



**Análisis de algunos rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos y su tolerancia, en respuesta a variables ambientales en ríos andinos de Antioquia-Colombia.**

Benjamin Atehortua Trujillo  
Esnedy Hernández Atilano  
Diana María Agudelo Echavarría

Seleccione tipo de documento para optar al título de Magíster en Ingeniería Ambiental

Tutor

Esnedy Hernández Atila, Doctor (PhD) Biología.

Universidad de Antioquia  
Facultad de Ingeniería  
Maestría en Ingeniería Ambiental  
Medellín, Antioquia, Colombia  
2022

<b>Cita</b>	(Muñoz Zapata & Martínez Naranjo, 2018)
<b>Referencia</b>	Atehortua Trujillo, B.,, Hernández Atilo. E. & Agudelo Echavarría, D. M. (2022). <i>Análisis de algunos rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos y su tolerancia, en respuesta a variables ambientales en ríos andinos de Antioquia- Colombia</i> . [Tesis de maestría]. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
<b>Estilo APA 7 (2020)</b>	



Maestría en Ingeniería Ambiental, Cohorte Seleccione cohorte posgrado.

Grupo de Investigación GeoLimna.

Seleccione centro de investigación UdeA (A-Z).



Biblioteca Carlos Gaviria Díaz

**Repositorio Institucional:** <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - [www.udea.edu.co](http://www.udea.edu.co)

**Rector:** John Jairo Arboleda Cespedes.

**Decano/Director:** Jesus Francisco Vargas Bonilla.

**Jefe departamento:** Diana Catalina Rodríguez L.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

## **Agradecimientos**

*Agradezco a mi familia por el apoyo brindado durante este proceso y muy especialmente a mi madre por creer siempre en mí y por luchar a mi lado por la consecución de este logro, los amo.*

*A mis amigos Mateo, Juan y Sergio y muchos otros Parra por ser un gran apoyo en todo momento y permitirme disfrutar con ellos este proceso.*

*Al grupo de investigación GeoLimna por el apoyo brindado durante todo el proceso, especialmente a las profesoras Esnedy Hernández Atilano y Diana Agudelo Echavarría por tanta paciencia, pero sobre todo por permitirme crecer profesionalmente y como persona a través de su ejemplo y acompañamiento.*

*A la Universidad de Antioquia, todo un universo de posibilidades, conocimientos, sensaciones, personas y lugares.*

*A la vida, por el aquí y ahora.*

*A todos aquellos de directa o indirectamente han hecho parte de mi formación académica y humana.*

## TABLA DE CONTENIDO

1. Resumen .....	9
2. introducion.....	10
3. Planteamiento del problema .....	17
3.1. Hipótesis.....	18
4. Marcor teorico .....	19
4.1. Calidad del agua .....	19
4.2. Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores .....	21
4.3. Ecología funcional .....	23
4.4. Rasgos funcionales .....	25
4.5. Gradientes ambientales .....	27
4.6. Metodologías numéricas para el cálculo de los gradientes ambientales .....	29
4.7. Modelos de respuesta canónicos.....	30
5. Objetivos .....	32
5.1. Objetivo general .....	32
5.2. Objetivos específicos .....	32
6. Metodología.....	33
6.1. Área de estudio .....	33
6.2. Categorización de rasgos funcionales .....	36
6.3. Análisis estadístico .....	41
7. RESULTADOS .....	46
7.1. Caracterización ambiental de los sistemas hídricos.....	47
7.2. Asignación de rasgos biológicos a los morfotipos .....	50
7.3. Gradiente ambiental.....	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>
7.4. Modelos de respuesta lineal basados en análisis de redundancia (RDA) de los rasgos funcionales con respecto a variabilidad ambiental .....	52
7.4.1. Cuenca Río Grande .....	54
7.4.2. Cuenca San Juan .....	56
7.4.3. Cuenca Magallo .....	57
7.4.4. Cuenca San Mateo.....	58
7.4.5. Cuenca Sinifaná .....	60

7.4.6. Análisis de la respuesta de los rasgos de forma conjunta (incluye los cinco sistemas) .....	61
7.5. Valores óptimos y rangos de tolerancia de los rasgos funcionales .....	64
8. Discusión.....	69
8.1. Gradientes ambientales .....	69
8.2. Respuesta de los rasgos funcionales a las condiciones ambientales.....	70
8.3. Tolerancia de los organismos a la variación ambiental. ....	74
8.4. Consideraciones finales y limitaciones .....	77
9. Bibliografía.....	80
10. anexos .....	97
10.1. Anexo 1: listado de morfotipos reportados para todos los sistemas hídricos con la asignación de los rasgos funcionales .....	97
10.2. Anexo 3: graficas del escalamiento multidimensional no métrico para cada sistema	103
10.2.1. Rio grande .....	103
10.2.2. Rio San Juan.....	104
10.2.3. Quebrada Magallo .....	105
10.2.4. Quebrada san mateo.....	106
10.2.5. Quebrada Sinifaná .....	107

## LISTADO DE FIGURAS

Figura 1: Mapa con ubicación geográfica de las cinco cuencas analizadas en el presente estudio .....	34
Figura 2: Característica principales de los diferentes roles funcionales. 1) Libellulidae sp (depredador), 2) Culicidae sp (filtador), 3) Anchitarsus (fragmentador), 4) Elodes sp (raspador), 5) Chironomidae (recolector), 6) Agalla con branquias (Travellera sp), 7) Intercambio de oxígeno por la piel (Anelidos), 8) Cámara respiratoria (Culicidae), 9) cuerpo aplanado (Culicidae), 10) cuerpo cilíndrico (Libellulidae), 11) uña terminal (Chimarra), 12) patas traseras mas grandes y anchas (Lobellulidae), 13) dos pares de alas y patas medias más grandes (Eurygetis), 14) Paras aplanadas y con pelos nadadores (Notenecta), 15) sin patas y con el cuerpo dividido en muchos segmentos (Tubificidae), 16) uñas de para perforar y agarrar en todas sus patas (Argia). Imágenes modificadas de Roldad (2016) .....	40
Figura 3: Esquema metodológico para el análisis estadístico multivariado. Modificado de (Legendre and Legendre 2012).....	45
Figura 4: Agrupación de los morfotipos de acuerdo a las abundancias reportadas en las estaciones de las cinco cuencas .....	52
Figura 5: Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca de Río Grande.....	55
Figura 6 Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca del río San Juan.....	57
Figura 7 Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca de la quebrada Magallo	58
Figura 8: Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca de la quebrada San Mateo .....	59
Figura 9: Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca de la quebrada Sinifaná	60
Figura 10: Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones del análisis conjunto de las cinco cuencas .....	62

Figura 11: Valores óptimos y rangos de tolerancia para los diferentes macroinvertebrados incluidos en el análisis conjunto A) con respecto al pH, B) con respecto al oxígeno disuelto .....	65
Figura 12: Valores óptimos y rangos de tolerancia para los diferentes macroinvertebrados incluidos en el análisis conjunto A) con respecto al Fosforo total, B) con respecto los nitratos .....	67
Figura 13: Escalamiento multidimensional no métrico para Rio Grande .....	103
Figura 14: : Escalamiento multidimensional no métrico para el Rio San Juan.....	104
Figura 15: Escalamiento multidimensional no métrico para la quebrada Magallo .....	105
Figura 16: Escalamiento multidimensional no métrico para la quebrada San Mateo .....	106
Figura 17: Escalamiento multidimensional no métrico para la quebrada Sinifaná .....	107

## LISTADO DE TABLAS

Tabla 1: Principales características d elas cinco cuencas hidrográficas analizadas en este estudio. ....	36
Tabla 2 Rasgos biológicos (4) y sus categorías (16) utilizados en este estudio. En adelante la mayoría de los rasgos se mencionan por su código (por ejemplo, A1 para hablar de depredadores).....	38
Tabla 3: Resumen estadístico de las variables físicas y químicas en los cinco sistemas hidricos Rio Grande (RG), San Juan (SJ), Magallo (MG), San Mateo (SM) y Sinifaná (Sn). Con la media, los valores) y máximos (Max), y el porcentaje de variación (CV) .....	48
Tabla 4: Resúmenes estadísticos de los análisis de redundancia para cada una de las cinco cuencas .....	53
Tabla 5: Varianza explicada en cada uno de los modelos de respuesta evaluados. Las variables analizadas son el pH, el oxígeno disuelto (OD), el Fosforo total (P), y los nitratos (NO3) .....	64
Tabla 6: características funcionales que presentaron menores y mayores rango de tolerancias ante el pH, el fosforo total (p), los nitratos (NO3) y el oxígeno disuelto (OD). ....	68
Tabla 7: Listado de los morfotipos reportados para todo el trabajo con la asignación de los cuatro rasgos funcionales .....	97



## 1. RESUMEN

Los rasgos funcionales han proporcionado nuevas ideas sobre las respuestas de la comunidad a las perturbaciones, debido a que permiten describir mediante caracteres numéricos y categóricos la adaptación y desempeño del organismo frente al cambio ambiental, razón suficiente para incluir su evaluación en un diagnóstico integral de calidad en el agua. Este trabajo evalúa la respuesta de los rasgos funcionales (grupo funcional alimentario, tipo de respiración, hábito y forma corporal) de los macroinvertebrados acuáticos al gradiente ambiental explicado por las variables fisicoquímicas y su capacidad de tolerar la variación ambiental en dos temporadas del año (lluviosa y seca), en cinco sistemas hídricos alto andinos al suroriente del departamento de Antioquia-Col. Para esto se evaluaron modelos multivariados de ordenación, calculando la longitud del gradiente a través de un análisis de correspondencia sin tendencia-DCA, dado que la respuesta fue lineal el modelo más adecuado a aplicar fue un análisis de redundancia sin tendencia-RDA, para finalmente establecer los rangos óptimos y de tolerancia de cada rasgo en el gradiente establecido y las implicaciones que esto tiene sobre el funcionamiento del ecosistema.

Al evaluar el DCA se obtuvo que la respuesta de los rasgos al gradiente ambiental se da de forma lineal en todos los sistemas, por lo tanto, se aplicó un RDA (con valores  $P < 0.06$ ), donde los dos primeros ejes canónicos en cada uno de los modelos restringidos explicaron como mínimo el 59% del total de la varianza explicada por el modelo. En los modelos se observó la separación de dos condiciones en el sistema: aguas con buena oxigenación y aguas con alteraciones tendientes a indicar degradación del hábitat caracterizado por valores elevados de ST, fósforo, nitratos y coliformes, encontrando que la tolerancia de los rasgos a cambios en el pH, nitratos, oxígeno disuelto y fósforo total (variables que mayormente explicaron los cambios ambientales en todos los modelos), fue mayor por parte de aquellos que se asociaron a condiciones de degradación, información vital para la gestión y conservación del funcionamiento del ecosistema acuático en sistemas muy alterados, como Río Grande y Sinifaná.

## 2. INTRODUCCION

Actividades antropogénicas como la ganadería intensiva, la deforestación, la agricultura y la minería impactan considerablemente los recursos hídricos, conduciendo a una potencial degradación de la calidad del agua (Ebenstein, 2012; Hayzoun et al., 2014). Es claro que este tipo de intervenciones afectan la conectividad y procesos ecológicos, los cuales además están íntimamente asociados a un escenario donde la geología y las características ambientales determinan la dinámica de la contaminación. Es así como, la descarga de material orgánico e inorgánico en los sistemas acuáticos, a través de procesos domésticos, industriales, escorrentía agrícola y pecuaria, altera las condiciones limnológicas de los sistemas y variables como la concentración de iones disueltos y particulados, la alcalinidad, el balance del sistema carbonato y la concentración de gases hacen parte del análisis convencional con que se determina el estado de un cuerpo de agua (Igbinosa et al., 2013; Zhao & Fitzgerald, 2013)

Por esta razón el análisis de la calidad del agua con fines de regulación natural, abastecimiento, recreación y tratamiento debe cumplir con diferentes estándares según su uso, lo cual implica el desarrollo de proyectos enfocados en investigación básica y aplicada que apoye el diagnóstico integral del recurso hídrico y de los ecosistemas acuáticos (Lear, Boothroyd, Turner, Roberts, & Lewis, 2009; Popović et al., 2016). Tradicionalmente, los parámetros que han sido evaluados para este propósito son principalmente de carácter fisicoquímico y microbiológico (Fewtrell & Bartram, 2001; Roldán-Pérez, 2016). Sin embargo, en las últimas tres décadas se ha potencializado el uso de las comunidades hidrobiológicas y su relación con variables físicas y químicas en la evaluación de la calidad del agua, con el objetivo de generar una visión ecosistémica más amplia de los sistemas (Atique & An, 2018; Roldán-Pérez, 2016).

El análisis de las relaciones entre las características fisicoquímicas y la biología de los organismos en los ecosistemas acuáticos, revelan aspectos del desempeño de los organismos en respuesta al ambiente, lo cual permite interpretar la ecología del sistema debido a que analizar la estructura de los organismos y el ambiente abiótico que gobierna su

desarrollo incluye intercambio de materia y energía, factor posible de analizar a través de la variación de parámetros ambientales (Roldan-Peréz, 2016). Esa aproximación condujo al desarrollo de una línea denominada bioindicación, la cual analiza los patrones de distribución de las especies (espacial y temporal) para describir la respuesta de las comunidades biológicas a los impactos antrópicos. Esto, permitió identificar los riesgos ecológicos, su naturaleza y magnitud (Karr & Chu, 1997; Pratt & Cairns, 1996).

Entre las comunidades biológicas acuáticas usadas con fines de monitoreo y bioindicación se encuentran organismos autótrofos como las plantas acuáticas, usadas principalmente para evaluar la presencia de metales pesados o nutrientes, a través de la presencia de diferentes tipos de esta comunidad (Ceschin, Zuccarello, & Caneva, 2010; Gonzalo & Camargo, 2013; Harguinteguy, Noelia Cofré, Fernández-Cirelli, & Luisa Pignata, 2016); otro grupo autótrofo es representado por las algas, las cuales permiten evaluar cambios ambientales a corto plazo mediante el análisis de su abundancia y composición (Pulido, Ávila, Estupiñán, & Gómez, 2005; Singh, Ahluwalia, Sharma, Jindal, & Thakur, 2013). Por su parte, los grupos heterótrofos también son usados con fines de monitoreo en el agua, los peces por ejemplo, a través de su tamaño y movilidad, brindan la posibilidad de realizar análisis eco-toxicológicos, interpretar estado trófico y térmico de los cuerpos hídricos (Chovanec, Hofer, & Schiemer, 2003). Finalmente, otro grupo heterótrofo importante son los insectos acuáticos o macroinvertebrados acuáticos, según (Ruaro, Gubiani, Cunico, Moretto, & Piana, 2016), este grupo permite evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos debido a su gran sensibilidad ante los cambios ambientales.

De las comunidades hidrobiológicas utilizadas en la bioindicación los macroinvertebrados acuáticos son uno de los grupos más ampliamente usados. Esto se debe a las ventajas que brinda su uso, como el hecho de presentar ciclos de vida relativamente largos (semanas a meses), que permiten seguir los cambios ambientales durante prolongados períodos de tiempo, por ejemplo, transiciones entre épocas secas y lluviosas y sus variaciones; sensibilidad a diferentes tipos de alteraciones químicas (aumento en la concentración de nitratos) y/o hidromorfológicas (cambios en el sustrato); abundancia y diversidad: la gran cantidad de especies y altas tasas de reproducción; identificación viable; fácil implementación de muestreo con requerimiento de poco personal y equipo económico

(Bonada, Rieradevall, Prat, & Resh, 2006; Reynoldson, Norris, Resh, Day, & Rosenberg, 1997; Roldán-Pérez, 2016).

La bioindicación de los ecosistemas acuáticos mediante el uso de macroinvertebrados se ha llevado a cabo en varios países, destacándose su estudio en Europa y Estados Unidos (Cairns & Pratt, 1993); las métricas taxonómicas empleadas cubren un amplio espectro de técnicas que van desde la enumeración simple y los descriptores de la comunidad, como la riqueza y abundancia de las especies (Metcalf, 1989), pasando por los índices uni-métricos basados en analizar el grado de tolerancia de los organismos a la contaminación orgánica (Van Echelpoel et al., 2018), como el BMWP, desarrollado en el Reino Unido por (Armitage, Moss, Wright, & Furse, 1983).

Posteriormente, se desarrollaron los índices multimétricos, como el índice de integridad biótica, el cual se basa en definir la capacidad que tiene un sistema para soportar y mantener una comunidad bajo condiciones de contaminación, en comparación con condiciones naturales (Karr, 1981) y finalmente se llegó al uso de métodos multivariados. Estos, en el contexto de la ecología de los macroinvertebrados, se basan en modelos que buscan relacionar las características físicas, químicas y microbiológicas de la corriente, con los organismos analizados (Reynoldson et al., 1997). Además, estos modelos se construyen a partir de métricas que se basan en la distribución de los organismos en función del gradiente ambiental del sistema en cuestión y no se fundamentan en usar una directriz de adjudicación de calidad según la presencia o ausencia de un taxón, tal como el índice BMWP.

Sin embargo, el uso de índices con macroinvertebrados, en especial los uni-métricos, no satisface el continuo requerimiento por parte de la investigación y la gobernanza en descifrar los patrones de funcionamiento de los ecosistemas por medio de la relación entre grupos de insectos y variables ambientales, al respecto, la ecología ha incorporado alternativas que complementan los enfoques basados en taxonomía y bioindicación, uno de ellos es el enfoque funcional, el cual es útil para cualquier grupo biológico, incluyendo los macroinvertebrados (Dénes Schmera, Heino, Podani, Erős, & Dolédec, 2017). Este enfoque deriva de la teoría del nicho ecológico (Hutchinson, 1957), el cual fue abordado por la

fitosociología y las respuestas evolutivas a presiones de selección (LeRoy & Zimmerman, 2010; MacArthur & Wilson, 1967; Menezes, Baird, & Soares, 2010; Southwood, 1977).

Esta perspectiva postula que las especies son entidades heterogéneas que responden a las condiciones ambientales por medio de adaptaciones que pueden ser interpretadas por la forma, fenología y fisiología de los individuos, es decir, por características que maximizan la percepción entre comunidad y variación ambiental, estas características son denominadas rasgos funcionales (Naeem & Wright, 2003; Violle et al., 2007). En este marco, el sistema impone restricciones ambientales que generan respuestas evolutivas a procesos de selección por medio de características adaptativas, de allí la utilidad del uso de rasgos funcionales como mecanismos que afectan la adecuación biológica a los filtros ambientales.

Los rasgos funcionales se consideran indicadores del funcionamiento del ecosistema, por lo que su aplicación es útil para identificar el patrón de comportamiento de las variables que condicionan la tolerancia de la expresión de ese rasgo funcional y que causan que ese elemento de la diversidad esté presente o no en el ecosistema, brindando un indicador del nivel del deterioro (Archaimbault, Usseglio-Polatera, & Bossche, 2005; Feio & Dolédec, 2012). Asimismo, el análisis basado en rasgos permite realizar comparaciones entre múltiples regiones geográficas, potencia el análisis taxonómico y la plasticidad de adaptación (Göthe et al., 2017; Heino, 2011).

Estos rasgos se pueden adjudicar, identificar y/o medir, además facilitan la interpretación de los roles de los organismos, en consecuencia, la frecuencia de los rasgos como vía de asociación con los estresores ambientales, los cuales pueden reflejar tendencias que al ser verificadas una y otra vez sugieren la adjudicación de relaciones entre patrones de la morfología y fisiología de los organismos ante la variabilidad del ambiente (Díaz & Cabido, 2001; Naeem & Wright, 2003; Villéger, Mason, & Mouillot, 2008; Violle et al., 2007).

El uso del enfoque funcional para el análisis de los macroinvertebrados en corrientes estuvo asociado Inicialmente con el índice sapróbico, desarrollado a principios del siglo XIX

(Kolkwitz & Marsson, 1902), en este caso se quería identificar la capacidad que tenían ciertos organismos de vivir en determinados niveles de contaminación y así establecer el grado de contaminación del ecosistema. Posteriormente, al publicarse el primer modelo conceptual sobre el papel funcional de los macroinvertebrados de agua dulce (Cummins, 1974), en donde se establecen los diferentes roles tróficos que los organismos tienen a lo largo de una corriente, se resaltó la importancia de hablar de la funcionalidad de los organismos y comprender de forma integral la dinámica del ecosistema.

Luego, en el estudio del río Rhône en Francia (Resh, Hildrew, Statzner, & Townsend, 1994; Statzner, Resh, & Dolédec, 1994), caracterizaron por primera vez comunidades en llanuras aluviales a través de los rasgos de las especies. Principalmente mediante el análisis RLQ, un método de ordenación multivariante capaz de relacionar una matriz (R) de rasgos de especies con una matriz (Q) de características del sitio a través de una tabla (L) de abundancia de especies (Dolédec, Chessel, Ter Braak, & Champely, 1996).

Basado en el análisis RLQ, Legendre et al. (1997) propusieron un análisis de la relación entre una variable ambiental y un rasgo de especie a través de una matriz que contenía datos de presencia-ausencia, llamado análisis de la cuarta esquina. Finalmente se emplearon métodos de ordenación canónicos como los análisis de redundancia (Yadamsuren, Morse, Hayford, Gelhaus, & Adler, 2020), y la adaptación de índices de diversidad (Dénes Schmera et al., 2017).

Actualmente, en Colombia los macroinvertebrados acuáticos representan el grupo hidrobiológico más utilizado en el análisis de la calidad del agua (Roldán-Pérez, 2016). Los primeros estudios se remontan a la década de los años setenta con los trabajos realizados por (Pérez & Roldán-Pérez, 1978; Roldán-Pérez, Builes, Trujillo, & Suárez, 1973), los cuales realizaron una identificación taxonómica para macroinvertebrados acuáticos de algunas zonas del departamento de Antioquia. Posteriormente (Roldán-Pérez, 1988) publicó la “Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia”, trabajo que sirvió de referencia para el inicio del conocimiento de las comunidades de estos organismos en diferentes regiones de Colombia y de Latinoamérica (Roldán-Pérez, 2016).

El método de bioindicación de macroinvertebrados acuáticos más aplicado en el país es el índice BMWP ((Biological Monitoring Working Party score), el cual, fue desarrollado en el Reino Unido y ha sido utilizado ampliamente en las últimas cuatro décadas con el objetivo de evaluar la calidad del agua a través del uso de un listado de organismos identificados hasta familia y la relación que estos tienen con la contaminación orgánica (Matthias & Moreno, 1983; Riss, Ospina, & Gutiérrez, 2002; Roldán-Pérez et al., 1973). Finalmente, (Roldán-Pérez, 2003) realizó la adaptación del índice BMWP para Colombia, ésta adaptación se hizo para evaluar los sistemas acuáticos de montañas, sin embargo, se han desarrollado adaptaciones a otras regiones del país (Sánchez-Herrera, 2005; Zamora & Sarria, 2001; Zuñiga, 2009).

Por tanto, la incorporación del enfoque funcional para macroinvertebrados y su acople en fines de diagnóstico en Colombia no es frecuente y cuando se usa es representado principalmente por el uso de gremios tróficos con respecto a variaciones espaciotemporales en los cuerpos de agua; (Chará-Serna, Chará, Zúñiga, Pearson, & Boyero, 2012; Rodríguez-Barrios, Ospina-Tórres, & Turizo-Correa, 2011; Tamaris-turizo, 2018; Zhang et al., 2018), la biomasa de los organismos y tasas de descomposición (Chara-Serna, Chara, del Carmen Zúñiga, Pearson, & Boyero, 2012; Eyes-Escalante, Rodríguez-Barrios, & Gutiérrez-Moreno, 2012; Toro, Macias, Quintero, & Ramírez, 2016), la relación de los grupos tróficos con variables ambientales (Benavides, 2015; Forero, Longo, & Ramirez-R, 2014) y el uso combinado de rasgos morfológicos en respuesta a variables ambientales (Motta, Ortega, Niño, & Aranguren, 2016; Ovalle, 2017).

Este trabajo pretende analizar la distribución de la comunidad de macroinvertebrados a través de la combinación de rasgos funcionales y su relación con variables físicas, químicas y microbiológicas en cinco cuencas hidrográficas diferentes para identificar si las tendencias de agrupación de los rasgos (Grupo funcional alimentario, tipo de respiración, habito, y forma corporal) le responden a la variación de los parámetros ambientales (por ejemplo, pH, oxígeno disuelto, nutrientes, conductividad, turbidez, alcalinidad, entre otros), a pesar que varíe el sistema y posteriormente proponer patrones de tolerancia ambiental de esos rasgos,

éste tipo de análisis no se ha explorado antes en el país y contribuye con un mensaje a la exploración integral de los ecosistemas acuáticos con una de las comunidades más usadas para gestión hídrica.

El trabajo potencia la comprensión que se deriva de un listado inicial de especies a la construcción de asociaciones entre características morfológicas que determinan la adaptación fisiológica de los organismos en respuesta a la variabilidad ambiental. Lo anterior permite obtener patrones de desempeño y adecuación biológica ante diferentes escenarios, lo cual apoya en forma integral la construcción de límites de adaptación de los rasgos en relación al comportamiento de estresores ambientales que restringen o dan cuenta de la capacidad de la diversidad en el sistema.



### **3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

En la actualidad los macroinvertebrados acuáticos representan uno de los grupos hidrobiológicos con mayor espectro de investigación con fines de apoyo al diagnóstico y la gobernanza de los recursos hídricos. Como grupo bioindicador de la calidad del agua su análisis se encuentra dominado por estrategias de asociación taxonómica con la contaminación orgánica y en ese contexto, la incorporación de una perspectiva de análisis funcional no es frecuente, a excepción del uso de grupos funcionales basados en gremios tróficos. Sin embargo, el uso de herramientas numéricas para interpretar la relación entre este grupo ampliamente usado y las variables ambientales, que comúnmente hacen parte de un programa de seguimiento ambiental hídrico, no satisface el continuo requerimiento por parte de la investigación y la gobernanza para identificar los patrones de funcionamiento de los ecosistemas hídricos y su susceptibilidad al deterioro.

Es así como se considera que un enfoque funcional apoyado en el análisis de rasgos funcionales en asociación con variables ambientales permitirá la identificación de patrones de desempeño de los organismos ante la variabilidad de parámetros físicos y químicos en diferentes escenarios, potenciando un análisis ecológico con base en la disponibilidad de un reporte taxonómico como punto inicial. Actualmente, no existen estudios que combinen los grupos funcionales tróficos con rasgos intrínsecos al taxa como la forma corporal, el tipo de respiración y el hábito/movilidad y que además exploren su grado de tolerancia al relacionarlos con el comportamiento de variables físicas y químicas y comprender el grado de alteración en el que se encuentran los ecosistemas analizados.

Por lo tanto, además de las posibilidades que ofrece el análisis a nivel ecológico y de monitoreo con fines de diagnóstico, el uso de rasgos funcionales, permite mediante la identificación de características fisiológicas, morfológicas o de historia de vida, desarrollar un marco mecanicista que vincule la ocurrencia y distribución de rasgos en comunidades ecológicas con estresores ambientales, mejorando la sensibilidad de la bioevaluación (Violle et al. 2007).

Se considera entonces, que a través de los rasgos funcionales de las comunidades se pueden brindar explicaciones de las dinámicas ecológicas de un ecosistema acuático y en consecuencia, la construcción de criterios de estado ecológico, en este caso, la pregunta de esta investigación que nos compromete bajo este contexto es ¿las correlaciones ambientales construidas con rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos, permiten explicar criterios de desempeño ecológico y tolerancia ambiental a variables físicas y químicas?

### 3.1. **HIPÓTESIS**

Los patrones de relación entre la distribución de rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos en respuesta a la variabilidad de parámetros físicos y químicos en diferentes escenarios hídricos presentan tendencias de agrupación con determinadas variables, lo cual permite identificar el grado de desempeño ecológico y la tolerancia ambiental de los rasgos.

## **4. MARCOR TEORICO**

### **4.1. CALIDAD DEL AGUA**

La evaluación de la calidad del agua es la base del trabajo de protección ambiental y es una parte importante de la supervisión y gestión ambiental del agua. Se refiere a la evaluación de la calidad del agua, al análisis de indicadores físicos, químicos y biológicos, basados en datos de monitoreo, de acuerdo con ciertos estándares y métodos de evaluación. Esto se hace con el objetivo de comprender el grado de influencia y las tendencias de desarrollo de la contaminación, a fin de proteger el medio ambiente y proporcionar una base científica para la gestión de la planificación de los recursos hídricos (Villamarín, Prat, & Rieradevall, 2014).

El interés en la evaluación de la calidad del agua, tiene su origen en el crecimiento de la industria y la población humana, dado que la calidad del agua de los ríos es fundamental para el desarrollo humano y económico, particularmente desde la década de 1950, la contaminación del agua ha crecido en todo el mundo. La vida acuática y los entornos de vida se han visto afectados, y la seguridad del agua está amenazada, generando un desequilibrio en la oferta y demanda del recurso afectando la dinámica natural de los cuerpos hídricos, por lo que la evaluación precisa e integral de la calidad del agua se han vuelto esenciales (Ding et al., 2017; Wang, Liu, Liu, & Lam, 2017).

Entre las décadas de los años sesenta y setenta, la calidad del agua fue evaluada inicialmente a través del pH y Oxígeno disuelto y en algunos casos se incluían variables microbiológicas particulares como la cuantificación de *Escherichia coli*, posteriormente con la aparición de sustancias contaminantes más complejas se fueron incluyendo más parámetros físicos y químicos, aplicando índices que estaban basados en la medición de variables fisicoquímicas (Liu et al., 2014). Desde la década de 1990, se han aplicado varios métodos y modelos matemáticos en la evaluación de la calidad del agua. En la actualidad, la evaluación de la calidad del agua no solo considera índices físicos y químicos, también considera indicadores biológicos (Fewtrell & Bartram, 2001).

Colombia, presenta una importante red hídrica, con numerosos ríos que se originan principalmente de los elevados relieves andinos y vierten en dos cuencas: Magdalena y Cauca (IDEAM, n.d.-b). Sin embargo, cerca del 70% de la actividad antrópica se lleva a cabo en la región andina, generando fuertes impactos antrópicos, debido a las actividades de agricultura y minería, descarga de aguas domésticas y desechos sólidos, lo que produce alteraciones en la composición y estructura de la fauna y flora fluvial, que son los elementos ambientales que expresan la calidad del agua de los ríos (IDEAM, 2015).

Lo anterior se suma a que los ríos de alta montaña presentan características físicas, basadas en su relieve y topografía, principalmente la altitud y pendiente, lo que provoca gran variabilidad en los caudales, aumentando en su magnitud a medida que avanza la red hídrica (Segnini & Chacón, 2005). Esta variabilidad física en las corrientes, incide sobre la dinámica fisicoquímica, generando fluctuaciones en las concentraciones de estas variables, es por ello, que variables como el pH, oxígeno disuelto, temperatura del agua, conductividad y nutrientes, son resaltadas como algunas de las variables más relevantes en estos sistemas hídricos, las cuales, a su vez pueden verse fuertemente alteradas debido a factores como contaminación por vertimientos de aguas residuales, pérdida de vegetación de ribera, entre otros factores; (Benjumea-Hoyos, Suárez-Segura, & Villabona-González, 2018; Galeano-Rendón & Mancera-Rodríguez, 2018; García-Alzate, Román-Valencia, Vanegas-Rios, & Arcila-Mesa, 2007; Villamarín et al., 2014).

Sin embargo, la evaluación de la calidad del agua en Colombia ha estado asociada principalmente a la metodología propuesta por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), el cual establece un índice de calidad del agua (ICACOSU), el cual, representa la calidad de agua en un punto específico de monitoreo y en el momento de la medición, a partir de la ponderación de seis variables: oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales en suspensión (SST), pH y la relación entre nitrógeno total y fósforo total (NT/PT). Para finalmente representar su resultado en un estado de calidad buena aceptable, regular, mala y muy mala (IDEAM, n.d.-a, 2007, 2015).

No obstante, algunas herramientas de gestión de recurso hídrico en el país, como los planes de ordenación del recurso hídrico (PORH), han generado metodologías más completas, que no solo buscan analizar la dinámica fisicoquímica de los cuerpos de agua, también complementan sus análisis con el muestreo de comunidades hidrobiológicas como el perifiton y los macroinvertebrados acuáticos, con el fin de obtener un análisis más integral de los sistemas hídricos. Lo que ha potenciado la inclusión del análisis biológico desde la normativa ambiental (CORMACARENA, 2011)

#### **4.2. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES**

Es posible observar cada cuerpo de agua como un ecosistema que puede ser descrito a través de la ecología funcional mediante el análisis de las dinámicas de las diferentes comunidades bioindicadoras de los sistemas hídricos. Entendiéndose por bioindicador como un organismo (o parte de uno) o una comunidad de organismos, que contienen información sobre las interacciones a largo o corto plazo de varias condiciones ambientales visualizadas mediante una reacción a un cambio repentino de los factores importantes que alteren su comportamiento (Li Li, Zheng, & Liu, 2010; Mangadze, Dalu, & William Froneman, 2018).

Un bioindicador ideal (Markert et al., 1999) debe tener las siguientes características: solidez taxonómica (fácil de ser reconocido por no especialistas), distribución amplia o cosmopolita, baja movilidad (indicación local), características ecológicas conocidas, ser abundantes, de fácil manipulación experimental en laboratorios y que presenten sensibilidad a estresores ambientales. Dentro de los cuerpos de agua existen varias comunidades que pueden tomarse como bioindicadores, entre las más relevantes están: el fitoplancton, los peces, las plantas acuáticas y finalmente los macroinvertebrados acuáticos, siendo esta última comunidad la más utilizada (Roldán-Pérez, 2016).

Por convención, el término "macro" se refiere a la fauna de invertebrados retenida por una malla de 500 micrómetros, o que de manera general se pueden ver a simple vista, pero, las etapas iniciales de la vida de muchos macroinvertebrados pasan a través de aberturas de malla de este tamaño. Sin embargo, estas etapas iniciales son importantes para comprender las historias de vida específicas de cada especie, las relaciones tróficas, la producción secundaria y una multitud de otras relaciones ecológicas, por lo tanto, estos individuos de tamaño más pequeño a menudo se incluyen como parte de los "macrobentos" (Hauer & Resh, 2017). Esto se debe, a que los macroinvertebrados acuáticos se desarrollan en un medio que cambia constantemente debido a la dinámica hidráulica, por esto, exhiben rasgos funcionales variados, permitiendo entender como una comunidad se ensambla dentro de las dinámicas del ecosistema (Roldan-Perez, 2016).

Los arroyos y ríos contienen una notable diversidad de macroinvertebrados. En muchos ambientes lóticos, la comunidad de macroinvertebrados está formada por varios cientos de especies de numerosos filos. La mayoría de las especies de macroinvertebrados de arroyo son bentónicas; es decir, se asocian con superficies del fondo del canal u otras superficies estables, en lugar de ser rutinariamente libres nadando. Sin embargo, muchos de los insectos nadadores que se encuentran en las zonas con una velocidad baja o en estanques de las corrientes de agua, a menudo son los macroinvertebrados acuáticos más observados en la superficie del agua por los visitantes a los hábitats de la corriente (Hauer & Resh, 2017; Salas-Tovar, Geovo, & Asprilla, 2011).

Aunque la mayoría de los insectos de las corrientes tienen un ciclo de vida anfibiótico y pasan su etapa adulta en la tierra (Roldán-Pérez, 2016), estos presentan una variante diversidad y amplia distribución en diferentes gradientes ambientales, son de fácil recolección y sus ciclos de vida (sedentarios y tiempo de vida de semanas o meses). Lo que les permite responder a diferentes perturbaciones, reflejando el efecto integrado de todas las variables ambientales, tanto en tiempos cortos como acumulativos (FIGUEROA, PALMA, RUIZ, & NIELL, 2007).

Incorporar este conocimiento en el análisis del recurso hídrico ha servido para hacer una transición y pasar de analizar la calidad del agua mediante variables fisicoquímicas a describir la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos a través de la integración de grupos hidrobiológicos y su interacción en los diferentes gradientes ambientales descritos por variables fisicoquímicas, con el fin de comprender las dinámicas que presenta el recurso y poder satisfacer las necesidades de uso (D. Li & Liu, 2019). Esto ha llevado a que muchos países hayan incluido criterios para determinar la integridad ecológica de las aguas superficiales (Brucet, Poikane, Lyche-Solheim, & Birk, 2013). También hay un creciente interés en cambiar el enfoque de los métodos de evaluación basados en la química del agua y métricas bióticas simples a métodos más robustos basados en indicadores de degradación de la estructura y función ecológica (Poikane et al., 2016).

### **4.3. ECOLOGÍA FUNCIONAL**

La ecología es la ciencia que estudia los fenómenos que determinan la distribución y abundancia de los organismos, así como la interacción que tienen los organismos entre ellos y con su entorno y cómo esto genera cambios en los flujos de materia y energía en un determinado ecosistema, es decir, busca entender cómo los seres vivos interactúan entre sí y su ambiente, y cómo esta interacción genera cambios en su abundancia y distribución (Margalef, 1974). Entendiendo que el ambiente está conformado por variables físicas y químicas, que son descritas por factores abióticos locales como el clima y la geografía, así como por los organismos que comparten un hábitat determinado siendo estos el factor biótico, considerándolo como un sistema que tiene flujos de materia, energía e información que se transmiten entre cada componente de cada factor (Armenteras et al., 2016).

Dentro de la ecología existen diversas ramas o líneas temáticas centradas en explicar la relación de los organismos con el ambiente. La ecología funcional busca comprender las relaciones dentro de los ecosistemas, es decir, se basa en la identificación y análisis de las múltiples interacciones que se dan dentro de las poblaciones y en las comunidades en un momento y lugar dado (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Garnier & Navas, 2012). Desde

este enfoque funcional, ese lugar y momento conforman el ecosistema, considerándolo como la unidad de funcionamiento en que todos los elementos que la componen interactúan entre sí, buscando comprender cómo las comunidades en su conjunto tienen la capacidad de responder de manera adaptativa a los cambios que se producen en su entorno o cómo los organismos individuales son capaces de adaptarse fisiológicamente a las variaciones ambientales (Armenteras et al., 2016; Dussault, 2018).

Las clasificaciones de la biota acuática tienen fines prácticos y brindan las herramientas necesarias para la comunicación científica y el análisis de los cuerpos de agua, no obstante, aunque las clasificaciones taxonómicas se han beneficiado del uso de técnicas moleculares y de refinados aportes filogenéticos, las explicaciones aportadas por estos son ecológicamente insuficientes (Solbrig, 1993).

Bajo esta concepción teórica, la clasificación funcional basada en la morfología pueden ser elementos útiles, pues presentan características estructurales y/o fisiológicas que incluyen diversos criterios tales como tamaño, forma, tipo de selección y estrategia de vida, criterios que han sido fundamentados en tasas de crecimiento, tiempos de generación y renovación, estrategias evolutivas, entre otros (Van Echelpoel et al., 2018; Violle et al., 2007).

Aunque frecuentemente se asume que las especies filogenéticamente relacionadas son también ecológicamente similares, la sobre dispersión filogenética es común (Webb, Ackerly, McPeck, & Donoghue, 2002) e incluso taxones estrechamente relacionados pueden diferir ampliamente en el uso del hábitat y en las características fenotípicas. Al respecto, se ha considerado por algunos autores que es útil clasificar las especies en concordancia con sus requerimientos ambientales, lo cual serviría como fundamento para la predicción mecanicista de ensamblajes de especies. Donde un enfoque sencillo y práctico, correspondería al agrupamiento de especies según sus características funcionales (Lavorel, McIntyre, Landsberg, & Forbes, 1997; Ntislidou, Lazaridou, Tsiaoussi, & Bobori, 2018).



#### **4.4. RASGOS FUNCIONALES**

Los rasgos funcionales son características morfológicas, bioquímicas, fisiológicas, estructurales, fenológicas o de comportamiento que se expresan en fenotipos de organismos individuales y se consideran relevantes para la respuesta de dichos organismos al medio ambiente y/o sus efectos sobre las propiedades del ecosistema, Estos rasgos deben ser cuantificables a nivel individual y en cualquier ambiente (Violle et al., 2007). Dichas características deben reflejar la capacidad de adquirir recursos, crecer y evitar las pérdidas por lavado hidrológico, sedimentación y herbivoría (Margalef, 1978; Naselli-Flores, Padišák, & Albay, 2007; Violle et al., 2007). Esta dualidad se refleja en la literatura al distinguir entre los rasgos de efecto y respuesta (Díaz & Cabido, 2001; Lavorel & Garnier, 2002; Suding et al., 2008).

Los rasgos de efecto de una especie, subyacen a su impacto en las propiedades del ecosistema y los servicios ecosistémicos que derivan de ellos (Garnier & Navas, 2012; Lavorel & Garnier, 2002), ya sea que dichos rasgos representen una ventaja adaptativa para el individuo en sí. Los rasgos de respuesta influyen en las capacidades de las especies para colonizar o prosperar en un hábitat y persistir frente a los cambios ambientales. Los ejemplos de plantas incluyen el tamaño de la semilla (relacionado con la capacidad de reclutamiento bajo diferentes regímenes de perturbación), el mismo rasgo puede, en algunos casos, actuar como rasgos de respuesta y efecto (Suding et al., 2008).

Los rasgos pueden ser la expresión conjunta de las propiedades y procesos biofísicos y bioquímicos subyacentes de un organismo; si un rasgo es una combinación de tales propiedades o, en sí mismo, una de tales propiedades es una cuestión de juicio y objetivo del estudio. Desde la perspectiva de la ecología funcional, se sabe que los rasgos funcionales sustentan las contribuciones de especies con características funcionales iguales a las propiedades y servicios de los ecosistemas y su tolerancia a los factores de estrés y perturbaciones ambientales (Suding et al., 2008). Sin embargo, es crucial que las contribuciones y vulnerabilidades de las especies dependan no de los rasgos funcionales

individuales sino de las combinaciones de rasgos (Usseglio-Polatera, Bournaud, Richoux, & Tachet, 2000).

El análisis de rasgos funcionales en macroinvertebrados acuáticos, se viene reportando desde 1974, con la publicación de un modelo conceptual que busco explicar el rol trófico que los organismos presentan en el ambiente, basado en la estructura bucal de los mismos (Merritt & Cummins, 1996), lo que impulsó que estas metodologías se empezaran a implementar en múltiples escenarios hídricos, así como la medición de otros rasgos funcionales que ayudaran a comprender la respuesta de los macroinvertebrados a las condiciones ambientales (Kefford et al., 2020; LeRoy et al., 1997; Statzner, Bis, Dolédec, & Usseglio-Polatera, 2001; Tomanova, Goitia, & Helešic, 2006; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007; Usseglio-Polatera et al., 2000).

Según Poff et al. (2006), los rasgos funcionales de los macroinvertebrados son 20 rasgos, los cuales se pueden agrupar en cuatro grandes categorías: morfología, historia de vida, movilidad y ecología. Asimismo, (Luiza-Andrade, de Assis Montag, & Juen, 2017) señala que se pueden encontrar 32 rasgos funcionales que se pueden agrupar en las mismas 4 categorías donde, los rasgos que pertenecen a la clase "historia de vida" están directamente relacionados con los aspectos reproductivos de las especies y los más usados son reproducción y número de descendientes; los más usados relacionados con la movilidad son locomoción y preferencia de hábitat; con respecto a la morfología son respiración y el tamaño corporal; mientras que para los ecológicos el más usado es el relacionado con el hábito de alimentación de los organismos.

Para analizar estos rasgos en los diferentes ecosistemas acuáticos, (Kefford et al., 2020; Moretti et al., 2017). , resaltan que cuando se desean medir los rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos existen dos posibles rutas: medírlas directamente en los organismos muestreados o tomar asignaciones previas de rasgos dados a taxones (por ejemplo, especies, géneros, familias) en una base de datos de rasgos. Sin embargo para poder hacer una medición directa de los rasgos sobre los macroinvertebrados es necesario tener un aumento en los recursos financieros destinados al monitoreo, es por ello, que la metodología

que más domina es la asignación de rasgos mediante el uso de datos de rasgos (LeRoy et al., 2006; Reynoldson et al., 1997; Statzner et al., 2001; Usseglio-Polatera et al., 2000; Webb et al., 2002). No obstante, la información de las bases de datos disponibles se encuentra sectorizada para estudios realizados en Europa y Norteamérica principalmente (Carew et al., 2017), pero se resaltan algunos esfuerzos realizados en zonas tropicales (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014; Reynaga & Santos, 2013; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007).

#### **4.5. GRADIENTES AMBIENTALES**

Los organismos presentan rangos de variación que se determinan según la capacidad de adaptación que estos tienen a las diversas condiciones ambientales. Presentando su mayor abundancia cuando se encuentran en sus óptimos ambientales, es decir, las condiciones que más favorecen sus procesos vitales: alimentación, crecimiento, reproducción, entre otros (Peet & Loucks, 1977; Ter Braak & Prentice, 2004). Lo que genera que la composición de las comunidades bióticas cambie cuando se presentan variaciones en las condiciones ambientales, lo cual se denomina como gradiente ambiental. Resaltando que estos, no siempre tienen una representación física en el espacio o tiempo, pero son una abstracción útil que permite explicar cómo los organismos se distribuyen en el espacio y tiempo (Michael Phillip Austin, 1985).

Existen diversos modelos multivariados que facilitan la interpretación de la composición de la comunidad biótica, mediante la respuesta de las especies a dichos gradientes ambientales. Un método ampliamente utilizado para este fin es el análisis de correspondencia sin tendencia (DCA, por sus siglas en inglés), el cual es un método de ordenación que busca analizar como múltiples datos de especies responden en un gradiente ecológico determinado de forma unidimensional o modal (Ter Braak & Prentice, 2004).

Esta técnica es ampliamente utilizada debido a que tiene la potencia de corregir dos problemas encontrados en el análisis de correspondencia convencional. El primero es el efecto de arco, el cual se trata de la tendencia que tienen en el segundo eje las especies con

respuesta unimodal a presentar una curvatura en sus extremos, es decir, cuando se presenta como un gráfico, se verá que los puntos siguen una curva en forma de herradura en lugar de una línea recta, solucionando bajo un re escalamiento de los datos para descomprimir los extremos y reducir el efecto; el segundo problema es la tendencia a que las muestras estén espaciadas de manera desigual a lo largo del eje 1, entendido como la varianza de los puntajes al comienzo y al final de una sucesión regular de especies será considerablemente menor que la del medio, generando dificultades en la interpretación de un análisis de correspondencia tradicional (Ter Braak & Prentice, 2004).

El re escalado del DCA se hace mediante la igualación de la dispersión promedio de las especies, convirtiendo su desviación estándar a una en todas las muestras, por lo tanto, el perfil promedio de abundancia de especies tiene una longitud de uno, con las unidades resultantes de la ordenación como desviaciones estándar del recambio ecológico (SD) (Gauch & Gauch Jr, 1982; Hill & Gauch, 1980).

En consecuencia, y de manera análoga a la distribución normal, las especies deberían aparecer, crecer y extinguirse localmente dentro de 4 SD, causando una renovación ecológica completa (Gauch & Gauch Jr, 1982). Considerando que, a lo largo de un gradiente regular, aparece una especie, se eleva a su valor modal y desaparece en una distancia de aproximadamente 4 SD; de manera similar, se produce una renovación completa en la composición de especies, sobre los sitios, en aproximadamente 4 unidades SD y que se produce un cambio medio en la composición de especies dentro de aproximadamente 1 a 1,4 unidades SD. Por lo tanto, la longitud del primer eje DCA es una medida aproximada de la longitud del gradiente ecológico, en unidades de rotación de especies (Legendre & Legendre, 2012).

#### **4.6. METODOLOGÍAS NUMÉRICAS PARA EL CÁLCULO DE LOS GRADIENTES AMBIENTALES**

Los métodos numéricos para el análisis de los gradientes ambientales tienen como objetivo abordar el problema empírico central de la ecología comunitaria: describir, explicar y predecir la variación en la estructura comunitaria en el espacio y el tiempo (Warton et al., 2015). Los cuales se denominan análisis de gradiente, y a menudo se agrupan en dos tipos: directos e indirectos (Whittaker, 1967).

En el análisis de gradiente directo, los datos sobre gradientes ambientales y espaciales (p. Ej., Temperatura, oxígeno disuelto) se utilizan para predecir directamente la estructura de la comunidad (Warton et al., 2015). Este análisis se puede entender como un problema de regresión que busca ajustar curvas o superficies a la relación entre la abundancia o probabilidad de ocurrencia de cada especie (variables respuesta) con una o más variables ambientales (variables explicativas) (M P Austin, Cunningham, & Fleming, 1984). Es por ello, que este análisis presenta la ventaja de poder inferir como las variables ambientales pueden influir en la estructura de la comunidad, mediante relaciones causales, sin embargo, tiene la limitación de solo conocer la respuesta con el gradiente ambiental analizado, por ende, su explicación estará limitada por las variables ambientales muestreadas (Warton et al., 2015).

El enfoque complementario, el análisis de gradiente indirecto, aborda esta dificultad utilizando los datos de la comunidad para inferir la variación en los gradientes subyacentes, cualesquiera que sean. Los datos de la comunidad son nuevamente las variables de respuesta como en el análisis de gradiente directo, pero los predictores se tratan como variables latentes no observadas para estimar estos gradientes latentes inferidos. Los cuales, pueden relacionarse con los gradientes observados. Este análisis se puede ver como un problema de ordenación, en el que los ejes de variación se derivan de los datos totales de la comunidad. los ejes de ordenación se pueden considerar como variables latentes o variables ambientales hipotéticas, construidas de tal manera que se optimice el ajuste de los datos de las especies a

un modelo estadístico particular (lineal o unimodal) de cómo varía la abundancia de especies a lo largo de los gradientes (ter Braak, 1985; Ter Braak, 1987).

#### **4.7. MODELOS DE RESPUESTA CANÓNICOS**

La ordenación canónica asocia dos o más conjuntos de datos en el proceso de ordenación en sí. Lo que permite extraer estructuras de un conjunto de datos que estén relacionadas (o puedan ser interpretadas por) otro conjunto de datos, y/o probar formalmente hipótesis estadísticas sobre el significado de estas relaciones. La forma de combinar la información de dos (o, en algunos casos, más) matrices de datos depende del método de análisis (Borcard, Gillet, & Legendre, 2018). Asimismo, se puede entender como una generalización multivariada del análisis de gradiente directo, que combina aspectos de regresión, calibración y ordenación (Ter Braak & Prentice, 2004).

En general estos métodos, se basan en el cálculo de valores y vectores propios, provenientes de la transformación de la matriz de covarianzas de dos o más matrices de datos, que generalmente tiene una matriz respuesta, dada por la abundancia u ocurrencia de los organismos por sitio y una o más matrices explicativas dada por las variables ambientales. Esto con el fin de explicar mediante los gradientes ambientales como los organismos responden a estos y lo que se ve reflejado en los datos cuantitativos reportados para la comunidad en el sistema (Legendre & Legendre, 2012).

Cuando la respuesta de los organismos a las condiciones ambientales se da de forma lineal, es decir, la abundancia de los organismos cambia a través de secciones cortas de gradientes ambientales, un modelo de respuesta lineal debería ser la mejor alternativa para analizar datos de abundancia cuantitativa que abarcan un rango estrecho de variación ambiental (Ter Braak & Prentice, 2004). Donde el análisis de redundancia (RDA, por sus siglas en inglés) es un método que se enfoca en analizar la respuesta lineal de los organismos al gradiente ambiental, a través de la evaluación conjunta de métodos de regresión múltiple y análisis de componentes principales (Rao, 1964; Van Den Wollenberg, 1977). Siendo las

variables explicativas (condición ambiental) una restricción para las variables respuesta (organismos), de tal manera que los vectores de ordenación resultantes son combinaciones lineales de las variables explicativas (Legendre & Legendre, 2012; Van Den Wollenberg, 1977).

Como se mencionó anteriormente los métodos lineales, son usados cuando el rango de respuesta en términos de las variaciones ambientales es estrecho, pero cuando se presentan respuestas modales, lo más adecuado es acudir a métodos que describen el comportamiento unimodal de los organismos ante un gradiente ambiental (Ter Braak & Prentice, 2004). En este caso se emplea el análisis de correspondencia canónica (CCA por sus siglas en inglés), el cual es la forma canónica del análisis de correspondencia, es decir incluye un conjunto de variables para explicar el comportamiento de la comunidad mediante la inclusión de un análisis de regresión (Ter Braak & Verdonschot, 1995). Este análisis difiere del RDA en la aplicación de promedios ponderados en sus sitios, con respecto a sus variables ambientales a la hora de aplicar la regresión (Ter Braak, 1986).

Otro uso de los promedios ponderados es la calibración, para estimar los valores ambientales en los sitios a partir de los óptimos de las especies, que en este contexto a menudo se denominan valores indicadores o puntajes (scores), esto nos indica que cuando la especie acerca sus valores óptimos a los valores determinados por el puntaje para un sitio, permite inferir que ésta se encuentra en su mejor condición, y la variación de este puntaje con respecto al óptimo permite establecer el rango de tolerancia de cada especie a la condición ambiental analizada (Ter Braak & Prentice, 2004; Whittaker, 1967).

## **5. OBJETIVOS**

### **5.1. OBJETIVO GENERAL**

Determinar la respuesta de rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos a la variabilidad de variables físicas y químicas, en cinco sistemas hídricos a través del análisis de óptimos y tolerancias ecológicas.

### **5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Generar una categorización de rasgos funcionales intrínsecos a diferentes taxa de macroinvertebrados acuáticos que incluya gremio trófico, respiración, hábito y forma del cuerpo.
- Establecer la relación entre los rasgos funcionales analizados y las variables químicas y físicas en los cinco sistemas hídricos.
- Analizar el comportamiento de cada rasgo funcional a través del análisis del óptimo y la tolerancia ecológica empleando las variables ambientales más significativas.



## **6. METODOLOGÍA**

### **6.1. ÁREA DE ESTUDIO**

La Gestión Integral del Recurso Hídrico (GIRH) en Colombia busca orientar el desarrollo de políticas públicas en materia de recurso hídrico, a través de una combinación de desarrollo económico, social y la protección de los ecosistemas, en ese sentido, en el año 2014 se publicó la guía técnica para la formulación de planes de ordenamiento del recurso hídrico, la cual, contiene los lineamientos básicos con los que las autoridades ambientales llegarán a consolidar la propuesta programática y el plan de monitoreo y seguimiento con horizonte mínimo de diez años a lo largo de los cuales se buscará mejorar la disponibilidad y la calidad del recurso. Siguiendo estas directrices, la autoridad ambiental Corantioquia realizó, entre los años 2015 y 2017, planes de ordenamiento del recurso hídrico, en cuencas priorizadas por la gestión del recurso hídrico del país.

Dentro de los productos generados por Corantioquia a lo largo de los últimos años se encuentran cinco cuencas hidrográficas pertenecientes al Departamento de Antioquia, las cuales, fueron priorizadas y se les realizó plan de ordenamiento del recurso hídrico a cada una de ellas; para éste estudio serán el objeto de análisis (Fig. 1). La primera de estas cinco es la cuenca de la quebrada Magallo, la cual, se encuentra situada al sur del departamento entre los municipios de Concordia y Salgar, específicamente pasa por las veredas de San Luis, Las Animas, Santa Rita, Pueblo Rico, y parte la vereda el Golpe, el Cascajo y cabecera municipal, dichas veredas presentan un relieve montañoso. La cuenca de la quebrada San Mateo también se encuentra al sur del departamento, enmarcando parcialmente los municipios de Betulia y Urao, según la divisoria trazada por Corantioquia. Esta cuenca presenta una tipología que se caracteriza por presentar relieve montañoso y con vertientes inclinadas interceptándose en una línea donde se ubica el cauce principal, lo que sumado con las diferencias de alturas que presenta genera procesos de erosión constantes (Corantioquia, n.d.).

Por su parte, la cuenca de la quebrada Sinifaná, localizada en el altiplano del norte del departamento, circunscribe los municipios de Caldas, Fredonia, Venecia, Amagá y Titiribí. Mientras que la cuenca del río San Juan, ubicada en el suroeste del departamento entre los municipios de Andes, Jardín, Betania, Hispania, Ciudad Bolívar, Salgar, Pueblorrico y Tarso. Ambas cuencas presentan una gran riqueza hídrica, la cual, es consecuencia de su relieve montañoso y la calidad de sus aguas, sin embargo, al albergan una cantidad considerable de la población perteneciente al departamento, éstas presentan una fuerte presión sobre el recurso hídrico.

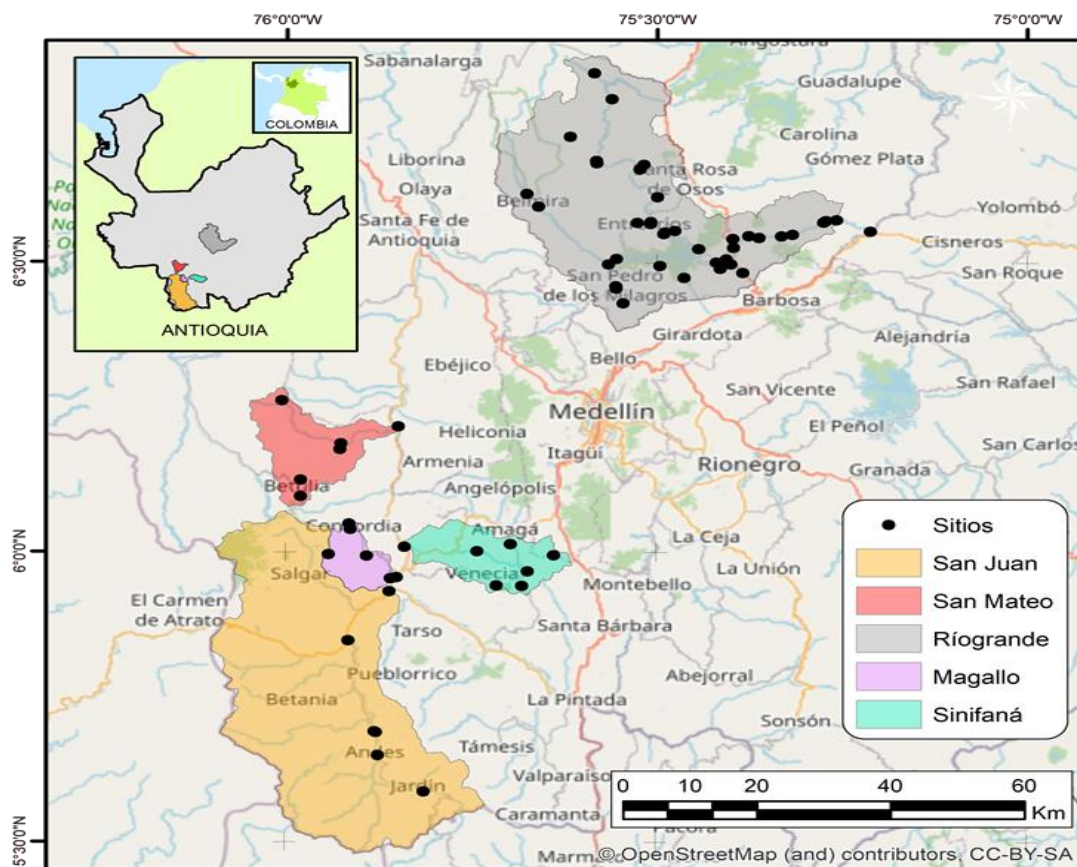


Figura 1: Mapa con ubicación geográfica de las cinco cuencas analizadas en el presente estudio

La cuenca del Río Grande es la última analizada, la cual, es la más grande de las cinco y se encuentra al igual que la Sinifaná en el altiplano del norte del departamento, pero entre

los municipios de Belmira, Entreríos, Donmatías, San Pedro de los Milagros y Santa Rosa de Osos, donde se presenta una gran riqueza hídrica la cual se ve favorecida por la calidad del agua en estas zonas de montaña; situación que la convierte en una cuenca de gran interés para algunos sectores económicos. También es una zona altitudinal donde se asienta una significativa porción de la población del departamento, lo cual genera presión sobre el recurso hídrico y los servicios ecosistémicos asociados. Resaltando que esta cuenca presenta uno de los embalses más importantes del país (Rio Grande II), el cual es destinado a la generación de energía y para abastecer algunos centros poblados como el Valle de Aburra.

Finalmente, de cada una de las cuencas se tiene una matriz de variables fisicoquímicas y otra matriz de variables biológicas, en este caso, el reporte de los macroinvertebrados encontrados en cada estación por monitoreo. La cual fue suministrada por la autoridad ambiental Corantioquia, lo cual, es la información principal y la base de este trabajo, es decir, tanto las variables ambientales, como las biológicas son de origen secundario. Resalando que estas fueron entregadas bajo acuerdo con la corporación regional y se de uso exclusivo para fines académicos e investigativos.

El monitoreo de las variables fisicoquímicas y biológicas en cada una de las cuencas se realizó en el año 2016, bajo dos escenarios contrastantes (sequía y lluvias, enero- marzo y abril-agosto respectivamente). Los puntos de monitoreo en cada cuenca se caracterizaron por abarcar todos los posibles cambios en el comportamiento fisicoquímico y la posible afectación en el comportamiento de los macroinvertebrados acuáticos, es decir, teniendo estaciones en la parte alta (zonas poco intervenidas), parte media, donde se presentan confluencias, descargas de agua residuales de zonas pobladas y mayor presencia de actividad antrópica, así como en las zonas más bajas donde se presenta mayor caudal y justo antes de sus desembocaduras. A continuación, en la Tabla 1 se describen las principales características de cada una de las cuencas analizadas y tomadas de la información publicada por la corporación en su sitio web (Corantioquia, n.d.).

*Tabla 1: Principales características de las cinco cuencas hidrográficas analizadas en este estudio.*

	Rio Grande	San Juan	Magallo	San Mateo	Sinifaná
<b>Área (Km<sup>2</sup>)</b>	1280	1409	88	225.2	204.5
<b>Longitud (Km)</b>	106	71.9	16.26	29.31	47.17
<b>Nacimiento (msnm)</b>	3300	3920	2300	3310	2690
<b>Desembocadura (msnm)</b>	1100	530	539	510	587
<b>Población (Habitantes)</b>	71 520	113 062	7 300	15 000	30 993
<b>Actividad económica</b>	Generación de energía, ganadería y cultivo de papa	Cultivo de café y ganadería	Cultivo de café, ganadería y turismo	Ganadería, cultivos de café y caña	Cultivo de café y frutales, ganadería y minería

## 6.2. CATEGORIZACIÓN DE RASGOS FUNCIONALES

Convencionalmente, el análisis de los rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos plantea medir cada rasgo en cada individuo (Moretti et al., 2017) es por ello, que rasgos como el tamaño máximo, tolerancia a variables como el pH o nutrientes, dieta alimentaria entre otros, sólo pueden ser medidos después de la obtención de la muestra, ya que su cuantificación requiere medidas en el organismo (Chará-Serna et al., 2012; Reynaga & Santos, 2013; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007). Veinte rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos se pueden agrupar en cuatro grandes categorías: morfología, historia de vida, movilidad y ecología (LeRoy et al., 2006; Usseglio-Polatera et al., 2000)..

Sin embargo, existen otros rasgos como la forma corporal, el tipo de respiración, el grupo funcional alimentario basado en su estructura bucal, entre otros, que pueden ser analizados simplemente por su presencia o ausencia en la descripción taxonómica del taxa, y por tanto pueden ser consultados a través de información secundaria como bases de datos,

libros artículos entre otros (Cover, May, Dietrich, & Resh, 2008; LeRoy et al., 2006; Motta Díaz, Longo, & Aranguren-Riaño, 2018; Diğnes Schmera, Heino, Podani, Erős, & Dolıdec, 2017; Statzner & Beche, 2010).

Para este trabajo al tener la información de los organismos de forma secundaria, es decir, la reportada en los cinco diferentes PORH de cada área de estudio, se realizó una asignación de rasgos que se pudieran encontrar en información secundario. Por tal motivo se decidió trabajar con cuatro rasgos funcionales: grupo funcional alimentario, tipo de respiración, hábito/movilidad y forma corporal, adjudicando los rasgos o posibilidades de expresión de ese rol funcional presente a los organismos (Tabla 2).c

Para asignar los rasgos a cada ítem taxonómico dispuesto en los listados entregados, se realizó una búsqueda bibliográfica de cada taxa en la que fueron revisados 20 artículos, tres libros y tres bases de datos, lo que permitió la adjudicación teórica del rasgo como característica morfológica y fisiológica del individuo en el ciclo de vida adulto acuático, es decir, como rasgo categórico del taxa, esta información se puede observar en el anexo 1.

De esta forma, los roles funcionales y rasgos categóricos identificados en la literatura para cada taxa, se derivaron de aspectos morfológicos y fisiológicos que son prevalentes o dominantes en el ciclo de vida del macroinvertebrado (Berger, Foissner, & Kohmann, 1997; Merritt & Cummins, 1996; Tomanova et al., 2006), por esta razón son características habilidades para su uso en bases de datos de origen secundario, es decir donde no se cuenta con la oportunidad de examinar el individuo en vivo porque la muestra ya fue procesada, finalmente la tabla fue corroborada con un biólogo especialista en taxonomía de insectos acuáticos perteneciente al instituto de biología de la Universidad de Antioquia.

Como fue mencionado anteriormente, los roles funcionales adjudicados después de la revisión de literatura fueron grupo funcional alimentario, tipo de respiración, hábito/movilidad y forma corporal. A continuación, se ofrece una breve explicación de cada rol funcional y los rasgos funcionales que lo asisten.

*Tabla 2 Rasgos biológicos (4) y sus categorías (16) utilizados en este estudio. En adelante la mayoría de los rasgos se mencionan por su código (por ejemplo, A1 para hablar de depredadores).*

<b>Rol funcional</b>	<b>Rasgo funcional</b>	<b>Código</b>
Grupo funcional alimentario	Depredadores	A1
	Filtradores	A2
	Fragmentadores	A3
	Raspadores	A4
	Recolectores	A5
Tipo de respiración	Aérea	R1
	Branquias	R2
	Tegumento	R3
Hábito o movilidad	Agarradores	H1
	Excavadores	H2
	Nadadores	H3
	Patinadores	H4
	reptadores	H5
	Trepadores	H6
Forma corporal	Hidrodinámica	F1
	No hidrodinámica	F2

El grupo funcional alimentario indica cual es la estrategia de alimentación que debe predominar basado en la forma bucal de los organismos (Cummins, 1974), por ejemplo, los depredadores tienen mandíbulas externas que le permiten agarrar y morder a las presas (Fig. 2-1), los filtradores presentan cedas en sus bocas que atrapan todo el material particulado a su alrededor y las contraen para ingerirlo (Fig. 2-2), los fragmentadores presentan mandíbulas muy compactas y con diferentes formas que le faciliten triturar la hojarasca, dado que es su principal alimento (Fig. 2-3), los raspadores tienen mandíbulas en forma de espátulas que le permiten quitar la biopelícula del sustrato y labios sedosos que evitan que esta se aleje antes del consumo (Fig. 2-4) y los recolectores presentan de igual forma que los fragmentadores estructuras bucales que buscan aprovechar la materia orgánica, sin embargo, ésta se

encuentra en el sedimento en descomposición y por ello sus mandíbulas no presentan diferentes tamaño, puesto que no tienen que triturar (Fig. 2-5).

Por su parte, el tipo de respiración indica cual es la forma de los organismos para adquirir el oxígeno necesario para sus procesos vitales, se pueden dividir en dos grupos: aquellos que lo adquieren del disponible en el agua, sea porque tienen branquias (Fig. 2-6) o porque hacen intercambio gaseoso a través del tegumento (Fig. 2-7), o aquellos que lo adquieren directamente del disponible en el aire, mediante plastrón por ejemplo (Fig. 2-8). La forma corporal indica si los organismos presentan una forma que les facilite resistir el flujo, es decir, hidrodinámicas, como ser aplanados en su dorso (Fig. 2-9) o no hidrodinámicas, como tener forma cilíndrica (Fig. 2-10) (LeRoy et al., 2006; Tomanova et al., 2006).

Finalmente, el hábito refleja cual es la capacidad de los organismos para presentar movilidad en el agua o fijarse al sustrato (Statzner et al., 2001), a través de diferentes mecanismos (Roldán-Pérez, 1988). Por ejemplo, los agarradores presentan una uña terminal que le permite estar aferrados al sustrato (Fig. 2-11), los excavadores presentan uñas en sus patas traseras que les facilitan generar fuerza de empuje con el sustrato (Fig. 2-12), los nadadores presentan pelos nadadores o patas aplanadas para movilizarse en la columna de agua (Fig. 2-13), los patinadores tienen dos pares de alas y patas medias adaptadas para generar impulso en la superficie del agua (Fig. 2-14), los reptadores no presentan patas, y tienen su cuerpo dividido en segmentos abdominales que les permiten tener movilidad (Fig. 2-15) y los trepadores presentan uñas en sus patas que les permiten tener fijación a las piedras o a las paredes del lecho (Fig. 2-16).

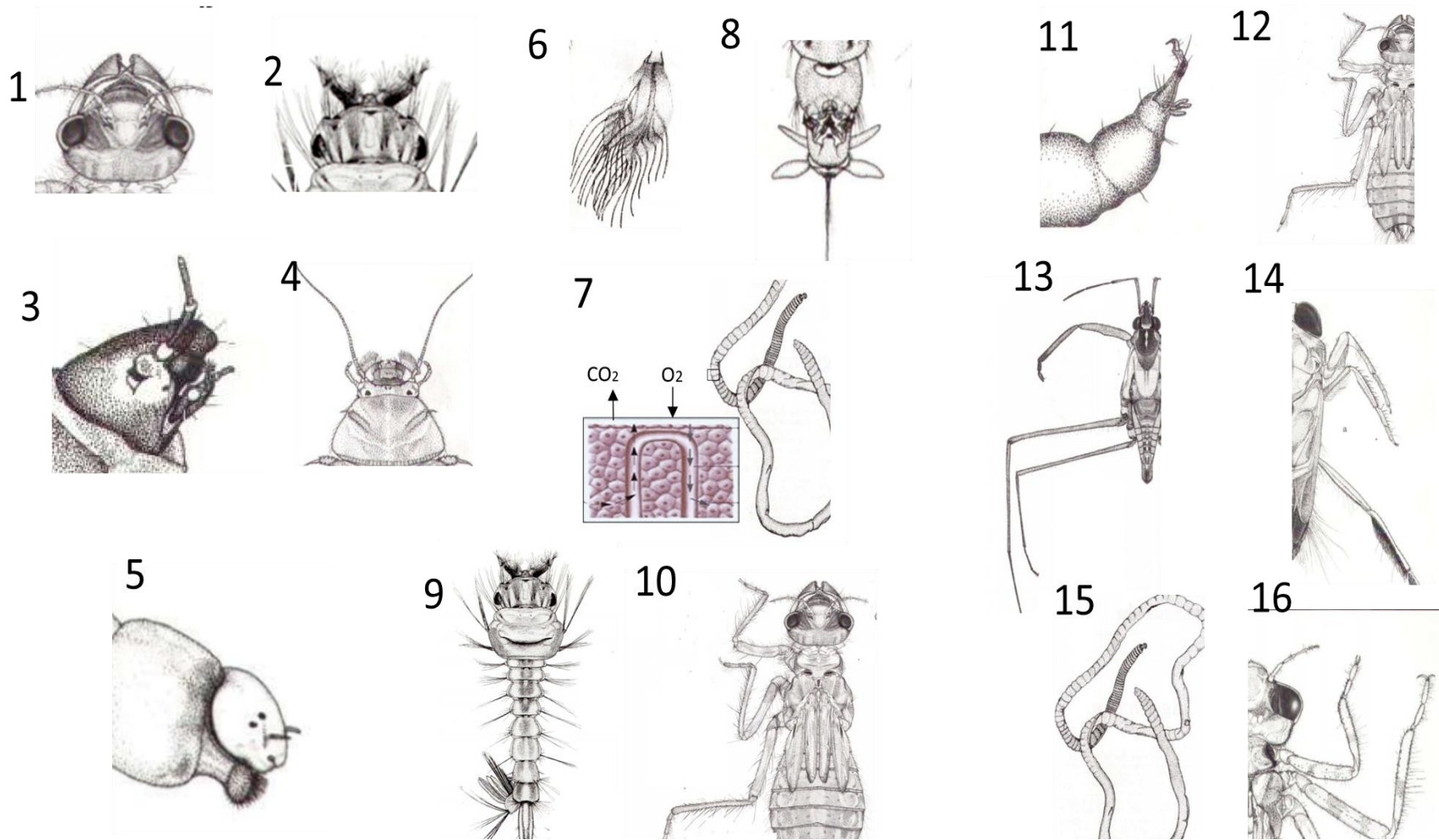


Figura 2: Característica principales de los diferentes roles funcionales. !) Libellulidae sp (depredador), 2) Culicidae sp (filtador), 3) Anchitarsus (fragmentador), 4) Elodes sp (raspador), 5) Chironomidae (recolector), 6) Agalla con branquias (Travellera sp), 7) Intercambio de oxígeno por la piel (Anelidos), 8) Cámara respiratoria (Culicidae), 9) cuerpo aplanada (Culicidae), 10) cuerpo cilíndrico (Libellulidae), 11) uña terminal (Chimarra), 12) patas traseras mas grandes y anchas (Lobellulidae), 13) dos pares de alas y patas medias más grandes (Eurygetis), 14) Paras aplanadas y con pelos nadadores (Notonecta), 15) sin patas y con el cuerpo dividido en muchos segmentos (Tubificidae), 16) uñas de para perforar y agarrar en todas sus patas (Argia). Imágenes modificadas de Roldad (2016)



### 6.3. VARIABLES FISICOQUIMICAS

Antes de describir el análisis estadístico se destaca que las variables fisicoquímicas utilizadas para el presente trabajo no tuvieron alteración diferente a las transformaciones descritas en los modelos empleados, estas variables fueron exactamente las suministradas por la autoridad ambiental provenientes de la fase de diagnóstico de cada PORH, las cuales, no son las mismas par cada cuenca, sin embargo, existen ocho variables que fueron reportadas en todas las cuencas, éstas se convierten en el objeto principal para el análisis del comportamiento fisicoquímico de los sistemas (Tabla 3).

**Tabla 3: Variable fisicoquímicas comunes en los cinco sistemas, usadas para la caracterización fisicoquímica principal.**

<b>Variable</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Unidad de medida</b>
<b>pH</b>	pH	Unidades de pH
<b>Oxígeno disuelto</b>	OD	mg /L
<b>Temperatura del agua</b>	TA	°C
<b>Conductividad eléctrica</b>	CE	µs/cm
<b>Fosforo total</b>	P	mg/ L
<b>Turbidez</b>	Turb	NFU
<b>Alcalinidad</b>	Alc	mg CaCO <sub>3</sub> / L
<b>Nitratos</b>	NO <sub>3</sub>	mg N / L

No obstante, en cada sistema se reportaron variables que son fundamentales para describir su comportamiento de forma individual, como lo son la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos totales (ST), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Los coliformes totales (Coli) entre otras, que se observan en los resultados que describen los modelos de respuesta evaluados. Por lo tanto, algunas variables solo aparecen en uno o varios sistemas, pero no en todos e incluso algunas de las ocho variables principales que facilitan la comparación entre sistemas no fueron aceptadas por los modelos estadísticos, es por ello, que se incluyen las otras variables, con el fin de tener una visión más amplia de panorama y buscar explicar los procesos generales que allí suceden.

Se destaca que el monitoreo de los cuerpos de agua a los cuales se les realizó PORH (los cinco sistemas hídricos analizados) fue ejecutado siguiendo los lineamientos establecidos en la Guía Técnica para la Formulación de PORH (MADS, 2014), respetando el orden de confluencia y siendo consciente de los tiempos de viaje de referencia. Con el fin de analizar la misma masa de agua se corroboró los tiempos de viaje, así como al inicio de cada jornada y para cada punto de la red localizado aguas abajo, la velocidad de la corriente con respecto a la distancia entre puntos consecutivos. Una vez verificado esto, se efectuó la toma de muestras conforme al tiempo obtenido (Corantioquia, n.d.).

#### **6.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO**

Antes de describir el análisis estadístico se destaca que las variables fisicoquímicas utilizadas para el presente trabajo no tuvieron alteración diferente a las transformaciones descritas en los posteriores análisis estadísticos, estas variables fueron exactamente las suministradas por la autoridad ambiental en cada PORH, las cuales, no son las mismas para cada cuenca, sin embargo, existen variables que fueron reportadas en todas las cuencas, estas se convierten en el objeto principal para el análisis del comportamiento fisicoquímico de los sistemas, no obstante, en cada sistema se reportaron variables que son fundamentales para describir su comportamiento de forma individual, es por ello, que algunas variables solo aparecen en uno o varios sistemas pero no en todos, e incluso algunas de las ocho variables principales que facilitan la comparación entre sistemas no son aceptadas por los modelos estadísticos y es por

ellos que se incluyen las otra variables, con el fin de tener una visión más amplia de panorama y buscar explicar los procesos generales que allí suceden.

Inicialmente, se realizó el análisis del comportamiento fisicoquímico para cada uno de los cinco sistemas hídricos, éstos se basaron en medidas de tendencia central para cada una de las variables ambientales, con el fin de comprender si existían diferencias significativas entre los sistemas así como saber si el comportamiento de estas variables se daba de forma normal o no, para esto último se realizaron pruebas de normalidad y de significancia por el método Kruskal-wallis (Villamizar et al., 2016)

Con la asignación de los rasgos funcionales a los morfotipos de macroinvertebrados acuáticos reportados para todos los sistemas en conjunto es decir en una matriz integrada, se realizó un análisis clúster con el objetivo de comprender si los organismos tienden a presentar agrupaciones que reflejen sus características funcionales. Para esto se tomaron como observaciones los morfotipos más representativos de todos los sistemas (aquellos que estuvieron como mínimo en el 10% de las estaciones reportadas en los cinco sistemas hídricos), su agrupación se generó a partir de la abundancia que estos tenían reportada, para luego analizar estas agrupaciones jerárquicas a través de sus categorías funcionales y buscar comprender si estas tienen relación en las agrupaciones encontradas. El clúster jerárquico se realizó con distancia euclidiana y método de Ward (Legendre & Legendre, 2012).

Para determinar la variación observada en las abundancias de cada una de las categorías de los rasgos con respecto a la variabilidad ambiental, se realizó un análisis canónico multivariado en cada sistema, los datos fisicoquímicos fueron estandarizados y las abundancias de cada categoría de los rasgos transformadas mediante distancias de Hellinge (Rao, 1995), con el fin de generar comparaciones y reducir los errores de doble cero (Legendre & Legendre, 2012). Inicialmente se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia -DCA para determinar el gradiente ambiental en cada uno de los sistemas, como los resultados de dicho análisis indicaron que la longitud máxima de los gradientes fue menor

a 3, esto sugiere que la respuesta de los rasgos funcionales se da de forma lineal y, por tanto, se llevó a cabo un análisis de redundancia-RDA (Lepš & Šmilauer, 2003; Ter Braak & Šmilauer, 2002). Todo lo anterior se realizó con el paquete de datos *vegan* en software R. Este mismo análisis se realizó para una matriz conjunta con toda la información de los cinco sistemas.

Finalmente, con el objetivo de comprender cuál es la tolerancia que cada categoría funcional presenta ante las variaciones ambientales que se dan en los cinco sistemas hídricos; se realizó un análisis integrado de óptimos y tolerancias a través de una reconstrucción por el método de promedios ponderados es decir, con la información conjunta de los cinco sistemas, el cual permitió conocer cuál es el valor óptimo y el rango de tolerancia que cada categoría funcional presentó ante la variación de cuatro variables ambientales (oxígeno, pH, fósforo total y nitratos), las cuales fueron escogidas porque fueron las que mayor explicación dieron a la variación de los modelos restringidos (RDA) evaluados en los sistemas hídricos (Chalar, Arocena, Pacheco, & Fabián, 2011; Haase & Nolte, 2008), esto con el uso del paquete de datos de R *rioja* (Figura 3).

En síntesis, el componente estadístico se basó en analizar de forma uní-variada las variables fisicoquímicas presentes en los cinco sistemas hídricos, a través de medidas de tendencia central y de variación. Realizar un clúster jerárquico para comprender la relación entre las categorías funcionales y la agrupación que los morfotipos pueden presentar. Se realizaron cinco modelos RDA con la información de cada sistema, así como uno conjunto con todos los sistemas integrados. Finalmente, con la matriz de categorías funcionales conjunta se realizó el análisis de óptimos y tolerancias con las variables oxígeno, pH, fósforo total y nitratos.

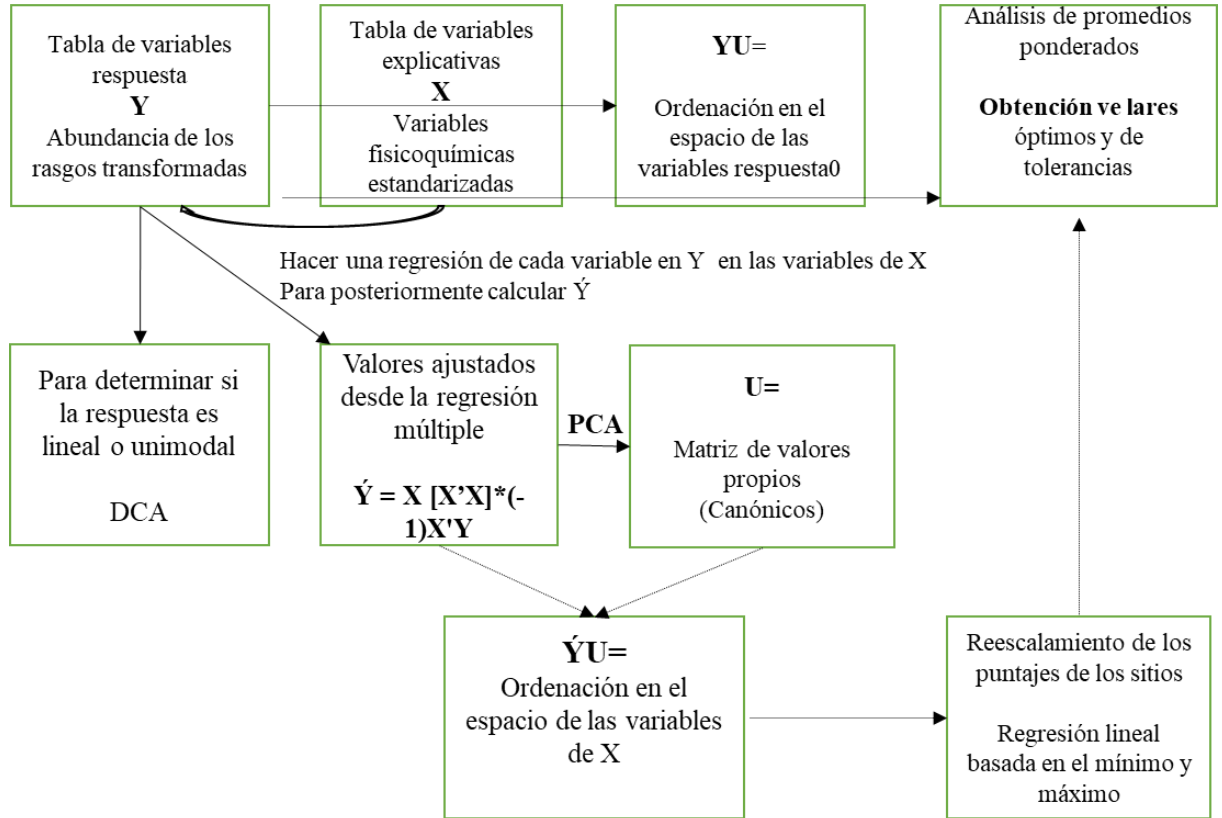


Figura 3: Esquema metodológico para el análisis estadístico multivariado. Modificado de Legendre & Legendre (2012).

## 7. RESULTADOS

En este capítulo se muestran los resultados obtenidos con la información recolectada, los cuales principalmente se han configurado bajo una ruta de análisis que ha involucrado diferentes pasos (Fig. 3). En primer lugar y con el objetivo de comprender la dinámica particular de los sistemas hídricos se realizó su caracterización ambiental a través de sus variables fisicoquímicas, encontrando sistemas bien oxigenados, donde se observa la presencia de nutrientes como lo es el fosforo y los nitratos, así como gradientes de temperatura entre 7 y 12 grados aproximadamente entre los valores mínimos y máximos en cada área de estudio

Posteriormente se llevó a cabo la asignación de los rasgos funcionales a los morfotipos de macroinvertebrados acuáticos, realizado bajo información secundaria y con el objetivo de generar una nueva ordenación biológica que permitiera explicar otros procesos funcionales de los organismos con relación a las variaciones ambientales. Generando 52 combinaciones de características funcionales que representan la información biológica en remplazo de los 84 morfotipos reportados para el presente estudio.

A partir de la información biológica descrita a través de las características funcionales de los macroinvertebrados y la fisicoquímica se realizaron modelos de respuesta, donde mediante un análisis DCA se encontró que todos los modelos debían evaluarse bajo una respuesta lineal, y por ello se realizó un análisis de redundancia, el cual fue significativo (valor  $P < 0.06$ ) en todos los sistemas, lo anterior se hizo con el fin de comprender cuál es la respuesta de los rasgos a las variaciones ambientales que se presentan, los hallazgos encontrados en cada análisis se corroboraron a través de una análisis conjunto que agrupo los cinco sistemas hídricos.

Finalmente, con el objetivo de establecer los rangos a los cuales las condiciones ambientales pueden generar perturbaciones en la dinámica o existencia de una característica funcional, así como determinar qué característica es más propensa a las variaciones de una variable fisicoquímica y cual presenta mayor tolerancia a esta variación, se obtuvieron los

valores óptimos y los intervalos de tolerancia de los rasgos funcionales de acuerdo con las variables ambientales que mayor explicación tuvieron en los modelos canónicos. En este caso el pH, el oxígeno disuelto, el fosforo total y los nitratos fueron las variables que en conjunto explicaron cerca de 40% de la varianza en todos los modelos canónicos

### **7.1. CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS**

La caracterización ambiental permite identificar la dinámica de las variables físicas y químicas más relevantes en los diferentes sistemas. En la tabla 4 se observan los estadígrafos analizados para 8 variables en cada uno de los sistemas estudiados. Estas variables fueron elegidas para este análisis porque son las que se pueden comparar entre los cinco sistemas, es decir, todos los sistemas las tienen dentro de la información suministrada, sin embargo, en los diferentes gradientes se encontraran otras variables que cada sistema particularmente tienen y hacen parte de la explicación de los gradientes encontrados. A continuación, se describen los restados más relevantes. de estas ocho variables

La temperatura del agua aunque de forma general no presenta grandes variaciones (coeficientes menores a 30%), se resalta que para la cuenca de c se evidencia un gradiente de 17.5 °C entre su máximo y mínimo valor, lo cual, puede presentar un efecto sobre el comportamiento en las comunidades acuáticas (Roldán-Pérez & Restrepo, 2008; Wetzel, 1981). Donde este patrón también se observa en otros sistemas, pero en menor medida.

Por su parte la conductividad eléctrica (CE) presenta variaciones desde el 13% en san Juan hasta el 82% en Río Grande. Los valores van desde 57.8  $\mu\text{s/cm}$  en San Juan hasta 548  $\mu\text{s/cm}$  en Sinifaná, la cual presenta la mayor diferencia entre su valor mínimo y máximo (469.9  $\mu\text{s/cm}$ ). Al respecto), se ha encontrado que las variaciones de la conductividad eléctrica están influenciadas por la degradación de la materia orgánica y la presencia de iones lo que a su vez afecta la calidad del agua (Chalarca Rodríguez, Mejía Ruiz, & Aguirre Ramírez, 2007; Romero, García, Valdez, & Vega, 2010).

Tabla 4: Resumen estadístico de las variables físicas y químicas en los cinco sistemas hídricos Río Grande (RG), San Juan (SJ), Magallo (MG), San Mateo (SM) y Sinifaná (Sn). Con la media, los valores mínimos (Min) y máximos (Max), y el coeficiente de variación (CV)

Sistema	Estadígrafo	Variables fisicoquímicas							
		TA	CE	OD	Turb	pH	Alc	P	NO <sub>3</sub>
RG	Media	18.478	66.391	6.5871	21.595	7.2207	29.879	0.1608	1.3044
	Max	27.2	412	8.2	255	8.37	207	1.64	5
	Min	13.2	23.6	1.13	1.29	6.43	0.63	0.015	0.11
	CV	14%	82%	20%	210%	5%	110%	164%	56%
SJ	Media	20.8	70.727	7.5918	36.834	7.5718	33.636	0.2091	1.3545
	Max	22.9	91.5	8.14	135.5	7.86	50	0.39	1.9
	Min	15.7	57.8	7.2	5.68	7.12	20	0.08	1.3
	CV	9%	13%	4%	123%	3%	24%	49%	13%
Mg	Media	22.508	199.87	6.61	16.391	7.8357	82.617	0.595	1.432
	Max	29.2	380	8.62	46.8	8.94	139	3.08	3.42
	Min	18	91.7	2	1.89	6.93	51	0.031	0.104
	CV	20%	39%	29%	78%	9%	31%	181%	78%
SM	Media	20.697	203.01	7.6509	35.841	8.0759	67.923	1.4137	0.581
	Max	25.7	363	9.2	173	8.79	94.8	6.18	0.91
	Min	17.9	110	6.01	5.49	7.5	0.75	0.029	0
	CV	12%	34%	11%	147%	5%	44%	124%	57%
Sn	Media	22.629	256.39	6.9786	12.245	8.1579	96.507	0.5711	0.5572
	Max	32.9	548	8.61	32.2	9.065	210	3.89	1.63
	Min	14.5	78.7	3.96	1.28	7.304	40	0.02	0
	CV	26%	57%	19%	87%	7%	47%	191%	80%

TA: temperatura del agua (°C); CE: Conductividad eléctrica ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ); OD: oxígeno disuelto (mg/l); Turb: Turbidez (NTU); pH: pH (unidades de pH), Alc: Alcalinidad ( $\text{mgCaCO}_3/\text{l}$ ); P: fosforo total (mg/L); NO<sub>3</sub>: Nitratos (mgN/l).

El oxígeno disuelto (OD), presenta coeficientes de variación que van desde el 4% en San Juan hasta el 20% en Río Grande, con valores mínimos muy bajos, cercanos a la anoxia, en Río Grande, Magallo y Sinifaná (1.2, 2 y 3 mg/l, respectivamente) mientras que todas las cuencas presentan sus valores máximos entre 8.2 y 9.2 mg/l y los promedios oscilan entre 6.58 y 7.65 mg/l, valores asociados a concentraciones favorables para la vida acuática (Wetzel, 1981). Resaltando que Valores menores de 3.5 mg/L de oxígeno, pueden ser



peligrosos para la vida acuática y se asocia a alta demanda de DBO y a bajos caudales (Álvarez, Panta, Ayala, & Acosta, 2008).

Por su parte la turbidez (Turb) es la variable con mayores coeficientes de variación en todas las cuencas, va desde 78% en Magallo hasta 210% en Rio Grande, sus valores mínimos oscilan entre 1.28 y 5.89 NTU, mientras que los valores máximos presentan condiciones muy diferentes, donde Río Grande presenta el valor más elevado seguido de San Mateo y San Juan (253, 173 y 135.5 NTU respectivamente). Lo cual puede ser influencia directa del arrastre de sedimentos y material particulado que las cuencas tienen aguas abajo, dado que son ríos con diferencias altitudinales considerables (Acosta, Ríos, Rieradevall, & Prat, 2009)

Finalmente, los nutrientes se encuentran representados por el fósforo total (P) y los nitratos ( $\text{NO}_3$ ); particularmente, se observa que el fósforo presenta coeficientes de variación altos donde sólo San Juan presenta un valor inferior al 100%, del 40% específicamente, las otras cuencas tienen valores entre el 124% y 191%, los valores mínimos son concentraciones considerablemente bajas (entre 0.015 y 0.031 mg/l), mientras que los valores más elevados se encuentran en la cuenca San Mateo seguido e Sinifaná y Magallo (6.18, 3.89 y 3.08 mg/l, respectivamente). Resaltando que después de valores que excedan los 0.081mg/l en el agua pueden presentarse alteraciones en la calidad y repercutir en problemáticas como la eutrofización (Liguang Li et al., 2017).

Los nitratos por su parte presentan una menor variación con relación al fósforo, donde el coeficiente más alto fue del 80%, dado en Sinifaná, mientras que el más bajo (13%) se dio en la cuenca San Juan, los valores mínimos corresponden a reportes de concentraciones cero en las cuencas de San Mateo y Sinifaná, mientras que los valores máximos se reportan en Rio Grande y Magallo (5 y 3.42 mgN/l). donde la concentración de nitrato normalmente debe estar alrededor de 0.2 mgN/l, la exposición a valores más elevados de forma permanente presenta efectos negativos consistentes en los organismos que respiran en el agua y que viven en agua dulce los cuales aumentan conforme la concentración lo hace (Isaza, Cramp, & Franklin, 2020).

Con base en lo mencionado anteriormente, se resalta que las cuencas de Río Grande y Sinifaná son las que presentan un mayor grado de alteración entorno a los valores reportados en sus variables ambientales, mientras que la cuenca del río San Juan es la que menor grado de alteración presenta en estas variables. Asimismo, el comportamiento diferencial de las cuencas permite tener variación en las condiciones ambientales, base fundamental para comprender la respuesta de los rasgos funcionales de los macroinvertebrados a diversos condicionantes ambientales mediante el gradiente ambiental.

## **7.2. ASIGNACIÓN DE RASGOS BIOLÓGICOS A LOS MORFOTIPOS**

En los capítulos anteriores se mencionaron los diferentes enfoques bajo los cuales se puede abordar el análisis de los macroinvertebrados acuáticos. Encontrando principalmente un enfoque taxonómico y uno funcional, éste último fue el empleado en el presente estudio con el propósito de acudir a la ecología de los organismos para tener una mayor comprensión de respuesta de los organismos a diferentes variaciones ambientales, considerando que la ecología funcional permite establecer relaciones causales entre los cambios ambientales y la composición de los rasgos. Para este estudio se seleccionaron cuatro rasgos funcionales (grupo funcional alimentario, tipo de respiración, hábito y forma corporal), recordemos que la decisión de trabajar con estos rasgos se basó principalmente en que estos brindaran información complementaria para el análisis de gradientes ambientales y que dicha información pudiera ser obtenida de información secundaria.

La información biológica reportada para las áreas de estudio expresada en términos de la abundancia de los macroinvertebrados por sitio de muestreo, correspondió a 84 morfotipos, que para fines de representatividad ese número se refiere a aquellos morfotipos que estuvieron presentes en más del 10% de las estaciones en cada sistema. Éstos se clasificaron en 52 categorías, producto de las combinaciones de los rasgos funcionales considerados en este estudio. Dicha categorización de morfotipos se realizó con base en el

conocimiento de expertos y a través de búsqueda bibliográfica en bases de datos especializadas en rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos, artículos y libros que principalmente tuvieran similitudes con las áreas de estudio o que fueran especializados en el tema (para ver la lista completa de la asignación de rasgos véase Anexo 1).

De acuerdo con la clasificación anterior en las 52 categorías resultantes las características que tienen mayor representación en los morfotipos son: los recolectores con un (31%), es decir, el 31% de las categorías establecidas entre las combinaciones de rasgos tiene la particularidad de ser recolector, siendo esta categoría la más representativa del grupo funcional alimentario; para el tipo de respiración lo es la que se da por medio de branquias con un (46%), para el hábito es el ser reptador con un (38%), y finalmente la forma más representativa es la no hidrodinámica, con un (69%). Esta representación se da de forma independiente entre los rasgos funcionales analizados.

Al analizar la clasificación de la abundancia de los morfotipos más representativos en conjunto para los cinco sistemas hídricos, basada en un análisis clúster jerárquico (Fig.4). Se identificaron claramente 3 grupos. En el esquema el grupo en color azul presentó la mayor agrupación de morfotipos (20), en este predominan los organismos que se caracterizan por presentar rasgos como ser depredador, raspador o recolector, así mismo son principalmente los que respiran por el tegumento, que tienen el hábito de ser reptadores y con forma no hidrodinámica. En el segundo grupo (color naranja), predominan aquellos morfotipos que presentan combinaciones de rasgos relacionados con ser depredadores, respirar por branquias, tener el hábito de reptar y con forma hidrodinámica. Por su parte, el tercer grupo (color verde) se caracteriza por agrupar morfotipos en los cuales predominan categorías de los rasgos como ser depredadores, respirar por branquias, tener el hábito de ser agarrador o reptador y con forma no hidrodinámica.

Lo anterior permitió comprender los patrones de asociación de los organismos con respecto a sus características funcionales, es decir, existe un agrupamiento natural de los organismos que se ve reflejado en sus abundancias y que está relacionado con las características funcionales que estos presentan y como estas responden a un medio gobernado por condiciones ambientales determinadas, lo cual permite ratificar que la asociación de los

morfotipos estuvo en concordancia con la asignación de las combinaciones categóricas de los rasgos funcionales dados a partir del conocimiento y la información disponible..

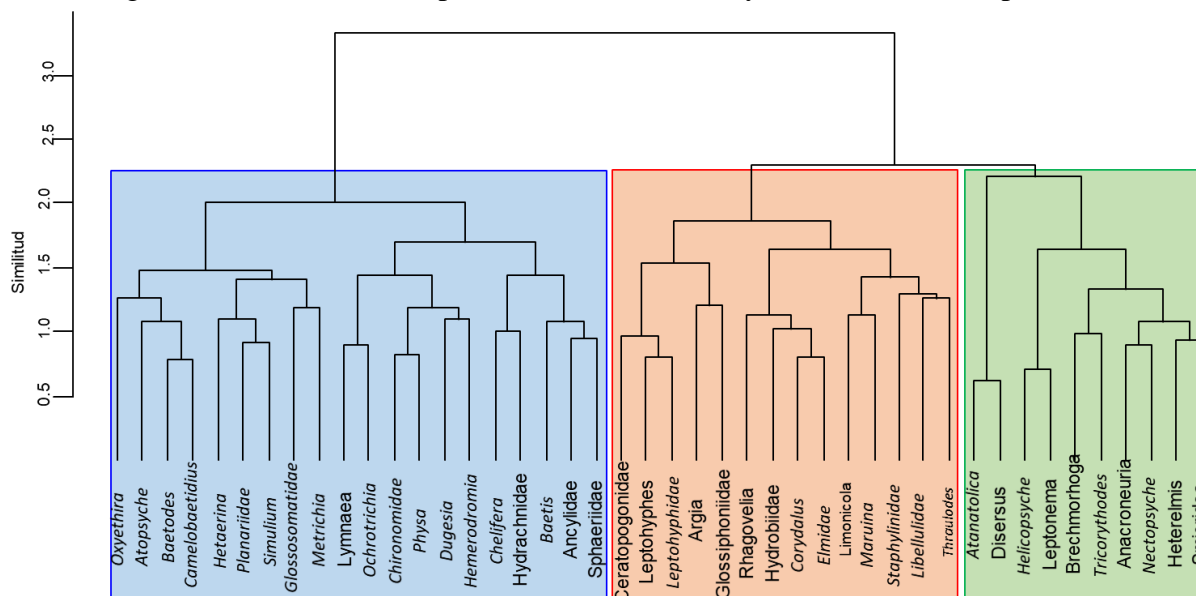


Figura 4: Agrupación de los morfotipos de acuerdo a las abundancias reportadas en las estaciones de las cinco cuencas.

Esta respuesta de los rasgos se debe analizar de forma más amplia pero ya teniendo como información principal solo la matriz funcional, empezando por determinar el gradiente ambiental asociado a cada sistema, el cual permitirá comprender como la variabilidad ambiental afecta la respuesta de las categorías funcionales.

### 7.3. MODELOS DE RESPUESTA LINEAL BASADOS EN ANÁLISIS DE REDUNDANCIA (RDA) DE LOS RASGOS FUNCIONALES CON RESPECTO A VARIABILIDAD AMBIENTAL

Para la selección final del modelo de respuesta de los rasgos funcionales a la variabilidad ambiental se empleó el análisis de correspondencia sin tendencia (Detrended Correspondence Analysis-DCA por sus siglas en inglés), el cual mostró que la longitud del primer eje fue inferior a tres desviaciones estándar para todos los sistemas. Lo anterior indica que los rasgos

funcionales pueden ser modelados a través de una respuesta lineal en términos de las variables ambientales medidas en cada uno de los sistemas analizados (Lepš and Šmilauer 2003). Para todos los sistemas analizados se obtuvo un modelo de respuesta estadísticamente significativo<sup>1</sup>, Rio Grande (valor p=0.001), San Juan (valor P = 0.053), Magallo (valor P = 0.007), San Mateo (valor P = 0.002) y Sinifaná (valor P = 0.008).

En la tabla 5 se muestran los porcentajes de variabilidad total explicada por cada uno de los RDA en los sistemas, al igual que el porcentaje explicado por los dos primeros ejes canónicos. Se resalta que cuatro modelos presentan una explicación de la varianza superior al 76%, además, los dos primeros ejes para todos los modelos explican como mínimo el 59% de la varianza explicada del modelo restringido. Los modelos de respuesta lineal contaron en cada uno de los casos con conjuntos de variables explicativas distintas, dadas las particularidades de cada sistema.

*Tabla 5: Resúmenes estadísticos de los análisis de redundancia para cada una de las cinco cuencas*

Sistema	Varianza explicada por el RDA	Varianza explicada por el eje 1	Varianza explicada por el eje 2	Valor P
<b>Rio Grande</b>	0.32	0.43	0.23	0.002
<b>San Juan</b>	0.89	0.36	0.26	0.053
<b>Magallo</b>	0.87	0.35	0.29	0.007
<b>San Mateo</b>	0.94	0.39	0.2	0.002
<b>Sanfaina</b>	0.76	0.39	0.21	0.008

Dado que los modelos que representan la dinámica de los rasgos funcionales y las variables ambientales pueden presentar características muy particulares, es necesario analizar las asociaciones y dinámicas particulares de cada cuenca mediante el análisis de los RDA en cada una de estas. Resaltando que previamente se analizaron los escalamientos

<sup>1</sup> El coeficiente de confianza para declarar significancia estadística para este estudio fue del 0,06

multidimensionales no métricos para cada uno de los cinco sistemas (Anexo 2) hídricos con el fin de pre establecer algunas relaciones y así corroborarlas en los modelos canónicos.

### 7.3.1. CUENCA RÍO GRANDE

En la figura 5 se presentan las relaciones entre las variables ambientales, los rasgos funcionales y los sitios de muestreo para la cuenca del Rio Grande. En esta gráfica se muestra cómo los rasgos funcionales responden a la variabilidad ambiental, representada a través de algunas variables físicas y químicas. Los vectores de color azul representan las variables ambientales, los vectores de color rojo los rasgos funcionales y los puntos corresponden a los sitios de muestreo. Las relaciones entre los vectores respuesta y explicativos se dan a través de los pesos (score) de las variables respuesta sobre el espacio dimensional de las variables explicativas, al igual que los sitios de muestreo (Anexo 2).

Se puede observar que la conductividad eléctrica, E. coli, sólidos disueltos totales, magnesio, alcalinidad y fósforo total presentan correlaciones positivas con el primer eje, que se encuentran con un coeficiente de correlación entre 0,22 y 0,53, mientras que el oxígeno disuelto, la turbidez y el caudal presentaron una correlación negativa con éste mismo eje con coeficientes 0.82, 0.42 y 0.25 respectivamente. Con el segundo eje los nitratos presentaron una correlación positiva con coeficiente igual a 0.27, y las variables temperatura del agua, Calcio total, pH, Hierro total, DBO y los fenoles, se correlacionaron negativamente con este eje con coeficientes entre (0.29 Y 0.79).

Los rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos respondieron a las variaciones ambientales formando cuatro grupos (Fig. 5). En el primer grupo, se observa que los organismos caracterizados por ser recolectores o depredadores, que respiran por medio de tegumento y con el hábito de ser reptadores o agarradores (C16, C49), se asociaron con la presencia de nitratos ( $\text{NO}_3$ ), mientras que aquellos organismos que se caracterizan por pertenecer al grupo funcional recolector, respirar a través del tegumento, tener el hábito de excavar y con forma corporal no hidrodinámica (C50), se asociaron al segundo grupo

conformado por la dureza total (D), los coliformes totales (Colif), el fósforo total (P), la alcalinidad (Alc), el Magnesio (Mg) y la DBO.

Por otro lado, en el tercer grupo se encuentran particularmente los macroinvertebrados que son recolectores, con respiración aérea y con forma no hidrodinámica (C37, C39, C40), se asociaron con concentraciones de Hierro total (Fe), y Calcio total (Ca), con la temperatura del agua (TA), la turbidez (Turb) y el pH, resaltando que estas cuatro variables explican cerca del 40% de la varianza explicada por el modelo. Finalmente, en el cuarto grupo se observan los organismos del grupo funcional recolector y que principalmente respiran por branquias y tienen forma corporal no hidrodinámica (C44, C46, C47, C48), los cuales se asociaron con la disponibilidad de oxígeno (OD) y el caudal (Q), donde estas dos variables explican el 21% de la varianza total explicada por el modelo restringido.

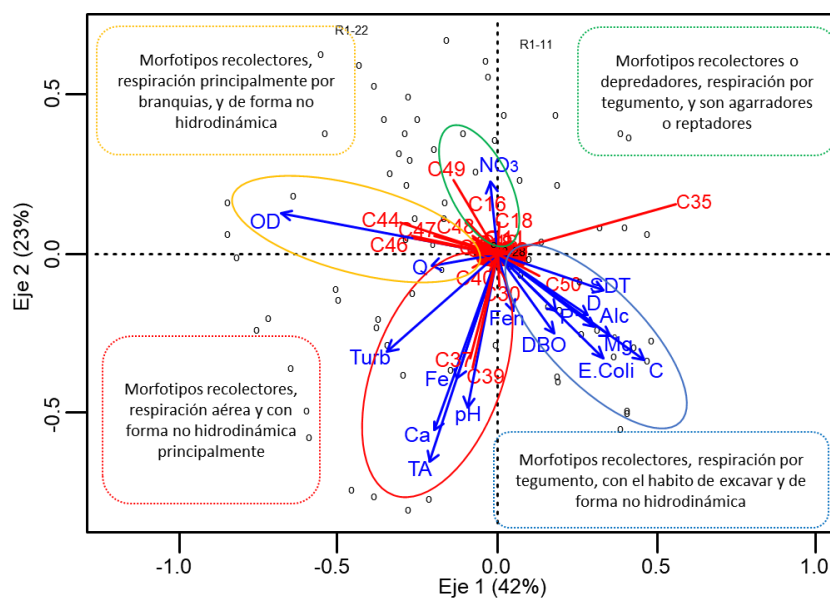


Figura 5: Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca de Río Grande.

### 7.3.2. CUENCA SAN JUAN

En la figura 6 se observa el Triplot realizado entre las variables ambientales, los rasgos funcionales y los sitios de muestreo para el río San Juan. Donde los Nitratos presentaron una correlación positiva con el primer eje canónico, mientras que la correlación del fósforo total fue negativa con este mismo eje con coeficientes 0.27 y 0.42 respectivamente. La conductividad eléctrica por su parte presento una correlación positiva con el segundo eje con coeficiente 0.24, mientras que con coeficientes que están entre 0.8 y 0.17, se correlacionaron negativamente con este eje la DQO, el oxígeno disuelto, la dureza total, la temperatura del agua y el pH.

Para este sistema los rasgos funcionales respondieron a diferentes variables, formando tres grupos en los que se indican las principales asociaciones de características funcionales con las variables ambientales (Fig. 6). En el primer grupo se encuentran los organismos caracterizados por ser depredadores o recolectores, por respirar en la mayoría de los casos por medio de branquias y tener una forma no hidrodinámica, es decir, redonda o tubular (C8, C28, C35, C46), y se asociaron a la conductividad eléctrica (CE) y los nitratos ( $\text{NO}_3$ ), sabiendo que estas dos variables explican el 29% de la varianza explicada por el modelo. En el segundo grupo con la dureza total (D), la temperatura del agua (TA), el pH y la DQO se agruparon los macroinvertebrados que son recolectores, con respiración cutánea, con el hábito de ser excavadores y con forma no hidrodinámica (C50). Finalmente, en el tercer grupo se observa que los organismos caracterizados por ser recolectores, tener respiración cutánea, ser de hábito agarrador y presentar forma no hidrodinámica (C49), se asociaron con el fósforo total (P) y el oxígeno disuelto (OD), donde estas variables explican el 36% de la varianza del modelo.



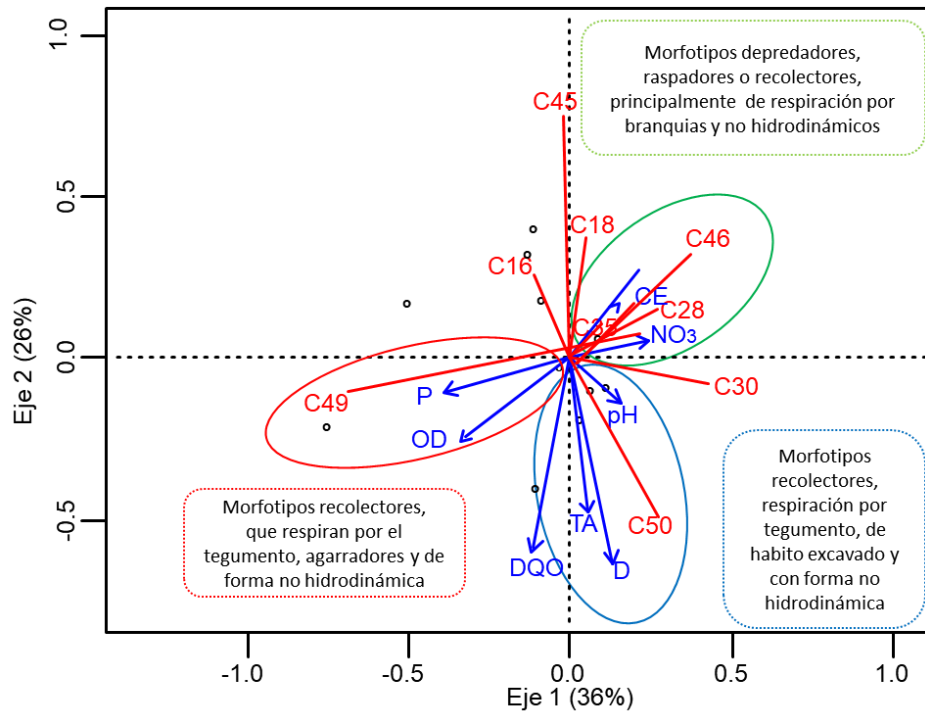


Figura 6 Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca del río San Juan

### 7.3.3. CUENCA MAGALLO

La grafica del triplot entre las variables ambientales, los rasgos funcionales y los sitios de muestreo para la cuenca de la quebrada Magallo se observa en la figura 7. El primer eje canónico solo presenta correlaciones negativas con los nitratos y el pH con coeficientes 0.51 y 0.39 respectivamente, mientras que el segundo eje canónico presentó correlación positiva con el oxígeno disuelto (0.79) y la temperatura del agua (0.57) y negativas con el Fosforo total (0.77), los coliformes totales (0.53), los sólidos totales (0.44) y la alcalinidad (0.33).

La respuesta de los rasgos funcionales se analiza desde las diferentes agrupaciones que se dan entre las combinaciones de las categorías de los rasgos con las variables ambientales, para esta cuenca se formaron tres grupos (Fig. 7). En el primer grupo se observa que los morfotipos caracterizados por ser principalmente recolectores, respirar por branquias y con el hábito de reptar y de forma corporal hidrodinámica o no hidrodinámica (C27, C30, C34, C46) se asociaron con la temperatura del agua (TA) y el oxígeno disuelto (OD),

resaltando que estas dos variables explican el 48 % de la varianza explicada por el modelo. Para el segundo grupo los organismos caracterizados por ser recolectores respirar de forma cutánea, con el hábito de excavar y con forma no hidrodinámica (C50), se asociaron con la alcalinidad (Alc), los sólidos totales (ST), el Fosforo total (P) y los coliformes totales (Colif). Finalmente, en el tercer grupo, los macroinvertebrados que son recolectores, con respiración por medio del tegumento, con el hábito de reptar y con forma no hidrodinámica (C49) se asociaron con el pH y los nitratos (NO<sub>3</sub>).

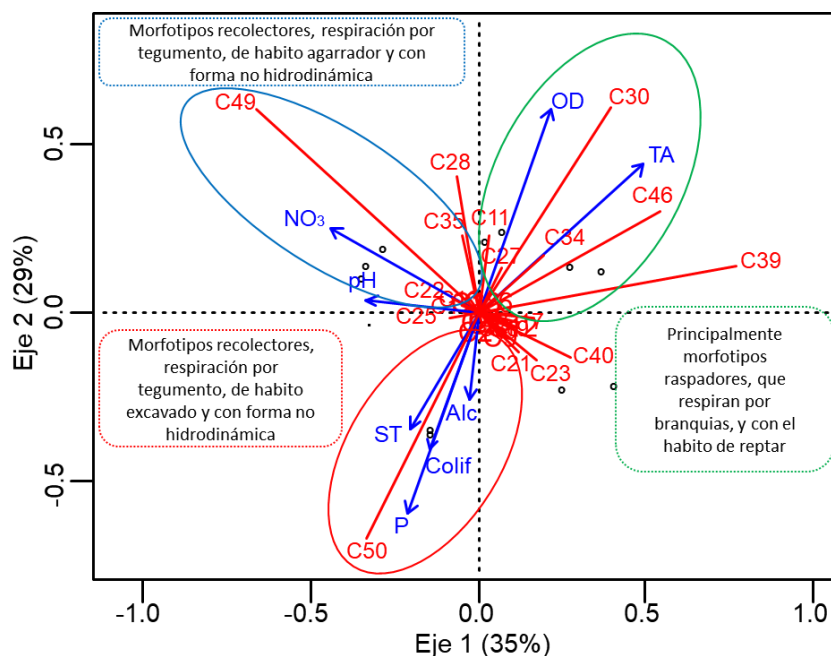


Figura 7 Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca de la quebrada Magallo

#### 7.3.4. CUENCA SAN MATEO

Para la cuenca de la quebrada San Mateo se observa el triplot entre las variables ambientales, los rasgos funcionales y los puntos de muestreo del análisis de redundancia (fig. 8). La DQO (0.18) presentó una correlación positiva con el primer eje canónico, de forma opuesta la alcalinidad (0.52), la turbidez (0.52), el Fosforo total (0.49), el oxígeno disuelto (0.47) y el pH (0.37) presentaron una negativa. Por otra parte, solo los nitratos (0.63) y los coliformes totales (0.13) se correlacionaron positivamente con el segundo eje canónico.

En el triplot también se puede observar la respuesta que los rasgos tienen a las diferentes variables ambientales formando tres grupos diferentes (Fig. 8). En el primer grupo se encuentran los organismos que son recolectores, que principalmente respiran por medio de branquias, así como el hábito de reptar, y con forma no hidrodinámica (C39, C40, C46), y se asocian con los coliformes totales (Colif), la DQO y la turbidez (Trub), donde estas tres variables explican el 35% de la varianza explicada por el modelo. El segundo grupo se caracterizó por agrupar los organismos en los que dominaba principalmente el ser principalmente depredador, por tener respiración aérea o branquial, con hábitos variados y con forma no hidrodinámica (C2, C11, C19) los cuales se encontraban asociados con el Fosforo total y el pH. Por último, en el tercer grupo están los macroinvertebrados que son recolectores, que respiran por medio del tegumento y con el hábito de ser excavadores o agarradores y con forma no hidrodinámica (C49, C50) y están asociados con los nitratos (NO<sub>3</sub>), el oxígeno disuelto (OD) y la alcalinidad (Alc), estas tres variables explican el 41% de la varianza explicada por el modelo.

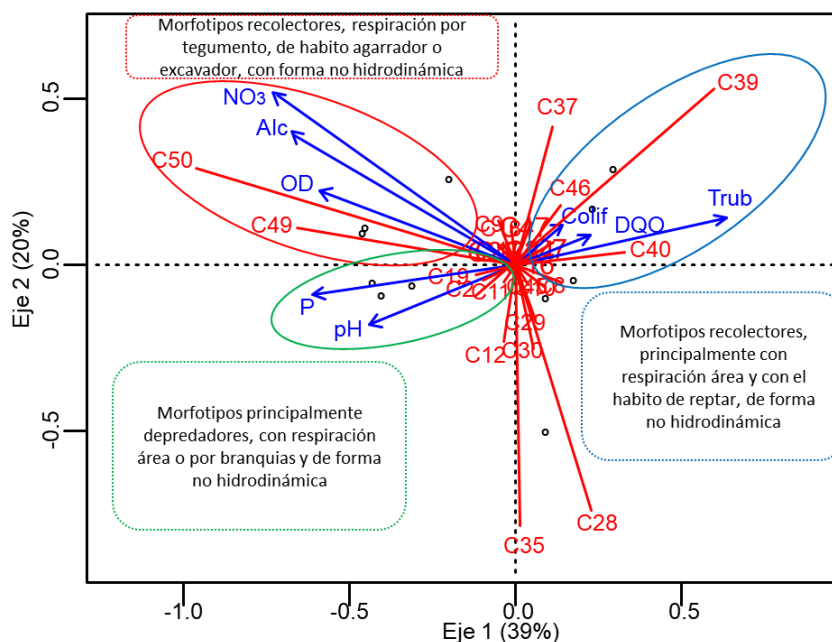


Figura 8: Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca de la quebrada San Mateo.

### 7.3.5. CUENCA SINIFANÁ

La figura 9 presenta la gráfica del triplot entre las variables ambientales, los rasgos funcionales y los sitios de muestreo para la cuenca de la quebrada Sinifaná. Se resalta que tanto el primer como el segundo eje canónico presentaron correlaciones positivas con las variables, con el primer eje se correlacionaron la conductividad (0.73), los sólidos totales (0.64), el fósforo total (0.63), la alcalinidad (0.56) y los nitratos (0.39), mientras que con el segundo eje lo hizo el oxígeno disuelto (0.54) y el pH (0.23).

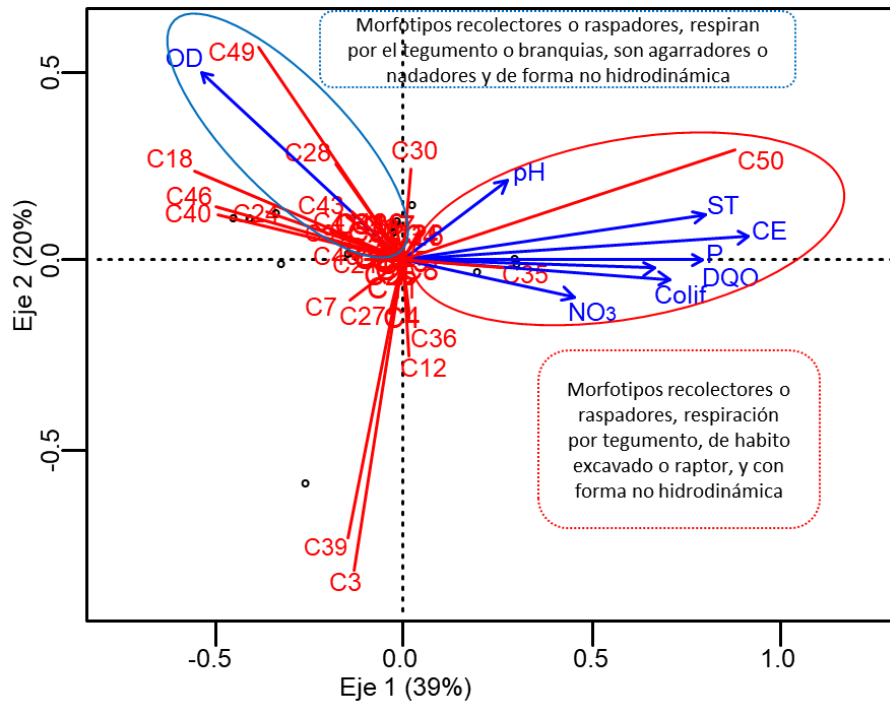


Figura 9: Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones de la cuenca de la quebrada Sinifaná.

La respuesta de los rasgos funcionales se analiza desde las diferentes agrupaciones que se dan entre las combinaciones de las categorías de los rasgos con las variables ambientales, para esta cuenca se formaron dos grupos (Fig. 9). En el primer grupo se encuentran los organismos que son recolectores o raspadores, que respiran por medio del tegumento, de hábito excavado o raptor, y con forma no hidrodinámica (C50 C35), los cuales

se encuentran asociados con la conductividad eléctrica (CE), el Fosforo total (P), el pH, los coliformes totales (Colif), los sólidos totales (ST) y la DQO. El segundo grupo agrupo a los organismos que son recolectores o raspadores y que su respiración es por medio del tegumento o branquias, que tienen el hábito de nadar o ser agarradores y con forma no hidrodinámica (C49 C28), u que están asociados con la disponibilidad de oxígeno en el agua (OD).

### **7.3.6. ANÁLISIS DE LA RESPUESTA DE LOS RASGOS DE FORMA CONJUNTA (INCLUYE LOS CINCO SISTEMAS)**

A continuación, se observa el análisis conjunto realizado con los cinco sistemas hídricos para corroborar si los patrones vistos en cada cuenca se logran observar en un análisis combinado, así mismo, identificar cómo una matriz que represente una mayor variación ambiental afecta la respuesta de los organismos o si esta respuesta confirma los patrones vistos en los análisis individuales de cada cuenca.

La longitud del gradiente para este análisis conjunto mediante el DCA sugiere una respuesta lineal de los rasgos a la variación ambiental (longitud del gradiente igual a 3 desviaciones estándar), por lo tanto, el modelo canónico evaluado fue un RDA (análisis de redundancia). El cual dio estadísticamente significativo (Valor P = 0.002) y con una varianza explicada del 0.17, donde su primer eje canónico explica el 46% de la varianza explicada por el modelo y su segundo eje explica el 21%. Este modelo fue evaluado con las ocho variables ambientales comunes en las cinco cuencas (Tabla 3).

En la figura 10 se presenta la gráfica del triplot entre las variables ambientales, los rasgos funcionales y los sitios de muestreo para todas las cuencas combinadas (los sitios se simbolizan como: Rio Grande-R, San Juan-J, Magallo-M, San Mateo-SM, Sinifaná-S). en esta figura se observa que las variables ambientales evaluadas en este modelo se correlacionaron con los primeros dos ejes canónicos de la siguiente forma: con el primer eje lo hicieron positivamente la temperatura del agua (0.7), el oxígeno disuelto (0.64) y la

turbidez (0.63); con el segundo eje lo hicieron de forma positiva la alcalinidad (0.74), el pH (0.71), la conductividad (0.66) y el fosforo total (0.27), mientras que los nitratos (0.31) se correlacionaron de forma negativa.

En el triplot para el análisis conjunto se puede observar que la respuesta de los rasgos a las variables ambientales se divide en tres grupos (Fig. 10). En el primer grupo los organismos que se caracterizan por ser recolectores o depredadores, con respiración aérea o por medio del tegumento y con forma no hidrodinámica (C17, C39, C40), se asociaron con la alcalinidad (Alc), la conductividad (CE), la temperatura del agua (TA), el Fosforo total (O), y el pH. En el segundo grupo, los macroinvertebrados que son recolectores, con respiración por medio del tegumento y principalmente con forma no hidrodinámica (C44, C48, C49, C52), se asociaron con los nitratos (NO<sub>3</sub>). Finalmente, en el tercer grupo se observa que los organismos que son raspadores o recolectores, con respiración branquial, con el hábito de reptar o nadar y con forma no hidrodinámica (C28, C30), se asociaron al oxígeno disuelto (OD) y a la turbidez (Turb),

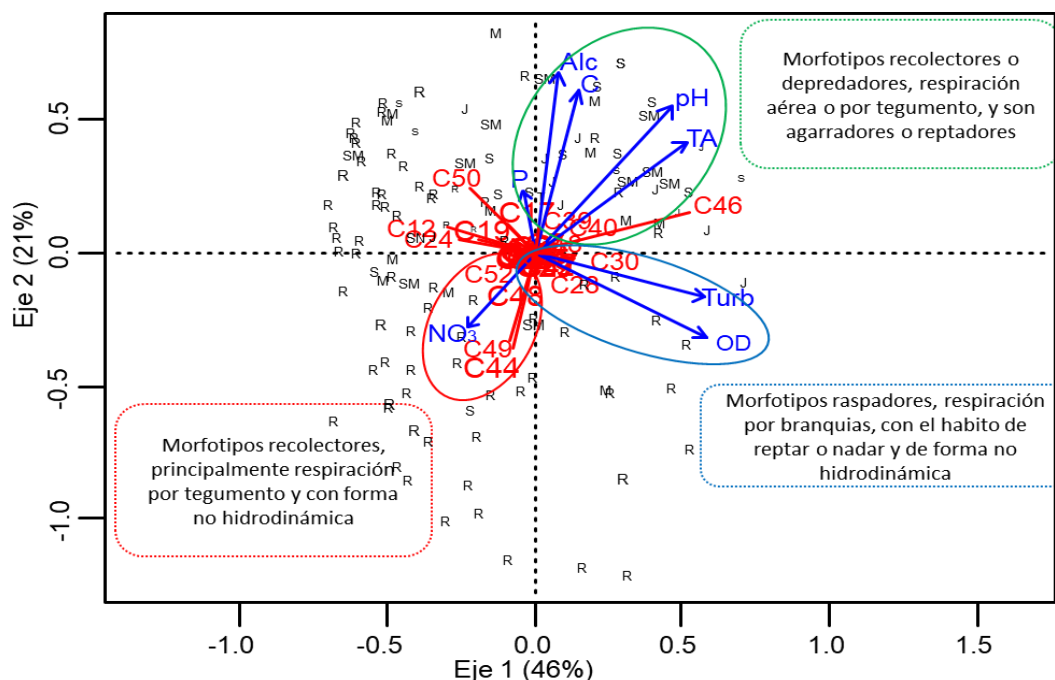


Figura 10: Diagrama de ordenación del Análisis de Redundancia (RDA), para las variables ambientales, los rasgos funcionales y las estaciones del análisis conjunto de las cinco cuencas.

En la figura 10 se observa que los sitios de muestreo de las cinco cuencas, se encuentran distribuidos sin establecer patrones de agrupación determinados por cada cuenca, es decir, los sitios de muestreo se mezclan entre sí en el espacio proyectado, lo que indica que la respuesta de los rasgos se da por las variaciones ambientales y no por las variaciones espaciales que pueden existir al unificar las cuencas. Por lo tanto, esta variación ambiental que reúne las principales características de las cinco cuencas se puede considerar como parte de la explicación de la dinámica de los rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos, indicando que se agrupan independiente de los sistemas.

Luego de analizar cómo las diferentes combinaciones de los rasgos responden a las variaciones ambientales en cada uno de los cinco sistemas, así como en el análisis conjunto, se observó que existen algunos patrones comunes en la respuesta de los rasgos a estas variaciones. Inicialmente se observa que en todos los sistemas se dieron agrupaciones de variables relacionadas con gradientes de degradación o contaminación, tales como, la conductividad, los sólidos, las coliformes y en ocasiones, los nutrientes, a estas variables en todas las cuencas se asociaron los organismos caracterizados principalmente por ser recolectores y por tener respiración aérea o por el tegumento, con el hábito de ser agarradores o excavadores y en menor medida patinadores y trepadores. Este patrón se ve de igual forma reflejado en el análisis conjunto con las asociaciones dadas en el primer y segundo grupo del RDA.

Por otro lado, el oxígeno disuelto en todos los sistemas fue independiente o no estuvo asociado al gradiente de contaminación, estableciendo que esta variable indica condiciones de mejor calidad, esta se asoció en algunas cuencas con los nutrientes (Fosforo o nitratos) o con la temperatura del agua y el pH, así mismo, a esta condición se le asociaron los organismos que principalmente son raspadores y algunos recolectores, que respiran principalmente por branquias y en menor medida por el tegumento, con el hábito de ser agarrador o reptador y en menor medida nadador. Se destaca que principalmente la forma corporal no hidrodinámica fue característica en los organismos que se asociaron a ambas condiciones. Este patrón presenta tendencias similares en el análisis conjunto en las asociaciones encontradas en el tercer grupo descrito en el RDA.

## 7.4. ALORES ÓPTIMOS Y RANGOS DE TOLERANCIA DE LOS RASGOS FUNCIONALES

Con el fin de conocer con mayor precisión cual es la capacidad de tolerar la variación ambiental que las características funcionales le dan a los organismos se evaluó cual era el punto óptimo y el rango de tolerancia de las diferentes combinaciones de características funcionales dadas en los morfotipos, para esto se eligieron cuatro variables ambientales, las cuales en los análisis individuales de cada cuenca como en el análisis conjunto explicaron entre el 29% y el 61% de varianza de los modelos restringidos, es decir, son de gran importancia dentro de la variación ambiental que se da en las áreas de estudio (tabla 6).

*Tabla 6: Varianza explicada en cada uno de los modelos de respuesta evaluados. Las variables analizadas son el pH, el oxígeno disuelto (OD), el Fosforo total (P), y los nitratos (NO<sub>3</sub>.)*

	Rio Grande	San Juan	Magallo	San Mateo	Sinifaná	Conjunto
<b>pH</b>	0.09	0.08	0.09	0.14	0.14	0.27
<b>OD</b>	0.17	0.04	0.21	0.11	0.16	0.19
<b>P</b>	0.01	0.28	0.16	0.08	0.12	0.08
<b>NO<sub>3</sub></b>	0.02	0.21	0.08	0.16	0.08	0.06

En las figuras 11 y 12 se encuentran el perfil de los valores óptimos (los puntos con borde negro) y rangos de tolerancia (líneas azules laterales al punto del óptimo), éstos perfiles corresponden al valor que cada combinación obtuvo mediante el modelo de promedios ponderados de su abundancia con respecto a la variable ambiental, es decir, el valor optimo denota un punto de referencia de cada variable para determinar el rango de tolerancia que cada categoría funcional presenta, con respecto a la variación que cada variable puede tener en un momento dado.

Al observar los valores óptimos y los rangos de tolerancia de las categorías funcionales con respecto a las variaciones del pH (Fig. 11-A), se encontró que los organismos que principalmente tienen características funcionales como ser del grupo funcional recolector o raspador, respirar por medio de branquias y con forma corporal no hidrodinámica (C31, C44, C45, C47, C48, C52), son los que menor tolerancia presenta una las variaciones del pH,



mientras que aquellos caracterizados por ser principalmente depredadores y por respirar por el tegumento o de forma aérea (C7, C8, C9, C11, C12, C17, C24). Son los que mayormente toleran cambios en el pH- Resaltando que los rangos de variación de esta variable son pocos, sin embargo, en los sistemas no se presentan valores extremos que puedan afectar mayormente a los organismos.

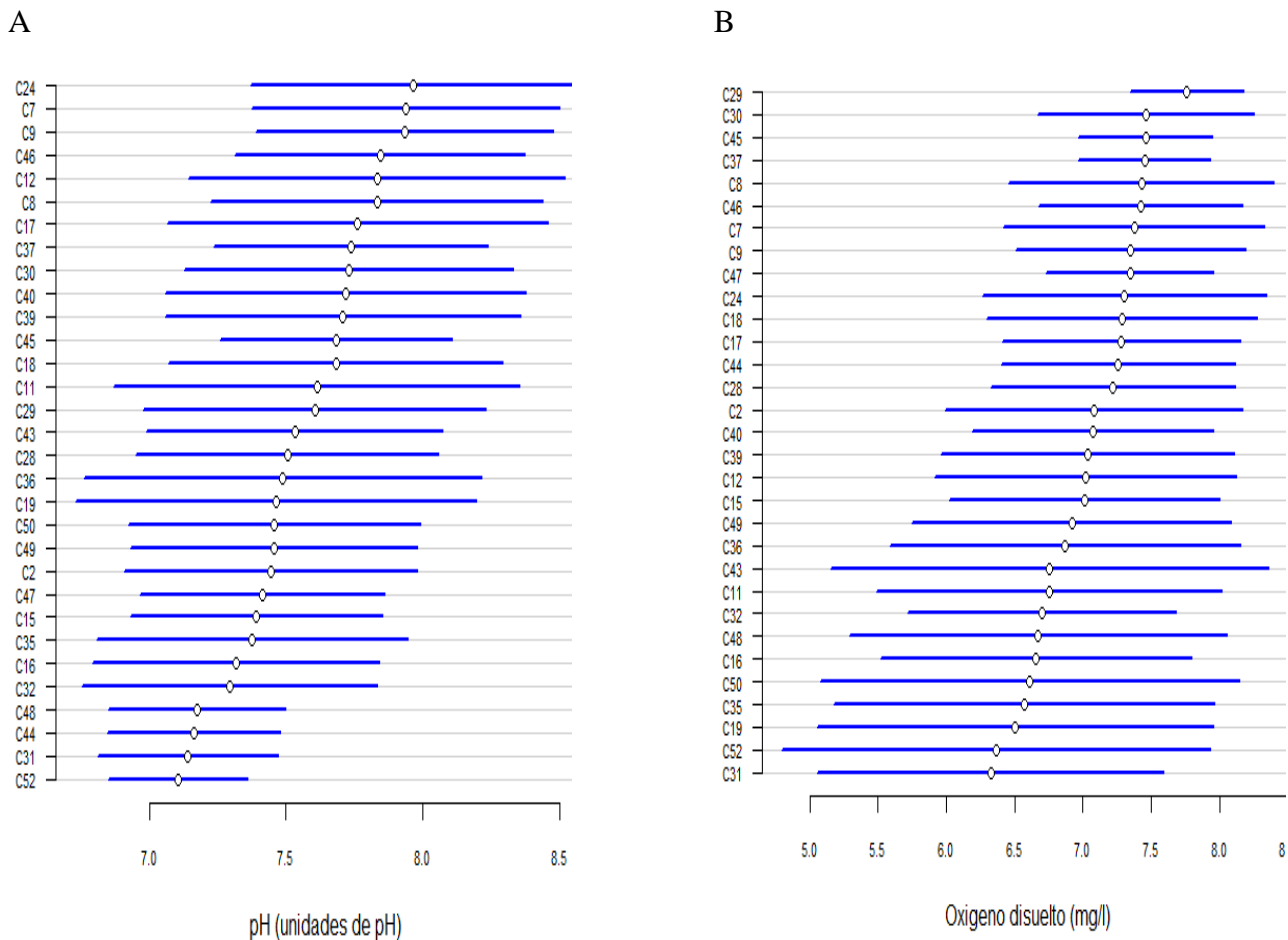


Figura 11: Valores óptimos y rangos de tolerancia para los diferentes macroinvertebrados incluidos en el análisis conjunto A) con respecto al pH, B) con respecto al oxígeno disuelto.

Con respecto al oxígeno (Fig. 11-B), se observa que todos los organismos presentaron óptimos que están entre 6.33 y 7.76 mg/l, es decir, en condiciones de oxigenación en el agua. Los organismos que presentaron los menores rangos de tolerancia se caracterizan por ser raspadores o recolectores, por principalmente respirar por medio de branquias y tener el hábito de reptar (C29, C30 C37, C45, C46, C47). Con valores óptimos cercanos a 7.5 mg/l. Mientras que los macroinvertebrados con rangos más amplios de tolerancia ante cambios en la concentración de oxígeno en el agua, principalmente presentaron características funcionales como ser filtrador con respiración por branquias o ser recolector o raspador, con respiración por medio de tegumento o branquias y principalmente tener forma no hidrodinámica (C19 , C31, C35, C48, C50, C52), sus valores óptimos estuvieron cercanos a 6.5 mg/l.

Finalmente, en la figura 12 se observaron los valores óptimos y los rangos de tolerancia para el Fosforo y los nitratos, en representación de la dinámica de nutrientes en el análisis conjunto. Para el Fósforo se encontró que los valores óptimos están entre 0.06 y 0.56 mg/l, donde la diferencia entre algunos organismos es superior a 7 veces la concentración (Fig. 12-A), donde los morfotipos caracterizados por ser recolectores, raspadores o depredadores y principalmente respirar por medio del tegumento y tener forma hidrodinámica (C9, C11, C18, C24, C43, C50), fueron los que presentaron los rangos de tolerancia más reducidos. Mientras que los organismos que presentaron rangos de tolerancia amplios, se caracterizaron principalmente por presentar respiración por medio de branquias y tener forma no hidrodinámica (C15, C36, C43, C44, C47, C48).

Los nitratos presentaron óptimos en los organismos que van desde 0.59 hasta 2.12 mg N/l, se resalta que son la variable que mayor diferencia presenta entre los rangos de tolerancia donde los valores más bajos están cercanos a 0.32 mgN/l y los más altos son hasta 10 veces ese valor (cercanos a 3.33 mgN/l) (Fig. 12-B). Los macroinvertebrados que presentaron los rangos de tolerancia más amplios, presentaron principalmente algunas características funcionales como ser recolectores o raspadores, que respiran por medio del tegumento, con tener hábitos de baja movilidad (reptador o agarrador) y con forma corporal no hidrodinámica (C6, C32, C35, C40, C49, C50). En contraste los organismos caracterizados principalmente

por ser depredadores o raspadores, que respiran por branquias y con forma hidrodinámica (C7, C8, C9, C12, C29, C36), presentaron los rangos de tolerancia más bajos.

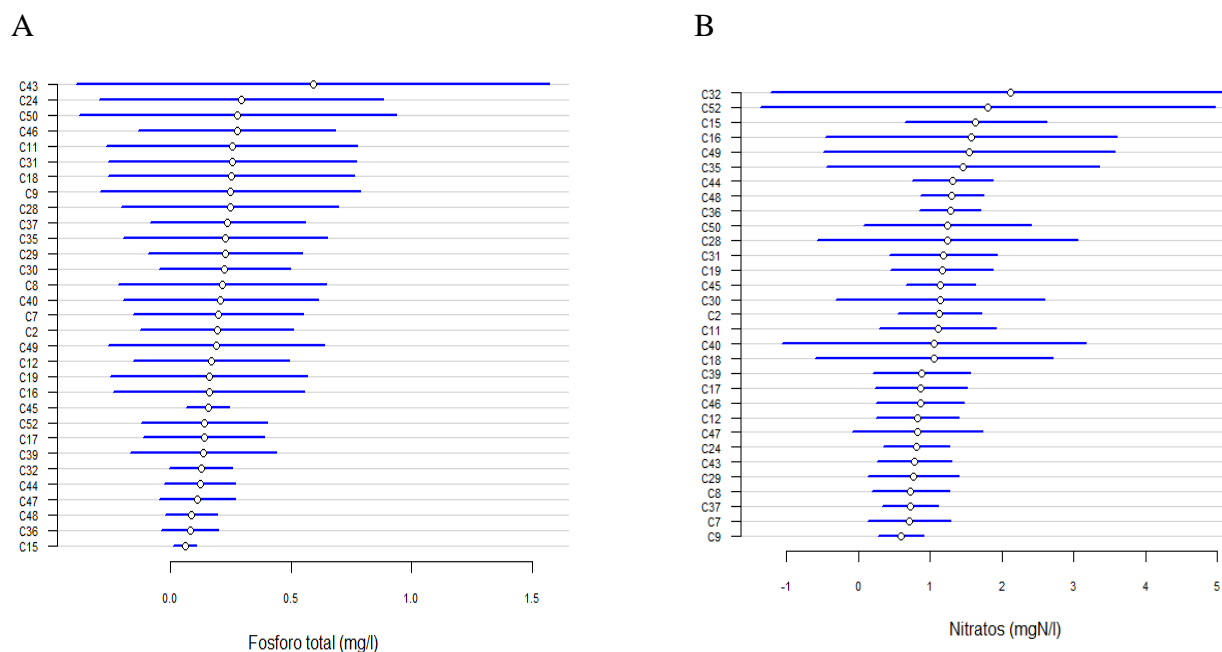


Figura 12: Valores óptimos y rangos de tolerancia para los diferentes macroinvertebrados incluidos en el análisis conjunto A) con respecto al Fosforo total, B) con respecto los nitratos

En síntesis, se puede observar que las cuatro variables analizadas presentan rangos de variación diversos en los cinco sistemas, de ahí se puede analizar qué tan afectadas se verán las características funcionales menos tolerantes a estos cambios en estas variables en cada sistema. En la tabla 6 se observan las principales características funcionales que tienden a tener menores y mayores rangos de tolerancia para cada una de las cuatro variables analizadas.

Al observar las características funcionales con tolerancias más bajas de oxígeno vemos que sus valores óptimos están cercanos a los 7.5 mg/l, lo que indica que en cuencas como Sinifaná, rio grande y Magallo, si se siguen presentando valores por debajo de los 5 mg estas características funcionales se verán potencialmente amenazadas. Por su parte, aunque el pH no presenta ninguna amenaza en los sistemas se debe tener presente que los

rangos de tolerancia son muy bajos, por tanto, debe ser una variable de especial cuidado en todas las cuencas.

*Tabla 7: características funcionales que presentaron menores y mayores rango de tolerancias ante el pH, el fósforo total (p), los nitratos (NO<sub>3</sub>) y el oxígeno disuelto (OD).*

<b>Variable</b>	<b>Tolerancia</b>	<b>Valor óptimo</b>	<b>Característica funcional</b>
<b>OD</b>	Alta	6.61	C50
		6.37	C52
		6.76	C43
	Baja	7.76	C29
		7.45	C37
		7.46	C45
<b>pH</b>	Alta	7.49	C52
		7.47	C44
		7.61	C48
	Baja	7.11	C36
		7.16	C19
		7.18	C11
<b>P</b>	Alta	0.29	C15
		0.28	C45
		0.59	C48
	Baja	0.06	C24
		0.15	C50
		0.09	C43
<b>NO<sub>3</sub></b>	Alta	1.05	C40
		1.80	C52
		2.12	C50
	Baja	0.59	C9
		0.73	C37
		1.28	C36

Por parte de los nutrientes, se encontró que los organismos con menor tolerancia están amenazados en todos los sistemas, dado que las concentraciones promedio de fosforo en estos sistemas están por encima del nivel óptimo reportado para estos. Den mismo modo, para los nitratos todas las cuencas reportan valores por encima del óptimo de los organismos con menor tolerancia a esta variable, lo que indica que los nutrientes potencialmente son la mayor amenaza para la diversidad funcional en los cinco sistemas hídricos.

## **8. DISCUSIÓN**

Este trabajo ecosistémico analizó la relación entre variables ambientales y rasgos funcionales de macroinvertebrados bénticos, el fin fue determinar cómo los patrones fisicoquímicos y las abundancias de los grupos de macroinvertebrados con similitudes ecológicas y evaluados mediante los modelos canónicos de ordenación, permitían visualizar el comportamiento de las variables y cómo su gradiente influye en el grado de tolerancia de los grupos y por lo tanto lo que implica a nivel de función en el ecosistema. Esta estrategia o tipo de modelos han sido empleados en análisis de calidad del agua con el uso de rasgos funcionales, encontrando que son una herramienta que permite complementar la comprensión de las diferentes dinámicas ecosistémicas que se pueden presentar en los cuerpos de agua y así poder implementar medidas de gestión adecuadas (Desrosiers et al., 2019; Xingliang et al., 2020; Yadamsuren et al., 2020). Sin embargo, en el presente trabajo se complementó este análisis, a través de la incorporación de metodologías que permitieron cruzar la información de características funcionales dadas en un organismo, así como establecer grados de tolerancia a la variación ambiental por parte de las características funcionales, potenciando, el uso de modelos de respuesta.

Para acudir al anterior propósito la discusión de este trabajo será presentada en cuatro ejes, en primer lugar se discutirá la respuesta de las variables ambientales y la formación del gradiente ambiental, posteriormente se abordará la respuesta de los rasgos funcionales a los gradientes ambientales establecidos; en tercer lugar se analizarán los rangos de tolerancia que los organismos pueden presentar ante la variación ambiental y su relación con las características funcionales y finalmente, se establecerán consideraciones y limitaciones del trabajo de investigación.

### **8.1. GRADIENTES AMBIENTALES**

En general, todos los análisis de redundancia canónica representaron principalmente dos procesos, el primero se asocia a condiciones de alteración en el ecosistema y se representa por la agrupación de variables como los sólidos disueltos, nutrientes, conductividad,

coliformes totales entre otros, las cuales presentan valores elevados en los sistemas hídricos, que afectan procesos como producción primaria y secundaria, redes tróficas, entre otros (Yadamsuren et al., 2020). Estas alteraciones pueden tener una clara relación con el uso del suelo que se presenta en las cinco cuencas, donde la ganadería extensiva, afecta directamente las cuencas con el aumento en las concentraciones de nitrato, dada la deposición de estiércol y orina del ganado, al igual que el aumento en los procesos de erosión (Coma, Bonet, & Companys, 2004; Veizaga, 2015). Por otro lado, la agricultura aporta importantes concentraciones de compuestos orgánicos debido al uso intensivo de agroquímicos, los cuales generan alteraciones en la composición de los nutrientes en el agua y degradación del ecosistema, lo que ha sido reportado anteriormente en éstos sistemas (Gómez-Anaya, Novelo-Gutiérrez, & Astudillo-Aldana, 2017).

El segundo proceso que se puede evidenciar en los ejes canónicos son condiciones de oxigenación e intercambio de gases, con valores predominantemente mayores a 7 mg/L de oxígeno disuelto agrupado con otras variables como el pH y la temperatura principalmente. Este se puede explicar debido a que en las partes altas de los sistemas hídricos, se evidenciaron menores valores de contaminación o alteración en las variables fisicoquímicas, así mismo al tener sistemas con diferencias altitudinales, que van desde los 3000 msnm en sus nacimientos hasta los 500 msnm en sus desembocaduras, se generan cambios en temperatura y presión que afectan la dinámica de variables como los gases disueltos en el agua (por ejemplo, OD) y el pH, así como condiciones de aireación natural dado por los saltos y caídas entre el material rocoso, manteniendo concentraciones de oxígeno óptimas para la vida acuática (Wetzel, 1981).

## **8.2. RESPUESTA DE LOS RASGOS FUNCIONALES A LAS CONDICIONES AMBIENTALES**

Al observar los modelos de respuesta planteados para todos los sistemas hídricos, se encontró que en promedio las variables que mayor peso tuvieron en los modelos fueron: el oxígeno disuelto, los nitratos, el pH y el fosforo total. Algunos autores resaltan que

alteraciones en este conjunto de variables lleva a la degradación del hábitat lo que puede afectar la estructura de los rasgos en los organismos de la corriente (Hawkins, Hogue, Decker, & Feminella, 1997; Kuzmanovic et al., 2017). En éste trabajo se evidenció que los organismos responden a estas variables dependiendo de la capacidad de tolerar los cambios ambientales en relación con las características funcionales que presentan, es decir, la supervivencia de un organismo está dada por la agrupación de un conjunto de características de tipo fisiológico, morfológico o de historia de vida, que le permiten resistir las condiciones que el medio le impone (Berger et al., 1997; LeRoy et al., 1997; Violle et al., 2007).

Por ejemplo, de acuerdo con los resultados obtenidos para el tipo de respiración, a la degradación del ecosistema acuático se pueden asociar bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Dodds, 2006), lo que afecta a los organismos que obtienen oxígeno del agua, como aquellos que respiran a través de la pared del tegumento y las branquias traqueales (Jesus, 2008). Lo que podría explicar que los organismos caracterizados por tener estas dos categorías funcionales estuvieran asociados principalmente a la variable oxígeno disuelto o que no presentaran tendencias a unirse con el conjunto de variables que configuran la degradación del hábitat.

Por otro lado, los insectos con respiración aérea pueden resistir condiciones de alteración que reduzcan los niveles de oxígeno y degraden el hábitat por contaminación, dado que presentan mayor adaptabilidad a condiciones de alteración al obtener oxígeno del tejido vascular de las plantas acuáticas o al penetrar en la superficie del agua, es decir, no dependen específicamente de la concentración de oxígeno en el agua (Pedersen & Colmer, 2012). Esto podría explicar el hecho que los organismos con respiración aérea, no tienen una asociación determinada con el comportamiento de las variables físicas y químicas del agua, tal como fue registrado en los resultados.

Al analizar la tolerancia de los diferentes morfotipos a los cambios de oxígeno disuelto en el agua, se confirmó lo anteriormente expuesto, encontrando que la tolerancia de los organismos a esta variable estuvo asociada al tipo de respiración, es decir, aquellos que respiran por medio de branquias fueron los que presentaron menores rangos de tolerancia,

mientras que los que respiran por medio del tegumento tendieron a presentar mayores rangos. Lo señalado por Cover et al. (2008), apoya lo anterior, mencionando que algunos organismos que tienen como forma de respiración el tegumento también tienen la posibilidad de respirar por medio de branquias, permitiendo que sobrevivan en sistemas alterados, dado que tienen la capacidad de respirar más fácilmente. En contraste, los macroinvertebrados caracterizados por respirar de forma aérea tienen rangos de tolerancia amplios dado que tienen la capacidad de adquirir el oxígeno de la atmósfera y por tanto, el disponible en el agua les es indiferente (Lange, Townsend, & Matthaei, 2014).

Existe una relación entre la respiración aérea y algunos hábitos, un gran número de los organismos que son respiradores aéreos, también son patinadores (Domínguez & Fernández, 2009). Lo que explica que estos organismos se encuentren asociados a condiciones de degradación o contaminación. Entre los otros hábitos se resalta el papel de los nadadores debido a que la movilidad es una característica funcional que permite a los organismos desplazarse hacia refugios lejos de zonas perturbadas (Ladle & Ladle, 1992). De igual manera, algunos nadadores respiran de forma aérea, y, por ende, presentan dos características que les facilitan sobrevivir en ambientes degradados, por lo que organismos caracterizados por ser nadadores estuvieron asociados principalmente a condiciones de degradación, particularmente cuando tenían la característica de respirar de forma aérea. En casos contrarios, nadadores que respiraran por el tegumento o branquias, principalmente no respondieron a los diferentes gradientes de los modelos canónicos, no obstante, este grupo fue poco representativo en nuestro estudio lo cual podría explicarse según lo expuesto por (Ding et al., 2017), el cual, menciona que la disminución relativa de los nadadores puede servir como un indicador del deterioro de la calidad del agua.

En contraste, los organismos que se caracterizaron por tener hábitos con movilidad reducida como ser excavador, agarrador o reptador, tienden a verse afectados por la degradación de los ecosistemas, debido a que no tienen la capacidad de movilizarse en búsqueda de refugio (Carvalho & Messimian, 1998). Lo anterior se vio reflejado en la respuesta de los organismos a los diferentes gradientes, donde los organismos caracterizados



por reptar y por ser agarradores fueron los que se asociaron con variables como el oxígeno disuelto u otras variables que no denotaron condiciones de degradación.

Con respecto al análisis del rasgo asociado a la forma (Diaz, Alonso, & Gutierrez, 2008; Menezes et al., 2010), encontraron que la capacidad de resistir el flujo o la turbulencia es decir, si se presenta o no una forma hidrodinámica, condiciona al organismo para estar presente o no en condiciones de degradación. Lo anterior es coherente con los resultados, puesto que, los organismos caracterizados por presentar forma hidrodinámica principalmente, no respondieron a los gradientes establecidos en los modelos y cuando lo hicieron se asociaron con condiciones de degradación, mientras que aquellos con forma no hidrodinámica estuvieron asociados a ambas condiciones y su distinción se dio principalmente por características funcionales provenientes de otros rasgos como el tipo de respiración o el grupo funcional alimentario. Esto indica que, aunque la respuesta de este rasgo no es del todo clara, existe la tendencia de que los organismos con forma hidrodinámica tienen la capacidad de resistir en mayor medida condiciones de alteración.

Por último, se analizan los grupos funcionales alimentarios, resaltando que han sido los rasgos ecológicos más utilizados en la evaluación de los efectos que causan los estresores naturales o antrópicos sobre los cuerpos hídricos (Statzner & Beche, 2010). Principalmente se evidenciaron dos respuestas, la primera es que los organismos caracterizados por ser raspadores se correlacionaron con los gradientes con presencia de oxígeno disuelto o en otros casos fueron inversos a las condiciones que representaban degradación. Esto puede estar relacionado con el hecho de que las algas son la principal fuente de alimentación de los raspadores y al existir procesos que reduzcan la productividad del fitoplancton, como la turbidez generada por sólidos suspendidos y disueltos, se genera una condición de estrés que no facilita la supervivencia de los raspadores a causa de la disminución de su alimento (Reynaga & Santos, 2013). Esta relación también fue observada por Richards et al. (1997).

Por su parte, el grupo recolector se correlacionó con condiciones de degradación o donde estuvieron presente concentraciones elevadas de algún nutriente, lo que indica que los organismos caracterizados por ser recolectores presentan afinidad con la materia orgánica en

el agua y con condiciones alteradas. Esto se ha evidenciado en estudios realizados en Colombia donde se ha resaltado que al igual que en el presente estudio este grupo es el más abundante en los sistemas hídricos y que está vinculado con la presencia de la materia orgánica dado que esta es su fuente de alimentación (Chará-Serna et al., 2012; Rodríguez-Barrios et al., 2011).

Finalmente, los depredadores estuvieron asociados a todas las condiciones de gradientes ambientales, lo que no permitió establecer una asociación clara de la condición ambiental con este rasgo funcional. Los organismos caracterizados por ser depredadores pueden sobrevivir en diferentes condiciones de estrés, sin embargo, es claro que en mejores condiciones ambientales, habrá mayor diversidad de organismos, lo que aumenta sus probabilidades de sobrevivencia dada la oferta alimentaria (Beasley & Kneale, 2002; Doledec & Statzner, 2008).

### **8.3. TOLERANCIA DE LOS ORGANISMOS A LA VARIACIÓN AMBIENTAL.**

Al analizar las diferentes relaciones encontradas entre los rasgos biológicos evaluados y las variables fisicoquímicas, éstas presentaron patrones similares entre los cinco sistemas analizados, lo que corrobora lo mencionado por algunos autores como Desrosiers et al., (2019); ZLi et al., (2019); Statzner & Beche, (2010), los cuales, plantean que los rasgos biológicos a diferencia del acercamiento taxonómico permiten hacer comparaciones o generalizaciones entre los ecosistemas o tipologías a nivel global. Estos patrones se caracterizaron por agrupar y separar los organismos cuyas características los hacen más resistentes a la degradación del ecosistema y los que necesitan de mejores condiciones para sobrevivir, analizados a continuación a través de su capacidad de tolerar las variaciones ambientales presentadas en los cuerpos hídricos.

Estas asociaciones permiten separar las características funcionales de los macroinvertebrados acuáticos que les permiten tener una mayor tolerancia y/o resistencia a

la degradación del ecosistema, como ser recolector, la forma de respiración aérea, los hábitos trepador y patinador y la forma corporal hidrodinámica; así como aquellas relacionadas con sistemas menos alterados o con mejor calidad, como el ser raspador, la respiración branquial, la forma no hidrodinámica y los hábitos excavadores y reptador. Los grupos funcionales alimentarios presentan múltiples respuestas que pueden variar en las mismas condiciones o con el tiempo (Statzner & Beche, 2010; Tomanova et al., 2006). Y por ello con la información analizada no se considera pertinente generalizar su preferencia para todas las categorías. De hecho, Tomanova & Usseglio-Polatera, (2007) analizaron que algunas respuestas de rasgos individuales a las variables ambientales fueron difíciles de interpretar y experimentamos dificultades similares en algunas características funcionales en este estudio, como las asociadas a la forma corporal y los grupos funcionales alimentarios.

Una forma de visualizar lo anterior, es analizar la capacidad de tolerar el cambio en algunas variables ambientales como los nutrientes, el pH y el oxígeno disuelto, en esta última variable se evidenció que los organismos con respiración branquial tienden a tener menor tolerancia. Lo que indica que en los sistemas como Río Grande, Magallo y Sinifaná donde se reportaron valores mínimos de oxígeno por debajo del valor de tolerancia de los organismos con branquias (menores a 5 mg/l), se debe tener un control o seguimiento, dado que esto puede ser una condición para perder diversidad funcional en el ecosistema, es decir, los organismos que respiran por branquias se verían amenazados y podrías reducir su presencia en el ecosistema y en caso de mayor degradación también se podrían ver afectados aquellos que lo hacen por medio del tegumento (Ntislidou et al., 2018; Rodríguez-Barrios et al., 2011),

El pH puede ser un indicador de las variaciones en la productividad de los sistemas, sin embargo, en las áreas de estudio esta variable presentó coeficientes de variación muy bajos (inferiores a 10%), lo que indica que no existen condiciones de cambio en la productividad y al ser valores cercanos a 7, los sistemas no presentan condiciones de acidez ni basicidad (Wetzel, 1981). No obstante, los organismos caracterizados por ser raspadores, respirar por el tegumento, y por tener forma no hidrodinámica son los menos tolerantes al cambio del pH, lo que tiene relación con presentar cambios en la productividad primaria del cuerpo hídrico y por tanto, de los grupos algales, afectando de forma directa el principal

medio de alimentación de los raspadores (Reynaga & Santos, 2013). Resaltando que ninguno de los sistemas hídricos presenta una amenaza para estos organismos, sin embargo, es una variable que siempre se debe monitorear de la mano con indicadores de diversidad de los organismos dada su baja tolerancia a los cambios del pH, como indicador de productividad primaria, o incluir la medición de la productividad primaria y analizar la relación con estos rasgos de ser posible para generar mayores aseveraciones sobre estas condiciones.

Los nutrientes en este caso representados por los nitratos y el fósforo total, aunque son de vital importancia para el desarrollo de la vida acuática (Wetzel, 1981), al presentar concentraciones elevadas y permanentes en el agua ( muy mayores a 0.2 mg N/L y <0.81 mg P/L, para el nitrato y el fósforo total respectivamente) se transforman en contaminantes al alterar la productividad y equilibrio en los ecosistemas, por lo que se debe analizar y comprender su comportamiento (Isaza et al., 2020; Liguang Li et al., 2017). En este estudio, se encontró que los organismos caracterizados principalmente por ser recolectores presentaron las mayores tolerancias a la variabilidad de estos nutrientes, eso se puede explicar debido a que son generalmente tolerantes a los altos niveles de contaminación orgánica (por ejemplo, Oligochaeta y Chironomidae) y tienen estructuras adaptativas tanto fisiológicas como físicas que les permiten sobrevivir en ambientes agotados de oxígeno (Statzner & Beche, 2010).

Mientras que, organismos con menores rangos de tolerancia ante los cambios en los nutrientes fueron caracterizados principalmente por ser raspadores, y en menor medida recolectores, lo que se explica con lo expuesto por Mangadze et al., (2018; Reynaga & Santos, (2013), quienes señalan que altos niveles de contaminación orgánica reducen la producción primaria de los sistemas hídricos, afectando directamente la dieta de los raspadores. Al analizar la concentración de ambos nutrientes reportados en todos los sistemas hídricos, los valores se encontraron por encima de los límites de tolerancia de estos organismos, lo que indicaría que estos se encuentren en condiciones de amenaza. Es decir, la diversidad funcional en todas las cuencas se ve amenazada por las concentraciones de nutrientes asociadas principalmente por actividades antrópicas como la ganadería o agricultura, que de forma directa aumentan las concentraciones de estos nutrientes

permanentemente, debido a que en estos sistemas las principales actividades de subsistencia están orientados hacia estos dos renglones de la economía, siendo el principal factor agravante de la problemática y por ende al que se debe hacer mayor seguimiento y control.

Al agrupar los rangos de tolerancia generados para las cuatro variables ambientales analizadas, se corroboran los dos resultados principales, el primero es que los organismos más sensibles a la degradación son aquellos que presentan características funcionales como ser raspadores y/o respiran por medio de branquias. En los sistemas hídricos Río Grande y Sinifaná, se presenta la mayor probabilidad de perder diversidad funcional por cambios en el comportamiento de las variables ambientales, dado que estos organismos ya se encuentran en sus niveles extremos de tolerancia. Esto se ha visto evidenciado en estudios anteriores que han demostrado una pérdida sustancial en la diversidad funcional de las comunidades biológicas como macroinvertebrados, peces, aves y mamíferos asociados con una mayor intensidad de uso de la tierra (Carmona, 2014; Wiedmann et al., 2014). Además, nuestros resultados fueron consistentes con el concepto de plantilla de hábitat (Townsend & Hildrew, 1994) y el filtrado de hábitat (LeRoy et al., 2006), el cual predijo que los rasgos asociados con la resiliencia y la resistencia se correlacionan con una mayor intensidad de uso de la tierra, denotados en nuestros resultados con las variables que representan la degradación del ecosistema.

#### **8.4. CONSIDERACIONES FINALES Y LIMITACIONES**

Finalmente, es pertinente resaltar las principales limitantes del presente estudio, la primera de ellas es que nuestros rasgos fueron medidos mediante la adjudicación de características encontradas para cada taxón en diferentes bases de datos del mundo, sin embargo (Kefford et al., 2020), señalan que existen dos metodologías para la adjudicación de rasgos a los organismos: medirlos directamente en los organismos muestreados, lo cual es un método que exige mayores recursos para llevarlo a cabo o, por el contrario, tomar asignaciones previas de rasgos dados a taxones (por ejemplo, especies, géneros, familias) en

una base de datos de rasgos como las generadas por LeRoy et al., (2006); Tomanova & Usseglio-Polatera, (2007), el cual, es el método comúnmente desarrollado.

Kefford et al. (2020), también resaltaron que gran parte de esta información encontrada en las bases de datos fue reportada para zonas en regiones templadas, por lo que se debe tener cuidado con su uso. Dado esto, decidimos hacer un análisis previo para identificar agrupaciones en nuestro conjunto de morfotipos y si éstas compartían alguna asociación funcional, encontrando que en las agrupaciones generadas existen asociaciones dominantes de algunas categorías funcionales. Pero tampoco se desconoce que la adjudicación de categorías funcionales provenientes de bases de datos desarrolladas para zonas templadas puede traer consigo errores para la región tropical como lo señalan (Chará-Serna et al., 2012; Reynaga & Santos, 2013; Tomanova et al., 2006; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007).

Para concluir, podemos afirmar que este estudio permite evidenciar diferentes comportamientos de los organismos a través de sus características funcionales, que permiten llevar a cabo la comprensión e interpretación de como la calidad del agua restringe la dinámica de las comunidades biológicas mediante relaciones causales. En este sentido, un enfoque basado en rasgos es una alternativa a los enfoques tradicionales como el taxonómico y es un método prometedor para revelar cambios en las comunidades, debido a perturbaciones y definir la estructura de las comunidades biológicas (Doledec & Statzner, 2008; Gayraud et al., 2003; LeRoy et al., 2006; Statzner et al., 2001; Usseglio-Polatera, Bournaud, Richoux, & Tachet, 2000). No obstante, aunque detectamos relaciones entre los rasgos y la variación de las condiciones fisicoquímicas en los cuerpos de agua, algunas de estas no son del todo claras y no se pudieron sacar afirmaciones, por lo tanto, para tener una mayor certeza en nuestros resultados, es necesario probar un conjunto mayor de rasgos, así como incluir otras variables ambientales que nos permitan abarcar mayores procesos en el ecosistema (por ejemplo hidrogeomorfológicos) y un conjunto mayor de sistemas hídricos para corroborar nuestros hallazgos.

Es por ello, que en países como Colombia donde el análisis de los cuerpos de agua se enfoca en la implementación de índices de diversidad para conocer el estado de comunidades hidrobiológicas o de indicadores fisicoquímicos que permiten conocer la calidad de un cuerpo de agua, es necesario ampliar el uso de metodologías orientadas a integrar todos los componentes presentes en los ecosistemas (físico, químico y biológico), y que no se basen en aproximaciones o caracterizaciones previas, sino que busquen conocer a través de metodologías más robustas pero sencillas de aplicar (por ejemplo, los modelos canónicos), las relaciones que existen entre estos componentes y así comprender en mayor medida el estado actual de estos sistemas.

Así mismo es necesario plantear la necesidad de generar más estudios que busquen la incorporación de la medición de los rasgos, con el fin de generar mayor información disponible en la región e igualmente, la inclusión de parámetros funcionales desde el manejo y conservación de los recursos acuáticos, para que puedan incorporarse como indicadores de impactos y pérdida de funcionalidad y servicios ecosistémicos, de esta forma, integrar todos los compartimentos de los cuerpos de agua en el análisis de la calidad. Por tanto, esta metodología no pretende reemplazar el enfoque taxonómico, por el contrario, se debe buscar la manera de complementar o unir la información proveniente del acercamiento taxonómico y funcional como forma de comprender los procesos que contribuyen en el ensamblaje de las comunidades.

## 9. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64.
- Álvarez, J., Panta, J. E. R., Ayala, C. R., & Acosta, E. H. (2008). Calidad integral del agua superficial en la cuenca hidrológica del Río Amajac. *Información Tecnológica*, 19(6), 21–32.
- Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., & Bossche, J.-P. Vanden. (2005). Functional Differences Among Benthic Macroinvertebrate Communities in Reference Streams of Same Order in a Given Biogeographic Area. *Hydrobiologia*, 551(1), 171–182. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4459-9>
- Armenteras, D., González, T. M., Vergara, L. K., Luque, F. J., Rodríguez, N., & Bonilla, M. A. (2016). Revisión del concepto de ecosistema como “unidad de la naturaleza” 80 años después de su formulación. *Revista Ecosistemas*, 25(1), 83–89.
- Armitage, P., Moss, D., Wright, J., & Furse, M. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3), 333–347. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)
- Atique, U., & An, K.-G. (2018). Stream Health Evaluation Using a Combined Approach of Multi-Metric Chemical Pollution and Biological Integrity Models. *Water*, 10(5), 661. <https://doi.org/10.3390/w10050661>
- Austin, M P, Cunningham, R. B., & Fleming, P. M. (1984). New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio*, 55(1), 11–27.
- Austin, Michael Phillip. (1985). Continuum concept, ordination methods, and niche theory. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16(1), 39–61.
- Beasley, G., & Kneale, P. (2002). Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26(2), 236–270.
- Benavides, V. (2015). Diseño del plan de gestión ambiental para la industria textil aritex de



- colombia S.A. *Universidad Autónoma de Occidente*, 1–151.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Benjumea-Hoyos, C. A., Suárez-Segura, M. A., & Villabona-González, S. L. (2018). Variación espacial y temporal de nutrientes y total de sólidos en suspensión en la cuenca de un río de alta montaña tropical. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(165), 353–363.
- Berger, H., Foissner, W., & Kohmann, F. (1997). *Bestimmung und Ökologie der Mikrosaprobien nach DIN 38410: 26 Bildbestimmungsschlüssel, 10 Tabellen*. Fischer.
- Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., & Resh, V. H. (2006). Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 32–43.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). *Numerical ecology with R*. Springer.
- Brucet, S., Poikane, S., Lyche-Solheim, A., & Birk, S. (2013). Biological assessment of European lakes: Ecological rationale and human impacts. *Freshwater Biology*, 58(6), 1106–1115. <https://doi.org/10.1111/fwb.12111>
- Cairns, J., & Pratt, J. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, 10, 27.
- Carew, M. E., Nichols, S. J., Batovska, J., St Clair, R., Murphy, N. P., Blacket, M. J., & Shackleton, M. E. (2017). A DNA barcode database of Australia's freshwater macroinvertebrate fauna. *Marine and Freshwater Research*, 68(10), 1788–1802.
- Carmona, F. (2014). Un ejemplo de ACP paso a paso. *Departamento de Estadística*, 1–7.
- Carvalho, A. L., & Messimian, J. L. (1998). Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: hábitos e hábitos das larvas. *Oecologia Brasiliensis*, 5(1), 1.
- Ceschin, S., Zuccarello, V., & Caneva, G. (2010). Role of macrophyte communities as bioindicators of water quality: Application on the Tiber River basin (Italy). *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 144(3), 528–536. <https://doi.org/10.1080/11263500903429221>
- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J. P., & Fabián, D. (2011). Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological*

*Indicators*, 11(2), 362–369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.004>

- Chalarca Rodríguez, D. A., Mejía Ruiz, R., & Aguirre Ramírez, N. J. (2007). Aproximación a la determinación del impacto de los vertimientos de las aguas residuales domésticas del municipio de Ayapel, sobre la calidad del agua de la ciénaga.
- Chara-Serna, A. M., Chara, J. D., del Carmen Zúñiga, M., Pearson, R. G., & Boyero, L. (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 48, pp. 139–144). EDP Sciences.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M. del C., Pearson, R. G., & Boyero, L. (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 48(2), 139–144. <https://doi.org/10.1051/limn/2012013>
- Chovanec, A., Hofer, R., & Schiemer, F. (2003). Chapter 18 Fish as bioindicators. In *Trace metals and other contaminants in the environment* (Vol. 6, pp. 639–676). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80148-0](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80148-0)
- Coma, J., Bonet, J., & Companys, G. V. (2004). Producción ganadera y contaminación ambiental. *XX Curso de Especialización FEDNA: Avances En Nutrición y Alimentación Animal. Fira de Barcelona, España*, 237–272.
- Corantioquia. (n.d.). Planes de ordenamiento del recurso hídrico. Retrieved from <https://www.corantioquia.gov.co/Paginas/VerContenido.aspx?List=MenuSuperior&item=165>
- Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Revista Ecosistemas*, 24(3), 78–87.
- CORMACARENA. (2011). Formulación Del Plan De Ordenamiento Del Recurso Hídrico, 166. Retrieved from [http://www.cormacarena.gov.co/contenido-vin.php?tp=16&contenido\\_in=208&titulo=PORH R%CDOS OCOA, UP%CDN Y CANEY, CA%D1OS BUQUE, MAIZARO, IRIQU%C9, SIBAO, CAMOA, CURAL Y CURALITO, SECO Y CARA%D1O](http://www.cormacarena.gov.co/contenido-vin.php?tp=16&contenido_in=208&titulo=PORH R%CDOS OCOA, UP%CDN Y CANEY, CA%D1OS BUQUE, MAIZARO, IRIQU%C9, SIBAO, CAMOA, CURAL Y CURALITO, SECO Y CARA%D1O)
- Cover, M. R., May, C. L., Dietrich, W. E., & Resh, V. H. (2008). Quantitative linkages among sediment supply, streambed fine sediment, and benthic macroinvertebrates in northern California streams. *Journal of the North American Benthological Society*,

27(1), 135–149.

- Cummins, K. W. (1974). Structure and Function of Stream Ecosystems. *BioScience*, 24(11), 631–641. <https://doi.org/10.2307/1296676>
- Desrosiers, M., Usseglio-Polatera, P., Archaimbault, V., Larras, F., Méthot, G., & Pinel-Alloul, B. (2019). Assessing anthropogenic pressure in the St. Lawrence River using traits of benthic macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 649, 233–246.
- DÍAZ, A. M., ALONSO, M. L. S., & GUTIÉRREZ, M. R. V. (2008). Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology*, 53(1), 1–21.
- Ding, N., Yang, W., Zhou, Y., González-Bergonzoni, I., Zhang, J., Chen, K., ... Wang, B. (2017). Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Science of the Total Environment*, 574, 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.053>
- Diaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655.
- Dodds, W. K. (2006). Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 671–680.
- Dolédec, S., Chessel, D., Ter Braak, C. J. F., & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3(2), 143–166. <https://doi.org/10.1007/BF02427859>
- Doledec, S., & Statzner, B. (2008). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology*, 53(3), 617–634.
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo ^ eTucumán Tucumán.
- Dussault, A. C. (2018). Functional ecology's non-selectionist understanding of function. *Studies in History and Philosophy of Science Part C: Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences*, 70, 1–9.

- Ebenstein, A. (2012). The Consequences of Industrialization: Evidence from Water Pollution and Digestive Cancers in China. *Review of Economics and Statistics*, 94(1), 186–201. [https://doi.org/10.1162/REST\\_a\\_00150](https://doi.org/10.1162/REST_a_00150)
- Eyes-Escalante, M., Rodríguez-Barrios, J., & Gutiérrez-Moreno, L. C. (2012). Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta-Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 17(1), 77–91.
- Feio, M. J., & Dolédec, S. (2012). Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: A case study in Portugal. *Ecological Indicators*, 15(1), 236–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.039>
- Fewtrell, L., & Bartram, J. (2001). *Water quality: guidelines, standards & health*. (L. Fewtrell & J. Bartram, Eds.). IWA publishing. Retrieved from <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42442/924154533X.pdf>
- FIGUEROA, R., PALMA, A., RUIZ, V., & NIELL, X. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80(2), 225–242.
- Forero, L., Longo, M., & Ramirez-R, J. J. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 233–247. Retrieved from [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442014000600016&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000600016&lng=en&tlng=es)
- Galeano-Rendón, E., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2018). Efectos de la deforestación sobre la diversidad y la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados en cuatro quebradas Andinas en Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1721–1740.
- García-Alzate, C., Román-Valencia, C., Vanegas-Rios, A., & Arcila-Mesa, D. (2007). Análisis fisicoquímico y biológico comparado en dos quebradas de alta montaña neotropical. *Revista de Investigaciones de La Universidad Del Quindío*, 17, 57–80.
- Garnier, E., & Navas, M.-L. (2012). A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2), 365–399.
- Gauch, H. G., & Gauch Jr, H. G. (1982). *Multivariate analysis in community ecology*.

Cambridge University Press.

- Gayraud, S., Statzner, B., Bady, P., Haybachp, A., Schöll, F., Usseglio-Polatera, P., & Bacchi, M. (2003). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology*, 48(11), 2045–2064.
- Gómez-Anaya, J. A., Novelo-Gutiérrez, R., & Astudillo-Aldana, M. R. (2017). Efecto de las descargas domésticas y de beneficio de café sobre la calidad del agua y la diversidad de larvas de Odonata (Insecta) en un arroyo de bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 372–380.
- Gonzalo, C., & Camargo, J. A. (2013). The impact of an industrial effluent on the water quality, submersed macrophytes and benthic macroinvertebrates in a dammed river of Central Spain. *Chemosphere*, 93(6), 1117–1124. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.032>
- Göthe, E., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Graeber, D., Kristensen, E. A., & Friberg, N. (2017). Environmental and spatial controls of taxonomic versus trait composition of stream biota. *Freshwater Biology*, 62(2), 397–413. <https://doi.org/10.1111/fwb.12875>
- Haase, R., & Nolte, U. (2008). The invertebrate species index (ISI) for streams in southeast Queensland, Australia. *Ecological Indicators*, 8(5), 599–613.
- Harguinteguy, C. A., Noelia Cofré, M., Fernández-Cirelli, A., & Luisa Pignata, M. (2016). The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals. *Microchemical Journal*, 124, 228–234. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2015.08.014>
- Hauer, F. R., & Resh, V. H. (2017). Macroinvertebrates. In *Methods in Stream Ecology, Volume 1* (pp. 297–319). Elsevier.
- Hawkins, C. P., Hogue, J. N., Decker, L. M., & Feminella, J. W. (1997). Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(4), 728–749.
- Hayzoun, H., Garnier, C., Durrieu, G., Lenoble, V., Bancon-Montigny, C., Ouammou, A., & Mounier, S. (2014). Impact of rapid urbanisation and industrialisation on river sediment metal contamination. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(5), 2851–2865. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3585-5>

- Heino, J. (2011). A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. *Freshwater Biology*, 56(9), 1703–1722. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02610.x>
- Hill, M. O., & Gauch, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. In *Classification and ordination* (pp. 47–58). Springer.
- Hutchinson, G. E. (1957). The multivariate niche. In *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* (Vol. 22, pp. 415–421).
- IDEAM. (n.d.-a). Hoja metodológica del indicador Índice de calidad del agua (Versión 1,00). *Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia - Indicadores de Calidad Del Agua Superficial.*, 10.
- IDEAM. (n.d.-b). REDES DE MONITOREO DE CALIDAD DE AGUA. Retrieved September 30, 2016, from <http://www.ideam.gov.co/web/agua/redes-monitoreo-calidad-agua>
- IDEAM. (2007). *Guia Para El Monitoreo Y Seguimiento Del Agua*.
- IDEAM. (2015). ESTUDIO NACIONAL DEL AGUA: INFORMACIÓN PARA LA TOMA DE DECISIONES. Retrieved September 20, 2016, from [http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-/asset\\_publisher/96oXgZAhHrhJ/content/estudio-nacional-del-agua-informacion-para-la-toma-de-decisiones](http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-/asset_publisher/96oXgZAhHrhJ/content/estudio-nacional-del-agua-informacion-para-la-toma-de-decisiones)
- Igbinosa, E. O., Odjadjare, E. E., Chigor, V. N., Igbinosa, I. H., Emoghene, A. O., Ekhaise, F. O., ... Idemudia, O. G. (2013). Toxicological Profile of Chlorophenols and Their Derivatives in the Environment: The Public Health Perspective. *The Scientific World Journal*, 2013, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2013/460215>
- Isaza, D. F. G., Cramp, R. L., & Franklin, C. E. (2020). Living in polluted waters: a meta-analysis of the effects of nitrate and interactions with other environmental stressors on freshwater taxa. *Environmental Pollution*, 261, 114091.
- Jesus, T. M. G. M. de. (2008). Ecological, anatomical and physiological traits of benthic macroinvertebrates: their use on the health characterization of freshwater ecosystems. *Limnetica*, 27(1), 79–92.
- Karr, J. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27.

- Karr, J., & Chu, E. (1997). *Biological monitoring and assessment: using multimetric indexes effectively*. University of Washington Seattle, WA, USA.
- Kefford, B. J., Botwe, P. K., Brooks, A. J., Kunz, S., Marchant, R., Maxwell, S., ... Thompson, R. M. (2020). An integrated database of stream macroinvertebrate traits for Australia: concept and application. *Ecological Indicators*, *114*, 106280.
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1902). *Grundsätze für die biologische beurtheilung des wassers, nach seiner flora und fauna*. Druck von L. Schumacher.
- Kuzmanovic, M., Dolédec, S., de Castro-Catala, N., Ginebreda, A., Sabater, S., Muiños, I., & Barceló, D. (2017). Environmental stressors as a driver of the trait composition of benthic macroinvertebrate assemblages in polluted Iberian rivers. *Environmental Research*, *156*(March), 485–493. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.054>
- Ladle, M., & Ladle, R. J. (1992). Life history patterns of river invertebrates. *Hydrobiologia*, *248*(1), 31–37.
- Lange, K., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2014). Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? *Freshwater Biology*, *59*(12), 2431–2446.
- Lavorel, S., & Garnier, É. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, *16*(5), 545–556.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., & Forbes, T. D. A. (1997). Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, *12*(12), 474–478.
- Lear, G., Boothroyd, I. K. G., Turner, S. J., Roberts, K., & Lewis, G. D. (2009). A comparison of bacteria and benthic invertebrates as indicators of ecological health in streams. *Freshwater Biology*, *54*(7), 1532–1543. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02190.x>
- Legendre, P., Galzin, R., & Harmelin-Vivien, M. L. (1997). Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology*, *78*(2), 547–562.
- Legendre, P., & Legendre, L. F. J. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Lepš, J., & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge university press.

- LeRoy, N., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., ... Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769–784.
- LeRoy, N., Olden, J., Vieira, N., Finn, D., Simmons, M., & Kondratieff, B. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), 730–755.
- LeRoy, N., & Zimmerman, J. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55(1), 194–205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x>
- Li, D., & Liu, S. (2019). Chapter 4 - Water Quality Evaluation. In D. Li & S. B. T.-W. Q. M. and M. Liu (Eds.) (pp. 113–159). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811330-1.00004-1>
- Li, Li, Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1510–1524. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>
- Li, Liguang, He, Z., Li, Z., Li, S., Wan, Y., & Stoffella, P. J. (2017). Spatiotemporal change of phosphorous speciation and concentration in stormwater in the St. Lucie Estuary watershed, South Florida. *Chemosphere*, 172, 488–495.
- Li, Z., Wang, J., Liu, Z., Meng, X., Heino, J., Jiang, X., ... Xie, Z. (2019). Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. *Science of the Total Environment*, 655, 1288–1300. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.222>
- Liu, Y., Wang, Y., Sheng, H., Dong, F., Zou, R., Zhao, L., ... He, B. (2014). Quantitative evaluation of lake eutrophication responses under alternative water diversion scenarios: a water quality modeling based statistical analysis approach. *Science of the Total Environment*, 468, 219–227.
- Luiza-Andrade, A., de Assis Montag, L. F., & Juen, L. (2017). Functional diversity in studies of aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics*, 111(3), 1643–1656.
- MacArthur, R., & Wilson, E. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. New Jersey: Princeton University Press.



- Mangadze, T., Dalu, T., & William Froneman, P. (2018). Biological monitoring in southern Africa: A review of the current status, challenges and future prospects. *Science of The Total Environment*, 648, 1492–1499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.252>
- Margalef, R. (1974). Ecología, ed. *Omega, Barcelona*, 951.
- Margalef, R. (1978). Perspectivas de la teoría ecológica. In *Blume ecología* (Vol. 1). Blume.
- Markert, B., Wappelhorst, O., Weckert, V., Herpin, U., Siewers, U., Friese, K., & Breulmann, G. (1999). The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 240(2), 425–429.
- Matthias, U., & Moreno, H. (1983). Estudio de algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos en el Río Medellín y sus principales afluentes. *Actualidades Biológicas*, 12(46), 106–117.
- Menezes, S., Baird, D., & Soares, A. (2010). Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 711–719. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01819.x>
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.
- Metcalf, J. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60(1–2), 101–139. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90223-6](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90223-6)
- Moretti, M., Dias, A. T. C., De Bello, F., Altermatt, F., Chown, S. L., Azcarate, F. M., ... Hortal, J. (2017). Handbook of protocols for standardized measurement of terrestrial invertebrate functional traits. *Functional Ecology*, 31(3), 558–567.
- Motta, Á., Ortega, L., Niño, Y., & Aranguren, N. (2016). Grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados acuáticos en un arroyo tropical (Colombia). *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 19(2), 425–433.
- Motta Díaz, A. J., Longo, M., & Aranguren-Riaño, N. (2018). Variación temporal de la diversidad taxonómica y rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos en ríos temporales en la isla de Providencia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 39(107), 1–68. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v39n107a10>
- Naeem, S., & Wright, J. P. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem

- functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6(6), 567–579. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00471.x>
- Naselli-Flores, L., Padisák, J., & Albay, M. (2007). Shape and size in phytoplankton ecology: do they matter? *Hydrobiologia*, 578(1), 157–161.
- Ntislidou, C., Lazaridou, M., Tsiaoussi, V., & Bobori, D. C. (2018). A new multimetric macroinvertebrate index for the ecological assessment of Mediterranean lakes. *Ecological Indicators*, 93(June), 1020–1033. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.071>
- Ovalle, H. (2017). Respuesta de la diversidad taxonomica y funcional de insectos acuáticos al disturbio antropogénico en rios de zonas bajas y de Piedemonte de Colombia. Universidad Industrial de Santander, Escuela De Biología.
- Pedersen, O., & Colmer, T. D. (2012). Physical gills prevent drowning of many wetland insects, spiders and plants. *Journal of Experimental Biology*, 215(5), 705–709.
- Peet, R. K., & Loucks, O. L. (1977). A gradient analysis of southern Wisconsin forests. *Ecology*, 58(3), 485–499.
- Pérez, G., & Roldán-Pérez, G. (1978). Niveles de contaminación por detergentes y su influencia en las comunidades bénticas del río Rionegro. *Actualidades Biológicas*, 7(24), 27–36.
- Poikane, S., Johnson, R. K., Sandin, L., Schartau, A. K., Solimini, A. G., Urbanič, G., ... Böhmer, J. (2016). Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations. *Science of the Total Environment*, 543(November 2015), 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.021>
- Popović, B. M., Štajner, D., Ždero-Pavlović, R., Tumbas-Šaponjac, V., Čanadanović-Brunet, J., & Orlović, S. (2016). Water stress induces changes in polyphenol profile and antioxidant capacity in poplar plants ( *Populus* spp.). *Plant Physiology and Biochemistry*, 105, 242–250. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2016.04.036>
- Pratt, J., & Cairns, J. (1996). *Ecotoxicology and the redundancy problem: understanding effects on community structure and function*. (M. Newman & C. Jagoe, Eds.), *Ecotoxicology: a hierarchical treatment*. Lewis.
- Pulido, M. D. P., Ávila, S., Estupiñán, S., & Gómez, A. (2005). Indicadores microbiológicos

- de contaminación de las fuentes de agua. *Nova*, 3(4), 69.  
<https://doi.org/10.22490/24629448.338>
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Studies on Latin American freshwater macroinvertebrates: recent advances and future directions. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 62(April), 9–20. Retrieved from <http://www.revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/15775/15140>
- Rao, C. R. (1964). The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhyā: The Indian Journal of Statistics, Series A*, 329–358.
- Rao, C. R. (1995). A review of canonical coordinates and an alternative to correspondence analysis using Hellinger distance. *Qüestiió: Quaderns d'estadística i Investigació Operativa*.
- Resh, Vi., Hildrew, A., Statzner, B., & Townsend, C. (1994). Theoretical habitat templets, species traits, and species richness: a synthesis of long-term ecological research on the Upper Rhone River in the context of concurrently developed ecological theory. *Freshwater Biology*, 31(3), 539–554. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01756.x>
- Reynaga, M. C., & Santos, D. A. Dos. (2013). Contrasting taxonomical and functional responses of stream invertebrates across space and time in a Neotropical basin. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv Für Hydrobiologie*, 183(2), 121–133.
- Reynoldson, T., Norris, R., Resh, V., Day, K., & Rosenberg, D. (1997). The Reference Condition: A Comparison of Multimetric and Multivariate Approaches to Assess Water-Quality Impairment Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(4), 833–852. <https://doi.org/10.2307/1468175>
- Richards, C., Haro, R., Johnson, L., & Host, G. (1997). Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*, 37(1), 219–230.
- Riss, W., Ospina, R., & Gutiérrez, J. D. (2002). Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá. *Caldasia*, 135–156. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/23641699>
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Tórres, R., & Turizo-Correa, R. (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(4), 1537–1552.

- Roldán-Pérez, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. *Universidad de Antioquia, Fondo FEN, Medellín.*
- Roldán-Pérez, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col.* Medellín, CO: Edit. Universidad de Antioquia.
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254–274.
- Roldán-Pérez, G., Builes, J., Trujillo, C. M., & Suárez, A. (1973). Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. *Actualidades Biológicas*, 2(5), 54–64.
- Roldán-Pérez, G., & Restrepo, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (Vol. 15). Universidad de Antioquia.
- Romero, S., García, J., Valdez, B., & Vega, M. (2010). Calidad del agua para actividades recreativas del Río Hardy en la región fronteriza México-Estados Unidos. *Información Tecnológica*, 21(5), 69–78.
- Ruaro, R., Gubiani, É., Cunico, A., Moretto, Y., & Piana, P. (2016). Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(1), 45. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5046-9>
- Salas-Tovar, Y., Geovo, S., & Asprilla, S. (2011). Caracterización de las comunidades perifíticas y de macroinvertebrados acuáticos presentes en el río Pacurita, corregimiento de Pacurita, Quibdó, Chocó, Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 1(2 Jul-Dic), 98–104.
- Sánchez-Herrera, M. J. (2005). El índice biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party Score), modificado y adaptado al cauce principal del río Pamplonita norte de Santander. *Universidad de Pamplona. Venezuela. Bistua*, 3(2).
- Schmera, Dénes, Heino, J., Podani, J., Erős, T., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787(1), 27–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>
- Schmera, Dénes, Heino, J., Podani, J., Erős, T., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787(1), 27–44.

<https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>

- Segnini, S., & Chacón, M. M. (2005). Caracterización fisicoquímica del hábitat interno y ribereño de ríos andinos en la Cordillera de Mérida, Venezuela. *Ecotropicos*, 18(1), 38–61.
- Singh, U., Ahluwalia, A., Sharma, C., Jindal, R., & Thakur, R. (2013). Planktonic indicators: A promising tool for monitoring water quality (early-warning signals). *Ecology, Environment and Conservation*, 19(3), 793–800.
- Solbrig, O. (1993). Ecological constraints to savanna land use. *The World's Savannas: Economic Driving Forces, Ecological Constraints and Policy Options for Sustainable Land Use. Man and the Biosphere Series*, 12.
- Southwood, T. (1977). Habitat, the Templet for Ecological Strategies? *The Journal of Animal Ecology*, 46(2), 336. <https://doi.org/10.2307/3817>
- Statzner, B., & Beche, L. A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology*, 55, 80–119.
- Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S., & Usseglio-Polatera, P. (2001). Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 2(1), 73–85.
- Statzner, B., Resh, V. H., & Dolédec, S. (1994). *Ecology of the Upper Rhône River: a test of habitat templet theories*. Blackwell Scientific.
- Suding, K. N., Lavorel, S., Chapin Iii, F. S., Cornelissen, J. H. C., DIAZ, S., Garnier, E., ... NAVAS, M. (2008). Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology*, 14(5), 1125–1140.
- Tamaris-turizo, C. E. (2018). UN RÍO TROPICAL DE LA SIERRA NEVADA DE SANTA MARTA.
- ter Braak, C. J. F. (1985). Correspondence analysis of incidence and abundance data: properties in terms of a unimodal response model. *Biometrics*, 859–873.
- Ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167–1179.
- Ter Braak, C. J. F. (1987). The analysis of vegetation-environment relationships by canonical

- correspondence analysis. *Vegetatio*, 69(1–3), 69–77.
- Ter Braak, C. J. F., & Prentice, I. C. (2004). A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 34, 235–282.
- Ter Braak, C. J. F., & Smilauer, P. (2002). *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. [www.canoco.com](http://www.canoco.com).
- Ter Braak, C. J. F., & Verdonschot, P. F. M. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57(3), 255–289.
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helešić, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556(1), 251–264.
- Tomanova, S., & Usseglio-Polatera, P. (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv Für Hydrobiologie*, 170(3), 243–255.
- Toro, J. A. R., Macias, F. de J. V., Quintero, O. C., & Ramírez, N. J. A. (2016). Modelación espacial de la calidad del agua en el río Tapartó, municipio de Andes, Antioquia, Colombia. *Revista Mutis*, 6(1), 16–27.
- Townsend, C. R., & Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31(3), 265–275.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* (pp. 153–162). Springer.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2), 175–205.
- Van Den Wollenberg, A. L. (1977). Redundancy analysis an alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika*, 42(2), 207–219.
- Van Echelpoel, W., Forio, M. A. E., Van Butsel, J., Lock, K., Utreras, J. A. D., Dominguez-Granda, L. E., & Goethals, P. L. M. (2018). Macroinvertebrate functional feeding group structure along an impacted tropical river: The Portoviejo River (Ecuador). *Limnologia*, 73, 12–19.

- Veizaga, E. A. (2015). Estudio de la dinámica del nitrato en el suelo proveniente de la actividad ganadera intensiva.
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086.
- Villamizar, M., Arenas, R., Gamarra, Y., Cerón, A., Restrepo, R., & Bernal, J. (2016). Construcción de un índice de calidad ecológica para la microcuenca Mamarramos a partir de Análisis Multivariante. *XXVI Simposio Internacional de Estadística 2016*.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301.
- Violle, C., Navas, M., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Wang, J., Liu, G., Liu, H., & Lam, P. K. S. (2017). Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. *Science of the Total Environment*, 583, 421–431.
- Warton, D. I., Blanchet, F. G., O'Hara, R. B., Ovaskainen, O., Taskinen, S., Walker, S. C., & Hui, F. K. C. (2015). So many variables: joint modeling in community ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(12), 766–779.
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 475–505.
- Wetzel, R. G. (1981). Limnología. Ed. *Omega, España*.
- Whittaker, R. H. (1967). Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews*, 42(2), 207–264.
- Wiedmann, M. A., Aschan, M., Certain, G., Dolgov, A., Greenacre, M., Johannesen, E., ... Primicerio, R. (2014). Functional diversity of the Barents Sea fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 205–218.
- Xingliang, M., Juanjua, C., Li, Z., Liu, Z., Jiang, X., Ge, Y., ... Xie, Z. (2020). Degraded functional structure of macroinvertebrates caused by commercial sand dredging practices in a flood plain lake. *Environmental Pollution*, 114415.

- Yadamsuren, O., Morse, J. C., Hayford, B., Gelhaus, J. K., & Adler, P. H. (2020). Macroinvertebrate community responses to land use: a trait-based approach for freshwater biomonitoring in Mongolia. *Hydrobiologia*, 847(8), 1887–1902. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04220-2>
- Zamora, H., & Sarria, H. (2001). Calidad biológica de dos ecosistemas lóticos afectados por aguas residuales de rallanderías de yuca mediante la utilización de sus macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores, comparando además la aplicación de los índices de Shannon-Weaver y BMWP. *Unicauca Ciencia*, 6, 21–42.
- Zhang, M., Muñoz-Mas, R., Martínez-Capel, F., Qu, X., Zhang, H., Peng, W., & Liu, X. (2018). Determining the macroinvertebrate community indicators and relevant environmental predictors of the Hun-Tai River Basin (Northeast China): A study based on community patterning. *Science of the Total Environment*, 634, 749–759. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.021>
- Zhao, X., & Fitzgerald, M. (2013). Climate Change: Implications for the Yield of Edible Rice. *PLoS ONE*, 8(6), e66218. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066218>
- Zuñiga, M. C. (2009). Adaptación del BMWP para ríos de Colombia. In *Simposio de Macroinvertebrados Acuáticos. Congreso de la sociedad Colombiana de Entomología. Memorias. bol. cient. mus. hist. nat* (Vol. 16, pp. 135–148).



## 10. ANEXOS

### 10.1. ANEXO 1: LISTADO DE MORFOTIPOS REPORTADOS PARA TODOS LOS SISTEMAS HÍDRICOS CON LA ASIGNACION DE LOS RASGOS FUNCIONALES

*Tabla 8: Listado de los morfotipos reportados para todo el trabajo con la asignación de los cuatro rasgos funcionales*

Orden	Familia	Géneros	GFA	Tipo de respiración		Habito/movilidad	Forma corporal	Código			
Basommatophora	Ancylidae	Ancylidae	Filtrador	4	Branquias	4	Raptor	4	No Hidrodinámica	4	C19
Basommatophora	Lymnaeidae	Lymnaea	Raspador	1	Branquias	1	Trepador	1	No Hidrodinámica	14	C31
Basommatophora	Lymnaeidae	Lymnaeidae	Raspador	4	Branquias	4	Raptor	4	No Hidrodinámica	4	C30
Basommatophora	Physidae	Physa	Raspador	19	Tegumento	##	Raptor	19	No Hidrodinámica	17	C35
Basommatophora	Planorbidae	Planorbidae	Raspador	4	Branquias	##	Raptor	12	No Hidrodinámica	12	C30
Coleoptera	Coleoptera	Elmidae	Recolector	2	Aerea	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C40
Coleoptera	Dryopidae	Elmoparnus	Recolector	2	Aerea	7	Nadador	7	No Hidrodinámica	7	C38
Coleoptera	Elmidae	Hetaerina	Depredador	15	Branquias	6	Trepador	6	Hidrodinámica	6	C11
Coleoptera	Elmidae	Huleechius	Recolector	7	Tegumento	##	Agarrador	7	Hidrodinámica	7	C48
Coleoptera	Elmidae	Macrelmis	Recolector	5	Branquias	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C46
Coleoptera	Elmidae	Pharceonus	Recolector	3	Branquias	3	Nadador	3	No Hidrodinámica	3	C44
Coleoptera	Hydrophilidae	Hydroptila	Raspador	15	Branquias	6	Agarrador	6	Hidrodinámica	16	C26
Coleoptera	Hydroptilidae	Hydroptilidae	Raspador	3	Tegumento	3	Raptor	3	Hidrodinámica	3	C34

Coleoptera	Lampyridae	Lampyridae	Depredador	11	Branquias	8	Sn	Sn	No Hidrodinámica	8	C10
Coleoptera	Psephenidae	Psephenops	Recolector	7	Branquias	8	Raptor	8	Hidrodinámica	7	C45
Coleoptera	Ptilodactylidae	Ptilodactylidae	Fragmentador	11	Branquias	7	Agarrador	13	No Hidrodinámica	7	C21
Coleoptera	Scarabaeidae	Scarabaeidae	Sn	Sn	Aerea	8	Agarrador	8	No Hidrodinámica	8	C51
Coleoptera	Scirtidae	Scirtidae	Raspador	11	Tegumento	##	Raptor	12	No Hidrodinámica	12	C35
Coleoptera	Staphylinidae	Staphylinidae	Depredador	11	Tegumento	##	Agarrador	13	Hidrodinámica	8	C12
Diplomonadida	Hexamitidae	Girardia	Depredador	7	Tegumento	7	Raptor	13	Hidrodinámica	13	C16
Diptera	Blephariceridae	Limonicola	Raspador	1	Branquias	##	Raptor	13	Hidrodinámica	13	C29
Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	Depredador	11	Tegumento	##	Raptor	12	No Hidrodinámica	12	C17
Diptera	Chironomidae	Alluaudomyia	Depredador	1	Tegumento	1	Escavador	1	Hidrodinámica	1	C14
Diptera	Chironomidae	Chironomidae	Recolector	3	Tegumento	3	Escavador	3	No Hidrodinámica	3	C50
Diptera	Dixidae	Dixidae	Recolector	13	Aerea	8	Nadador	13	No Hidrodinámica	8	C38
Diptera	Empididae	Camelobaetidius	Raspador	9	Branquias	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C30
Diptera	Empididae	Chelifera	Depredador	9	Tegumento	3	Escavador	3	No Hidrodinámica	3	C15
Diptera	Empididae	Helobdella	Raspador	19	Tegumento	##	Raptor	19	No Hidrodinámica	18	C35
Diptera	Muscidae	Limnophora	Depredador	1	Tegumento	1	Escavador	1	No Hidrodinámica	8	C15
Diptera	Psychodidae	Maruina	Recolector	9	Aerea	3	Nadador	3	Hidrodinámica	3	C37
Diptera	Psychodidae	Psychoda	Recolector	20	Aerea	##	Raptor	17	No Hidrodinámica	17	C40
Diptera	Simuliidae	Simulium	Recolector	2	Tegumento	##	Agarrador	18	No Hidrodinámica	18	C49
Diptera	Tipulidae	Limonia	Fragmentador	5	Aerea	3	Escavador	3	No Hidrodinámica	3	C20

Diptera	Tipulidae	Molophilus	Raspador	17	Aerea	##	Escavador	17	No Hidrodinámica	17	C25
Diptera	Tipulidae	Tipula	Fragmentador	5	Branquias	##	Escavador	18	No Hidrodinámica	18	C22
Ephemeroptera	Baetidae	Moribaetis	Recolector	1	Branquias	1	Nadador	1	No Hidrodinámica	1	C44
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis	Recolector	1	Branquias	1	Nadador	1	No Hidrodinámica	1	C44
Ephemeroptera	Baetidae	Brechmorhoga	Depredador	5	Branquias	7	Escavador	10	Hidrodinámica	7	C07
Ephemeroptera	Leptohiphidae	Leptohiphidae	Raspador	3	Branquias	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C30
Ephemeroptera	Leptohiphidae	Tricorythodes	Recolector	2	Branquias	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C46
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Leptophlebiidae	Recolector	3	Branquias	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C46
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Thraulodes	Recolector	5	Branquias	3	Raptor	3	Hidrodinámica	3	C45
Ephemeroptera	Oligoneuriidae	Lachlania	Recolector	5	Branquias	##	Agarrador	14	Hidrodinámica	14	C41
Hemiptera	Belostomatidae	Baetodes	Raspador	9	Branquias	3	Nadador	3	No Hidrodinámica	3	C28
Hemiptera	Corixidae	Tenagobia	Depredador	21	Aerea	##	Nadador	13	Hidrodinámica	8	C03
Hemiptera	Gerridae	Eurygerris	Depredador	8	Aerea	7	Patinador	7	No Hidrodinámica	7	C05
Hemiptera	Gerridae	Gerridae	Depredador	11	Aerea	4	Patinador	4	Hidrodinámica	4	C04
Hemiptera	Hebridae	Lipogomphus	Depredador	1	Aerea	8	Escavador	1	Hidrodinámica	8	C01
Hemiptera	Mesoveliidae	Mayobaetis	Recolector	15	Branquias	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C46
Hemiptera	Veliidae	Rhagovelia	Recolector	5	Aerea	6	Patinador	6	No Hidrodinámica	6	C39
Lepidoptera	Crambidae	Parapoynx	Raspador	18	Tegumento	##	Agarrador	18	No Hidrodinámica	18	C33
Lepidoptera	Crambidae	Petrophila	Raspador	1	Branquias	##	Agarrador	14	No Hidrodinámica	8	C27
Lepidoptera	Pyralidae	Pyralidae	Fragmentador	11	Branquias	4	Raptor	4	No Hidrodinámica	4	C23

Megaloptera	Corydalidae	Corydalus	Depredador	5	Branquias	3	Agarrador	3	Hidrodinámica	3	C07
Neophora	Planariidae	Planariidae	Depredador	4	Tegumento	##	Raptor	12	Hidrodinámica	12	C16
Odonata	Calopterygidae	Hemerodromia	Depredador	9	Aerea	3	Escavador	3	No Hidrodinámica	3	C02
Odonata	Coenagrionidae	Argia	Depredador	5	Tegumento	6	Agarrador	6	Hidrodinámica	6	C12
Odonata	Libellulidae	Elasmothermis	Depredador	20	Branquias	##	Trepador	10	Hidrodinámica	13	C11
Odonata	Libellulidae	Libellulidae	Depredador	3	Branquias	3	Escavador	3	No Hidrodinámica	3	C08
Odonata	Libellulidae	Macrothemis	Depredador	14	Aerea	##	Raptor	14	No Hidrodinámica	7	C06
Odonata	Libellulidae	Parargyractis	Recolector	9	Branquias	3	Agarrador	3	No Hidrodinámica	3	C42
Odonata	Polythoridae	Polycentropus	Depredador	5	Tegumento	6	Agarrador	6	No Hidrodinámica	16	C13
Plecoptera	Perlidae	Anacroneuria	Depredador	2	Branquias	3	Raptor	3	Hidrodinámica	3	C09
Trichoptera	Calamoceratidae	Phylloicus	Fragmentador	2	Branquias	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C23
Trichoptera	Glossosomatidae	Glossosomatidae	Recolector	3	Tegumento	3	Agarrador	3	No Hidrodinámica	3	C49
Trichoptera	Glossosomatidae	Mortoniella	Recolector	9	Tegumento	3	Agarrador	3	No Hidrodinámica	3	C49
Trichoptera	Helicopsychidae	Hebrus	Depredador	1	Aerea	8	Patinador	1	No Hidrodinámica	1	C05
Trichoptera	Helicopsychidae	Helicopsyche	Recolector	5	Branquias	6	Agarrador	6	No Hidrodinámica	6	C43
Trichoptera	Hydrobiosidae	Atopsyche	Depredador	9	Tegumento	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C17
Trichoptera	Hydropsychidae	Leptohyphes	Recolector	2	Branquias	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C46
Trichoptera	Hydropsychidae	Leptonema	Filtrador	9	Branquias	1	Agarrador	1	No Hidrodinámica	1	C18
Trichoptera	Hydropsychidae	Smicridea	Filtrador	9	Branquias	3	Agarrador	3	No Hidrodinámica	3	C18
Trichoptera	Hydroptilidae	Leucotrichia	Raspador	6	Tegumento	6	Agarrador	6	Hidrodinámica	6	C32

Trichoptera	Hydroptilidae	Metrichia	Raspador	15	Tegumento	##	Agarrador	13	Hidrodinámica	16	C32
Trichoptera	Hydroptilidae	Ochrotrichia	Recolector	6	Tegumento	6	Agarrador	6	Hidrodinámica	6	C48
Trichoptera	Hydroptilidae	Oxyethira	Raspador	6	Tegumento	6	Trepador	6	Hidrodinámica	16	C36
Trichoptera	Hydroptilidae	Zumatrichia	Raspador	6	Tegumento	6	Agarrador	6	Hidrodinámica	6	C32
Trichoptera	Leptoceridae	Atanatolica	Recolector	2	Branquias	7	Trepador	8	No Hidrodinámica	8	C47
Trichoptera	Leptoceridae	Leptoceridae	Fragmentador	3	Tegumento	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C24
Trichoptera	Leptoceridae	Nectopsyche	Fragmentador	5	Tegumento	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C24
Tricladida	Dugesidae	Dugesia	Depredador	19	Tegumento	##	Raptor	19	Hidrodinámica	7	C16
Trombidiformes	Hydrachnidae	Hydrachnidae	Raspador	3	Tegumento	3	Raptor	3	No Hidrodinámica	3	C35
Veneroida	Pisidiidae	Pisidiidae	Filtrador	7	Branquias	Sn	Raptor	7	No Hidrodinámica	7	C19
Veneroida	Sphaeriidae	Sphaeriidae	Sn	Sn	Branquias	8	Sn	Sn	No Hidrodinámica	8	C52

## Referencias usadas en la asignación de los rasgos

- [2] A. M. Chara-Serna, J. D. Chara, M. del Carmen Zúñiga, R. G. Pearson, and L. Boyero, “Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams,” in *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 2012, vol. 48, no. 2, pp. 139–144.
- [3] S. Tomanova and P. Usseglio-Polatera, “Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability,” *Fundam. Appl. Limnol. für Hydrobiol.*, vol. 170, no. 3, pp. 243–255, 2007.
- [4] “Odume 2020.pdf.” .
- [5] A. M. Chara-serna, J. D. Chara, R. G. Pearson, and L. Boyero, “Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams,” 2010.

- [6] N. L. Poff, J. D. Olden, N. K. M. Vieira, D. S. Finn, M. P. Simmons, and B. C. Kondratieff, "Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships," *J. North Am. Benthol. Soc.*, vol. 25, no. 4, pp. 730–755, 2006.
- [7] G. Roldán-Pérez, "Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica," *Rev. la Acad. Colomb. Ciencias Exactas, Físicas y Nat.*, vol. 40, no. 155, pp. 254–274, 2016.
- [8] H. Fernández and E. Domínguez, "Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos," *Entomotropica*, vol. 16, no. 3, p. 219, 2001.
- [9] S. Tomanova, E. Goitia, and J. Heles, "Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams," pp. 251–264, 2006.
- [10] A. L. Carvalho and J. L. Messimian, "Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: habitats e hábitos das larvas," *Oecologia Bras.*, vol. 5, no. 1, p. 1, 1998.
- [11] A. Ramírez and P. E. Gutiérrez-Fonseca, "Studies on Latin American freshwater macroinvertebrates: recent advances and future directions," *Int. J. Trop. Biol. Conserv.*, vol. 62, no. April, pp. 9–20, 2014.
- [12] J. A. Jiménez Sandoval, "Morfología funcional y hábitat de macroinvertebrados acuáticos en lagunas del Parque Nacional Natural Chingaza." Facultad de Ciencias, 2015.
- [13] R. W. Merritt and K. W. Cummins, *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt, 1996.
- [14] USGR, "A Database of Lotic Invertebrate Traits for North America," 2016.
- [15] Á. Motta Díaz, L. Ortega Corredor, Y. Niño Fernández, and N. Aranguren Riaño, "Grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados acuáticos en un arroyo tropical (Colombia)," *Rev. UDCA Actual. Divulg. Científica*, vol. 19, no. 2, pp. 425–433, 2016.
- [16] M. C. Reynaga and D. A. Dos Santos, "Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio-temporales," *Ecol. austral*, vol. 22, no. 2, pp. 112–120, 2012.
- [17] NWA, "Aquatic invertebrate traits database," 2016. [Online]. Available: <https://niwa.co.nz/freshwater-and-estuaries/management-tools/aquatic-invertebrate-traits-database>.
- [18] N. Ding *et al.*, "Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China," *Sci. Total Environ.*, vol. 574, pp. 288–299, 2017.
- [19] E. Berger, P. Haase, R. B. Schäfer, and A. Sundermann, "Towards stressor-specific macroinvertebrate indices: Which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa?," *Sci. Total Environ.*, vol. 619, pp. 144–154, 2018.

[20] Z. M. Murillo, "Insectos acuáticos asociados a Eichhornia azurea (Schwartz) Kunth en ciénagas del río Atrato, Chocó-Colombia," *Rev. Colomb. Cienc. Anim.*, pp. 15–24, 2018.

[21] J. J. Rivera Usme, G. Pinilla Agudelo, and D. L. Camacho Pinzón, "Macroinvertebrate Trophic Groups in an Andean Wetland of Colombia," *Acta Biológica Colomb.*, vol. 18, no. 2, pp. 279–292, 2013.

## 10.2. ANEXO 3: GRAFICAS DEL ESCALAMIENTO MULTIDIMENSIONAL NO MÉTRICO PARA CADA SISTEMA

### 10.2.1. RIO GRANDE

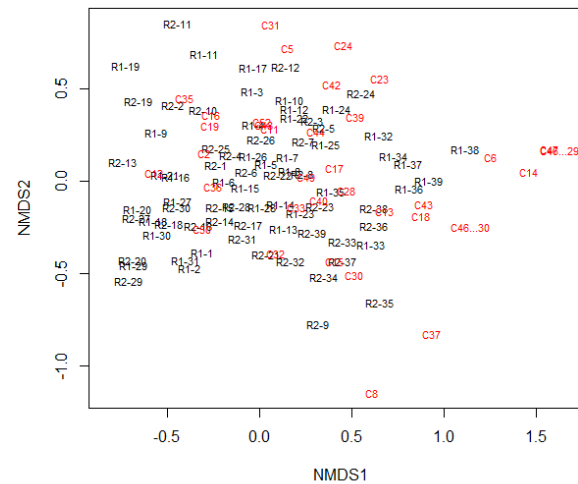


Figura 13: Escalamiento multidimensional no métrico para Rio Grande

## 10.2.2. RIO SAN JUAN

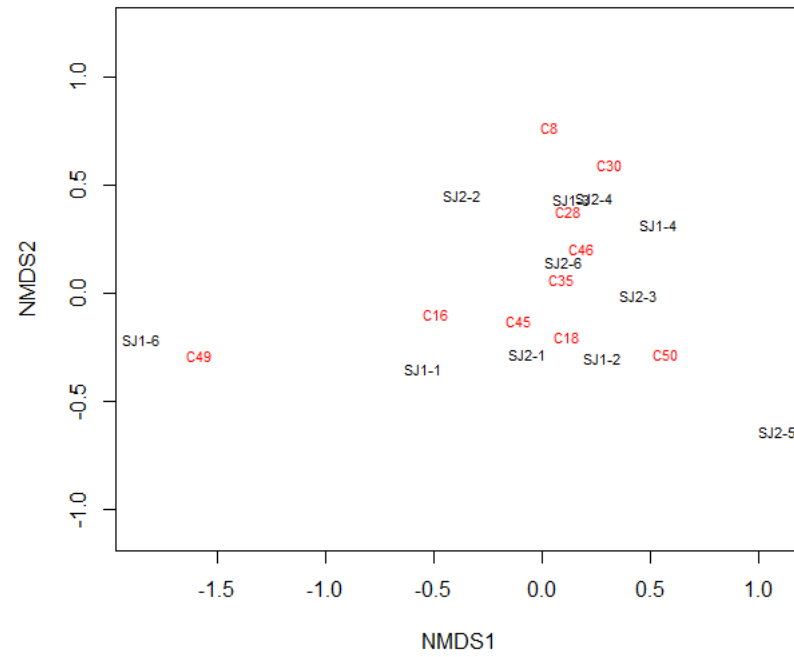


Figura 14: : Escalamiento multidimensional no métrico para el Rio San Juan



### 10.2.3. QUEBRADA MAGALLO

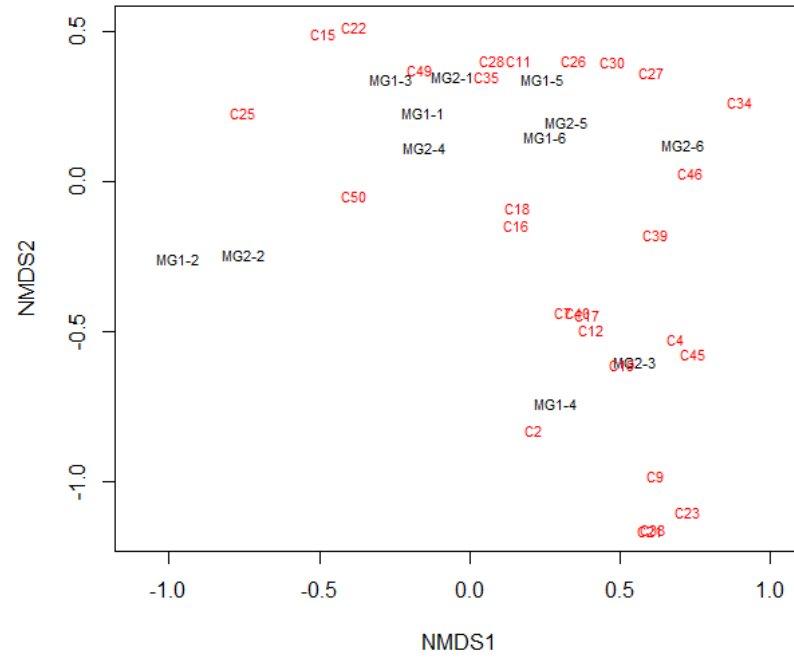


Figura 15: Escalamiento multidimensional no métrico para la quebrada Magallo

#### 10.2.4. QUEBRADA SAN MATEO

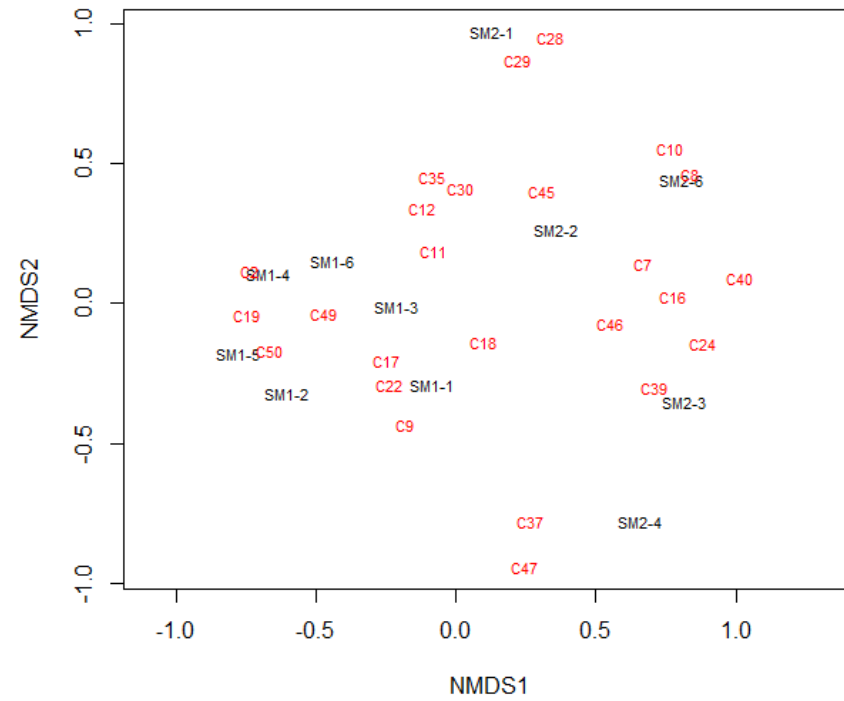


Figura 16: Escalamiento multidimensional no métrico para la quebrada San Mateo

### 10.2.5. QUEBRADA SINIFANÁ

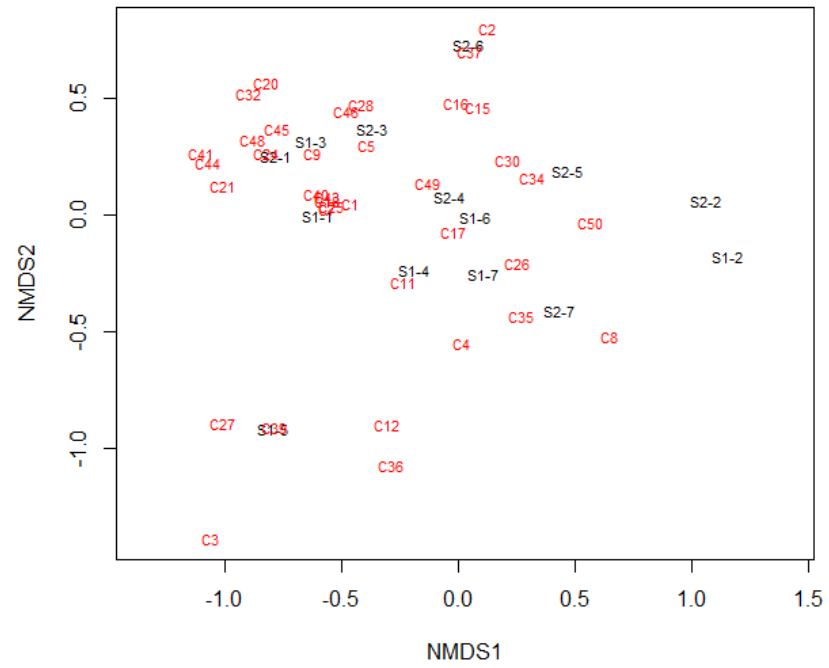


Figura 17: Escalamiento multidimensional no métrico para la quebrada Sinifaná