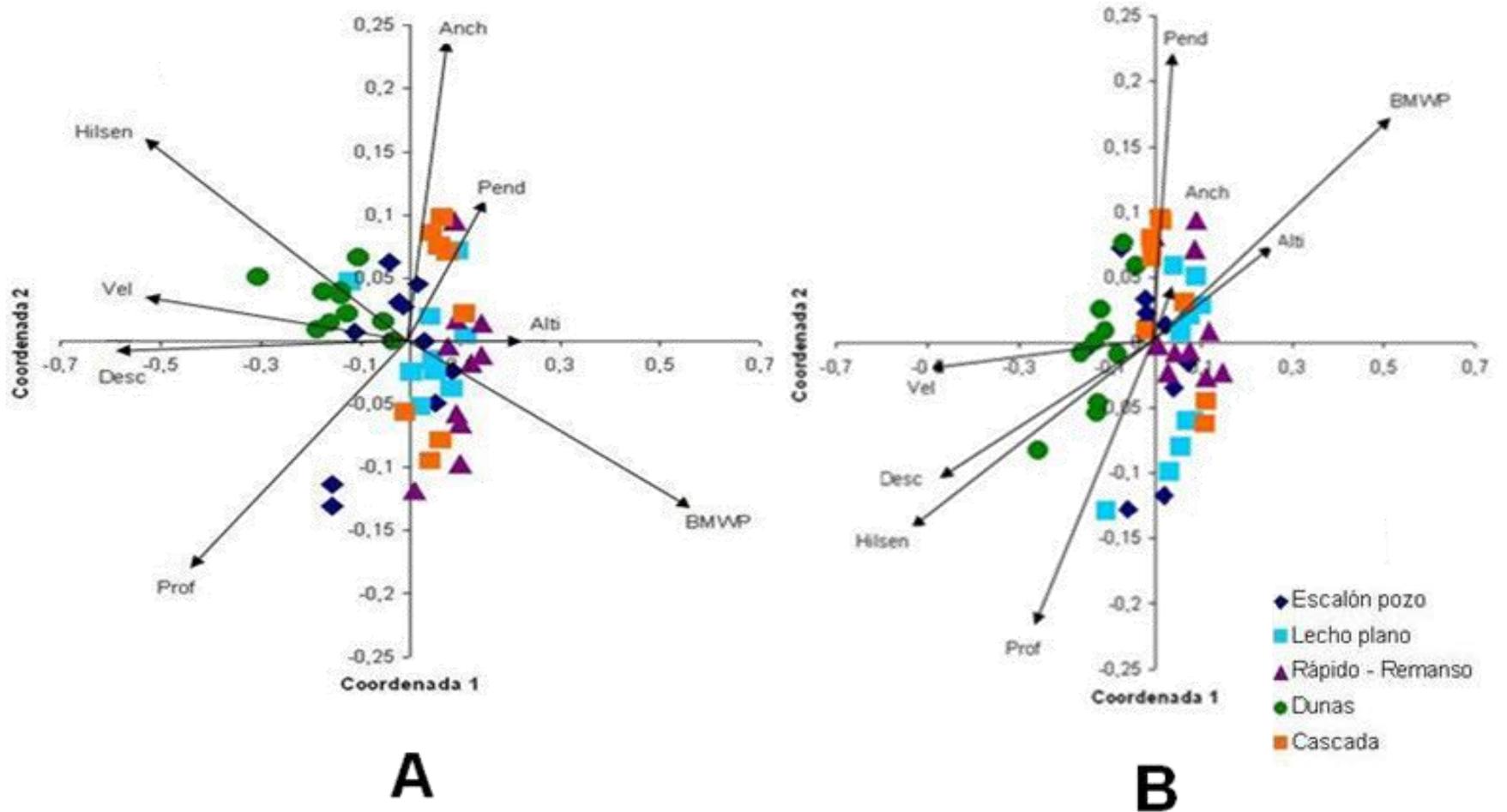
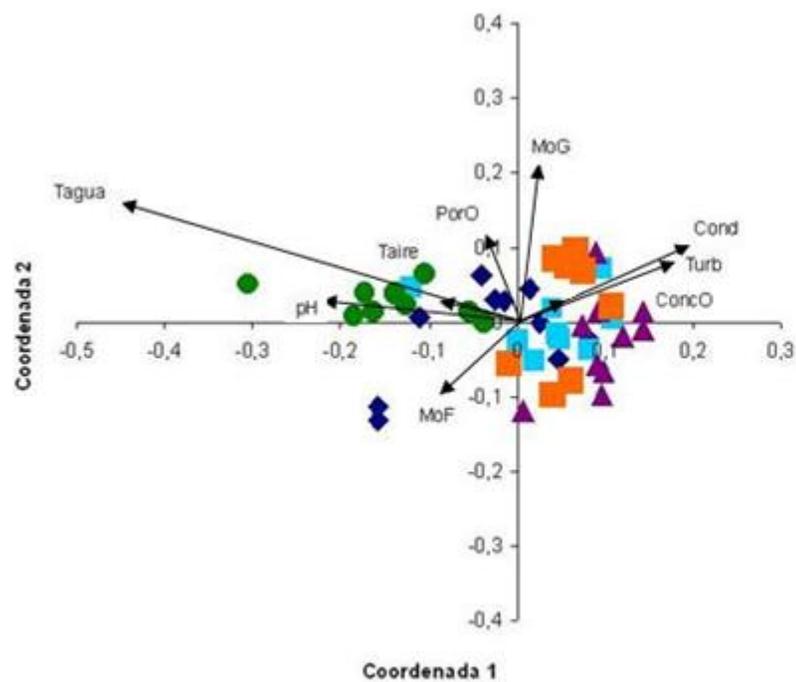
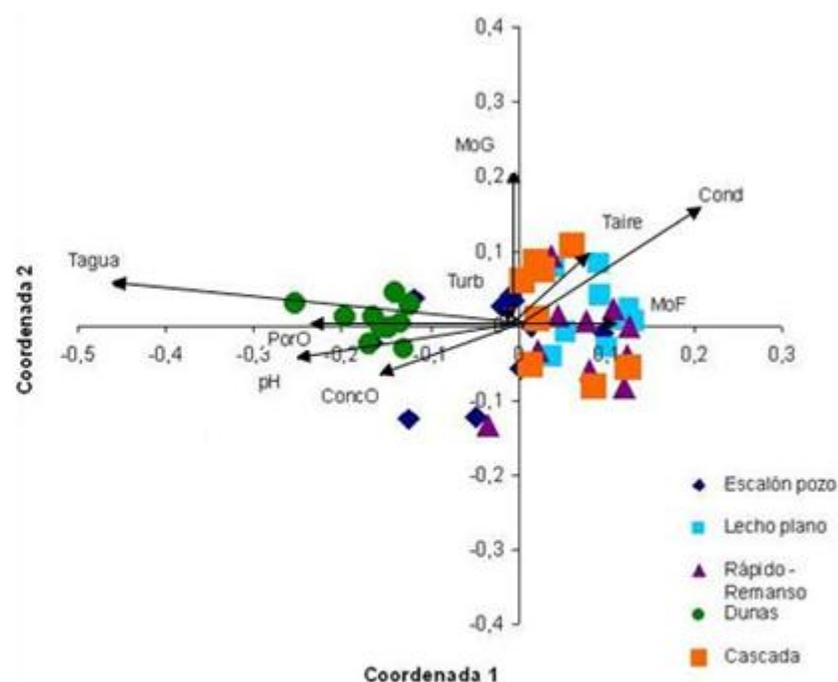


Figura 8. Ordenamiento de la comunidad de macroinvertebrados y su relación con las hidráulicas en los 5 tramos muestreados en la Hacienda la Guáquira. (A corresponde el eje 1 con 2 y B corresponde el eje 2 con 3, Fuente: Leal, V (2016).



A



B

Figura 9. Ordenamiento de la comunidad de macroinvertebrados y su relación con las variables físico – químicas en los 5 tramos muestreados en la Hacienda la Guáquira. (A corresponde el eje 1 con 2 y B corresponde el eje 2 con 3. Fuente: Leal, V (2016).

Con el fin de corroborar si existen diferencias entre los tramos muestreados con respecto a los índices bióticos aplicados, se emplea la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. En la tabla 18, se puede evidenciar que la calidad del agua medida mediante el índice BMWP'Col es similar para todos los tramos ($P > 0,05$). Por el contrario, en la tabla 19 se puede visualizar que el índice biótico de Hilsenhoff si evidenciar diferencias significativas para Dunas con respecto al resto de los tramos muestreados. Estos resultados obtenidos verifican lo señalado anteriormente, siendo éste un índice biótico con mayor sensibilidad a los cambios en la calidad del agua.

Tabla 18. Resultados obtenidos de la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis del índice BMWP'Col para la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).

	C	EP	LP	RR	D
C	0	0,5202	0,7622	0,3445	0,9097
EP	1	0	0,3845	0,1399	0,8205
LP	1	1	0	0,4055	0,4727
RR	1	1	1	0	0,2123
D	1	1	1	1	0

Diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Tabla 19. Resultados obtenidos de la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis del índice Hilsenhoff para la comparación de los tramos identificados en la microcuenca del río Guáquira (C: cascada, EP: escalón- pozo, LP: lecho-plano, RR: rápido-remanso, D: dunas). Fuente: Leal (2016).

	C	EP	LP	RR	D
C	0	0,273	0,4725	0,3073	0,03749*
EP	1	0	0,4725	0,5204	0,1041
LP	1	1	0	0,9698	0,009082*
RR	1	1	1	0	0,004571*
D	0,3749	1	0,09082	0,04571	0

*Diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

DISCUSIÓN

Identificación de los tipos de arreglos hidrogeomorfológicos del cauce del río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy)

Durante la elaboración de la presente investigación, se establece como hipótesis evaluar si existe la influencia de los arreglos hidrogeomorfológicos que caracterizan un río neotropical sobre la calidad del agua de este ecosistema. Se lograron identificar 5 arreglos hidrogeomorfológicos, tomando en cuenta las variables abióticas estimadas se logra evidenciar que existe una diferencia significativa entre los arreglos ubicados aguas arriba como, por ejemplo, Cascada y los arreglos ubicados aguas abajo como Dunas.

Según Roldan y Ramírez (2008) en la parte alta de estos ecosistemas, las corrientes son por lo general de agua clara, transparente y de poco caudal, estas aguas corren por lechos rocosos, pedregosos o arenosos. La diversidad de hábitat es mayor debido a estas condiciones, donde es importante resaltar el incremento en la cantidad de sólidos en suspensión, lo cual aumenta a su vez la productividad del ecosistema. Además, estas corrientes son torrentosas y frecuentemente forman caídas o cascadas de varios metros de altura, lo cual favorece la oxigenación del agua y permite la presencia de organismos que requieren obligatoriamente estas condiciones para poder sobrevivir.

Aguas abajo del río, el transporte de sólidos disueltos y suspendidos aumenta, al igual que la productividad del ecosistema pero comienza a disminuir la diversidad de especies. Los caudales aumentan y los ríos comienzan a correr por los valles. La velocidad es lenta, sus cauces comienzan a serpentear y rompen por los sitios más débiles hasta formar islas a lo largo de todo su curso. Además, la sedimentación de materiales es alta, lo que favorece la formación de islotes y a veces el cambio del cauce del río (Roldan y Ramírez, 2008).

Caracterización las variables hidráulicas, físico-químicas y ambientales que definen a los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce

En la estimación de las variables hidráulicas que caracterizan los arreglos, se observan valores esperados tales como una menor velocidad, profundidad y descarga aguas arriba, los cuales aumentan aguas abajo en el arreglo Dunas, además se observa un aumento en la pendiente y altitud aguas arriba, lo cual disminuye a medida que se descende en el cauce.

En las variables físico – químicas estimadas, se observa que en los arreglos ubicados aguas arriba la temperatura del agua y del aire disminuyen, por otra parte en los arreglos aguas abajo la temperatura del agua es una de las variables más representativas con valores más altos posiblemente debido a que se pierde gran parte de la vegetación ribereña, la cual puede ayudar a preservar valores menores de temperatura. Además, se observa un incremento en la materia orgánica gruesa.

Según Roldan y Ramírez (2008) los cambios sucesivos en estos ecosistemas se encuentran acompañados de cambios físico – químicos del agua, lo cual produce el establecimiento de comunidades específicas de macroinvertebrados, peces y otros organismos, los cuales se adaptan a las condiciones del hábitat. La calidad físico – química del agua en la parte alta de las corrientes es normalmente buena cuando no hay riesgos de contaminación, considerando que el contenido de oxígeno es alto, las aguas son claras y transparentes en comparación con los sitios ubicados aguas abajo, además poseen pocos nutrientes y una baja conductividad.

A medida que se desciende en el trayecto del río, el agua va adquiriendo gradualmente una temperatura mayor, el oxígeno mantiene niveles altos debido a las caídas y las irregularidades del cauce, el agua se torna un poco turbia especialmente en épocas de lluvia, además se incrementan la concentración de nutrientes y los valores de conductividad. En las partes bajas y valles, la temperatura puede incrementar entre 8 a 10 °C con respecto a la parte alta, disminuye la cantidad de oxígeno debido a un aumento en la profundidad, generando una acumulación de materia orgánica en el trayecto y una velocidad menor y la conductividad aumenta 5 o más veces con respecto a la parte alta (Roldan y Ramírez, 2008).

Sin embargo, es importante resaltar que algunas variables no cumplen con las características expresadas con anterioridad, posiblemente se deba a que estos puntos de muestreos están ubicados cerca de asentamientos humanos donde se generan alteraciones durante la construcción de casas, actividades de agricultura y ganadería,

entre otras actividades. Por ejemplo, en las variables hidráulicas la profundidad aumenta en el tramo Escalón – Pozo, el ancho aumenta en Cascada y Lecho – Plano. En las variables físico – químicas la conductividad, turbidez y materia orgánica gruesa aumenta, así como la materia orgánica fina en Lecho – Plano.

Determinación de los atributos biológicos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce

La biota acuática es diversa en las partes altas del río y disminuye gradualmente a medida que se desciende en el cuerpo de agua. La biomasa es menor en las partes altas, pues tanto la fauna de macroinvertebrados como los peces está constituida por organismos pequeños en su mayoría, a medida que se desciende la biomasa aumenta. Las variaciones registradas a lo largo del río se van generando con un cambio gradual de las comunidades, hasta que se presenta un reemplazo total de los mismos (Roldan y Ramírez, 2008).

La fauna de macroinvertebrados está representada fundamentalmente en las partes altas por efemerópteros, trichópteros y plecópteros así como megalópteros, algunos dípteros como los simulidae, pocos odonatos y hemípteros. A medida que se desciende en el río, disminuye la diversidad de efemerópteros, trichópteros y plecópteros, aumenta los odonatos, hemípteros y turbelarios. En las partes bajas aumentan los odonatos y hemípteros, abundan ciertos dípteros como los

Chironomidae al igual que los moluscos, hirudíneos y oligoquetos (Roldan y Ramírez, 2008).

En tal sentido, es importante resaltar que tales valores se han obtenido en los resultados del presente trabajo, donde la riqueza de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos aumenta aguas arriba y disminuye a medida que se descende en los tramos evaluados. Igualmente se observa una mayor abundancia de plecópteros, efemerópteros, trichópteros y megalópteros aguas arriba y una mayor dominancia de los dípteros aguas abajo. Sin embargo, los moluscos y lombrices se han encontrados en algunos puntos ubicados aguas arriba, siendo esto de interés debido a que es posible corroborar la afectación de las comunidades de humanos en las cercanías del río, lo cual puede favorecer la presencia de estos organismos.

Análisis de la calidad del agua presente en los arreglos hidromorfológicos del cauce, en función de índices bióticos

Hay que destacar que durante la aplicación de los índices bióticos, aguas arriba se presenta una calidad de agua óptima donde son abundantes los macroinvertebrados bentónicos más susceptibles a las alteraciones ambientales. En estos arreglos ubicados aguas arriba, a pesar de observar la presencia de pequeños asentamientos de personas y cultivos de diferentes vegetales en los conucos de estos pobladores, la calidad del agua todavía no ha sido alterada gravemente.

Sin embargo, en los arreglos hidrogeomorfológicos ubicados aguas abajo la calidad del agua fue calificada como "Buena o aceptable" en ambos índices bióticos, siendo Dunas uno de los arreglos con esta calificación. Se debe resaltar que los hábitats como rocas o vegetación sumergida donde podrían sobrevivir la mayoría de los Macroinvertebrados bentónicos no se han observado con frecuencia, siendo predominante la presencia de los Dípteros los cuales poseen un sistema respiratorio adaptado a condiciones con poco oxígeno.

Estos resultados son similares a los obtenidos por Storaci y col. (2013), quienes realizaron una evaluación de calidad del agua en un río del Estado Carabobo utilizando bioindicadores y parámetros físico – químicos, observando que el número de especies de bioindicadores sensibles a la contaminación disminuye de manera drástica a medida que se desciende por el cauce del río, mientras que el número de especies que son tolerantes a la contaminación tiende a aumentar en la misma dirección.

En relación a la calidad del agua, Segnini y col. (2009) realizaron una evaluación de la calidad del agua en ríos de Los Andes venezolanos usando el índice biótico BMWP, los resultados de la investigación demostraron que al utilizar estos índices se puede distinguir los puntos del cauce que han sido perturbados, además es posible ordenar los sitios en un gradiente de condiciones de calidad de agua que se correlacionó con los análisis multivariados. Por lo tanto, se puede resaltar la

utilización de índices bióticos en programas de biomonitoreo de la condición ecológica en los ecosistemas acuáticos de Venezuela.

Evaluación de la influencia de los arreglos hidrogeomorfológicos del río "La Guáquira" San Felipe- Edo. Yaracuy sobre los macroinvertebrados bentónicos.

Tomando en cuenta los arreglos evaluados y la calidad del agua asociada a la presencia de macroinvertebrados bentónicos, se pudo evidenciar que la hidrogeomorfología es un factor importante debido a que refleja condiciones necesarias para el establecimiento de comunidades específicas de estos organismos donde sus variables abióticas juegan un papel elemental para que esto ocurra, facilitando las necesidades alimenticias, fisiológicas, entre otras para la supervivencia de estas comunidades.

Roach y col (2014), Montoya y col (2013) y Hoeinghaus y col (2011) proponen que la abundancia de los organismos bioindicadores son altamente afectados por la hidrogeomorfología del río, resaltan que variables como turbidez, materia orgánica, carbono, nitrógeno, fósforo, flujo del caudal y la vegetación pueden estar asociadas a la disponibilidad de nutrientes para estos organismos, lo cual puede afectar en su abundancia en cada arreglo.

En tal sentido, Pérez (2016) resalta en su trabajo doctoral que los procesos hidrogeomorfológicos pueden ser capaces de afectar las comunidades de

bioindicadores presentes en el río a una escala de hábitats. Esto se explica debido a que pueden modificar las variables que caracterizan el entorno donde están presentes estos organismos, incrementando el transporte y deposición de materia orgánica, velocidad, profundidad entre otras, por lo tanto la composición de las comunidades bioindicadoras se adaptan a estas condiciones para poder sobrevivir.

Por ello, a partir de los resultados obtenidos se puede establecer una gran utilidad de esta metodología a la hora de realizar evaluaciones de biomonitoreo. En donde, es posible seleccionar tramos con características particulares, por ejemplo los representados por condiciones hidrogeomorfológicas en específico logrando así una evaluación ambiental más exhaustiva.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Identificación de los tipos de arreglos hidrogeomorfológicos del cauce del río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy)

Durante la identificación de los tipos de arreglos hidrogeomorfológicos, se han visualizado un total de 5 arreglos Cascada, Escalón- Pozo, Lecho- Plano, Rápido-Remanso y Dunas, según la metodología propuesta por Montgomery y Buffington (1997). Además se ha logrado la caracterización de las variables hidráulicas, físico-químicas y ambientales que representan dichos arreglos encontrándose disimilitudes significativas en los arreglos.

Caracterización las variables hidráulicas, físico-químicas y ambientales que definen a los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce

A través de la evaluación de los arreglos hidrogeomorfológicos realizada en el río "La Guáquira" (San Felipe- Edo. Yaracuy) y su efecto sobre la bioindicación mediante macroinvertebrados bentónicos, se ha demostrado que en cada arreglo existen diferencias en las variables abióticas, las cuales pueden ejercer una influencia directa en la abundancia de los organismos bioindicadores como los Macroinvertebrados Bentónicos.

Determinación de los atributos biológicos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce

Con respecto a los atributos biológicos que representan cada tramo, se ha podido determinar la presencia de comunidades de macroinvertebrados bentónicos sensibles a la contaminación ubicados en los tramos aguas arriba. A medida que se desciende por el cauce del río se observa un cambio en la composición de estas comunidades presentándose organismos más tolerantes a los cambios en el hábitat.

Análisis de la calidad del agua presente en los arreglos hidrogeomorfológicos del cauce, en función de índices bióticos

Tomando en cuenta los índices bióticos utilizados, se observa una buena calidad del agua en aquellos tramos que poseen las características hidráulicas, físico-químicas y ambientales ideales para la presencia de organismos sensibles a la contaminación. Por el contrario, en aquellos tramos donde estas variables presentan condiciones poco ideales para la sobrevivencia de los Macroinvertebrados Bentónicos, se observa una abundancia de organismos más tolerantes a la contaminación, con adaptaciones especiales para sobrevivir en estas condiciones, obteniendo una calidad del agua menor.

Igualmente, es importante resaltar que tanto la composición taxonómica de macroinvertebrados bentónicos presentes en el cuerpo de agua como los índices bióticos han sido capaces de evidenciar diferencias significativas con respecto a la calidad del agua, pudiendo ser utilizados adecuadamente para el manejo de cuencas hidrográficas en Venezuela. Además es posible corroborar estos resultados con los análisis estadísticos aplicados, observándose su relación con los diferenciados según su hidrogeomorfología.

Evaluación del efecto de la hidrogeomorfología del río Guáquira- Edo Yaracuy sobre los macroinvertebrados bentónicos

Al realizar la comparación de las comunidades de Macroinvertebrados Bentónicos y la relación con los ordenamientos de las variables abióticas y atributos biológicos, se observa nuevamente la separación de los arreglos dependiendo de las variables nombradas con anterioridad y la presencia de los organismos bioindicadores, resaltando las variables que pueden afectar la presencia de los organismos tolerantes como la disminución del oxígeno, una mayor velocidad, altas temperaturas, aumento del caudal, lo que posiblemente favorezca la presencia de aquellos organismos mejor adaptados a esas condiciones los cuales tienden a ser más tolerantes a la contaminación.

Finalmente, es importante resaltar la utilización de estas técnicas de biomonitoreo en los ecosistemas acuáticos, debido a que brindan una evaluación

confiable a los cambios de la calidad del agua, sirviendo como una herramienta excelente al momento de establecer una evaluación de un impacto ambiental. Dicha evaluación puede realizarse antes y después de haber desarrollado una obra de aprovechamiento de este recurso, además es obligatorio según la Ley de Agua la implementación adecuada de técnicas de biomonitorio para la realización de planes de gestión integral de las aguas.

Se recomienda en estudios futuros, tomar en cuenta las limitantes para la aplicación de esta metodología, preferiblemente se debe desarrollar en ecosistemas acuáticos poco intervenidos tales como áreas protegidas donde no se realicen actividades que pueden alterar algunos de los resultados esperados. Si se requiere evaluar la calidad del agua utilizando los índices bióticos, es importante tomar en cuenta la posible fuente de contaminación esta debería ser preferiblemente sobre la materia orgánica.

También se recomienda, establecer las relaciones de las variables estimadas en una escala temporal – espacial, con la finalidad de observar si existen diferencias en las comunidades de Macroinvertebrados Bentónicos en diferentes arreglos hidrogeomorfológicos. Además, realizar estudios en escalas menores, por ejemplo, microhábitats con el fin de estudiar el aprovechamiento de los nutrientes presentes en esta escala.

Igualmente, se recomienda continuar con estudios de calidad de agua utilizando bioindicadores como herramientas de muestreo, con el fin de promover la aplicación de estas técnicas con mayor frecuencia a escala nacional al momento de implementar obras para el aprovechamiento del recurso hídrico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abarca, H. 2007. El uso de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. *Revista Biocenosis*. 20 (95-104).
- Alba-Tercedor, J. 1996. *Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos*. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería. 2: 203-213.
- Alvarez Cabria, M. 2010. *Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria*. Repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua.
- Arias, F. 1999. *El proyecto de Investigación, introducción a la Metodología Científica*, Editorial Episteme, Caracas.
- Baca, G. Romero, S y Cruz, M. 2007. *Proyectos ambientales en la Industria*. Grupo editorial Patria. Primera edición. México. 280pp.
- Bae, M. y Young-Seuk, Park. 2009. *Changes in Benthic Macroinvertebrate Communities in Response to Natural Disturbances in a Stream*. *Journal of Ecology and Environment*. 32(3), 197-206.
- Barbour, MT, Gerritsen, J. Snyder, BD y Stribling, Y. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. Second edition. EPA 841-b-99-002. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water- Washington D.C.
- Benda, L. Poff, N. Miller, D. Dunne, T. Reeves, G. Pess, G. y Pollock, M. 2004. *The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats*. *BioScience*, 54(5), 413-427.
- Brooks, A. Haeusler, T. Reinfelds, I. y Williams, S. 2005. *Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles*. *Freshwater Biology*, 50(2), 331-344.
- Buffington, J. 2012. *Changes in channel morphology over human time scales (Chapter 32)*. *Gravel-Bed Rivers: Processes, Tools, Environments*, Chichester, 433-463.
- Collins, D. Montgomery, R. Fetherston, K. y Abbe, T. 2012. *The floodplain large-wood cycle hypothesis: A mechanism for the physical and biotic structuring of temperate forested alluvial valleys in the North Pacific coastal ecoregion*. *Geomorphology*, 139, 460-470.
- Domínguez, E. y Fernández, H. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos*. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales. Instituto M. Lillo. Editorial universitaria de Tucumán. Tucumán, Argentina. 237 pp.

- Elosegi, A. Díez, J. y Mutz, M. 2010. *Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems*. *Hydrobiologia*, 657(1), 199-215.
- Frissell, C., Liss, W., Warren, C. y Hurley, M. 1986. *A hierarchical framework from habitat classification: viewing stream in a watershed context*. *Environmental Management*. 10(2), 199-214.
- Gamboa, M. Reyes, R y Arrivillaga, J. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología*. 48 (2), 109-120.
- Guevara, E. 2000. *Sistemas de conservación y rehabilitación de cuencas*. Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad de Carabobo (CDCH-UC). Valencia, Venezuela. 420pp.
- Guevara, E. 2004. *Modelos de Administración, aplicados al manejo de Cuencas Hidrográficas. (Administration models applied to watershed management)*. Dirección General de Medios y publicaciones, Universidad de Carabobo. Valencia, Venezuela.
- Guevara, E y Cartaya, H. 2004. *Hidrología Ambiental (Environmental Hydrology)*. Facultad de Ingeniería. UC. Departamento de Publicaciones. ISBN: 980-6259-13-0
- Hernández, R. Collado-Fernández, C y Baptista, P. 2010. *Metodología de la investigación*. Mc Graw Hill. 5ta edición. México, DF. 850 pp.
- Hilsenhoff, W.L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *The Great Lakes Entomologist*, 20(1) : 31-39
- Hoeinghaus, D. Vieira, J. Costa, C. Bemvenuti, C. Winemiller, K. y Garcia, A. 2011. *Estuary hydrogeomorphology affects carbon sources supporting aquatic consumers within and among ecological guilds*. *Hydrobiologia*, 673(1), 79-92.
- Lillie, R., Szczytko, S y Miller, M. 2003. *Macroinvertebrate Data Interpretation Manual*, Wisconsin Department of Natural Resources, PUB-SS-965 2003, Madison, Wisconsin.
- Lovi, E. 2012. *Geomorphological Assessment of the Sedimentary Dynamics of the Sunday River, Quebec* (Doctoral dissertation, Concordia University).
- Montgomery, D. y Buffington, J. 1997. *Channel-reach morphology in mountain drainage basins*. *Geological Society of America Bulletin*, 109(5), 596-611.
- Montoya, J. Arrington, D. y Winemiller, K. 2013. *Seasonal and diel variation of shrimp (Crustacea, Decapoda) on sandbanks of a tropical floodplain river*. *Journal of Natural History*, (ahead-of-print), 1-18.
- Palella, S. y Martins, F. (2006). *Metodología de la Investigación Cuantitativa*. Caracas: FEDUPEL.
- Pérez, B. (2016). *Estructura de la comunidad de Macroinvertebrados bentónicos en distintos tipos de arreglos hidrogeomorfológicos del cauce de un río neotropical*

- de montaña*. Tesis doctoral. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. Postgrado de entomología. Venezuela.
- Poole, G. 2010. *Stream hydrogeomorphology as a physical science basis for advances in stream ecology*. Journal of the North American Benthological Society, 29(1), 12-25.
- Pruitt, B. Miller, S. Theiling, C. y Fischenich, J. 2012. *The use of reference ecosystems as a basis for assessing restoration benefits*. US Army Engineer Research and Development Center. ERDC TN-EMRRP-EBA-11.
- Roach, K. Winemiller, K. y Davis, S. 2014. *Autochthonous production in shallow littoral zones of five floodplain rivers: effects of flow, turbidity and nutrients*. Freshwater Biology, 59(6), 1278-1293.
- Roldán, G. 2003. *Bioindicación de la Calidad del Agua en Colombia*. Uso del Método BMWP/Col. Ed. Universidad de Antioquia. 170pp. Medellín, Colombia.
- Roldán, G y Ramírez, JJ. 2008. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. 2da edición. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia. 439 pp.
- Segnini, S. Correa, I. y Chacón, M. 2009. *Evaluación de la calidad del agua de ríos en los andes venezolanos usando el índice biótico BMWP*. Enfoques y temáticas en entomología, 217. Procediing del XXI Congreso Venezolano de Entomología.
- Segnini S. 2003. El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. Ecotropicos. 16:45-63.
- Storaci, V. Fernández, R y Smits, G. 2013. *Evaluación de la calidad del agua del río Cúpira (la Cumaca, estado Carabobo, Venezuela) mediante bioindicadores microbiológicos y parámetros fisicoquímicos*. Interciencia, 38 (07), 480-487.
- Tamayo, M. 1999. *El proceso de investigación científica*. Editorial Noriega. Colombia.
- Thorp, J. Thoms, M. y DeLong, M. 2006. *The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time*. River Research and Applications, 22(2), 123-147.
- Winemiller, K. Flecker, A. y Hoeninghaus, D. 2010. *Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems*. Journal of the North American Benthological Society, 29(1), 84-99.
- Yagüe, J. González, M y Sánchez, J. 2008. *The spanish national strategy for river restoration*. 4th ECRR Conference on River Restoration Italy, Venice S. Servolo Island 16-21 June 2008

ANEXOS

Anexo 1. Planilla de recolección de datos hidrogeomorfológicos.

Fecha:

Altitud:

Río:

Coordenadas:

Cuenca:

Tipo de tramo:

Sector:

Características	Dunas-onduladas	Piscina de rápidos	Lecho-plano	Escalón- pozo	Cascada	Fondo de rocas	Coluviales
Material del lecho típico	Arena	Grava	Grava-adoquín	Adoquines - Piedra	Piedra	Piedra	Variable
Patrón de la forma de lecho	Multicapa	Lateralmente oscilatoria	Sin rasgos distintivos	Verticalmente oscilatoria	Aleatorio	Irregular	Variable
Elementos de rugosidad dominante	Sinuosidad, forma del fondo, (dunas, ondulaciones, bares), granos, orillas	forma del fondo (bares, piscinas), granos, sinuosidad, orillas	Granos, orillas	Forma del fondo, pozo, piscinas), granos, orillas	Granos, orillas	Límites (fondo y orillas)	Granos
Elementos de sedimento dominante	Fluvial, banco quebrado	Fluvial, banco quebrado	Fluvial, banco quebrado y flujo de escombros	Fluvial, laderas y flujo de escombros	Fluvial, laderas y flujo de escombros	Fluvial, laderas y flujo de escombros	Laderas y flujo de escombros
Elementos de almacenamiento de sedimentos	Desbordamientos y forma del fondo	Desbordamientos y forma del fondo	Desbordamientos	forma del fondo	Aguas arriba y aguas abajo	Cavidades	Fondo
Confinamiento típico	Sin confinamiento	Sin confinamiento	Variable	Confinado	Confinado	Confinado	Confinado
Espaciamiento típico piscina (anchos de canal)	5-7	5-7	Ninguno	1-4	<1	Variabile	desconocido

Anexo 2. Planilla de datos ambientales (Modificado por Barbour y col. 1999)

Parámetro	Condición de la categoría																				
	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
1. Heterogeneidad de sustratos disponibles para la epifauna	Mas de 70% del sustrato es estable y puede ser colonizado por la epifauna (El trecho presenta una mezcla de piedras, troncos sumergidos o superficiales o cualquier otro sustrato estable)					Entre 40 y 70% del sustrato es estable. Además, existe un sustrato nuevo aun sin condiciones para ser habitado					Entre 20 y 40% del sustrato es estable. Frecuentemente perturbado o removido					Menos de un 20% del sustrato es estable. Ausencia de habitats adecuados.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
2. Empotramiento del sustrato	Entre 0 y 25% de la superficie de rocas, piedras y grava esta rodeada de sedimento fino.					Entre 25 y 50 % de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					Entre 50 y 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					Más de un 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
3. Relación profundidad y velocidad	El trecho del rio presenta las cuatro combinaciones siguientes: a) lento/profundo, b) lento/ bajo c) rápido/profundo d) rápido/bajo					Sólo tres combinaciones. La ausencia de rápido/bajo determina el menor puntaje					Sólo dos combinaciones. La ausencia de rápido/bajo y lento/bajo determina el menor puntaje					Una sola combinación presente. Usualmente lento/profundo)					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
4. Deposición de sedimentos	Ausencia de islas o bancos de arenas. Menos del 5% del fondo afectado por la deposición de sedimentos					Reciente y escasa formación de bancos de piedras, arena o sedimento fino. Entre el 5 y el 30% del fondo afectado por la deposición de sedimentos; ligera deposición en los pozos					Deposición moderada de grava, arena o sedimento fino sobre bancos viejos y nuevos. Entre 30 y 50% del fondo afectado. Sedimento sobre obstrucciones, constricciones y recodos. Moderada deposición en pozos.					Grandes depósitos de material fino. Muchos bancos. Mas del 50% del fondo cambia con frecuencia. Pozos casi ausentes debido a la gran deposición de sedimentos.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
5. Estado del cauce de flujo	El nivel del agua alcanza la base de las margenes y la exposición del sustrato de fondo es mínima.					El agua sólo cubre el 75% del cauce o menos del 25% del sustrato de fondo queda expuesto.					El nivel del agua cubre entre el 25 y 75% del cauce y queda expuesta la mayor parte del sustrato de los rápidos					Muy poca agua sobre el cauce y la mayoría como pozos.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
6. Alteración del cauce	Ausencia o mínima presencia de canalización o dragado. Corriente con cauce normal.					Cierta canalización presente por puentes. Evidencia de canalización actual o pasada					Canalización extensiva. Diques u otras estructuras presentes en ambas margenes. Entre el 40 y 80% del trecho del rio canalizado y alterado.					Margenes protegidas con gabiones o cemento. Mas del 80% del trecho del rio canalizado y alterado. Los habitats internos eliminados totalmente.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
7. Frecuencia de rápidos	Ocurrencia de rápidos relativamente frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del rio es < 7 (generalmente 5 o 7).					Ocurrencia de rápidos poco frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del rio se encuentra entre 7 y 15.					Ocurrencia ocasional de rápidos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del rio se encuentra entre 15 y 25.					Por lo general el agua corre sin interrupción o rápidos muy bajos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del rio es mayor a 25.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
8. Estabilidad de las Márgenes	Márgenes estables. Ausencia de erosión o desprendimientos. Poca posibilidad de problemas futuros. Menos del 5% de la margen esta afectada					Estabilidad moderada. Pequeñas áreas de erosión. Entre 5 y 30% de las margenes del trecho tiene áreas de erosión.					Inestabilidad moderada Entre 30 y 60% de las margenes del trecho tiene áreas de erosión. Posibilidad de fuerte erosión durante las crecidas.					Inestabilidad completa. Areas muy erosionadas. Frecuencia de áreas despejadas en trechos rectos y recodos. Entre 60 y 100% de las margenes del trecho erosionadas.					
Puntos:	Margen izquierda	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Puntos:	Margen derecha	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
9. Vegetación protectora de las riberas	Mas del 90% de las margenes y la zona ribereña esta cubierta por vegetación nativa incluyendo árboles, arbustos, macrofitas. Vegetación rupida natural.					Entre el 70 y 90% de las margenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación algo abierta.					Entre el 50 y 70% de las margenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación abierta.					Menos del 50% de las margenes cubiertas por vegetación nativa.					
Puntos:	Margen izquierda	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Puntos:	Margen derecha	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
10. Amplitud de la vegetación ribereña	Extension de la vegetación ribereña mayor a 18 m y sin impacto antrópico.					Extension de la vegetación ribereña entre 12 y 18 m y un minimo impacto antrópico					Extension de la vegetación ribereña entre 6 y 12 m y un impacto antrópico evidente.					Extension de la vegetación ribereña menor a 6 m. Poca o ninguna vegetación debido a un fuerte impacto antrópico.					
Puntos:	Margen izquierda	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Puntos:	Margen derecha	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Total:																					

Anexo 3. Planilla de datos morfométricos y físico-químicos

Fecha:

Altitud:

Río:

Coordenadas:

Cuenca:

Tipo de tramo:

Sector:

Cálculo de medidas morfométricas del río

Variables		Transecta									Promedio
		1			2			3			
Velocidad	Distancia (m)										
	Tiempo (Seg)										
Profundidad		Izquierda	Centro	Derecha	Izquierda	Centro	Derecha	Izquierda	Centro	Derecha	
Ancho											
Pendiente											
										n	0.8
										Descarga (m ³ /Seg)	

Observaciones adicionales:

Cálculo de variables físico-químicas del río

Variables	1	2	3	Promedio
Temperatura del agua (°C)				
Temperatura del aire (°C)				
Conductividad (µS)				
Turbidez				
pH				
Concentración de oxígeno				

Materia orgánica:

Materia orgánica	Estufa	Mufla	Valor final

Anexo 4. Lista de familias de macroinvertebrados bentónicos según el índice biótico de BWMP col, tomado de Roldán (2003).

Familias	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuridae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcyidae, Xiphocentronidae.	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae.	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae.	4
Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae.	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae	2
Tubificidae	1

Anexo 5. Lista de familias de macroinvertebrados bentónicos según el índice biótico de Hilsenhoff, tomado de Hilsenhoff (1987).

Familias	Puntajes	Familias	Puntajes	Familias	Puntajes
PLECOTPERA		TRICHOPTERA		Chironomidae de sangre roja	8
Capniidae	1	Brachycentridae	1	Otros Chironomidae	6
Chloroperlidae	1	Glossosomatidae	0	Dolichopodidae	4
Leuctridae	0	Helicopsychidae	3	Empididae	6
Nemouridae	2	Hydropsychidae	4	Ephydriidae	6
Perlidae	1	Hydroptilidae	4	Psychodidae	10
Perlodidae	2	Lepidostomatidae	1	Simuliidae	6
Pteronarcyidae	0	Leptoceridae	4	Muscidae	6
Taeniopterygidae	2	Limnephilidae	4	Syrphidae	10
		Molannidae	6	Tabanidae	6
EPHEMEROPTERA		Odontoceridae	0	Tipulidae	3
Baetidae	4	Philoptamidae	3		
Baetiscidae	3	Phryganeidae	4	AMPHIPODA	
Caenidae	7	Polycentropodidae	6	Gammaridae	4
Ephemerellidae	1	Psychomyiidae	2	Talitridae	8
Ephemeridae	4	Rhyacophilidae	0		
Heptageniidae	4	Sericostomidae	3	ISOPODA	
Leptophlebiidae	2	Uenoidae	3	Asellidae	8
Metretopodidae	2				
Oligoneuriidae	4	MEGALOPTERA		ACARIFORMES	4
Polymitarcyidae	2	Corydalidae	0		
Potomanthidae	4	Sialidae	4	DECAPODA	6
Siphonuridae	7				
Tricorythidae	4	LEPIDOPTERA		MOLLUSCA	
		Pyralidae	5	Lymnaeidae	6
ODONATA				Physidae	8
Aeshnidae	3	COLEOPTERA		Sphaeridae	8
Calopterygidae	5	Dryopidae	5		
Coenagrionidae	9	Elmidae	4	OLIGOCHAETA	8
Cordulegastridae	3	Psephenidae	4		
Corduliidae	5			HIRUDINEA	
Gomphidae	1	DIPTERA		Bdellidae	10
Lestidae	9	Athericidae	2		
Libellulidae	9	Blephariceridae	0	TURBELLARIA	
Macromiidae ³		Ceratopogonidae	6	Platyhelminthidae	4

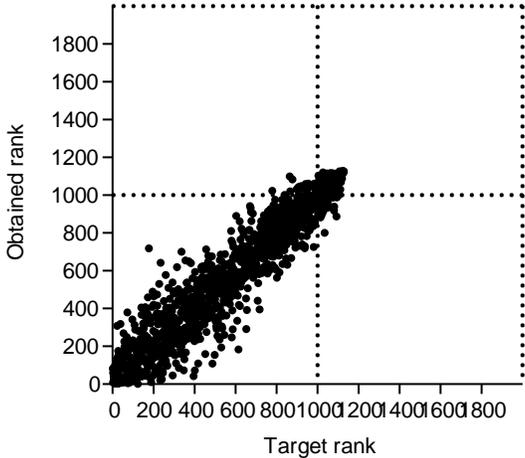
Anexo 6. Correlación de Pearson de las variables hidráulicas y los 5 tramos muestreados. Coordenada 1 con 2. Fuente: Leal, V (2016).

Name	Axis 1	Axis 2	Axis 3
EP1	-0,020873	0,015428	-0,004874
EP2	0,018547	-0,11703	-0,16882
EP3	0,069951	-0,015403	0,074129
EP4	0,038234	-0,034832	-0,015516
EP5	-0,022975	0,033472	0,025784
EP6	-0,078294	0,07262	-0,06888
EP7	-0,020815	0,022591	-0,0052372
EP8	0,020358	0,01317	0,015758
EP9	-0,15768	-0,0064667	-0,069586
EP10	-0,061842	-0,12769	-0,15683
LP1	0,074539	0,019953	0,017525
LP2	0,030543	-0,099096	0,081265
LP3	0,099513	0,02822	0,099514
LP4	0,053504	-0,079765	0,048289
LP5	0,08951	0,051375	0,045037
LP6	0,068768	-0,060378	0,084136
LP7	0,083718	-0,059942	0,079362
LP8	0,055819	0,0080281	0,033226
LP9	-0,10726	-0,12888	0,061649
LP10	0,039625	0,05906	0,12287
RR1	0,11028	-0,026757	0,072945
RR2	0,087362	0,071557	-0,095173
RR3	0,073093	-0,0060417	0,13528
RR4	0,14503	-0,022843	0,041938
RR5	0,11691	0,0093166	0,033618
RR6	0,02816	-0,022382	0,13704
RR7	0,0052224	-0,0016665	0,08689
RR8	0,042496	-0,006872	0,074813
RR9	0,089199	0,093539	0,033863
RR10	-0,005562	0,081518	0,10389
Dun1	-0,082699	-0,0096909	-0,135
Dun2	-0,12743	-0,045571	-0,11339
Dun3	-0,069865	0,076911	-0,14064
Dun4	-0,13018	-0,054157	-0,13903
Dun5	-0,16489	-0,0084216	-0,14098
Dun6	-0,25815	-0,082159	-0,19547
Dun7	-0,11138	0,0087284	-0,12793
Dun8	-0,13378	0,00075746	-0,12065
Dun9	-0,12212	0,025364	-0,089116
Dun10	-0,041405	0,059523	-0,11582
Cas2	0,10895	-0,062235	0,051103
Cas3	0,065599	0,030937	-0,041124
Cas4	-0,006622	0,064816	0,072896
Cas5	0,015272	0,092869	0,0993
Cas7	-0,018873	0,0087117	0,098542
Cas8	-0,0096687	0,079854	0,061266
Cas9	0,10971	-0,044883	0,0020434
Cas10	0,012442	0,094847	0,050099
Vel	-0,4953	-0,020135	-0,62185
Prof	-0,2741	-0,21876	-0,50203
Anch	0,036945	0,043274	0,20054
Pend	0,029048	0,22572	0,12247
Desc	-0,48151	-0,10821	-0,64496
Alti	0,25405	0,071967	0,29656
BMWP	0,52404	0,1713	0,43605
Hilsen	-0,53585	-0,1423	-0,42417

Anexo 7. Correlación de Pearson de las variables hidráulicas y los 5 tramos muestreados. Coordenada 2 con 3. Fuente: Leal, V (2016).

Name	Axis 1	Axis 2	Axis 3
EP1	-0,02493	0,030732	-0,014765
EP2	-0,15701	-0,13071	0,0052194
EP3	0,081443	-0,023144	-0,063398
EP4	0,047852	-0,048824	0,033041
EP5	0,014722	0,044737	0,0054959
EP6	-0,041403	0,062404	0,09983
EP7	-0,014729	0,027978	0,0060013
EP8	0,026707	-0,00038487	-0,0028081
EP9	-0,11132	0,0071099	0,13273
EP10	-0,15818	-0,11281	0,088436
LP1	0,081529	-0,037341	0,0076004
LP2	0,00045305	-0,024397	-0,13027
LP3	0,10976	0,0039448	-0,089507
LP4	0,020341	-0,051821	-0,092867
LP5	0,039375	0,019273	-0,0922
LP6	0,044968	-0,014764	-0,11765
LP7	0,049286	-0,023452	-0,1199
LP8	0,044932	-0,015684	-0,035342
LP9	-0,12029	0,046671	-0,1222
LP10	0,096149	0,071004	-0,073607
RR1	0,092279	-0,057118	-0,081284
RR2	0,0074338	-0,11799	0,069923
RR3	0,14285	-0,011134	-0,068029
RR4	0,097254	-0,096545	-0,065048
RR5	0,099223	-0,065143	-0,026558
RR6	0,14327	0,014102	-0,055314
RR7	0,093925	0,016964	-0,0066447
RR8	0,073783	-0,0044369	-0,050372
RR9	0,12177	-0,017583	0,040268
RR10	0,089638	0,094845	-0,01942
Dun1	-0,13877	0,039552	0,059835
Dun2	-0,1627	0,014211	0,066863
Dun3	-0,054622	0,015118	0,16368
Dun4	-0,18495	0,0090468	0,072242
Dun5	-0,17288	0,03844	0,12766
Dun6	-0,30584	0,050623	0,12136
Dun7	-0,12657	0,021602	0,10927
Dun8	-0,13928	0,036036	0,10886
Dun9	-0,10511	0,066317	0,091242
Dun10	-0,036808	-0,00027123	0,12999
Cas2	0,061466	-0,078206	-0,093076
Cas3	-0,0096997	-0,055669	-0,0062065
Cas4	0,056406	0,075938	-0,019574
Cas5	0,065658	0,098314	-0,05945
Cas7	0,1067	0,021907	0,025775
Cas8	0,04219	0,085256	-0,021143
Cas9	0,039826	-0,095035	-0,055189
Cas10	0,073921	0,070342	0,01651
Vel	-0,546	0,03495	0,57794
Prof	-0,447	-0,1811	0,31811
Anch	0,066804	0,24062	-0,24546
Pend	0,16259	0,11008	0,070851
Desc	-0,59364	-0,0060782	0,51575
Alti	0,24601	0,00043758	-0,29864
BMWP	0,56362	-0,13288	-0,34929
Hilsen	-0,52389	0,16108	0,3758

Anexo 8. Shepard plot de las variables hidráulicas y los 5 tramos muestreados..
Stress: 0.1676. Axis 1: 0.6576. Axis 2: 0.0574. Axis 3: 0.4303. Fuente: Leal, V
(2016).



Anexo 9. Correlación de Pearson de las variables físico - químicas y los 5 tramos muestreados. Coordenada 1 con 2. Fuente: Leal, V (2016).

Name	Axis 1	Axis 2	Axis 3
EP1	-0,02493	0,030732	-0,014765
EP2	-0,15701	-0,13071	0,0052194
EP3	0,081443	-0,023144	-0,063398
EP4	0,047852	-0,048824	0,033041
EP5	0,014722	0,044737	0,0054959
EP6	-0,041403	0,062404	0,09983
EP7	-0,014729	0,027978	0,0060013
EP8	0,026707	-0,00038487	-0,0028081
EP9	-0,11132	0,0071099	0,13273
EP10	-0,15818	-0,11281	0,088436
LP1	0,081529	-0,037341	0,0076004
LP2	0,00045305	-0,024397	-0,13027
LP3	0,10976	0,0039448	-0,089507
LP4	0,020341	-0,051821	-0,092867
LP5	0,039375	0,019273	-0,0922
LP6	0,044968	-0,014764	-0,11765
LP7	0,049286	-0,023452	-0,1199
LP8	0,044932	-0,015684	-0,035342
LP9	-0,12029	0,046671	-0,1222
LP10	0,096149	0,071004	-0,073607
RR1	0,092279	-0,057118	-0,081284
RR2	0,0074338	-0,11799	0,069923
RR3	0,14285	-0,011134	-0,068029
RR4	0,097254	-0,096545	-0,065048
RR5	0,099223	-0,065143	-0,026558
RR6	0,14327	0,014102	-0,055314
RR7	0,093925	0,016964	-0,0066447
RR8	0,073783	-0,0044369	-0,050372
RR9	0,12177	-0,017583	0,040268
RR10	0,089638	0,094845	-0,01942
Dun1	-0,13877	0,039552	0,059835
Dun2	-0,1627	0,014211	0,066863
Dun3	-0,054622	0,015118	0,16368
Dun4	-0,18495	0,0090468	0,072242
Dun5	-0,17288	0,03844	0,12766
Dun6	-0,30584	0,050623	0,12136
Dun7	-0,12657	0,021602	0,10927
Dun8	-0,13928	0,036036	0,10886
Dun9	-0,10511	0,066317	0,091242
Dun10	-0,036808	-0,00027123	0,12999
Cas2	0,061466	-0,078206	-0,093076
Cas3	-0,0096997	-0,055669	-0,0062065
Cas4	0,056406	0,075938	-0,019574
Cas5	0,065658	0,098314	-0,05945
Cas7	0,1067	0,021907	0,025775
Cas8	0,04219	0,085256	-0,021143
Cas9	0,039826	-0,095035	-0,055189
Cas10	0,073921	0,070342	0,01651
Tagua	-0,45345	0,1566	0,37281
Taire	-0,081158	0,025231	-0,18713
Cond	0,19264	0,10576	-0,2084
Turb	0,18422	0,086458	0,14169
pH	-0,2244	0,02518	0,23797
ConcO	0,061975	0,039548	0,28368
PorO	-0,033164	0,12743	0,33794
MoG	0,025363	0,20953	-0,0068195
MoF	-0,093608	-0,095343	-0,23809

Anexo 10. Correlación de Pearson de las variables físico - químicas y los 5 tramos muestreados. Coordenada 2 con 3. Fuente: Leal, V (2016).

Name	Axis 1	Axis 2	Axis 3
EP1	-0,0047503	0,034351	-0,024112
EP2	-0,048276	-0,12182	-0,15684
EP3	0,096538	-0,0096485	0,042088
EP4	0,0029423	-0,057305	0,049749
EP5	-0,0073871	0,041385	0,021972
EP6	-0,11822	0,03705	0,014868
EP7	-0,01761	0,026149	-0,0064977
EP8	0,014562	-0,0006825	0,022567
EP9	-0,16693	-0,022005	-0,04143
EP10	-0,12481	-0,12528	-0,11959
LP1	0,03782	-0,04114	0,070547
LP2	0,11838	0,0089136	-0,058949
LP3	0,12637	0,021971	0,060143
LP4	0,10053	-0,027708	-0,029168
LP5	0,09384	0,040171	-0,001556
LP6	0,12548	0,013394	-0,012409
LP7	0,1312	0,0053692	-0,010806
LP8	0,054165	-0,0080689	0,022673
LP9	0,042273	0,080224	-0,15282
LP10	0,092614	0,083418	0,064577
RR1	0,12395	-0,03848	0,039207
RR2	-0,033037	-0,13187	0,019408
RR3	0,12575	0,00077666	0,096661
RR4	0,12026	-0,080918	0,044857
RR5	0,081213	-0,060116	0,067662
RR6	0,10969	0,022012	0,10617
RR7	0,044587	0,014504	0,083397
RR8	0,0779	0,0054773	0,043616
RR9	0,023565	-0,031668	0,12324
RR10	0,037712	0,093244	0,085451
Dun1	-0,12267	0,028573	-0,092434
Dun2	-0,13427	0,0032274	-0,11439
Dun3	-0,16989	-0,024085	0,02361
Dun4	-0,14795	-0,0022909	-0,1327
Dun5	-0,19672	0,011954	-0,093953
Dun6	-0,25374	0,030073	-0,21343
Dun7	-0,15639	-0,0015484	-0,062961
Dun8	-0,16474	0,012994	-0,072351
Dun9	-0,1403	0,045393	-0,045073
Dun10	-0,12943	-0,031243	0,022827
Cas2	0,12472	-0,054797	0,0035596
Cas3	0,012472	-0,051952	-0,019394
Cas4	0,026729	0,076213	0,053015
Cas5	0,060912	0,10744	0,0474
Cas7	0,021165	0,010716	0,10938
Cas8	0,01978	0,086197	0,040987
Cas9	0,085495	-0,079721	-0,0019595
Cas10	0,004517	0,061157	0,083198
Tagua	-0,4559	0,054879	-0,36757
Taire	0,081941	0,098581	-0,17832
Cond	0,20699	0,16679	0,15263
Turb	-0,019693	0,02208	0,29508
pH	-0,25429	-0,04444	-0,16388
ConcO	-0,15952	-0,067136	0,20472
PorO	-0,24579	0,0079925	0,12293
MoG	-0,0074544	0,21004	0,05023
MoF	0,12242	-0,0028287	-0,22886

Anexo 11. Shepard plot de las variables físico - químicas y los 5 tramos muestreados.
Stress: 0.1675. Axis 1: 0.7354. Axis 2: 0.0385. Fuente: Leal, V (2016).

