



ENERGÍA CALÓRICA, BIOMASA Y ESTRUCTURA DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN LA RESERVA LA NITRERA, CONCORDIA, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Caloric energy, biomass and structure of aquatic macroinvertebrates in the Reservoir La Nitrera, Concordia, Antioquia, Colombia

Julián Andrés RUIZ-TORO¹, Néstor Jaime AGUIRRE-RAMÍREZ¹, Juan Pablo SERNA-LÓPEZ¹, Esnedy HERNÁNDEZ-ATILANO¹, Fabio de Jesús VÉLEZ-MACÍAS¹.

¹Grupo GeoLimna, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Cl. 67 n°. 53-108, Medellín, Colombia.

*For correspondence: julian.ruiz@udea.edu.co

Received: 26th November 2018, **Returned for revision:** 30th April 2019, **Accepted:** 13th May 2019.

Associate Editor: Santiago Gaviria Melo.

Citation/Citar este artículo como: Ruiz-Toro JA, Aguirre-Ramírez NJ, Serna-López JP, Hernández-Atilano E, Vélez-Macías FJ. Energía calórica, biomasa y estructura de los macroinvertebrados acuáticos en la reserva La Nitrera, Concordia, Antioquia, Colombia. Acta biol. Colomb. 2020;25(1):29-36. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v25n1.76435>

RESUMEN

El embalse La Nitrera se encuentra localizado a 2140 m.s.n.m. en el municipio de Concordia, departamento de Antioquia (Colombia) y es la única fuente de abastecimiento de agua del municipio. La operación de un embalse sobre un sistema lótico afecta la estructura y ensamblaje de sus ecosistemas acuáticos. Esta investigación tuvo como propósito analizar la distribución de la biomasa de los macroinvertebrados acuáticos antes y después del embalse, con el fin de determinar el impacto de este sobre las comunidades hidrobiológicas. Para tal fin, se analizaron las variables hidrobiológicas en época seca, de lluvia y en diferentes periodos de transición entre el año 2016 y 2017. Se investigaron cuatro estaciones de monitoreo, realizando la determinación, conteo y definiendo el rol trófico de los macroinvertebrados acuáticos, además de un análisis termogravimétrico (TGA) de la biomasa. Con la información obtenida, se construyó un modelo trófico y se calculó la pérdida de energía calórica disponible de la biomasa (TGA). Los resultados evidenciaron que las comunidades de macroinvertebrados acuáticos presentan una modularidad similar entre ellas en las estaciones antes del embalse, y una modularidad diferente en la estación después del embalse. A través del índice de modularidad (modelo Ghepi) y el análisis TGA, se logró establecer que el embalse altera la cadena trófica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

Palabras clave: Estabilidad, grupos funcionales, modelos, red trófica, termogravimetría.

ABSTRACT

The reservoir La Nitrera is located at 2140 m.a.s.l. in Concordia's town, in the Antioquia's department (Colombia) and is the only source of water supply in the municipality. The operation of a reservoir on a lotic system generates affectations in the structure and assembly of aquatic ecosystems. The purpose of this research was to analyze the distribution of biomass of aquatic macroinvertebrates before and after of the reservoir to determine the impact of it on the hydrobiological communities. For this purpose, the hydrobiological variables were analyzed in dry season, rain season and in different periods of transition between 2016 and 2017 in four monitoring stations, making the determination, counting and defining the trophic role of aquatic macroinvertebrates, in addition to a thermogravimetric analysis (TGA) of the biomass. With the obtained information, a trophic model and an analysis of the loss of the available caloric energy of the biomass (TGA) was made. The results showed that the communities of aquatic macroinvertebrates had a similar modularity between them in the stations before the reservoir and different modularity in the station after the reservoir. Through the modularity index (Ghepi model) and the TGA analysis, it could be established that the reservoir generates an alteration in the trophic chain of aquatic macroinvertebrate communities.

Keywords: Functional groups, models, stability, thermogravimetry, trophic network.

INTRODUCCIÓN

Los cambios en el uso del suelo y las actividades antrópicas alteran la calidad del agua en los sistemas lóticos, afectando las comunidades biológicas que se encuentran aguas abajo de las áreas intervenidas (González-Agudelo *et al.*, 2012; Rivera Usme *et al.*, 2013; Ruiz *et al.*, 2016), principalmente por el aumento de nutrientes, pérdida de cobertura vegetal, presencia de contaminantes inorgánicos y orgánicos, y por la canalización y pérdida de continuidad de los sistemas lóticos (Ramírez y San Martín, 2006; Cuellar, 2016).

Al respecto, la construcción y posterior funcionamiento de un embalse produce consecuencias negativas en la biodiversidad (Rosenberg *et al.*, 2000), donde el bloqueo y la reducción de caudal en una quebrada o río conlleva una serie de alteraciones físicas, químicas y geológicas (López-Pujol, 2011; Reinoso-Aguirre, 2016; Meza-Rodríguez *et al.*, 2017).

Para establecer un diagnóstico de los impactos negativos que genera un embalse, es necesario elaborar planes de gestión ambiental para mejorar las condiciones de las comunidades biológicas acuáticas afectadas por la intervención humana (Medina-Tafur *et al.*, 2013; Gil-Gómez, 2014).

Esta investigación pretende evaluar el impacto que puede ocasionar un embalse sobre las comunidades acuáticas bentónicas, a través del análisis de la distribución espacio-temporal de los grupos funcionales alimenticios. Con este propósito, realizamos el análisis de variables bióticas, que incluyen la identificación de la estructura y composición de los macroinvertebrados acuáticos en los biotopos disponibles en la quebrada La Nitrera, como son la hojarasca y el sustrato rocoso (Aguirre *et al.*, 2004; Greathouse y Pringle, 2006; Montoya *et al.*, 2011; Aguirre y Caicedo, 2013; Murillo *et al.* 2016; Ruiz *et al.*, 2016).

La red trófica se estableció a partir de los grupos funcionales alimenticios como son los fragmentadores, filtradores, colectores, raspadores y depredadores, siguiendo la guía de diversos autores (Gutiérrez, 2006; Chará-Serna *et al.*, 2010; Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014). Con base en lo anterior, se pueden obtener modelos ecológicos que permiten desarrollar mejores modelos conceptuales sobre la estructura y funcionamiento de los macroinvertebrados acuáticos asociados a las corrientes tropicales (Tomanova *et al.*, 2006).

De acuerdo con Sánchez *et al.* (2013), la estimación de la tasa energética o contenido calórico se puede emplear para conocer la cantidad de energía disponible que aporta la biomasa de los macroinvertebrados acuáticos a la cadena trófica, respecto a un orden trófico superior. Para ello, se emplean modelos bioenergéticos expresados como gramos de alimento en un porcentaje de peso corporal individual a partir de la calorimetría o TGA (Encina *et al.*, 1999).

Schmidt-Kloiber y Hering (2012), evaluaron el equilibrio a largo plazo de la biomasa de los macroinvertebrados acuáticos para determinar la coexistencia estable de cada taxón. Según Schuwirth y Reichert (2013), esto permite incluir

conocimientos en modelos mecanicistas y se puede modelar la composición comunitaria de los macroinvertebrados acuáticos en corrientes. Recientemente, fueron integrados en el modelo “Streambugs” los conceptos de modelado teórico de la red alimenticia, la teoría metabólica de la ecología y la estequiometría ecológica, usando además bases de datos de rasgos funcionales (Schuwirth *et al.*, 2015).

Blanco (2013) y Rodríguez (2011) describen un grado de complejidad respecto a un modelo ecológico en función de los macroinvertebrados acuáticos, el cual depende de algunos objetivos específicos: 1) representar variables y tasas de cambio; 2) describir la estructura de un ecosistema y los patrones temporales y espaciales de procesos ecosistémicos individuales; 3) reconstruir el pasado o predecir el comportamiento futuro del ecosistema estudiado; 4) generar y probar teorías e hipótesis ecológicas sobre la organización y funcionamiento de los ecosistemas; 5) mostrar, codificar, transferir, evaluar e interpretar el conocimiento ecológico; 6) guiar el desarrollo y evaluación de políticas ambientales.

La pregunta de investigación de este trabajo es: ¿Cómo es el impacto del embalse en la distribución espacio-temporal de los macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Nitrera? Para ello se planteó como hipótesis, que la variación espacio-temporal de los macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Nitrera está influenciada por características ambientales como el caudal y la morfología de la quebrada, y se refleja en la distribución energética y biomasa de los organismos. De acuerdo con lo anterior, se planteó en la hipótesis que aguas arriba del embalse la quebrada exhibe una alta capacidad calórica en relación a la biomasa, debido al aporte de la vegetación ribereña, mientras que aguas abajo se reduce la disponibilidad de energía y materia por la alteración del ecosistema. Al probar esta hipótesis y evidenciar los cambios ocasionados en el ensamblaje de los macroinvertebrados acuáticos, se pretende demostrar que el embalse genera un impacto negativo en las condiciones ambientales y en el funcionamiento de la red trófica de las comunidades bentónicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La quebrada La Nitrera nace en la reserva natural que lleva el mismo nombre y se localiza al suroeste del departamento de Antioquia en el municipio de Concordia. Su nacimiento se encuentra a 2190 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m), y su caudal promedio es de 37 l/s (Fig. 1.). Se realizaron cinco muestreos durante un ciclo hidrológico, ubicando en la quebrada cuatro estaciones de muestreo. Las estaciones se escogieron de acuerdo con condiciones que permiten conocer la distribución funcional alimenticia, abundancia, riqueza y biomasa de los macroinvertebrados acuáticos bentónicos. La primera estación (E1) se ubicó

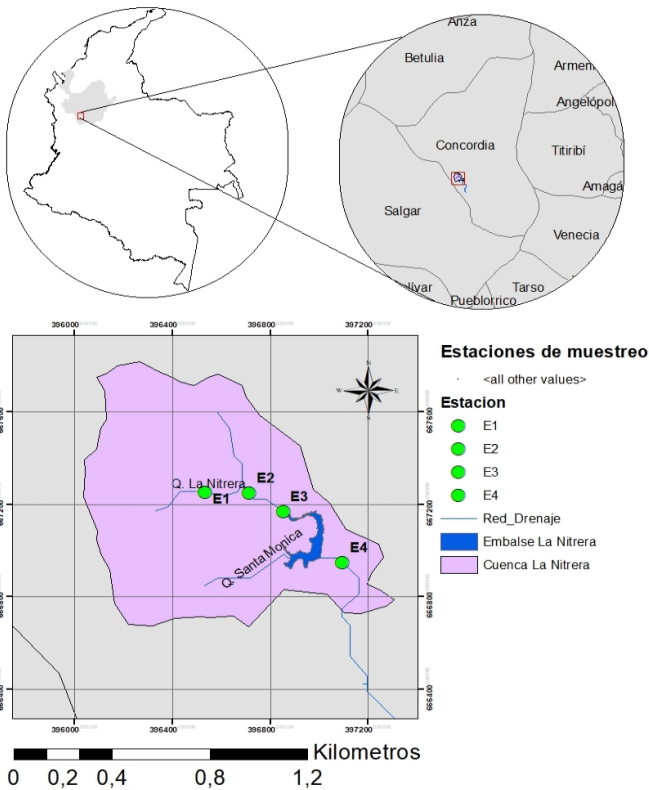


Figura 1. Ubicación espacial de la cuenca La Nitrera en Concordia Antioquia

aproximadamente a 3 km aguas arriba del embalse (6°2,129' N, 75°56,026' W), a 2171 m.s.n.m. La segunda estación (E2) se estableció aproximadamente a 1 km aguas abajo de E1 (6°2,139' N, 75°55,669' W), a 2156 m.s.n.m. La tercera estación (E3) se localizó donde la quebrada vierte sus aguas en el embalse (6°2,119' N, 75°55,951' W) a 2149 m.s.n.m, que corresponde a una transicional de un sistema lótico a uno léntico. Por último, la cuarta estación (E4) se ubicó a una distancia aproximada de 400 m aguas abajo del embalse (6°1,969' N, 75°55,769' W), a 2130 m.s.n.m.

Macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos fueron recolectados mediante una red Surber con un área de 33 cm*33 cm = 0,11 m², colocada estratégicamente en los sustratos de hojarasca y roca. Así mismo, se realizó una recolección con la red tipo D en cada sustrato en un tramo de 10 m lineales en cada estación. Las muestras fueron depositadas en bandejas plásticas donde se separó el material biológico, y luego se preservaron en recipientes con alcohol al 70 %. Para la identificación de los macroinvertebrados acuáticos en el laboratorio, se empleó un estereomicroscopio marca Karl Zeiss® y claves taxonómicas descritas por Fernández y Domínguez, (2001), Roldán (2003); Posada-García y Roldán-Pérez (2003), Domínguez y Fernández (2009). Para

la asignación del rol trófico se utilizó la guía de grupos de alimentación funcional por familias de insectos acuáticos en América Latina de Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014).

TGA

El análisis TGA se realizó en el laboratorio del Grupo Procesos Químicos Industriales-PQI- de la Universidad de Antioquia, bajo las condiciones siguientes: atmósfera de nitrógeno con una pendiente de calentamiento de 20 °C/min hasta una temperatura 500 °C/min, con cambio a una atmósfera oxidante de 500 a 900 °C. El equipo Analizador Térmico Simultáneo (STQ Q600®, de TA Instruments) se utilizó para una biomasa de macroinvertebrados acuáticos entre 5 a 10 mg, con el fin de determinar su contenido de materia orgánica, inorgánica y de material sintético, estableciendo el porcentaje de humedad (%w), ceniza (%cz), sólidos volátiles (%SV) y carbono fijo (%CF) de manera simultánea. Este equipo permitió por gravimetría observar pérdidas de peso en función de la temperatura en una atmósfera de gases controlada. Las técnicas utilizadas por este equipo cumplen con las normas ASTM -ASTM D 3174-02, 2002, ASTM D 5142-02a, 2003 y ASTM D7582, 2012 (ASTM International, 2002; 2003; 2012) y se encuentran aprobadas por la AOAC Internacional y la AACC Internacional (Golato, 2014).

Modelo general de energía

Para la modelación de la biomasa de los macroinvertebrados acuáticos en función del grupo funcional alimenticio, se empleó el programa Gephi 0.9.1®; este software fue empleado inicialmente para agrupar y asociar redes sociales pero paulatinamente ha sido aplicado a sistemas biológicos generando diseños de grafos de fácil visualización, información y estructuración (Bastian *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2015). Para el desarrollo del modelo se usó la siguiente ecuación del programa:

$$\Delta Q = \left[\frac{\sum_{in} + 2k_{i,in}}{2m} - \left(\frac{\sum_{tot} + k_i}{2m} \right)^2 \right] - \left[\left(\frac{\sum_{in}}{2m} \right) - \left(\frac{\sum_{tot}}{2m} \right)^2 - \left(\frac{\sum_{k_i}}{2m} \right)^2 \right] \quad (1)$$

Donde ΔQ es la modularidad y representa cada nodo, \sum_{in} es la suma de los pesos de los enlaces dentro de la comunidad, \sum_{tot} es la suma de los pesos de los enlaces incidentes a los nodos en la comunidad, K_i es la suma de los pesos de los enlaces incidentales al nodo, $k_{i,in}$ es la suma de los pesos de los enlaces de i a los nodos en la comunidad y m es la suma de los pesos de todos los enlaces de la red. Modularidad ΔQ : esta permite visualizar los comportamientos y cambios locales de las comunidades para construir una nueva red (Blondel *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Variables bióticas

Los resultados de riqueza y abundancia taxonómica y la clasificación en los grupos funcionales alimenticios (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014) de los macroinvertebrados bentónicos obtenidos en los muestreos realizados en los meses de diciembre de 2016, febrero, julio, agosto y septiembre del 2017 se observan en la Tabla 1.

TGA

Para este análisis se tuvieron en cuenta los meses de julio, agosto y septiembre de 2017. El estudio termogravimétrico mostró que entre las estaciones se presentaron tres rangos térmicos similares (Fig. 2), el primero entre 25 y 230 °C, el segundo entre 231 y 700 °C y el último entre 701 y 900 °C.

En la figura 2a (E1), se observa en el primer rango térmico la variación del porcentaje del peso de la muestra

en función del gradiente de temperatura. También se aprecia una pérdida del 10 % correspondiente a la humedad analizada. En el segundo rango térmico se observaron cambios entre los meses monitoreados, siendo septiembre el mes con menor pérdida de biomasa (con un porcentaje del 70 %), seguida por los meses de julio y agosto con 80 y 88 % respectivamente. Finalmente, en el último intervalo se observó que en los diferentes meses no hubo pérdidas apreciables de biomasa.

En la figura 2b (E2), se evidenció que el primer rango térmico se comportó de manera similar al de la estación 1. El segundo rango mostró diferencias entre los meses de monitoreo, siendo julio el mes con menor pérdida de biomasa (con un porcentaje del 70 %), seguida de los meses de agosto y septiembre con pérdidas muy similares (85 % aproximadamente). En el tercer rango no hubo pérdidas apreciables.

En la figura 2c (E3) se evidenció que el primer intervalo tuvo un comportamiento similar a las estaciones anteriores.

Tabla 1. Abundancia y riqueza de los macroinvertebrados acuáticos y su grupo funcional en la quebrada La Nitrera. Pr= depredadores, Ft= filtradores, Sh= fragmentadores, Cg= colectores y Sc= raspadores

	Campañas de monitoreo																Grupos funcionales								
	dic-16				feb-17				jul-17				ago-17				sep-17				Pr	Ft	Sh	Cg	Sc
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4					
Riqueza total	37	27	24	5	23	19	22	2	28	23	20	3	27	26	24	7	21	27	28	6	22	6	8	29	5
Abundancia total	326	147	82	8	140	87	104	2	101	129	84	5	149	130	101	67	156	157	177	10					

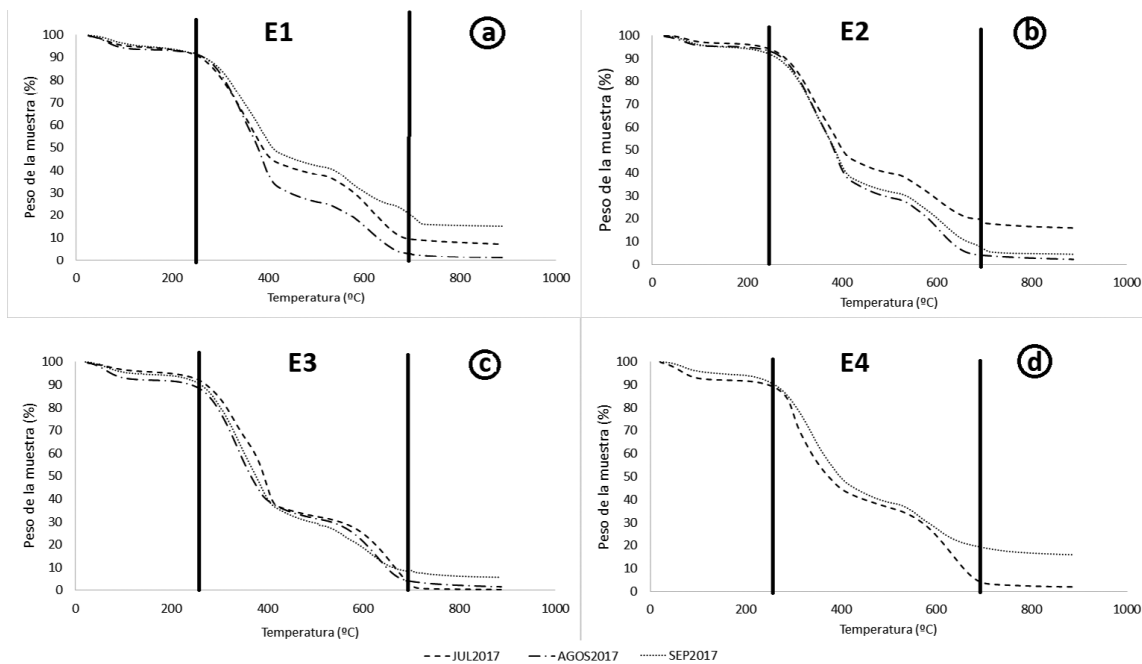


Figura 2. Análisis termogravimétrico para los periodos de julio, agosto y septiembre del 2017 en las cuatro estaciones de muestreo. (a) E1, (b) E2, (c) E3 y (d) E4

En el segundo intervalo, los 3 meses tuvieron pérdidas semejantes (entre el 80 % y el 90 %) y en el último intervalo se observó la misma tendencia de las estaciones anteriores.

En la figura 2d (E4) se evidencia una similitud en el primer y tercer rango térmico de las estaciones 1, 2 y 3. No obstante, se presentan diferencias en el segundo rango entre los meses de julio y septiembre con una pérdida de biomasa del 20 % aproximadamente. Es de señalar que en la campaña de agosto no se reportaron resultados ya que la biomasa disponible no fue suficiente para el TGA.

Modelo

En la tabla 2 se muestran los resultados obtenidos de la modularidad. Las estaciones 1, 2 y 3 presentan conexiones sólidas (modularidad alta) entre los nodos (taxonomía) en

Tabla 2. Variables del modelo en la cadena trófica en las diferentes estaciones de muestreo.

Estaciones	E1	E2	E3	E4
Modularidad	0,273	0,221	0,266	0,0722

relación a cada módulo (grupo funcional alimenticio). Caso contrario ocurre con E4 donde hay poca conectividad entre los nodos en relación con el módulo (modularidad baja).

El modelo de la red trófica para E1 (Fig. 3a) demostró que el 37,14 % de las familias identificadas correspondieron al grupo de depredadores (Pr) (Naucoridae, Vellidae, Polythoridae, Gomphidae, Calopterygidae, Libellulidae, Staphylinidae, Hydrophilidae, Gyrinidae, Hydrobiosidae, Corydalidae y Arachnoidea), el 25,71 % al grupo de los colectores (Cg) (Leptophlebiidae, Baetidae, Tricorythidae,

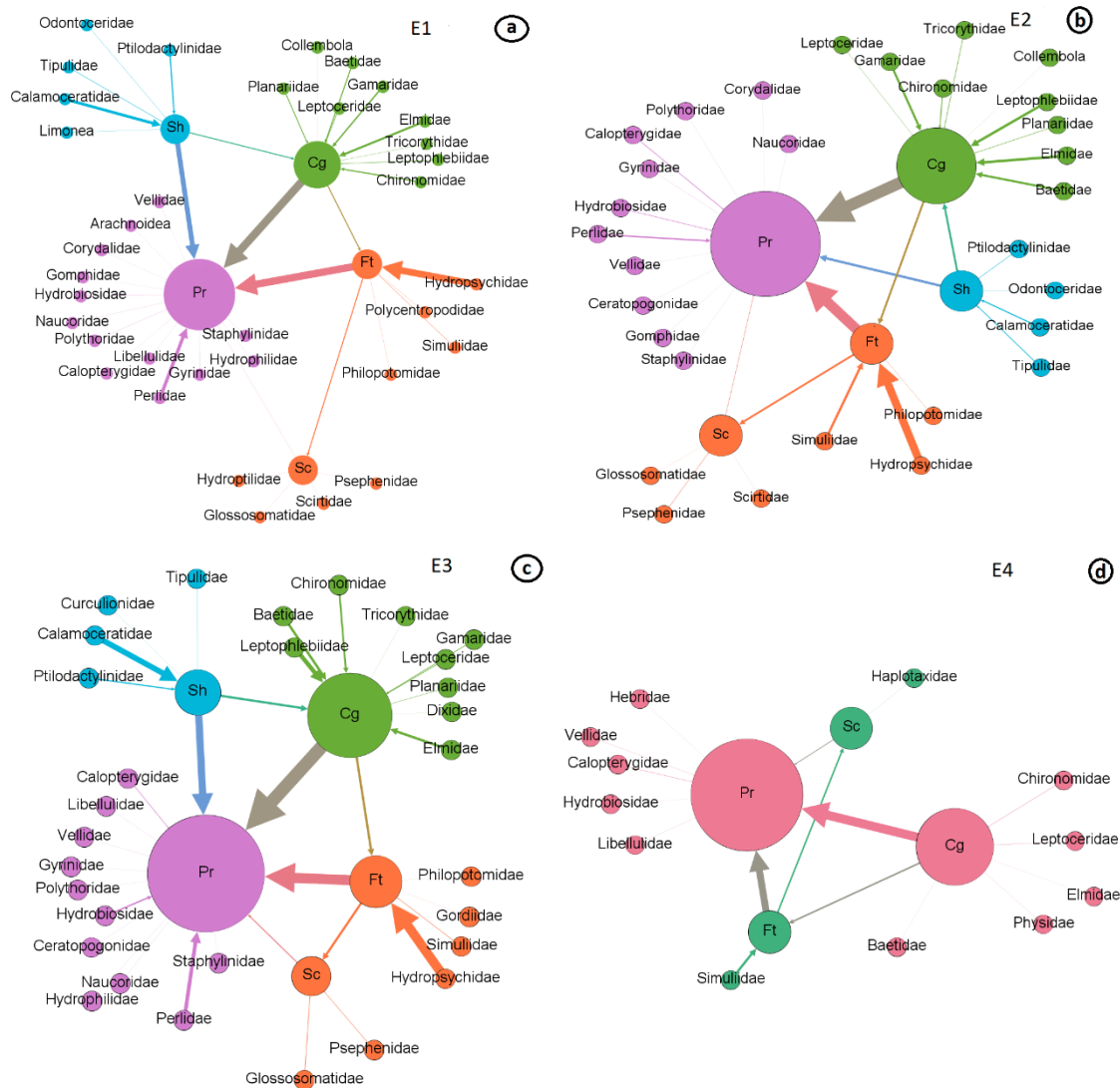


Figura 3. Modelo de la cadena trófica de los macroinvertebrados acuáticos en las diferentes estaciones de muestreo durante todas las campañas monitoreadas; Pr= Depredadores, Cg= Colectores, Sh= Fragmentadores, Ft= Filtradores y Sc= Raspadores; (a) E1, (b) E2, (c) E3 y (d) E4

Elmidae, Leptoceridae, Chironomidae, Planariidae, Gammaridae y Collembola), el 14,28 % al grupo de los fragmentadores (Sh) (Ptilodactylinidae, Calamoceratidae, Odontoceridae, Tipulidae y Limonea) y por último los grupos de los filtradores (Ft) y raspadores (Sc) representaron un 11,42 % cada uno (Simuliidae, Philopotomidae, Hydropsychidae, Polycentropodidae, Psephenidae, Scirtidae, Glossosomatidae e Hydroptilidae).

Los modelos de la red trófica para E2 y E3 (Figs. 3b y 3c) demostraron semejanzas con los resultados del modelo E1.

Para E4 (Fig. 3d), el modelo de la red trófica demostró que el 41,66 % de las familias observadas correspondieron al grupo funcional de depredadores (Hebridae, Vellidae, Calopterygidae, Hydrobiosidae y Libellulidae), el 41,66 % al grupo de los colectores (Chironomidae, Leptoceridae, Elmidae, Physidae y Baetidae) y por último, los grupos de los filtradores (Simuliidae) y raspadores (Haplotaenidae) tuvieron un 8,33 % para cada uno.

Para el grupo de depredadores la familia predominante es Perlidae, para el grupo de colectores Elmidae, para los fragmentadores Calamoceratidae, para los filtradores Hydropsychidae y para el grupo de los raspadores Psephenidae. Esto significa que estas familias son las mayores aportantes de biomasa y por ende de energía calórica en la cadena trófica.

DISCUSIÓN

En el TGA se presentaron tres eventos térmicos por estación. El primer evento térmico corresponde a la pérdida de humedad de la biomasa analizada (10 % aproximadamente), coincidiendo con la información reportada por diferentes autores como Kaya *et al.* (2014) y Torres Hernández y Altamirano Torres (2015); el segundo evento térmico corresponde a la pérdida de quitina y de proteínas que aportan la energía calórica a los consumidores de mayor orden (Liu *et al.*, 2012; Sotelo-Boyás *et al.*, 2015); y el tercer evento térmico corresponde a la materia inorgánica (principalmente carbonato de calcio) que es la parte no aprovechable por otros consumidores (Sotelo-Boyás *et al.*, 2015; Ramírez y Roció, 2018).

De las pérdidas de peso entre cada campaña en el análisis del TGA se infiere que el aporte de energía calórica en cada periodo de tiempo varía, lo cual sugiere la ocurrencia de cambios importantes en el comportamiento de la cadena trófica en cada microhábitat o estación monitoreada.

La modularidad brinda información sobre la dinámica y distribución del ensamblaje de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos; los valores altos indican comunidades con estructuras y conexiones sólidas y los valores bajos reflejan conexiones débiles y pocas estructuras (Buitrago, 2016; Motta y Tostes, 2016; Losavio y Ordaz, 2017).

Todas las estaciones de monitoreo antes del embalse presentaron valores altos de modularidad, mientras que sucedió lo contrario con la estación ubicada después del embalse. Estas diferencias exhiben el empobrecimiento de la red de las comunidades y la disminución de las conexiones entre los grupos funcionales alimenticios por la presencia del embalse, sugiriendo además alteraciones en las comunidades hidrobiológicas que podrían ser permanentes.

El software Gephi® se puede emplear como herramienta para modelar los cambios de los grupos funcionales alimenticios de los macroinvertebrados acuáticos mediante el índice de modularidad, algoritmo que permite analizar de qué modo el sistema-red se estructura y se agrupa en distintas comunidades y así establecer los posibles impactos sobre el recurso hídrico.

CONCLUSIONES

A partir del análisis del índice de modularidad y de grafos, se pudo constatar que las estaciones E1, E2 y E3 presentaron similitudes en cuanto al agrupamiento de la red trófica de los grupos funcionales alimenticios.

Las estaciones E1, E2 y E3 (antes del embalse) presentaron modularidades altas y por lo tanto comunidades estructuradas y fuertemente conectadas.

La estación E4 (posterior al embalse) demostró modularidad baja, es decir, comunidades poco estructuradas y con conexiones débiles. Con lo que se puede afirmar que el embalse genera una alteración en la cadena trófica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

Los grupos funcionales alimenticios podrían ser un criterio óptimo en la valoración de la calidad ecológica y del agua utilizando el TGA y el modelo Ghepi.

Con el fin de mantener la estabilidad ecológica después del embalse y evitar alteraciones permanentes en la cadena trófica, es necesario mantener un caudal mínimo y un mantenimiento del lecho aguas abajo del embalse que permita la colonización de estas comunidades acuáticas.

AGRADECIMIENTOS

A Adrián Escobar, Mateo Parra y David López por sus acompañamientos en campo y análisis de muestras. A Orlando Caicedo, Rubén Molina e Isabel Marín por el apoyo brindado en la revisión y procesamiento de resultados. Al laboratorio de Hidrobiología Sanitaria de la Universidad de Antioquia. Al grupo de investigación GeoLimna y al Comité para el Desarrollo de la Investigación-CODI- de la Universidad de Antioquia por la financiación del presente trabajo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

REFERENCIAS

- Aguirre NJ, Palacio JA, Wills T. Caracterización de los Principales aspectos fisicobiológicos de la microcuenta de la quebrada La Vega, municipio de San Roque, Antioquia. Medellín, Colombia: Imprenta Universidad de Antioquia. 2004; 94 p.
- Aguirre N, Caicedo O. Métodos de campo y de laboratorio para hidrobiología sanitaria. Medellín: Reimpresos. 2013; p.43-50.
- Bastian M, Heymann S, Jacomy M. Gephi: an open source software for exploring and manipulating networks. In Third international AAAI conference on weblogs and social media. France: ICWSM, 2009; p.361-362.
- Blanco JA. Modelos ecológicos: descripción, explicación y predicción. Ecosistemas. 2013;22(3):1-5. Doi: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.01>
- Blondel VD, Guillaume JL, Lambiotte R, Lefebvre E. Fast unfolding of communities in large networks. J Stat Mech. 2008;2008(10):10000-10008. Doi: <https://doi.org/10.1088%2F1742-5468%2F2008%2F10%2Fp10008>
- Buitrago D. A sociometric approach applied to the description of a social network in a personalized education school in Bogotá. Int J Socio. 2016;5(1):23-43. Doi: <https://doi.org/10.17583/rise.2016.1668>
- Chará-Serna AM, Chará JD, del Carmen Zúñiga M, Pedraza GX, Giraldo LP. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. Univ Sci. 2010;15(1):27-36.
- Cuellar BM. Variaciones espaciales en las comunidades de macro invertebrados acuáticos de las quebradas Helechuzal y Banderas en dos épocas con diferente régimen climático en el municipio de Isnos departamento del Huila (tesis de maestría). Manizales: Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas, Universidad de Manizales. 2016; p.25-50.
- Domínguez E, Fernández H. Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biológica. Argentina: Fundación Miguel Lillo. 2009; p.654.
- Encina L, Castaño V, García B, Gil M. Ecología trófica del barbo (*Barbus sclateri*) en cuatro embalses del Sur de España. Limnetica. 1999;17(1):95-105.
- Fernández H, Domínguez E. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. Entomotropica. 2001; p.283.
- Gil-Gómez JA. Determinación de la calidad del agua mediante variables físico químicas, y la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de calidad del agua en la cuenca del río Garagoa. Manizales: Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas, Universidad de Manizales. 2014; p. 84
- González-Agudelo EM, Aguirre-Ramírez NJ, Grisales-Franco LM, Giraldo-Mejía GE, Villabona SL, Uribe-Rozo EG, et al. PRACCIS: una estrategia didáctica basada en la hermenéutica para la circulación de los conocimientos o acerca del desarrollo de una prueba piloto. Gestión Y Ambiente. 2012;15(1):151-164.
- Golato MA. Metodologías termogravimétricas y fusibilidad de cenizas. Avance agroindustrial (Argentina). 2014; 35(4):445-447.
- Greathouse EA, Pringle CM. Does the river continuum concept apply on a tropical island longitudinal variation in a Puerto Rican stream. Can J Fish and Aquat. 2006;63(1):134-152. Doi: <https://doi.org/10.1139/f05-201>
- Gutiérrez JD. Caracterización del metabolismo y de la oferta de recursos de materia orgánica para la fauna de macroinvertebrados bentónicos en una quebrada de montaña de orden menor (Tesis de doctorado). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia. 2006; p.40-69.
- Torres Hernández YG, Altamirano Torres A. Síntesis y caracterización de quitina a partir de exoesqueletos de camarón para su uso como material de refuerzo. Ing. 2015;18(66):39-44.
- Kaya M, Baran T, Mentés A, Asaroglu M, Sezen G, Tozak KO. Extraction and characterization of α -Chitin and Chitosan from six different aquatic invertebrates. Food Biophysics. 2014;9(2):145-157. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11483-013-9327-y>
- Liu S, Sun J, Yu L, Zhang C, Bi J, Zhu F, et al. Extraction and characterization of chitin from the beetle *Holotrichia parallela* Motschulsky. Molecules. 2012;17(4):4604-4611. Doi: <https://doi.org/10.3390/molecules17044604>
- López-Pujol J. Impactos sobre la biodiversidad del embalse de las Tres Gargantas en China. Ecosistemas. 2011;17(1):134-145.
- Losavio F, Ordaz O. Indicadores de comportamiento del mercado interbancario a través de Gephi. RACCIS. 2017;7(1):27-42.
- Medina-Tafur C, Hora-Revilla M, Asencio-Guzmán I, Pereda-Ruiz W, Gabriel-Aguilar R. El Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del alto Chicama. La Libertad. Perú. 2008. Sciéndo. 2013;13(2):2-6
- Meza-Rodríguez D, Martínez-Rivera LM, Mercado-Silva N, Jalón-Lastra DGD, Río TD, Marchamalo-Sacristán M, et al. Propuesta de caudal ecológico en la cuenca del Río Ayuquila-Armería en el Occidente de México. Lat Am J Aquat Res. 2017;45(5):1017-1030. Doi: <http://dx.doi.org/10.3856/vol45-issue5-fulltext-17>
- Montoya MY, Acosta Y, Zuluaga E. Evolución de la calidad del agua en el río negro y sus principales tributarios empleando como indicadores los índices ICA, el BMWP/Col y el ASP. Caldasia. 2011; 33(1):193-210.
- Motta CP, Tostes ML. Metodología basada en el enfoque de redes y uso del software Gephi: el caso de AIDER en el fortalecimiento del capital social para el manejo forestal comunitario en la cuenca de Aguaytía, Ucayali, Perú. Sist Tecnol Inf. 2016;19:131-144. Doi: <http://dx.doi.org/10.17013/risti.19.131-144>

- Murillo-Torrentes MP, Caicedo-Quintero O, Hernández-Atilano E, Grajales Vargas H, Mesa JA, Cortés FA, *et al.* Aplicación de tres índices bióticos en el río San Juan, Andes, Colombia. *Mutis.* 2016;6(2):59-73. Doi: <http://dx.doi.org/10.21789/22561498.1151>
- Posada-García J, Roldan-Pérez G. Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el nor-occidente de Colombia. *Caldasia.* 2003;25(1):169-192.
- Ramírez C, San Martín C. Diversidad de macrófitos chilenos. En *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*. Santiago: Editorial Universidad. 2006; p.21-36.
- Ramírez A, Gutiérrez-Fonseca PE. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Rev Biol Trop.* 2014;62(2):155-167. Doi: <https://doi.org/10.15517/RBT.V62I0.15785>
- Ramírez C, Rocio G. Macroinvertebrados edáficos en el bosque Vásquez Pampa, Luya-Amazonas, 2017 (Tesis de maestría). Chachapoyas: Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas de Perú. 2018; p.4-25.
- Reinoso-Aguirre LP. Evaluación de la calidad de agua de la microcuenca del Río Blanco de la Provincia de Chimborazo mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores (Trabajo de grado). Ecuador: Escuela Superior Politécnica de Chimborazo de Ecuador. 2016; p.9-42.
- Rivera Usme JJ, Pinilla Agudelo G, Camacho Pinzón DL. Grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos en un humedal urbano andino de Colombia. *Acta Biol Colomb.* 2013;18(2):279-292.
- Roldán G. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia (Uso Del Método BMWP/Col). Medellín: Editorial Universidad de Antioquia. 2003; 175 p.
- Rosenberg DM, McCully P, Pringle C. Global-Scale Environmental Effects of Hydrological Alterations: Introduction. *BioScience.* 2000;50(9):746-751. Doi: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0746:GSE EOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0746:GSE EOH]2.0.CO;2)
- Rodríguez J. Descriptores funcionales en un sistema fluvial de montaña (Tesis doctoral). Santa Marta, Colombia: Universidad Nacional de Colombia. 2011; p.74-101.
- Ruiz J, Vélez F, Caicedo O, Aguirre N. Modelación espacial de la calidad del agua en el río Tapartó, municipio de Andes, Antioquia, Colombia. *Mutis.* 2016;6(1):16-27. Doi: <https://doi.org/10.21789/22561498.1109>
- Sánchez S, Martínez-Ortega MM, Rico E. Estudio corológico del género *Filago* L. (Asteraceae, Gnaphalieae) en la Península Ibérica y Baleares. *Bot Complut.* 2013;37:57-78 Doi: https://doi.org/10.5209/rev_BOCM.2013.v37.42270
- Sotelo-Boyás ME, Valverde-Aguilar G, Plascencia-Jatomea M, Correa-Pacheco ZN, Jiménez-Aparicio A, Solorza-Feria J, *et al.* Characterization of Chitosan Nanoparticles Added with Essential Oils. *In Vitro Effect on Pectobacterium carotovorum.* *Rev Mex de Ing Quím.* 2015;14(3):589-599.
- Schmidt-Kloiber A, Hering D. The taxa and autecology database for freshwater organisms, version 5.0. 2012; p.20-36. Disponible en: www.freshwaterecology.info
- Schuwirth N, Reichert P. Bridging the gap between theoretical ecology and real ecosystems: modeling invertebrate community composition in streams. *Ecology.* 2013;94(2):368-379. Doi: <https://doi.org/10.1890/12-0591.1>
- Schuwirth N, Dietzel A, Reichert P. The importance of biotic interactions for the prediction of macroinvertebrate communities under multiple stressors. *Funct Ecol.* 2015;30(6):974-984. Doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12605>
- Tomanova S, Goitia E, Helešič J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia.* 2006;556(1):251-264. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>
- Wang R, Perez-Riverol Y, Hermjakob H, Vizcaíno JA. Open Source Libraries and Frameworks for Biological Data Visualisation: A Guide for Developers. *Proteomics.* 2015;15(8):1356-1374. Doi: <https://doi.org/10.1002/pmic.201400377>