

Peces de planicies de inundación tropical de la cuenca baja del río Magdalena, Colombia Fishes in tropical floodplains of the lower Magdalena River basin, Colombia

Carlos A. García-Alzate^{1,2*}  y Jenny J. Morales^{1,3} 

1. Programa de Biología, Colecciones Científicas Museo de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

2. Grupo de investigación Estudios en Sistemática y Conservación, Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Facultad de Ciencias Ambientales y Desarrollo Sostenible, Popayán, Colombia,

3. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, Brasil

Resumen

Se estudió la diversidad de peces y se evaluaron los factores determinantes en la estructuración de los ensamblajes de peces capturados en una llanura de inundación tropical de la cuenca del río Magdalena, Colombia. Se identificó que la riqueza íctica reportada en este estudio (43 especies) corresponde aproximadamente al 38 % de la diversidad de la cuenca baja del río Magdalena (112 especies) y a cerca del 19 % de la diversidad total del sistema Magdalena-Cauca. Las planicies con mayor conectividad entre sí y con el río presentaron comunidades más similares que los hábitats más distantes y aislados. Asimismo, la estructura de las comunidades de peces estuvo determinada por las condiciones del medio ambiente y el tipo de hábitat en términos de conectividad. Las variables ambientales que más influyeron en la estructura de las comunidades fueron las que estuvieron asociadas a procesos de eutrofización, tales como dureza, cloruros, nitratos, nitrógeno total, sólidos suspendidos totales y salinidad, y al pulso del caudal, como la profundidad, pero el principal factor de regulación fue la poca o nula conexión entre las zonas inundables y el cauce principal del río Magdalena. Se considera que la información generada pueda ser empleada para estimar la composición real de especies de peces dulceacuícolas, sustentar la toma de decisiones por parte de las entidades gubernamentales, priorizar áreas para la conservación de la biodiversidad o contribuir al adecuado uso y manejo de los recursos naturales presentes en este complejo sistema lagunar tropical.

Palabras clave: diversidad neotropical; estructura; hábitat; composición; ecología

Abstract

We studied fish diversity and assessed determinant factors in the structure of fish assemblages captured in a tropical floodplain of the Magdalena River basin, Colombia. We identified that the fish richness reported in this study (43 species) corresponds to nearly 38 % of the diversity of the Magdalena River lower basin (112 species) and nearly 19 % of the total diversity of the Magdalena-Cauca system. The floodplains with greater connectivity among themselves and with the river presented more similar communities than the more distant and isolated habitats. Also, the structure of fish communities was determined by environmental conditions and habitat type in terms of connectivity. The environmental variables that most influenced community structure was associated to eutrophication processes, such as hardness, chlorides, nitrates, total nitrogen, total suspended solids and salinity, and to flow pulse such, such as depth, but the main regulating factor was the little or no connection between floodplains and the main channel of the Magdalena River. We considered that the information generated can be used to estimate the actual species composition of freshwater fishes, supporting decision-making by governmental entities, prioritize areas for biodiversity conservation, and/or contribute to the proper use and management of the natural resources present in this complex tropical lagoon system.

Key words: neotropical diversity; structure; habitat; composition; ecology

*Autor de correspondencia: carlosgarciaa@mail.uniatlantico.edu.co

Editor: Luis M. Manjarrés-Martínez

Recibido: 23 de junio de 2022

Aceptado: 21 de noviembre de 2022

Publicación en línea: 21 de noviembre de 2022

Citar como: García-Alzate, C.A. y Morales J.J. 2022. Peces de planicies de inundación tropical de la cuenca baja del río Magdalena, Colombia.

Intropica 17(2): 218-231. <https://doi.org/10.21676/23897864.4529>

Introducción

La mayoría de los estudios ecológicos se han centrado en entender los patrones de la biodiversidad y el efecto de factores determinantes en la estructura de los ensamblajes biológicos, tales como los gradientes ambientales a diferentes escalas espaciales (p. ej., Macedo *et al.*, 2014; Salgado-Negret, 2015). Según las Naciones Unidas (2010), la utilidad de la diversidad biológica es expresada mediante el concepto de los servicios ecosistémicos, donde es indispensable comprender cómo los ambientes responden a los efectos de la modificación del entorno, la interrupción de la conectividad y el cambio climático, entre otros factores. En este sentido, los ecosistemas tropicales (*hotspots* de biodiversidad) tienen una mayor proporción de especies clasificadas en la categoría "Datos insuficientes" por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. La falta de este tipo de información significa que la vulnerabilidad de los ecosistemas tropicales es subestimada (Barlow *et al.*, 2018), por lo que se hace necesario establecer criterios de priorización de áreas para la gestión y conservación de la biodiversidad. De igual forma, se requieren principios para establecer esquemas adecuados de manejo en la extracción de los recursos bióticos y abióticos de estos ambientes vulnerables e importantes a nivel global por sus bienes y servicios ecosistémicos. Para ello, es preciso obtener conocimiento sobre los patrones de la diversidad de especies y las funciones ecológicas, e identificar los procesos ecológicos, como por ejemplo las interacciones intraespecíficas, entre otros aspectos (Sutherland *et al.*, 2009; Salgado-Negret, 2015).

En Colombia los humedales constituyen aproximadamente el 26 % del territorio. La planicie inundable del complejo cenagoso del río Magdalena, en particular, abarca un área de 12 900 km² y representa el 10 % del total de la cuenca (Jaramillo *et al.*, 2015). Los ambientes de llanuras de inundación de los ríos, como el complejo cenagoso caribeño, son importantes por sus funciones ecosistémicas. Al respecto, cabe destacar la amortiguación de los niveles hídricos de los ríos, sus altas diversidades biológicas y los flujos de los nutrientes que producen un efecto positivo en la oferta alimenticia, favoreciendo las áreas de desove de los peces (Gutiérrez y Pinilla, 2016; Jiménez-Segura *et al.*, 2016). Estas funciones son la razón por la cual el efecto de la conectividad horizontal entre las ciénagas, los arroyos y el río principal es fundamental para mantener la funcionalidad de estos ecosistemas y el éxito de los procesos ecológicos de las comunidades que allí habitan, como la reproducción, el forrajeo y la migración. Por otro lado, actividades antrópicas, tales como la regulación de los

regímenes de caudal en los ríos (por ejemplo, la construcción de presas o la obstrucción de los canales de conexión), resultan en la homogeneización de las llanuras de inundación y la pérdida de profundidad y área, lo que a su vez afecta múltiples características bióticas y abióticas que indirectamente repercuten en la estructura de las comunidades biológicas (Miranda, 2005).

Los peces dulceacuícolas son particularmente vulnerables a las actividades y presiones antrópicas, a un grado tal que pelagra la diversidad actual de este grupo biológico (Moreno, 2001; Mojica *et al.*, 2002). Entre estas actividades se destacan las siguientes: alteración en los regímenes de flujo, sobreexplotación, sedimentación, contaminación, deforestación, introducción de especies exóticas y desecación intencional de los humedales (p. ej., para extensión de áreas de pastoreo y vivienda).

Se estima que a nivel mundial este grupo biológico comprende alrededor de 28 400 especies, de las cuales el 43 % son dulceacuícolas (Nelson *et al.*, 2016). En Suramérica se encuentran cerca de 3.000 de ellas, y particularmente Colombia reporta 1 615, por lo que es considerado el segundo país con la mayor biodiversidad íctica (DoNascimento *et al.*, 2022). Por otro lado, en la cuenca hidrológica del sistema Magdalena-Cauca la riqueza de especies es de 233, de las cuales el 68 % son endémicas, y 75 especies están restringidas a una sola sección de la cuenca (García-Alzate *et al.*, 2020).

En este estudio se cuantificó la diversidad de especies ícticas en una llanura de inundación de la cuenca baja del río Magdalena, en el norte de Colombia, y se evaluó la relación entre la estructura de estas comunidades y las condiciones ambientales, incluyendo el tipo de hábitat. Se consideraron específicamente tres hipótesis: (i) las especies de peces presentes en esta llanura de inundación son representativas de la diversidad reportada para la cuenca del río Magdalena; (ii) los ecosistemas con conectividad durante aguas máximas tendrán comunidades más similares, en contraste con el ecosistema aislado o sin conexión aparente, y (iii) las condiciones ambientales (físicoquímicas y profundidad del agua) y el tipo de ecosistema (p. ej., canal, laguna conectada, laguna desconectada) son factores determinantes en la estructuración de las comunidades estudiadas.

Se espera que la información generada pueda ser empleada para estimar la real composición de especies de peces dulceacuícolas, sustentar la toma de decisiones por parte de las entidades gubernamentales, establecer zonas de priorización de

áreas para la conservación de la biodiversidad o regular la extracción adecuada de los recursos naturales presentes en este complejo sistema lagunar tropical.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se estudiaron aproximadamente 156 km² de la planicie inundable de la cuenca baja del río Magdalena, al norte de Colombia, con altitudes entre 70 y 215 msnm. Se monitorearon un total de 28 sitios, distribuidos en cuatro ecosistemas, de los cuales tres fueron ambientes de aguas lénticas: 1) la ciénaga de Luruaco (sin conexión con otros sistemas acuáticos), cuya

extensión es de aproximadamente 3,65 km²; 2) el embalse artificial El Guájaro (sistema conectado con el Canal del Dique), cuya área es de 120 km², y 3) la ciénaga El Jobo (sistema con desconexión parcial con el canal del Dique), cuya área es de 6,82 km². El cuarto ecosistema estudiado se ubicó en la parte alta del Canal del Dique, un humedal lótico de 25 km de longitud, medidos desde su conexión con el río Magdalena hasta las compuertas de El Guájaro. El embalse, El Jobo y el Canal del Dique poseen conectividad de sus aguas durante el pulso de inundación (etapa de aguas subiendo), mientras que la ciénaga de Luruaco se mantuvo aislada durante todo el estudio (figura 1).

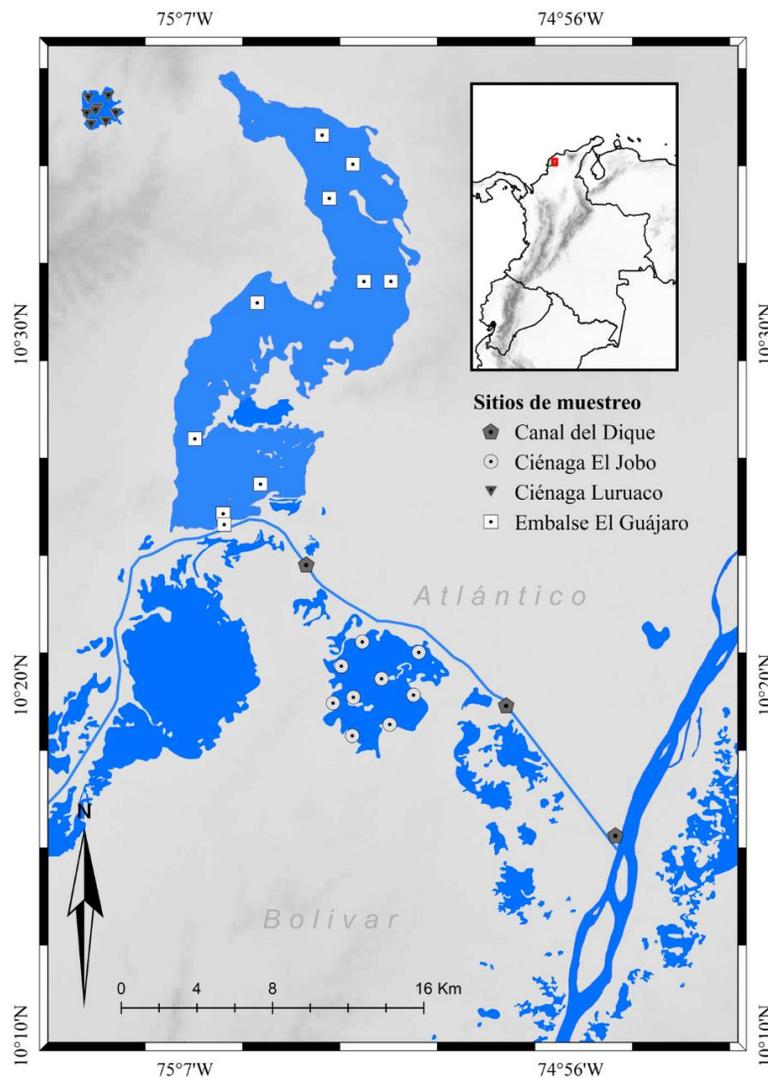


Figura 1. Área de estudio (155,47 km²) de la planicie de inundación de la cuenca baja del río Magdalena en el Caribe colombiano, sur del departamento del Atlántico, Colombia. El Jobo (10°20'11"N-75°1'23"W), con un área de 6,82 km²=J; embalse El Guájaro (10°30'43"N-75°1'45"W), con área de 120 km²=G; región alta del Canal del Dique (10°9'18"N-75°30'4"W), con 25 km² estudiados=C; y Luruaco (10°36'26"N-75°9'29"W), con 3,65 km²=L.

Muestreo de las variables ambientales

En cada sitio de muestreo se midieron 18 variables fisicoquímicas. Mediante una sonda WTW, se obtuvieron datos in situ de: oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial del agua (°C), conductividad eléctrica (µS/cm), pH (unidades de hidrogeniones) y salinidad (mg/L). Asimismo, con un turbidímetro se determinó la turbidez (UNT), y a través de muestras de agua en botellas PET (500 mL), transportadas bajo

refrigeración y procesadas en laboratorio, siguiendo la metodología recomendada por la American Public Health Association (APHA), se evaluaron ex situ las siguientes variables: alcalinidad (mg/L CaCO₃), nitritos (mg/L NO₂-), nitrógeno total (mg/L), cloruros (mg/L Cl), sulfatos (mg/L SO₄-2), acidez (mg/L CaCO₃), dureza (mg/L CaCO₃), fosfatos (mg/L PO₄-3), fósforo total (mg/L), sólidos suspendidos totales (mg/L) y clorofila a (Cl-a) (mg/L). Adicionalmente, se midió la profundidad media (cm) empleando una vara aforada (tabla 1).

Tabla 1. Variables ambientales (fisisicoquímicas del agua), medidas de acuerdo con los criterios del Standard Methods (APHA)(2005) en 1554,7 m² de la planicie de inundación de la cuenca baja del río Magdalena. Promedio ± DS (Min - Max), donde desviación estándar = DS; valor mínimo = Min; valor máximo = Max. Variables fisicoquímicas significativamente diferentes entre los ecosistemas estudiados: Nivel de significancia: * = P < 0,05**; P < 0,01***; P < 0,001.

Características limnológicas	Luruaco	El Guájaro	Canal del Dique	El Jobo
Oxígeno disuelto (mg/L O ₂)	4,7±0,9 (2,1-6,9)	4,5±1,4 (2,1-10)	3,1± 0,6 (1,4-4,2)	3,5 ± 1,8 (0,7-11,0)
Temperatura del agua (°C)	31,4±1,3 (25-33,6)	31,3±1,3 (28,8-35,3)	30,8 ± 1,5 (29-34)	31,9±1,8 (28,7-36,1)
Conductividad eléctrica (µS/cm)***	1802±188 (1620-2140)	820,8±484,4 (151,1-3116)	143±14,6 (110,1-211)	352,2±52,3 (208-453)
Salinidad (mg/L) **	0,9±0,1 (0,8-1,1)	0,4±0,2 (0,0-0,8)	0,0±0,0 (0,0-0,0)	0,1±0,0 (0,0-0,1)
Turbidez (UNT) *	26,7±15,2 (12,9-86,0)	46,2±49,6 (16-291,6)	407±154,4 (155-623)	58,4±27,6 (30-205)
Sólidos suspendidos totales mg/L)*	32,3±11,3 (17,9-74,9)	46,8±53,5 (10,7-345,8)	357,6 ± 137,9 (89,8-756,8)	64,4±167,5 (10,8-600)
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	51,4± 79,9 (12,0-234,0)	21,7±15,2 (10-115)	41,4 ± 11,9 (20-60)	17,9±62,9 (0,5-204)
Dureza total (mg/L CaCO ₃)***	333±48 (250-450)	154,4±50,6 (90-270)	55,1 ± 8,1 (40-80)	133,1±47,8 (75-282)
Cloruros (mg/L Cl) ***	111±69 (10-240)	192±72,1 (90-400)	486,4±101,9 (200-700)	83,6±167,2 (10-500)
Acidez (g/L CaCO ₃)	20,6±36 (0,70-12,5)	1,34±1,69 (0,50-6,20)	1,6±1,7(0,5-5,0)	2,4±2,1 (0,0-5,0)
pH (unidades)	8,2±0,8 (6,6-9,9)	8,2±0,9 (6,5-10,4)	7,7±1,4 (5,8-10,9)	8,8±1,2 (5,4-11,6)
Sulfatos (mg/L SO ₄ -2)	85,7±103 (30-500)	60±33,8 (25-150)	49,6±10,3 (30-75)	37,2±14,5 (20-100)
Fosfatos (mg/L PO ₄ -3) **	0,03±0,04 (0,02-0,34)	0,74±0,52 (0,15-2,08)	0,38±0,36 (0,06-1,30)	0,4±0,4 (0,0-1,4)
Nitros (mg/L NO ₂ -)***	0,17±0,13 (0,07-0,67)	0,28±0,18 (0,10-0,89)	0,92±0,15 (0,63-1,50)	0,22±0,06 (0,10-0,33)
Nitrógeno total (mg/L)	1,6±1,9 (1,1-11,4)	1,75±2,01 (0,78-13,10)	1,6±1,4 (0,7-5,1)	2,2±13,4 (0,7-77,6)
Nitrógeno total (mg/L)	0,1±0,2 (0,0-0,90)	0,40±0,17 (0,12-0,88)	0,9±11,0 (0,2-26,9)	3,2±50,3 (0,2-222,4)
Clorofila a (mg/L)	31,6±41,9 (3,3-113,9)	10,8±22,2 (2,6-110,8)	9,3±22,7 (2,0-76,2)	29,7±165,1 (5,3-590,4)
Profundidad (cm)**	273,3±115,7 (50-560)	189,3±77,0 (80-350)	231,3±189,6 (120-800)	114,8±50,5 (50-230)

Muestreo e identificación de los peces

Se realizaron cuatro campañas de muestreo durante el periodo comprendido entre septiembre del 2014 y junio del 2015 (año con evento El Niño), abarcando cada momento del pulso de inundación, con el fin de cuantificar el comportamiento dinámico en la hidrología de los ecosistemas (ver momentos del pulso de inundación en Morales y García-Alzate, 2018). En cada jornada de muestreo se emplearon tres horas/hombre para cada punto de muestreo. Las capturas se realizaron mediante el uso de diferentes tipos de artes de pesca: 1) atarraya con luz de malla de 0,01 m y 5 m de diámetro, 2) atarraya con luz de malla de 2,5 cm y 8 m de diámetro, 3) red de enmalle con luz de malla de 2,5 cm, 50 m de largo y 1,5 m de alto, y 4) red de arrastre con luz de malla de 0,5 cm y 2 m de alto y 5 m de largo. Los ejemplares capturados fueron registrados, medidos, pesados, fijados en formol al 10 %, preservados en alcohol al 70 % y depositados en la colección científica de la Universidad del Atlántico (UARC), Colombia. La identificación del material

biológico se realizó con la ayuda de claves taxonómicas específicas, tales como Miles (1947), Dahl (1971), Maldonado-Ocampo et al. (2005), la lista actualizada de peces de Colombia (DoNascimento *et al.*, 2022) y descripciones originales en los casos en que se requirió, soportadas por especímenes de la colección ictiológica de la UARC.

Análisis estadístico

Comunidades ícticas de la llanura de inundación

Inicialmente, se cuantificaron la riqueza total y la abundancia de las especies de peces. Luego, se usó el estimador Chao (estimador asintótico de la riqueza) para calcular el pool de especies esperadas que podrían haberse omitido durante los muestreos (Borcard *et al.*, 2018). Asimismo, se calcularon la riqueza específica, el número de especies comunes entre los ecosistemas y la cantidad de especies dominantes por medio de los números Hill. Los valores resultantes de este último, en concreto, expresan la diversidad en número efectivo o

equivalente de especies, lo que permite comparar la magnitud de la diferencia entre las comunidades con base en diferentes tipos de diversidad: 1) diversidad de orden cero (q^0), la cual es insensible a las abundancias de las especies y, por lo tanto, equivale a la riqueza específica (S); 2) diversidad de orden 1 (q^1), que corresponde a las especies comunes, en cuyo caso todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad y se calcula por medio de la ecuación $q^1 = \text{Exp}(H')$, donde H' es el índice de Shannon, y 3) diversidad de orden 2 (q^2), correspondiente a las especies dominantes, calculada por medio de la ecuación: $q^2 = 1/D$, donde D es el índice de dominancia (Jost, 2006; Melo, 2008; Moreno *et al.*, 2011; Lou y González-Oreja, 2012; Krebs, 2014; Borcard *et al.*, 2018).

Adicionalmente, se graficó la dominancia de las especies con base en rangos de abundancia, mediante curvas de dominancia o diagrama de Whittaker (1962). En este caso, la inclinación de las curvas indica la equitatividad en cada ecosistema (Melo, 2008; Moreno *et al.*, 2011).

Similitud de las comunidades

Se aplicó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en el índice de similitud de Bray-Curtis. El NMDS, que genera un patrón de ordenación espacial de las comunidades basado en distancias de similitud, permitió evaluar si los ecosistemas con conectividad durante aguas máximas presentan comunidades más similares en comparación con el ecosistema aislado o sin conexión aparente. En este análisis se usaron datos de abundancia transformados en distancias de Hellinger, que es una distancia euclidiana donde las abundancias son inicialmente divididas por la abundancia total del sitio, y el resultado es transformado mediante raíz cuadrada (Borcard *et al.*, 2018). El gráfico bidimensional resultante representa las distancias relativas de los ecosistemas muestreados, indicando la diferencia entre las muestras. La deformación de las distancias originales se expresa mediante un valor de Stress (S), el cual refleja una mejor relación entre la distancia original y la configuración obtenida en la medida en que más se acerque al valor cero (Borcard *et al.*, 2018).

Posteriormente, se aplicó un análisis de similitudes (ANOSIM), con 1000 permutaciones, para contrastar la hipótesis nula de que no hay diferencia entre las muestras. Este análisis genera un valor de R, el cual se evalúa de la siguiente forma: cuando es igual a uno, indica disimilitud entre grupos; cuando es cercano a cero, sugiere una distribución uniforme de rangos altos y bajos dentro y entre grupos, y si es menor de cero significa que las

diferencias son mayores dentro de los grupos que entre los grupos. Estos análisis se realizaron mediante el software Paleontological Statistics PAST ver. 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

Influencia de factores ambientales y el tipo de hábitat sobre la estructuración de las comunidades

Se realizó un análisis de redundancia (RDA) para identificar si la fisicoquímica del agua y la profundidad de los ecosistemas fueron factores determinantes en la estructuración de las comunidades de peces. Se usó una matriz de abundancias de las especies transformadas en distancias de Hellinger (variables de respuesta), en tanto que las variables ambientales (variables explicativas) que registraron valores significativamente diferentes entre los ecosistemas fueron transformadas mediante $\log(x+1)$, excepto el pH (tabla 1).

El RDA fue representado por el valor de R^2_{adj} (indica el porcentaje ajustado de variación en los datos de las abundancias de las especies que es explicado por las variables predictoras). Para evaluar el nivel de significancia de las ordenaciones canónicas generadas por el RDA ($\alpha=0,05$), se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) con 1.000 permutaciones. Asimismo, se identificaron las variables con un mayor poder explicativo o de mayor impacto sobre la ictiofauna con la función `forward.sel` del paquete *adespatial* en Rstudio. Además, la dependencia entre las variables ambientales o multicolinealidad fue identificada con la función `vif.cca` del paquete *vegan*, retirando del análisis aquellas variables con valores mayores a 10, esto es, conductividad eléctrica ($\text{vif}=39,31$) y turbidez del agua ($\text{vif}=34,14$) (Borcard *et al.*, 2018).

Posteriormente, se realizaron pruebas de Mantel (método de correlación de Pearson) para evaluar la correlación entre la matriz de distancias de la estructura de las comunidades (método con índice de similitud de Bray-Curtis), las matrices de distancia de las condiciones ambientales (método con índice de similitud euclidiana) y la distancia del tipo de hábitat (método con índice de distancia binomial), con la intención de probar si la estructura de la ictiofauna se correlaciona con el tipo del hábitat y con las condiciones ambientales. Asimismo, como las condiciones ambientales pueden estar relacionadas con el tipo de hábitat (es decir, léntico, lótico, con conexión o aislado, entre otros), se realizó una prueba de Mantel parcial para evaluar la correlación entre el tipo de hábitat y la ictiofauna, eliminando el efecto de las condiciones del ambiente (fisicoquímica y profundidad del agua). Las pruebas de Mantel simple y Mantel parcial fueron realizadas utilizando el paquete *vegan* del software R (versión 4.1.3), estimando el nivel de significancia

estadística mediante 20 000 permutaciones. Sin embargo, debido a las comparaciones múltiples (peces-ambiente-hábitat), se utilizó la técnica de corrección de Bonferroni para asignar el nivel de significancia ajustado (probabilidad 0,05 dividida entre 3=0,017) (Borcard *et al.*, 2018).

Resultados

Se capturaron un total de 2 531 individuos, cuya biomasa aproximada fue de 48 kg. En esta captura estuvieron representadas 43 especies de peces de las cuales 41 fueron nativas y dos exóticas (*Oreochromis niloticus* y *Trichopodus pectoralis*), 11 órdenes y 27 familias. Las especies más abundantes fueron, en su orden, *Caquetaia kraussii*, *Triporthesus magdalenae*, *Hyphessobrycon proteus*, *Roeboides dayi*, *O. niloticus*, *Astyanax magdalenae*, *Pimelodus yuma*, *Andinoacara latifrons*, *Poecilia gillii*, *Cyphocharax magdalenae* y

Trachelyopterus insignis, las cuales constituyeron el 82 % de la abundancia total.

Los Siluriformes fueron el orden más representativo, con 41 % de la captura general (17 especies), seguidos de los Characiformes, con 26 % (11 especies), los Blenniiformes, con 14 % (seis especies), y los Perciformes y los Gymnotiformes, con 5 % cada uno (dos especies). Los órdenes Synbranchiformes, Pleuronectiformes, Mugiliformes, Myliobatiformes y Clupeiformes representaron el 1 % de la captura general (una especie cada uno) (tabla 2). Según el estimador de Chao, aproximadamente 50 especies deberían ser capturadas, lo que sugiere que la ictiofauna capturada representó el 86 % de la riqueza estimada. Es decir, el 14 % restante corresponde a la riqueza estimada necesaria para alcanzar la asíntota de la curva.

Tabla 2. Ictiofauna capturada en la planicie de inundación de la cuenca baja del río Magdalena. 43 especies con 2 582 ejemplares. *Especies introducidas.

Nombre científico	Código	Abundancia
Myliobatiformes		
Potamotrygonidae		
<i>Potamotrygon magdalenae</i> (Duméril, 1865)	Sp1	15
Clupeiformes		
Engraulidae		
<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh 1900)	Sp2	41
Gymnotiformes		
Sternopygidae		
<i>Eigenmannia camposi</i> Herrera-Collazos, Galindo-Cuervo, Maldonado-Ocampo y Rincón-Sandoval, 2020	Sp3	48
<i>Sternopygus aequilabiatus</i> (Humboldt 1805)	Sp4	1
Characiformes		
Acestrorhynchidae		
<i>Gilbertulus alatus</i> (Steindachner, 1878)	Sp5	17
Characidae		
<i>Astyanax magdalenae</i> Eigenmann & Henn 1916	Sp6	161
<i>Astyanax ruberrimus</i> Eigenmann, 1913	Sp7	36
<i>Hyphessobrycon proteus</i> Eigenmann 1913	Sp8	270
<i>Roeboides dayi</i> (Steindachner, 1878)	Sp9	196
Ctenolucidae		
<i>Ctenolucius hujeta</i> (Valenciennes, 1850)	Sp10	49
Erythrinidae		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Sp11	3
Triporthidae		
<i>Triporthesus magdalenae</i> (Steindachner, 1878)	Sp12	361
Curimatidae		
<i>Curimata mivartii</i> Steindachner, 1878	Sp13	2
<i>Cyphocharax magdalenae</i> (Steindachner, 1878)	Sp14	81
Anostomidae		
<i>Megaleporinus muyscorum</i> (Steindachner 1900)	Sp15	12
Siluriformes		
Callichthyidae		
<i>Hoplosternum magdalenae</i> Eigenmann, 1913	Sp16	43

Continuación tabla 2.

Nombre científico	Código	Abundancia
Loricariidae		
<i>Dasylicaria filamentosa</i> (Steindachner, 1878)	Sp17	23
<i>Rineloricaria magdalenae</i> (Steindachner, 1879)	Sp18	4
<i>Spatuloricaria curvispina</i> (Dahl, 1942)	Sp19	5
<i>Sturisomatichthys leightoni</i> (Regan 1912)	Sp20	5
<i>Sturisoma panamense</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Sp21	5
<i>Squaliforma tenuicauda</i> (Steindachner, 1878)	Sp22	1
Ariidae		
<i>Cephalocassis</i> sp.	Sp23	17
Auchenipteridae		
<i>Trachelyopterus insignis</i> (Steindachner, 1878)	Sp24	76
<i>Ageneiosus pardalis</i> Lütken, 1874	Sp25	5
Doradidae		
<i>Centrochir crocodili</i> (Humboldt, 1821)	Sp26	17
Heptapteridae		
<i>Rhamdia guatemalensis</i> (Günther, 1864).	Sp27	6
Pimelodidae		
<i>Pimelodus yuma</i> Villa-Navarro & Acero P 2017	Sp28	152
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i> Buitrago-Suárez & Burr, 2007	Sp29	1
<i>Sorubim cuspicaudus</i> Littmann, Burr & Nass, 2000	Sp30	1
Pseudopimelodidae		
<i>Pseudopimelodus magnus</i> Restrepo-Gómez, Rangel-Medrano, Márquez & Ortega-Lara 2020	Sp31	2
Aspredinidae		
<i>Bunocephalus colombianus</i> Eigenmann, 1912	Sp32	5
Synbranchiformes		
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	Sp33	1
Pleuronectiformes		
Achiridae		
<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	Sp34	2
Blenniiformes		
Hemiramphidae		
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	Sp35	36
Poeciliidae		
<i>Poecilia gilli</i> (Kner, 1863)	Sp36	100
Cichlidae		
<i>Andinoacara latifrons</i> (Steindachner, 1878)	Sp37	149
<i>Caquetaia kraussii</i> (Steindachner, 1878)	Sp38	396
<i>Geophagus steindachneri</i> Eigenmann & Hildebrand, 1922	Sp39	10
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*	Sp40	176
Mugiliformes		
Mugilidae		
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	Sp41	3
Perciformes		
Osphronemidae		
<i>Trichopodus pectoralis</i> Regan 1910*	Sp42	18
Acanthuriformes		
Sciaenidae		
<i>Plagioscion magdalenae</i> (Steindachner 1878)	Sp43	30

La mayor riqueza específica estuvo presente en el embalse El Guájaro (28 especies y 610 individuos), seguido del Canal de Dique (27 especies y 616 individuos) y El Jobo (24 especies y 761 individuos), mientras que la menor riqueza se registró en la ciénaga de Luruaco (nueve especies y 544 individuos). De forma similar a la riqueza específica, las especies comunes fueron más abundantes en El Guájaro ($q^1=12$ especies), seguido de El Jobo ($q^1=10$ especies), el Canal del Dique ($q^1=9$ especies) y Luruaco ($q^1=5$ especies). Asimismo, los ambientes con mayor número de especies dominantes correspondieron a El Guájaro y El Jobo (figura 2). En El Guájaro las especies dominantes representaron el 67 % de la abundancia total muestreada en ese ecosistema. Tales especies fueron *T. magdalenae* (25 % con 151 individuos), *C. kraussii* (10 % con 64 individuos), *O. niloticus* (10 % con 59 individuos), *R. dayi* (9 % con 53 individuos), *Hoplosternum*

magdalenae (7 % con 43 individuos) y *T. insignis* (7 % con 41 individuos). En El Jobo las especies dominantes representaron el 73 % de la abundancia total, especialmente *C. kraussii* (30 % con 225 individuos), *A. latifrons* (15 % con 114 individuos), *R. dayi* (12 % con 91 individuos), *C. magdalenae* (10 % con 75 individuos) y *H. proteus* (6 % con 48 individuos). El Canal de Dique presentó tres especies dominantes, las cuales corresponden al 65 % de la abundancia total muestreada en dicho biotopo, donde también *T. magdalenae* (31 % con 191 individuos) fue la más abundante, seguida de *A. magdalenae* (17 % con 106 individuos) y *P. yuma* (17 % con 102 individuos). Por último, en Luruaco tres especies fueron dominantes (72 % de la abundancia total): *H. proteus* (39 % con 213 individuos), *P. gillii* (17 % con 94 individuos) y *O. niloticus* (16 % con 85 individuos) (figura 3).

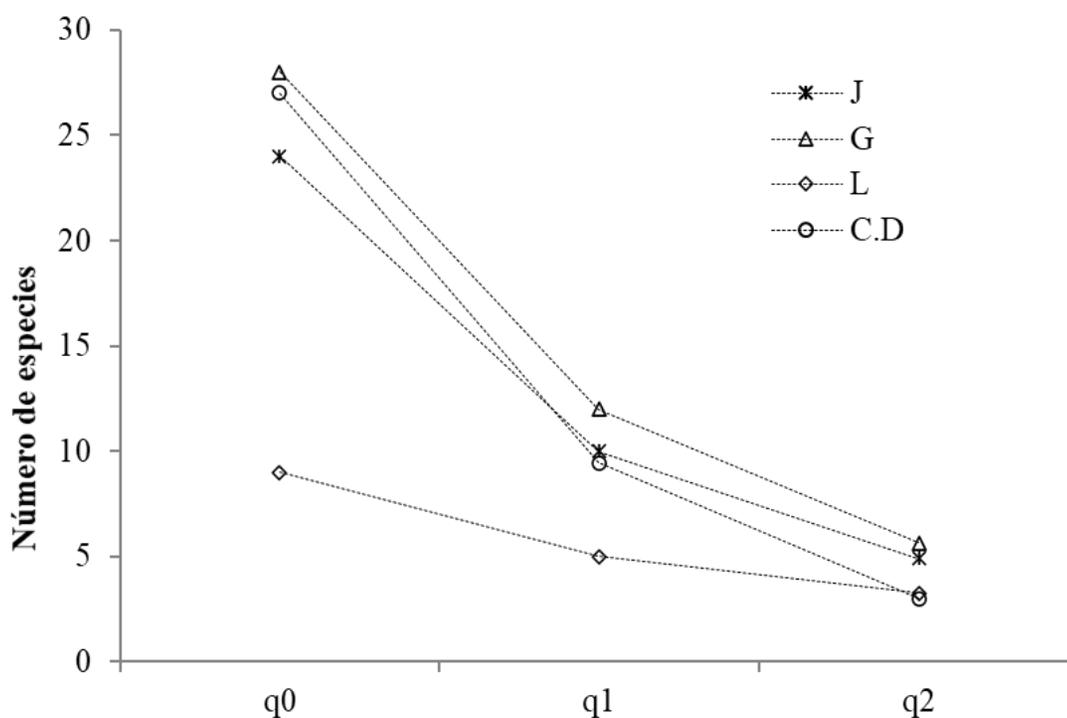


Figura 2. Diversidad de la ictiofauna en los ecosistemas estudiados en una planicie de inundación del río Magdalena. El Jobo=J; embalse El Guájaro=G; región alta del Canal del Dique=C, y Luruaco=L.

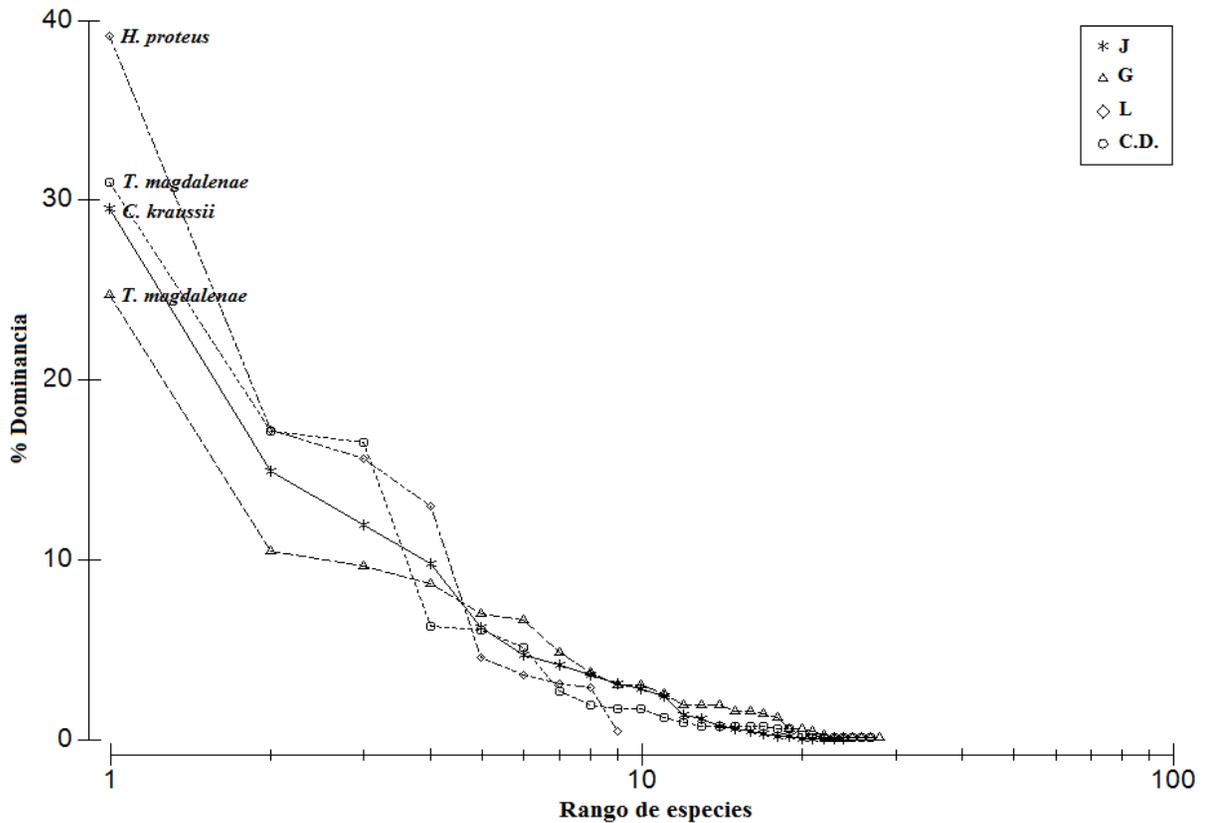


Figura 3. Curvas de especies dominantes establecidas con el rango de abundancia para cada especie. Luruaco=L; El Guájar=G; Canal del Dique=CD; El Jobo=J.

Se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las comunidades de los diferentes ecosistemas evaluados (ANOSIM $R=0,75$; $p=0,000$). Esto también puede visualizarse mediante la ordenación NMDS de la figura 4 (NMDS 1: $R^2=0,65$; NMDS 2: $R^2=0,24$; Stress=0,12). Las estructuras comunitarias que más se diferenciaron fueron las de Luruaco y El Jobo, mientras que las comunidades más similares fueron las de El Guájar y el Canal del Dique (ANOSIM: Luruaco-El Guájar $R=0,72$, Luruaco-Canal del Dique $R=0,94$, Luruaco-El Jobo $R=1$, El Guájar-Canal del Dique $R=0,51$, El Guájar-El Jobo $R=0,70$, Canal del Dique-El Jobo $R=0,84$). Las condiciones limnológicas y la profundidad de los ecosistemas estructuraron las comunidades de peces estudiadas (ANOVA $F=2,74$; $df=7$; $p=0,001$) y explicaron cerca del 45 % de la variación total ($R^2=0,71$). Específicamente, las variables ambientales que

influenciaron la estructura de las comunidades fueron las siguientes: salinidad, sólidos suspendidos totales, dureza, cloruros, nitratos, nitrógeno y profundidad. Entretanto, las variables que mejor explicaron la variación en la abundancia de los peces fueron la dureza total del agua y la profundidad. Los valores altos de salinidad, dureza y profundidad en Luruaco se asociaron positivamente con la abundancia de las especies dominantes del sistema (*H. proteus*, *P. gillii* y *O. niloticus*).

Las altas concentraciones de nitratos y nitrógeno en El Jobo y El Guájar (en aguas subiendo) se asociaron positivamente con las abundancias de *C. kraussii*, *A. latifrons* y *C. magdalena*. Altas concentraciones de cloruros y sólidos suspendidos totales favorecieron las abundancias de *P. yumay* y *T. insignis* en el Canal del Dique y El Guájar (en aguas bajas) (figura 5).

Peces de planicies de inundación tropical de la cuenca baja del río Magdalena

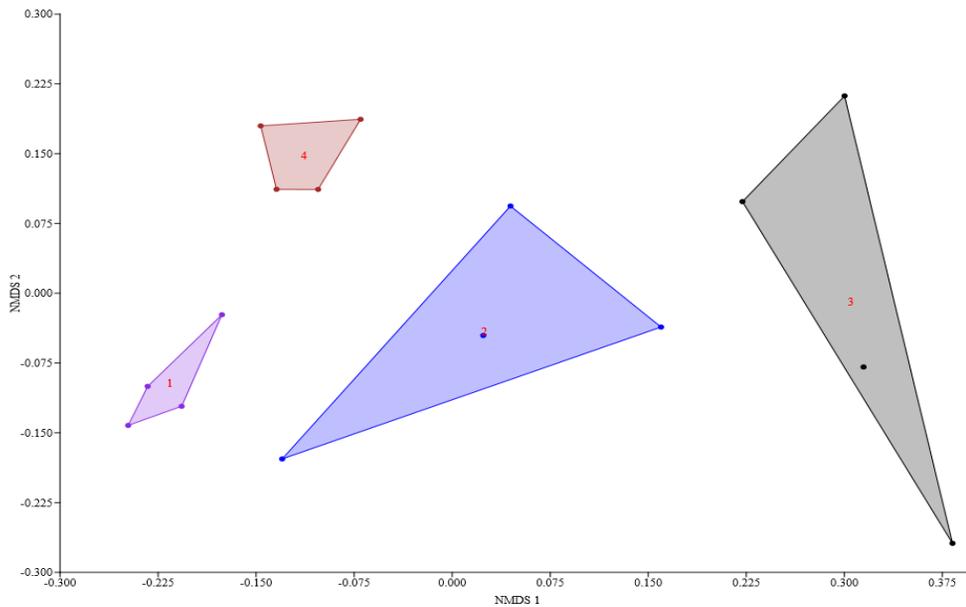


Figura 4. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMS), basado en el índice de similitud de Bray-Curtis para identificar las similitudes en la estructura de las comunidades de peces estudiados.

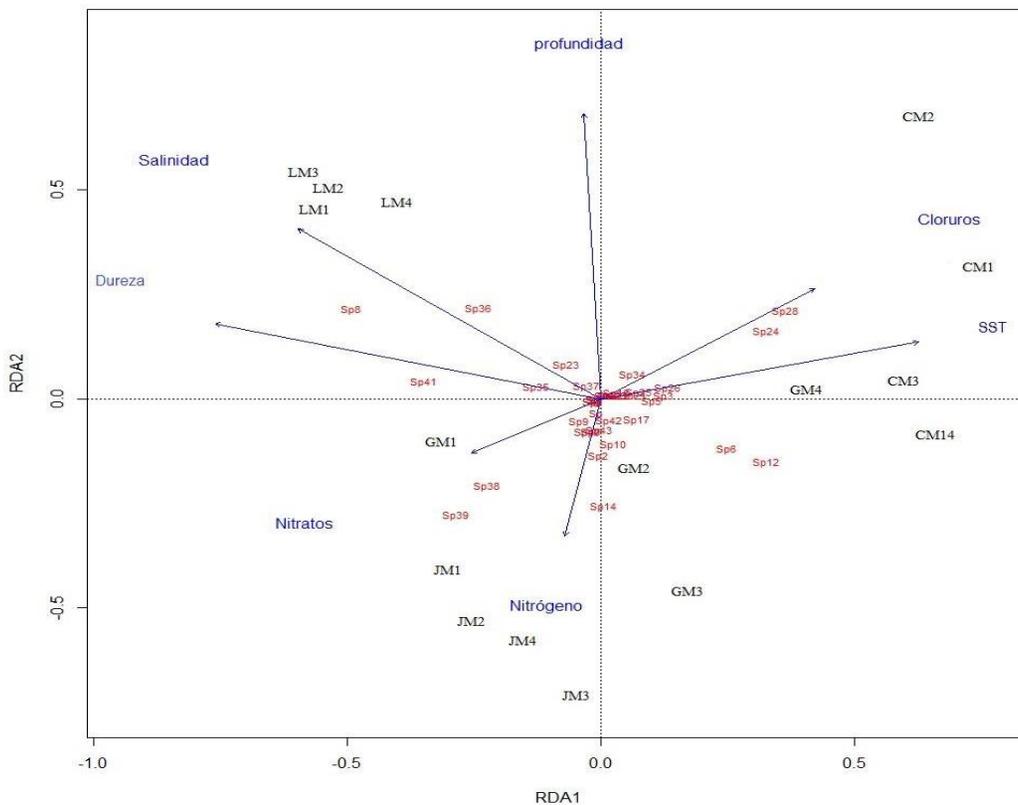


Figura 5. Análisis de redundancia (RDA) para probar la influencia de las condiciones fisicoquímicas sobre la estructuración de la ictiofauna capturada en cuatro momentos del pulso de inundación en una planicie inundable del río Magdalena (ANOVA $p=0,001$). RDA 1=37 % y RDA 2=16 % de la variación total. Luruaco (LM1, LM2, LM3 y LM4), El Guájaro (GM1, GM2, GM3 y GM4), Canal del Dique (CM1, CM2, CM3 y CM4) y El Jobo (JM1, JM2, JM3 y JM4).

El coeficiente de correlación de Mantel entre la matriz de distancias de la estructura de las comunidades, las condiciones del ambiente y el tipo de hábitat fue estadísticamente significativo ($p < 0,017$, tabla 4). Las distancias en la estructura de las comunidades estuvieron positivamente correlacionadas con las distancias en las condiciones del medio ambiente (físicoquímica y la profundidad del agua). Asimismo, se presentó una correlación significativa entre el medio ambiente y el tipo de hábitat (canal, ciénaga conectada, ciénaga desconectada), lo

que indica que las relaciones ictiofauna-ambiente observadas pueden ser resultado del tipo de hábitat, en términos de conectividad entre los diferentes ecosistemas en la llanura de inundación del río Magdalena (figura 5 y tabla 4).

Lo anterior fue corroborado mediante la prueba de Mantel parcial utilizando la distancia del medio ambiente como covariable, lo que arrojó una relación significativa entre la ictiofauna y el hábitat ($p = 0,001$), aun eliminando el efecto del medio ambiente.

Tabla 3. Coeficiente de correlación y probabilidad para prueba de Mantel y Mantel parcial en matrices de distancia, estructura de la ictiofauna, tipos de hábitat y físicoquímica del agua. *Probabilidad de Bonferroni-ajustado = 0,017 (0,05 dividido entre 3).

Comparación de matrices (Y- X)	Covariable	r (Mantel)	P*
Estructura de las comunidades-Tipo de hábitat		0,479	0,000
Estructura de las comunidades-Medio ambiente		0,470	0,000
Medio ambiente-Tipo de hábitat		0,494	0,000
Estructura de las comunidades-Tipo de hábitat	Medio ambiente	0,321	0,001

Discusión

Las 43 especies de peces dulceacuícolas registradas en el presente trabajo constituyen una riqueza de especies relativamente alta al compararla con las reportadas en planicies inundables de la cuenca media y baja del río Magdalena: 15 a 39 especies para 30 ciénagas (Jiménez-Segura *et al.*, 2011) y 40 especies en la ciénaga de Ayapel (Ríos-Pulgarín *et al.*, 2008). Estas 43 especies corresponden al 38,3 % de la diversidad de la cuenca baja del río Magdalena (112 especies) y al 18,5 % de la diversidad total del sistema de los ríos Magdalena-Cauca, para el cual García-Alzate *et al.* (2020) identificaron 233 especies. El área analizada en este estudio equivale solo al 0,06 % (155 km²) del área total de zonas inundables de la cuenca del río Magdalena, estimada alrededor de 262.075 km². Es decir, en menos del 1 % del área se encuentra el 39 % de la ictiofauna de la cuenca.

Estos resultados indicaron una mayor riqueza de especies para El Guájaro, seguido por el Canal del Dique y El Jobo, y una evidente menor riqueza de especies en Luruaco. La estructura de las comunidades estuvo determinada por la existencia de factores regulatorios tales como las características limnológicas, la profundidad de los ecosistemas y la conexión entre los ambientes, lo que ya había sido registrado para algunos sistemas cenagosos del Magdalena (Arango-Rojas *et al.*, 2008;

Jiménez-Segura *et al.*, 2011, 2016).

Las variables ambientales que más influyeron en la estructura de las comunidades estudiadas estuvieron asociadas a los procesos de eutrofización de los sitios (dureza, cloruros, nitratos, nitrógeno total, sólidos suspendidos totales y salinidad) y al pulso del caudal (profundidad), pero el principal factor de regulación fue la desconexión entre las zonas inundables y el cauce principal (p. ej., Luruaco), con evidentes diferencias significativas de las especies vinculadas a cada uno de los cuatro ambientes analizados dentro de los sistemas.

La influencia del factor conectividad ya había sido reportada por Echevarría y Machado-Allison (2014), quienes señalaron que las comunidades de peces en las planicies inundables son estructuradas por: 1) la predictibilidad y la duración de las inundaciones, 2) el tamaño de los hábitats y la conectividad, 3) la condición lótica o léntica de los hábitats y el grado de permanencia de estos a través del ciclo hidrológico en función de los cambios en el nivel del agua y, por último, 4) los parches bióticos originados a partir de la acumulación de materia orgánica o por masas de vegetación acuática y el tipo de sustrato. Así pues, la desconexión de las planicies inundables con el cauce principal de los ríos limita la calidad y la cantidad de hábitat y el establecimiento de las comunidades y su diversidad (Albert *et al.*, 2020). La conectividad, en definitiva, es

necesaria para la ocurrencia de procesos físicos y ecológicos de los sistemas, dado que la pérdida de tal conexión interrumpe el intercambio efectivo de la ictiofauna, los eventos de migración y el aporte de nutrientes y sedimentos, entre otros aspectos (Angarita *et al.*, 2020).

Actualmente, la diversidad de especies en ecosistemas acuáticos continentales enfrenta un momento crítico; más aún en la cuenca del río Magdalena, donde más del 70 % de la población colombiana tiene incidencia directa sobre el uso del sistema (Jiménez-Segura *et al.*, 2016). Por ejemplo, las especies migratorias que constituyen la base de la pesquería artesanal, tales como *Megaleporinus muyscorum*, *Ageneiosus pardalis*, *Sorubim cuspicaudus* y *Pseudoplatistoma magdaleniatum* (un ejemplar registrado en el canal de Dique) y *Prochilodus magdalenae* (sin capturas durante el estudio), tienden a desaparecer debido generalmente a factores de acción antrópica y en gran medida a la falta de planificación estatal. Asimismo, varias especies recolectadas en este estudio se encuentran catalogadas en algún tipo de amenaza. Tal es el caso de especies emblemáticas como el bagre rayado (*P. magdaleniatum*), que se encuentra en peligro crítico de extinción, *C. mivartii*, *M. muyscorum*, *A. pardalis*, *P. yuma* (en estado vulnerable) y *Potamotrygon magdalenae* y *Plagioscion magdalenae*, catalogadas como casi amenazadas (Mojica *et al.*, 2012; Sánchez-Duarte y Lasso, 2016).

Se recomienda incluir en los estudios ecológicos futuros las características funcionales de las especies dado que estas influyen en las propiedades del ecosistema. En efecto, la abundancia relativa por sí sola no siempre es un buen predictor de la importancia de una especie a nivel de ecosistema, ya que incluso especies relativamente raras pueden influir en las vías de los flujos de energía y materia, por lo que se sugiere vincular las relaciones entre la diversidad taxonómica, la diversidad funcional y la estructura de la comunidad para identificar los mecanismos de los efectos de la biodiversidad (Hooper *et al.*, 2005).

Agradecimientos

En memoria a nuestro amigo, profesor y colega Luis Carlos Gutiérrez-Moreno, con quien realizamos la propuesta de investigación, monitoreo y análisis preliminares de este trabajo en el marco del convenio interadministrativo 0103*2013*000009 del 8 de noviembre de 2013, a través de rubros para ciencia y tecnología de regalías con la Gobernación del departamento del Atlántico, Colombia. Paz en su tumba. Juliana Herrera (CIUA) elaboró la figura 1.

Referencias

- American Public Health Association (APHA). 2005. *Standard method for examination of water and wastewater, 21st edn.* APHA, AWWA, WPCF, Washington.
- Albert, J.S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S.M., Magurran, A.E., Oberdorff, T., Reis, R.E., Winemiller, K.O. y Ripple, W.J. 2020. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* 50: 85-94. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>.
- Angarita, H., Santos-Fleischmann, A., Rogéliz, C., Campo, F., Narváez-Campo, G., Delgado, J., Santos, T., Santos, A., Herrera-R, G. y Jiménez-Segura, L. 2020. Modificación del hábitat para los peces en la cuenca del río Magdalena, Colombia. En: Jiménez-Segura, L. y Lasso, C., Editores. XIX. *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible.* Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C.
- Arango-Rojas, A., Jiménez-Segura L. y Palacio-Baena, J. 2008. Variación espacio-temporal de la asociación de especies de peces en la laguna de Cachimbero, un humedal en la cuenca media del río Magdalena, Colombia. *Actualidades Biológicas* 30: 163-173.
- Barlow, J., França, F., Gardner, T.A., Hicks, C.C., Lennox, G.D., Berenguer, E., Castello, L., Economo, E.P., Ferreira, J., Guénard, B., Leal, C.G., Isaac, V., Lees, A.C., Parr, C.L., Wilson, S.K., Young, P.J. y Graham, N.A. 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature* 559: 517-526. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>.
- Borcard, D., François, G. y Pierre, L. 2018. *Numerical Ecology with R.* org. Second Edition. Springer, International Publishing, New York.
- Dahl, G. 1971. *Los peces del norte de Colombia.* Ministerio de Agricultura-Inderena, Talleres Litografía Arco, Bogotá D.C.
- DoNascimento, C., Bogotá-Gregory, J.D., Albornoz-Garzón, J.G., Méndez-López, A., Villa-Navarro, F.A., Herrera-Collazos, E.E., Agudelo-Zamora, H. y Arce, H.M. 2022. Lista de especies de peces de agua dulce de Colombia / Checklist of the freshwater fishes of Colombia. v2.14. *Asociación Colombiana de Ictiólogos Dataset/Checklist.* Doi: <https://doi.org/10.15472/numrso>
- Echevarría, G. y Machado-Allison, A. 2014. Comunidades de peces en planicies de inundación de ríos tropicales: factores que intervienen en su estructura. *Boletín de la Academia de Ciencias Físicas Matemáticas y Naturales* 74: 35-67.

- García-Alzate, C., DoNascimento, C., Villa-Navarro, F. A., García-Melo, J.E. y Herrera-R, G. 2020. Diversidad de peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia. En: Jiménez-Segura, L. y Lasso, C. A. Editores. *XIX. Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C.
- Gutiérrez, C.A. y Pinilla-A, G. 2016. Efectos de la conectividad local sobre los ensamblajes de peces en una planicie de inundación tropical. *Caldasia* 38: 300 - 313. Doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v38n2.60920>.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. y Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Education* 4: 1-9.
- Hooper, D., Chapin, F., Ewel, J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Seta, H., Symstad, A., Vandermeer, J. y Wardle, D. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35. Doi: <https://doi.org/10.1890/04-0922>.
- Jaramillo, U. Cortés-Duque, J. y Flórez, C. 2015. *Colombia Anfibia. Un país de humedales. Volumen 1*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá D.C.
- Jiménez-Segura, L.A., Gulfo, J., Carvajal, A., Hernández, S., Álvarez, F., Álvarez, C., Granado-Lorencio, J., Palacio-Baena, J., Echeverry J. y Martínez, A. 2011. Uso tradicional de los recursos naturales pesqueros y conservación de la biodiversidad en regiones tropicales subdesarrolladas: hacia un modelo de ecología de la reconciliación. Universidad de Antioquia, Universidad de Sevilla, Agencia Española de Cooperación Internacional, Cormagdalena, Medellín.
- Jiménez-Segura, L., Gavis-Vergara, G., Cala, P., García-Alzate, C. A., López-Casas, S. Ríos-Pulgarín, M. Arango, G. Mancera-Rodríguez, N. Gutiérrez-Bonilla, F. y Álvarez-León, R. 2016. Freshwater fish faunas, habitats and conservation challenges in the Caribbean river basins of north-western South America. *Journal of Fish Biology* 89: 65 - 101. Doi: <https://doi.org/10.1111/jfb.13018>.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113 (2): 363-375. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.
- Krebs, C. 2014. *Ecological Methodology*. Addison-Wesley Educational Publisher, Inc., Menlo Park, California.
- Lou, J. y González-Oreja, J. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica Lilloana* 56: 3-14.
- Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ligeiro, R., Ferreira, W.R., Castro, M. A. y Callisto M. 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology* 29: 1001-1016. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0036-9>.
- Maldonado-Ocampo, J., Ortega-Lara, A., Usma-Oviedo, S., Galvis, G., Villa-Navarro, F., Vásquez, L., Prada-Pedrerros, S. y Ardila, C. 2005. *Peces de los Andes de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C.
- Miranda, L.E. 2005. Fish Assemblages in Oxbow Lakes Relative Connectivity with the Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society* 134 (6): 1480-1489. Doi: <https://doi.org/10.1577/t05-057.1>.
- Melo, A. 2008. What do we win 'confounding' species richness and evenness in a diversity index?. *Biota Neotropical* 8: 21-27.
- Miles, C. 1947. *Los peces del río Magdalena*. Ministerio de Economía Nacional. Sección de Piscicultura Pesca y Caza. Editorial El Gráfico. Bogotá, D.C.
- Mojica, J., Castellanos, C. Usma-Oviedo, S. y Álvarez, R. 2002. *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia*. La serie de Libros rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá D.C.
- Mojica, I. Usma-Oviedo, S. Álvarez-León, R. y Lasso, C. 2012. *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales, Bogotá, D.C.
- Morales, J., y García-Alzate C. A. 2018. Ecología trófica y rasgos ecomorfológicos de *Triporthus magdalanae* (Characiformes: Triporthidae) en el embalse El Guájaro, cuenca baja del río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 66: 1208. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i3.30621>.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza.
- Moreno, C. Barragán, F. Pineda, E. y Pavón N. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana*

- de *Biodiversidad* 82: 1249-1261. Doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>.
- Naciones Unidas. 2010. Convenio sobre la Diversidad Biológica_CDB, Decenio de las Naciones Unidas sobre la Biodiversidad 2011-2020. Montreal, Canadá. Disponible. Url: <https://www.cbd.int/undb/media/factsheets/undb-factsheets-es-web.pdf>. Consultado: 30 de septiembre de 2022.
- Nelson, J. Grande, T. y Wilson, M. 2016. *Fishes of the world*. 5ed. John Wiley & Sons, Inc, New Jersey.
- Ríos-Pulgarín, M. I., L. F. Jiménez-Segura, J. A. Palacio, y Ramírez-Restrepo J. J. 2008. Comunidad de peces en la ciénaga de Ayapel, río Magdalena (Córdoba) Colombia: cambios espacio temporales en su asociación. *Actualidades Biológicas* 30: 29-53.
- Salgado-Negret, B. 2015. La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C.
- Sánchez-Duarte, P. y Lasso, C. 2016. Impacto de los Libros Rojos (2002 – 2012) en la conservación de los peces de agua dulce de Colombia. *Biota Colombiana* 14: 288-312. Doi: <https://doi.org/10.21068/B001.2015.201>.
- Sutherland, W.J., Adams, W.M., Aronson, R.B., Aveling, R., Blackburn, T.M., Broad, S., Ceballos, G., Coté, I.M., Cowling, R.M., Da Fonseca, G.A.B., Dinerstein, E., Ferraro, P.J., Fleishman, E., Gascon, C., Hunter, M., Hutton, J., Kareiva, P., Kuria, A., Macdonald, D.W., Mackinnon, K., Madgwick, F.J., Mascia, M.B., McNeely, J., Milner-Gulland, E.J., Moon, S., Morley, C.G., Nelson, S., Osborn, D., Pai, M., Parsons, E.C.M., Peck, L.S., Possingham, H., Prior, S.V., Pullin, A.S., Rands, M.R.W., Ranganathan, J., Redford, K.H., Rodriguez, J.P., Seymour, F., Sobel, J., Sodhi, S., Stott, A., Vance-Borland, K. y Watkinson, A.R. 2009. One Hundred Questions of Importance to the Conservation of Global Biological Diversity. *Conservation Biology* 23: 557-567. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01212.x>.
- Whittaker, R. 1962. Classification of natural communities. *The Botanical Review* 28: 1-239. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF02860872>.