

EFECTO DE LA ESTACIONALIDAD SOBRE EL ENSAMBLE  
DEL MACROBENTOS EN UN RÍO ALTOANDINOEffect of Seasonality on the Assembly of  
Macrobenthos in a High Andean RiverLourdes Mercedes FIGUEROA ECHE<sup>1,2a\*</sup> , José Antonio ARENAS IBARRA<sup>1,3,4</sup> 

<sup>1</sup> Universidad Científica del Sur, Lima, Perú. Facultad de Ciencias Biológicas y Veterinarias, Carrera de Biología Marina, Panamericana Sur, Km. 19 -Villa El Salvador. Lima 15842.

<sup>2</sup> Departamento de Ictiología, Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.

<sup>3</sup> Universidad Científica del Sur, Lima, Perú. Coastal Ecosystems of Peru Research Group. Panamericana Sur, Km. 19 -Villa El Salvador. Lima 15842.

<sup>4</sup> Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú. Laboratorio de Ecología, Escuela Profesional de Biología, Facultad de Ciencias Biológicas. Av. Benavides 5440, Santiago de Surco, Lima, 15039.

\* For correspondence: [lfigueroae@cientifica.edu.pe](mailto:lfigueroae@cientifica.edu.pe)

Received: 28<sup>th</sup> September 2022. Returned for revision: 10<sup>th</sup> November 2022. Accepted: 09<sup>th</sup> May 2023.

Associate Editor: Eugenia Zandoná

Citation/ citar este artículo como: Figueroa, L. M., y Arenas, J. A. (2023). Efecto de la estacionalidad sobre el ensamble del macrobentos en un río altoandino. *Acta Biol Colomb*, 28(2), 271-282. <https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.104143>

## RESUMEN

El estudio del funcionamiento de los ecosistemas altoandinos es de gran importancia pues cualquier modificación influirá en toda la cuenca; sin embargo, el conocimiento de estos ambientes aún es limitado. Por ello, se buscó determinar el efecto de la estacionalidad sobre el ensamble del macrobentos de un río altoandino y determinar las variables limnológicas, geomorfológicas e hidrológico-hidráulicas que más lo influyen. En el río El Salto, ubicado por encima de los 4500 msnm, en ambientes altoandinos al sur del Perú, se colectó macrobentos en el año 2020 en 11 unidades hidromorfológicas, registrándose variables limnológicas (oxígeno disuelto, porcentaje de saturación, conductividad, TSD, temperatura, pH, turbidez y SS), geomorfológicas (granulometría) e hidrológico-hidráulicas (caudal, velocidad, profundidad, ancho de cauce) en temporadas seca y húmeda. El análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas evidenció que el caudal, la conductividad, el pH y los sólidos totales disueltos explicaron la mayor variabilidad de los datos (70 %). En cuanto a la granulometría, se encontró la predominancia de canto rodado y limo. El número de especies y la densidad fueron mayores en temporada seca que en la húmeda. Sin embargo, la diversidad, riqueza y equidad fueron mayores en temporada húmeda. El análisis de ordenación (nMDS, stress=0,09) mostró estructura diferente del ensamble macrobentónico entre ambas temporadas. Se concluye que la estacionalidad, dada por diversos factores, principalmente el caudal y la velocidad de flujo determinan variaciones en el ensamble del macrobentos, confirmando los cambios drásticos a los que están sometidos estos ecosistemas altoandinos con climas extremos.

**Palabras clave:** Bentos, ríos, variables ambientales, limnología.

## ABSTRACT

The study of the functioning of the high Andean ecosystems is of great importance since any change will influence the entire basin. However, knowledge of these environments is still limited. Therefore, we sought to determine the effect of seasonality on the macrobenthos assemblage of a high Andean River and to determine the limnological, geomorphological, and hydrological-hydraulic variables that most influence it. In the El Salto River, located 4,500 meters above sea level, in high Andean environments in southern Peru, macrobenthos was collected in 2020 in 11 hydro morphological units, recording limnological variables (dissolved oxygen, saturation percentage, conductivity, TSD, temperature, pH, turbidity and SS), geomorphological (granulometry) and hydrological-hydraulic (flow, velocity, depth, channel width) in dry and wet seasons. The principal component analysis (PCA) of the

physicochemical variables showed that the flow rate, conductivity, pH, and total dissolved solids explained the greatest variability of the data (70 %). The predominance of boulders and silt was found. The number of species and density were higher in the dry season than in the wet season. However, the diversity, richness, and equity were higher in the wet season. The ordination analysis (nMDS, stress=0.09) showed a different structure of the macrobenthic assemblage between both seasons. It is concluded that seasonality, given by various factors, mainly flow rate and flow velocity, determine variations in the macrobenthos assemblage, confirming the drastic changes to which these high Andean ecosystems with extreme climates are subjected.

**Keywords:** Benthic, rivers, environmental variables, limnology.

## INTRODUCCIÓN

Los macroinvertebrados acuáticos altoandinos revisten interés científico por presentar adaptaciones particulares (Jacobsen, 2004). Esto es debido a que los ecosistemas acuáticos que los albergan, como los ríos altoandinos, presentan condiciones diferentes a las presentadas en otros ríos del mundo, tales como temperatura, materia orgánica, congelamiento, menor tensión de oxígeno, etc. No obstante, estas condiciones de climas extremos, su conocimiento es limitado, y específicamente por encima de los 4000 msnm, estos ambientes son aún poco estudiados. Esta información ha sido mejor documentada en ensambles bentónicos de cuencas bajas, donde el pulso hidrosedimentológico es el principal factor que estructura a las comunidades (Junk et al., 1989; Neiff, 1990). En el Perú, algunos trabajos han evaluado tales ambientes en bofedales y ríos altoandinos (Arana y Cabrera, 2017; Carrasco et al., 2020; Pumasupa et al., 2021; Quispe Mamani et al., 2021)

Los macroinvertebrados bentónicos, especialmente los insectos en sus estadios larvales son de gran importancia en un gran número de ambientes de aguas continentales (Hanson et al., 2010). Su importancia radica en que forman parte importante de casi todos los procesos ecológicos en los sistemas acuáticos (Hanson et al., 2010; Atkinson et al., 2019). Estudios sobre sus funciones en el ecosistema han sido realizados para diversos ambientes y se conoce que el ensamble de las comunidades de macroinvertebrados podría estar influenciado por gradientes altitudinales (Jacobsen et al., 2003; Lujan et al., 2013; Arana et al., 2021), variables ambientales (Jacobsen y Marín, 2008), interacciones ecológicas (Hurtado et al., 2005; Molina et al., 2008; Quimbayo Díaz et al., 2023) o por impactos antrópicos (Tognelli et al., 2016; Ramírez et al., 2018; Urdanigo et al., 2019; Ríos-Touma y Ramírez, 2019; Ríos-Touma et al., 2022).

Porello, en este trabajo se busca incrementar la información sobre el ensamble de macroinvertebrados presentes en ambientes altoandinos y explicar sus variaciones por efecto de diversos factores relacionados a la estacionalidad como variables limnológicas, granulométricas e hidrológico-hidráulicas. Nosotros hipotetizamos que, en ambientes extremos, la estacionalidad debido al incremento del caudal modifica los ensambles bentónicos incrementando su densidad, y discutimos las características únicas de estos ambientes.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en un tramo del río El Salto ubicado a 4552 msnm, en el distrito de Cayarani, Provincia de Condesuyos, departamento de Arequipa (14°59'41" S, 72°17'59" W a 14°59'39" S, 72°18'1" W) (Fig. 1). Según el mapa Nacional de Ecosistemas Minam (2018), el área de estudio pertenece al ecosistema altoandino de pajonal puna seca. Este ecosistema presenta vegetación herbácea constituida principalmente por gramíneas de porte bajo y pajonales dominados por algunas asociaciones arbustivas dispersas y gramíneas que crecen amacolladas, dispersas, y con de tallo y hojas duras. El río El Salto es un sistema fluvial de cabecera de cuenca que recibe contribuciones de numerosos bofedales de alto contenido orgánico. El patrón geomorfológico del canal se caracteriza por baja declividad, con canal estrecho rectilíneo y poca profundidad.

Se utilizó la metodología de tramo representativo, para seleccionar el tramo estudiado (Parasiewicz y Dunbar, 2001; Parasiewicz et al., 2009). Se recorrieron 3 km de río reconociendo el patrón de unidades hidromorfológicas (UHM), tomándose un tramo que reflejó la distribución proporcional de las mismas. Las UHM son tramos de río con características homogéneas, definidas por una determinada interacción entre sus características hidráulicas (velocidad, ancho de cauce, granulometría) y la topografía del lecho (profundidad). Estas características y otras variables de hábitat configuran un mesohabitat, una zona de río con particularidades que promueven la presencia y densidad diferencial de la biota acuática, según su conformación (Parasiewicz y Dunbar, 2001, Parasiewicz et al., 2009). Se establecieron 11 unidades (UHM), de una extensión variable según sus características hidromorfológicas, las cuales se encontraban una a continuación de la otra en un tramo de 90 m de longitud, siendo clasificadas según Parasiewicz et al. (2009), Bisson et al. 2006 y Dolloff et al. (1997) (Fig. 2 y Tabla 1). Se realizaron muestreos en dos temporadas: temporada seca (S) en setiembre de 2020 y temporada húmeda (H) en marzo de 2021.

En cada UHM se registraron variables limnológicas físicoquímicas como el oxígeno disuelto, porcentaje de saturación, conductividad, sólidos totales disueltos (STD), temperatura del agua, pH, turbidez y sólidos en suspensión (SS) utilizando un multiparámetro digital Bante900P, fotocolorímetro Hach DR900 y turbidímetro Lutron TU-2016 respectivamente. También se realizó la determinación del

tenor granulométrico del sedimento (% de cantos rodados, grava, arena gruesa, arena media, arena fina, limo y arcilla) mediante el método de tamizado en mojado (Suguio, 2003) siguiendo la escala de Wentworth (1922) modificada. Mediante este método se obtienen resultados porcentuales en una escala cualitativa. También fueron medidas variables hidrológico-hidráulicas como caudal, velocidad, profundidad y ancho de cauce, tanto en temporadas seca como húmeda. La velocidad de flujo se midió utilizando un correntómetro Flowatch JDC de 0,01 de resolución. El ancho del cauce se midió con un distanciómetro digital Leica Disto D100. Se colectaron muestras de macrobentos en cada UHM, utilizándose una red Surber de marco metálico de 30 x 30 cm con abertura de malla de 250 micras. La red Surber fue colocada contracorriente y el sustrato que se encontraba dentro del marco metálico fue lavado y los organismos que quedaron retenidos en la red fueron almacenados en frascos de plástico conteniendo alcohol al 70%. En cada UHM se colectó dos veces con la red Surber. Los frascos posteriormente fueron llevados al laboratorio para realizar el tamizado de las muestras con malla de 250 micras y se identificaron los organismos hasta llegar al menor taxón posible utilizando las

claves de identificación de Merritt et al. (2008), Domínguez y Fernández (2009) y Prat y Rieradevall (2014).

Las variables limnológicas fisicoquímicas, geomorfológicas e hidrológicas fueron resumidas en un análisis de componentes principales (ACP). Los ejes que retuvieron la mayor variabilidad fueron seleccionados con el criterio de Broken stick (Peck, 2016), siendo posteriormente analizados con permanova (Anderson, 2017), para determinar diferencias entre las temporadas evaluadas. Los valores de abundancia de organismos obtenidos con la red surber fueron convertidos a densidad (número de individuos por m<sup>2</sup>) y luego fueron promediados para obtener un valor de densidad para cada UHM en cada temporada. Con la densidad se calcularon los índices comunitarios como: diversidad (Shannon), Riqueza (Margalef), Equidad (Pielou) y Dominancia de Simpson (D) en el programa Past 4.08 (Hammer et al., 2001). Los valores de densidad por UHM fueron evaluados mediante Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) utilizando la distancia de Bray-Curtis como medida de distancia. Las diferencias entre los ejes significativos del nMDS en temporada seca y húmeda se evaluaron a través de permanova. (Anderson, 2017). La correlación entre las matrices abiótica y biótica se

**Figura 1.-** Mapa de la ubicación del área de estudio, la quebrada El Salto-Arequipa.

evaluó seleccionando los ejes significativos del ACP y nMDS y utilizando nmds (Peres-Neto y Jackson, 2001). Tanto esta técnica como los análisis multivariados se realizaron utilizando el paquete vegan (Oksanen et al, 2018) de la consola RStudio (RStudio Team, 2020) y R (R Core Team, 2014).

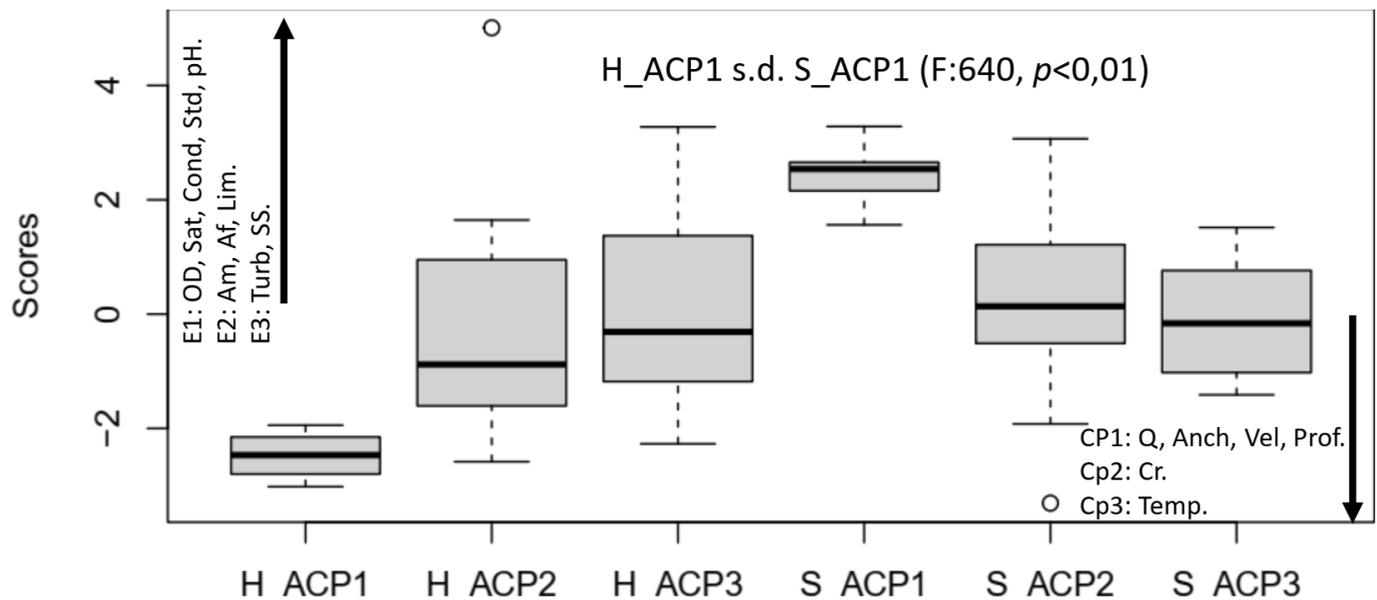
**RESULTADOS**

El ACP retuvo tres ejes que explicaron el 71,64% de la variabilidad (CP1=36,282%, CP2= 22,36% y CP3= 13,22%, respectivamente). En el CP1 fueron retenidas el oxígeno disuelto, porcentaje de saturación, pH, conductividad, STD, correlacionadas positivamente, y el caudal, el ancho de cauce, la velocidad y la profundidad correlacionadas negativamente. El CP2 retuvo la variabilidad de las variables granulométricas y el CP3 la variabilidad de la turbidez, SS y temperatura (Figura 2). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la temporada seca y la temporada húmeda en CP1, (F: 640,1,  $p < 0,01$ ). Las variables retenidas en el CP1 tuvieron un rango de variación marcado entre la temporada seca y la temporada húmeda (tablas 1 y 2). Así, la velocidad de corriente (0,35 a 1,28 m/s) como el caudal (0,26 a 4,72 m<sup>3</sup>/s) fueron menores en temporada seca que en temporada húmeda. Por otro lado, el porcentaje de saturación, la conductividad, el total de sólidos disueltos y el pH, fueron mayores en la temporada seca que en la húmeda. A pesar de que el eje en que fueron retenidas no mostró diferencias estadísticamente significativas entre

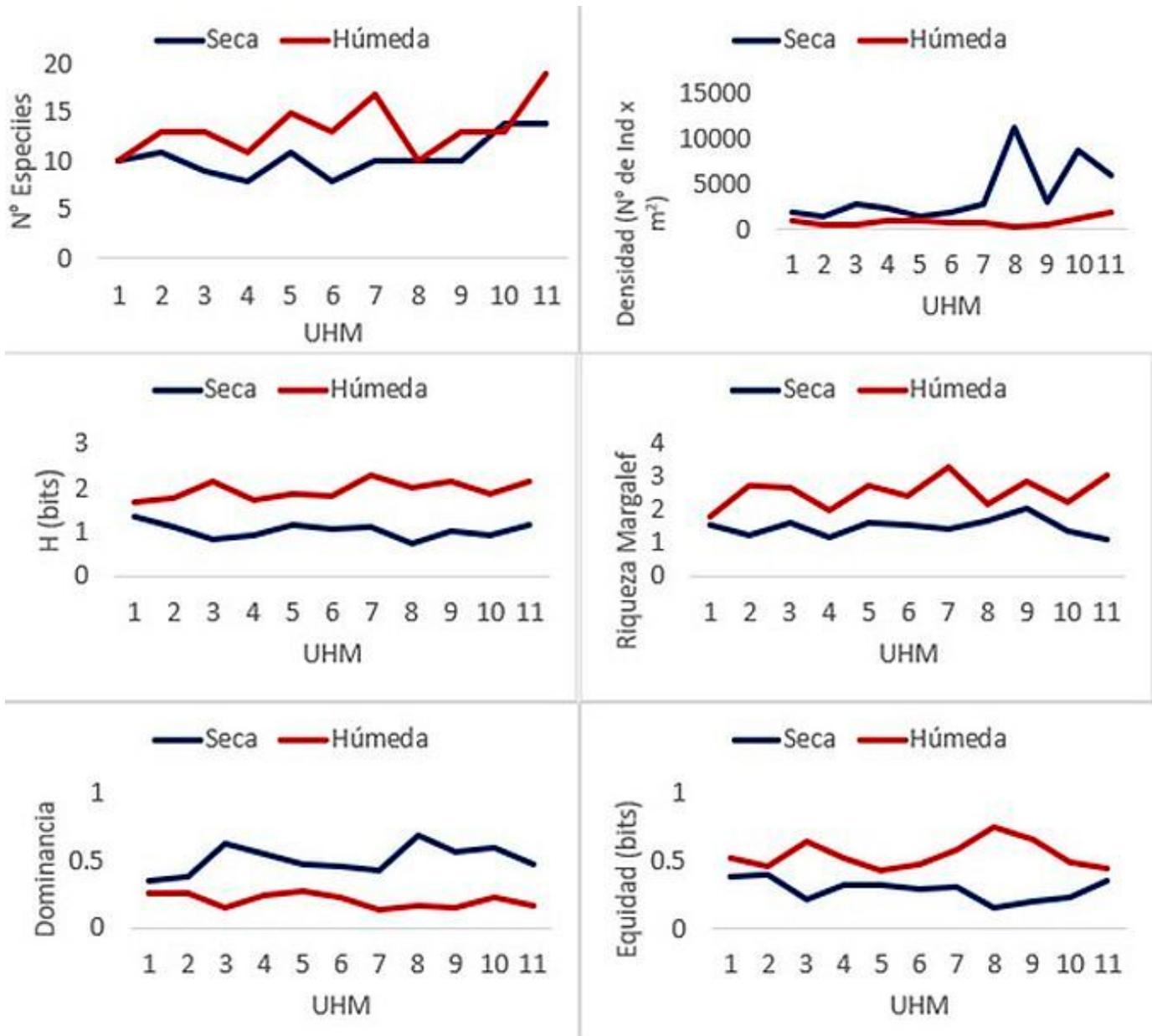
las temporadas de muestreo, la temperatura, la turbidez y sólidos en suspensión también tuvieron rangos de variación relativamente altos. (Tabla 1 y 2). En cuanto a las variables granulométricas se observó que para ambas temporadas la partícula predominante fue el canto rodado, seguido de la arena gruesa y grava. Los valores de las variables limnológicas, granulométricas e hidrológico-hidráulicas para las dos temporadas evaluadas se observan en las tablas 1 y 2. Respecto a la clasificación hidromorfológica de las UHM, se observó el cambio de unidades de flujo lento a unidades de flujo rápido de la estación seca a la estación húmeda. Así las UHM de tipo tabla y poza (flujo lento) pasaron a run y riffle (UHM1, 4 y 9), mientras que las UHM 6 y 7 pasaron de tabla a ruffle respectivamente.

El ensamble macrobentónico estuvo conformado por 29 morfoespecies en total, siendo 23 especies registradas en temporada seca y 20 en la húmeda (Tabla 3). La densidad varió de 43756 individuos en temporada seca a 8722 individuos en la húmeda. Los valores de diversidad, riqueza y equidad fueron mayores en temporada húmeda, mientras que la dominancia fue mayor en temporada seca. (Fig. 2)

Las mayores densidades fueron registradas para la subfamilia Orthoclaadiinae (Familia Chironomidae) (29761 y 2722 individuos en temporada seca y húmeda, respectivamente) y para morfoespecies de Haplotaxida (5994 y 1546 individuos en temporada seca y húmeda, respectivamente). Fueron también registrados órdenes de insectos coleópteros, trichópteros y hemípteros, con



**Figura 2.-** Dispersión de los escores de los ejes retenidos en el Análisis de Componentes Principales de las variables limnológicas, geomorfológicas e hidrológicas medidas en el río El Salto – Arequipa, en temporada seca (S) y húmeda (H). H\_ACP1, H\_ACP2 y H\_ACP3, componentes principales 1, 2 y 3 en temporada húmeda. S\_ACP1, S\_ACP2 y S\_ACP3, componentes principales 1, 2 y 3 en temporada seca. Las flechas indican correlación positiva (hacia arriba) y negativa (hacia abajo) de cada variable con su respectivo componente (EX1, EX2 y EX3), respectivamente. Temp: Temperatura, Turb: Turbidez, SS: Sólidos en suspensión, Prof: Profundidad, Q: Caudal, Anch: Ancho de cauce, Vel: Velocidad, Cond: Conductividad, Std: Sólidos totales disueltos, Sat: % Saturación, OD: Oxígeno disuelto, Cr: Canto rodado. Am: Arena media. Af: Arena fina. Lim: Limo.



**Figura 3.-** Número de especies, abundancia, diversidad, riqueza, dominancia y equidad de los macroinvertebrados registrados en 11 unidades hidromorfológicas (UHM) del río El Salto - Arequipa en temporada seca (S) y húmeda (H).

mayores valores de densidad en la temporada húmeda. También se registró un mayor número especies de dípteros en la temporada seca.

El análisis de ordenación (nMDS, stress=0.081) separó a las unidades de muestreo de ambas temporadas indicando cambios en la estructura del ensamble macrobentónico. (Fig. 3). Solos los escores del eje 1 del nMDS presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las temporadas seca y húmeda ( $F:2162, p>0,001$ ). Las matrices biótica y abiótica estuvieron altamente correlacionadas Procrustes suma de cuadrados ( $m^2$ ) = 0,3981, correlación en rotación simétrica Procrustes = 0,7759,  $p<0,001$ .

## DISCUSIÓN

Debido al régimen hidrológico, en nuestro estudio, el caudal es la variable maestra que modifica los sólidos en suspensión, turbidez, pH, oxígeno disuelto, sólidos disueltos, temperatura, entre otras variables. Estas alteraciones promueven cambios en el ensamble del macrobentos en cuanto a su estructura. Este patrón de cambio ha sido referido en otros ríos altoandinos (Pérez y Segnini, 2005; Ríos-Touma, 2008; Villamarín et al., 2020).

En temporada húmeda, con el incremento del caudal, se evidenció una disminución en la densidad del macrobentos comparada a la temporada seca. Sin embargo, los índices

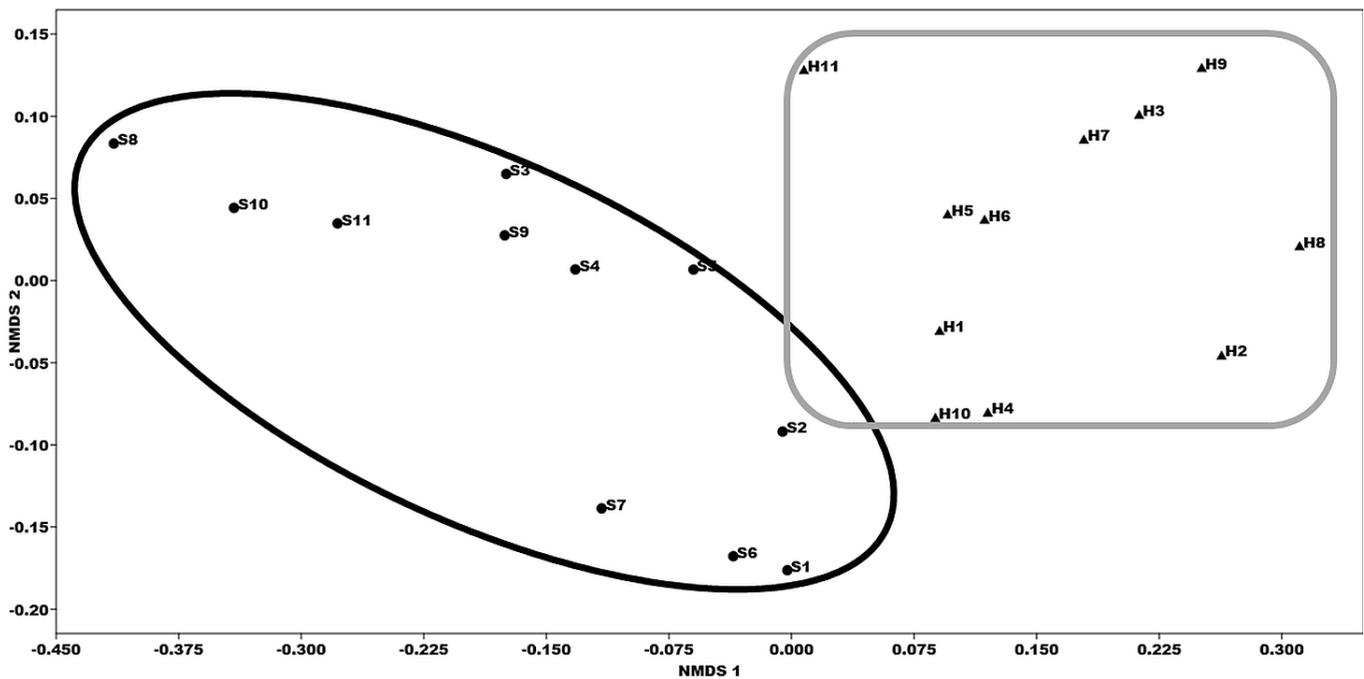
**Tabla 1.-** Tipos de UHM y valores de las variables limnológicas medidas en las unidades hidromorfológicas (UHM) del 1 al 11 en el río El Salto - Arequipa, en temporada seca (S) y húmeda (H). TSD= Sólidos totales disueltos, NTU = Unidades nefelométricas de turbidez, SS= Sólidos en suspensión. Definición de UHM según Parasiewicz et al. (2009), Bisson et al. 2006 y Dolloff et al. (1997).

UHM			Oxígeno Disuelto (mg/L)		% Saturación Oxígeno		Conductividad (μS/cm <sup>2</sup> )		TSD (mg/L)		Temperatura (°C)		pH		Turbidez (NUT)		SS (mg/L)	
	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H
1	Poza	Run	6,2	6,76	73	62,2	220	77,5	141	36,3	14,3	11,6	8,24	7,29	8	5	6	4
2	Riffle	Riffle	6,3	4,82	72	68,5	225	64,1	144	32,1	14,3	11	8,24	7,44	8	6	6	4
3	Ruffle	Riffle	6,1	5,5	75	59,5	220	63,9	141	31,8	15,2	11,7	8,2	7,33	8	6	10	5
4	Tabla	Riffle	6,7	4,3	78	49,9	215	63,1	138	31	14,9	13,4	8,19	7,5	8	4	11	3
5	Riffle	Riffle	6,8	5,5	80	66,9	218	63	138	31,3	15	12,8	8,19	7,29	7	5	9	3
6	Tabla	Ruffle	6,7	5,54	79	61,5	216	63	138	31,4	15,2	14,6	8,18	7,3	7	6	5	6
7	Tabla	Ruffle	6,7	6,5	79	63,2	215	63,1	139	31,3	15,2	15,1	8,18	7,34	9	8	10	7
8	Riffle	Run	6,8	7,02	81	67,1	216	63,6	138	31,8	15,2	14	8,16	6,99	9	4	6	9
9	Tabla	Riffle	6,8	7,6	82	63,3	215	60,3	138	30,2	15,3	6,2	8,13	7,32	8	12	10	11
10	Riffle	Riffle	6,8	9,4	83	76,9	220	58,6	141	29,2	15,2	6,3	8,09	7,23	7	9	12	5
11	Ruffle	Ruffle	6,7	8,6	82	73,3	215	57,6	138	28,6	15,2	6,8	7,97	7,41	3	11	6	9

comunitarios de diversidad y la riqueza fueron mayores, debido a la disminución de la dominancia y aumento de la equidad. Esta relación de disminución de la densidad con el incremento de variables hidrológico-hidráulicas es un patrón común a ríos con recurrencia de inundaciones periódicas (Arenas-Ibarra et al, 2012). La relación inversa entre la densidad y riqueza de macroinvertebrados con las variables hidrológicas-hidráulicas, así como entre la abundancia y riqueza con la profundidad y la velocidad de flujo en ríos altoandinos han sido anteriormente documentados (Molina et al., 2008; Oyanedel et al., 2008). Nuestros resultados confirman que las

variables hidrológicas-hidráulicas modificarían fuertemente la estructura de las comunidades, tanto por los cambios que generan en la limnología fisicoquímica del agua, así como por su influencia en la deriva de diversas especies, teniendo un rol esencial en la colonización de los macroinvertebrados en diferentes microhábitats (Statzner y Hígler, 1986; Ríos-Touma et al., 2012).

La conductividad, STD y turbidez presentan valores más altos en temporada seca, esto se explicaría debido a que el ambiente estudiado presenta un clima extremo (periodos de heladas donde las temperaturas descienden a 0°C o menos)



**Figura 4.-** Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de las densidades promedio por UHM de los macroinvertebrados registrados en el río El Salto - Arequipa en temporada seca (S) y húmeda (H).

**Tabla 2.-** Valores de las variables geomorfológicas e hidrológicas-hidráulicas medidas en 11 unidades hidromorfológicas (UHM) del río El Salto - Arequipa, en temporada seca (S) y Húmeda (H).

UHM	Profundidad (m)	Velocidad (m/s)	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	Ancho de cauce (m)	Canto Rodado (%)	Grava (%)	Arena Gruesa (%)	Arena Media (%)	Arena Fina (%)	Limo (%)	Arcilla (%)												
S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H												
1	0,71	1,05	0,29	0,73	0,40	2,78	3,5	6,5	0,25	0,63	0,2	0,05	0,13	0,05	0,01	0,05	0,1	0,15	0,05	0,1	0,03		
2	0,24	0,9	0,98	1,82	0,33	5,39	3	6,4	0,9	0,37	0,04	0,1	0,03	0,2	0,01	0,01	0,12	0,01	0,12	0,01	0,1	0	0,1
3	0,9	0,62	0,43	1,61	0,22	4,45	3,7	8,3	0,7	0,6	0,05	0,18	0,1	0,12	0,02	0,02	0,03	0,05	0,03	0,05	0,04	0,03	0,01
4	0,41	0,83	0,14	1,22	0,14	4,49	3,4	7,5	0,3	0,56	0,2	0,2	0,3	0,18	0,03	0,01	0,07	0,02	0,02	0,07	0,02	0,03	0,01
5	0,47	0,84	0,31	1,42	0,26	4,33	4,2	7,1	0,6	0,56	0,1	0,15	0,15	0,15	0,03	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,03	0,02	0,02
6	0,34	0,97	0,15	1,07	0,18	4,91	4,9	7,3	0,4	0,55	0,3	0,18	0,15	0,22	0,05	0,01	0,05	0,02	0,02	0,03	0,01	0,02	0,01
7	0,22	0,87	0,39	0,85	0,25	5,82	3,7	9,7	0,44	0,58	0,3	0,18	0,15	0,17	0,02	0,01	0,03	0,03	0,03	0,04	0,02	0,02	0,01
8	0,43	0,77	0,26	1,52	0,3	5,52	3,9	7,4	0,6	0,2	0,15	0,32	0,1	0,33	0,07	0,05	0,03	0,05	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02
9	0,76	1	0,18	0,80	0,28	3,09	3,9	7	0,2	0,51	0,25	0,18	0,35	0,15	0,06	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,05	0,05	0,03
10	0,24	0,71	0,49	1,49	0,3	5,45	4,7	7,8	0,81	0,68	0,06	0,1	0,06	0,14	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,01	0,01
11	0,46	0,98	0,25	1,55	0,22	5,67	4,5	6,8	0,43	0,18	0,12	0,15	0,26	0,22	0,09	0,15	0,06	0,12	0,02	0,02	0,13	0,02	0,05

**Tabla 3.-** Densidad total (Individuos por m<sup>2</sup>) de macroinvertebrados registrados en 11 unidades hidromorfológicas (UHM) en el río El Salto - Arequipa, en temporada seca (S) y húmeda (H).

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	S	H
Arthropoda	Orden	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis</i> sp.	6	0
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops</i> sp.	11	106
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlidae	<i>Claudioperl</i> a sp.	11	33
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp.	61	56
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i> sp.	0	233
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Limnephilidae	<i>Anomalocosmoecus</i> sp.	0	217
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	Indeterminado	144	222
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> sp.	0	44
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Cylloepus</i> sp.	100	378
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Heterelmis</i> sp.	94	728
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Dineutus</i> sp.	17	39
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scirtidae	<i>Scirtes</i> sp.	39	50
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Stilobezzia</i> sp.	6	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Subf. Chironominae	3978	1333
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Subf. Orthocladiinae	29761	2722
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Subf. Podonominae	339	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Subf. Tanypodinae	1222	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Subf. Tanitarsinae	950	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	<i>Neoplasta</i> sp.	472	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	Indeterminado	56	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Muscidae	<i>Limnophora</i> sp.	0	228
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	0	117
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.	33	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	<i>Limonia</i> sp.	0	28
Arthropoda	Collembola	Entomobryomorpha	Isotomidae	<i>Pseudanurophorus</i> sp.	22	89
Arthropoda	Entognatha	Poduromorpha	Hypogastruridae	<i>Ceratophysella</i> sp.	22	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	<i>Hyalella</i> sp.	28	400
Annelida	Hirudinea	Indeterminado	Indeterminada	Indeterminado	389	244
Annelida	Clitellata	Tubificidae	Naididae	Indeterminado	5994	1456

y con características particulares e impredecibles (sequías) (Flecker y Feifarek, 1994). Más aún, el río El Salto está asociado a un bofedal, el cual lo alimenta y modificaría los valores de las variables limnológicas por la carga orgánica alta que presentan este tipo de ambientes (Osaki y Tsuji, 2015).

La abundancia y número de morfoespecies registradas en este análisis resultó ser baja comparada con otros ambientes altoandinos. Se sabe que en general, estos valores tienden a decrecer cuando incrementa la altitud y la latitud (Villamarín et al., 2020). Sin embargo, según Maldonado et al., (2011) este patrón de disminución de la diversidad con el aumento de la elevación en ríos andinos es aún poco claro. Es necesario entonces tomar en cuenta diversas características como sus conexiones a otros cuerpos de agua como bofedales, lo cual determina la formación de ensamblajes característicos (Carrasco et al., 2020), además de los cambios ambientales por actividades antrópicas (García-Ríos, 2016; Wang et al., 2021; Ríos-Touma et al., 2022) y adaptaciones morfológicas propias de los organismos a los cambios en las variables limnológicas (Hanson et al., 2010). Como ejemplo de esta complejidad, en este estudio, para la temporada seca se registró mayor abundancia de familias con altos requerimientos de oxígeno, como las EPT (familias Baetidae, Gripopterygidae, Hydrobiosidae, Hydroptilidae, Limnephilidae), sin embargo, las mayores concentraciones de oxígeno no necesariamente se dan en temporada seca, siendo que en cinco UHM la concentración de oxígeno fue mayor en temporada húmeda. Esto, en parte, estaría relacionado a la mayor solubilidad del oxígeno en bajas temperaturas y a la presión atmosférica. Estas condiciones se han presentado en diversos ambientes como quebradas del altiplano, donde se han presentado cambios drásticos en la saturación de oxígeno (Jacobsen et al., 2003). Por tanto, el cambio registrado no se manifiesta solamente en algunas variables, si no en el conjunto de características físico, químicas y biológicas que estructuran a las comunidades y condicionan sus cambios estacionales (Qazi y Ashok, 2012). Esta correspondencia entre los cambios en el sistema abiótico y el componente biótico tuvo alta correlación en el test procrustes de nuestro estudio. Por otro lado, si bien la clasificación hidromorfológica se realiza con criterio experto, es sugestivo que el cambio de tipo predominante de UHM de flujo lento (temporada seca) a flujo rápido (temporada húmeda) refleje fidedignamente los cambios en las condiciones de hábitat, abriendo un horizonte promisorio hacia la búsqueda de una clasificación más cuantitativa, que podría auxiliar en la comprensión de la relación caudal-hábitat-biota, como se realiza en estudios de preferencia de hábitat (Parasiewicz et al., 2013)

La mayor abundancia en ambas temporadas fue registrada para la familia Chironomidae (Orden Diptera), siendo mayor incluso en temporada seca. Los dípteros de esta familia son característicos de ambientes altoandinos y esto ha sido registrado en diversos ambientes (Ferru y Fierro,

2015; Custodio et al., 2018), debido a que tienen un rol muy importante en todos los niveles de las cadenas tróficas (Cummins et al., 2008). La subfamilia Orthocladiinae ha sido la más abundante en este estudio, lo cual también fue registrado por Acosta y Prat (2010) en las cabeceras del río Cañete, quienes resaltaron la complejidad de este grupo, la dificultad en su resolución taxonómica a nivel de géneros y más aún de especies.

El presente estudio confirma las tendencias anteriormente postuladas en cuanto a las comunidades de macroinvertebrados y su relación con las variables limnológicas, granulométricas e hidrológicas-hidráulicas. Éstas están más bien relacionadas a la temporalidad diferencial del ambiente lótico. Se confirma plenamente que estas comunidades están sometidas a fuertes cambios en el sistema físico que las estructuran estacionalmente. Si bien es cierto que las comunidades se encuentran adaptadas tanto morfológica y fisiológicamente a estos cambios, disturbios antrópicos en mayor escala podrían modificar esta dinámica, volviendo los ambientes acuáticos más vulnerables a pérdidas de biodiversidad.

## CONCLUSIONES

Se confirma que los ecosistemas altoandinos son cambiantes y fuertemente dependientes de múltiples variables, como el caudal y, la velocidad de flujo, lo cual los hace vulnerables a cambios de gran escala.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a James López y Luz Herrera por su valiosa ayuda en el trabajo de campo.

## PARTICIPACIÓN DE AUTORES

LF: Conceptualización, Metodología, Validación, Análisis formal, Investigación, Recursos, Curación de Datos, Escritura – Preparación del borrador original, Redacción: revisión y edición, Visualización, Supervisión y Administración de proyecto. JAAI: Conceptualización, Metodología, Validación, Análisis formal, Investigación, Recursos, Curación de Datos, Escritura – Preparación del borrador original, Redacción: revisión y edición, Visualización, Supervisión y Administración de proyecto.

## REFERENCIAS

- Acosta, R., y Prat, N. (2010). Chironomid assemblages in high altitude streams of the Andean region of Peru. *Fundamental and Applied Limnology*, 177(1), 57. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2010/0177-0057>
- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). En N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorisch, F. Ruggeri, y J.

- L. Teugels (Eds.), *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* (pp. 1-15). John Wiley y Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Arana, J. y Cabrera, C. (2017). Macroinvertebrados acuáticos y caracterización ecológica de los ambientes dulceacuícolas del área de influencia del gasoducto PERÚ LNG en los departamentos de Ica y Huancavelica. *Revista del Instituto de investigación de la Facultad de minas, metalurgia y ciencias geográficas*, 20(40), 86-93.
- Arana, J., Álvarez-Tolentino, D., Miranda, R., Tobes, I., Araujo-Flores, J., Carrasco-Badajoz, C., y Rayme-Chalco, C. (2021). Distribución altitudinal de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables ambientales en un sistema fluvial amazónico (Perú). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 45(177), 1097-1112. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1436>
- Arenas-Ibarra, J. A., Takeda, A. M., y Fujita, D. S. (2012). O regime hidrológico do rio Ivinhema (Estado do Mato Grosso do Sul) e sua influência na assembléia zoobentônica. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 34(1), 47-57.
- Atkinson, C. L., Alexiades, A. V., MacNeill, K. L., Encalada, A. C., Thomas, S. A., y Flecker, A. S. (2019). Nutrient recycling by insect and fish communities in high-elevation tropical streams. *Hydrobiologia*, 838(1), 13-28. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-03973-9>
- Bisson, P. A., Montgomery, D. R., y Buffington, J. M. (2017). Valley segments, stream reaches, and channel units. In *Methods in Stream Ecology, Volume 1* (pp. 21-47). Academic Press.
- Custodio, M., Chanamé, F., Pizarro, S., y Cruz, D. (2018). Quality of the aquatic environment and diversity of benthic macroinvertebrates of high Andean wetlands of the Junín region, Peru. *The Egyptian journal of aquatic research*, 44(3), 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.08.004>
- Carrasco, C., Rayme, C., Alarcón, R. D. P., Ayala, Y., Arana, J., y Aponte, H. (2020). Macroinvertebrados acuáticos en arroyos asociados con bofedales altoandinos, Ayacucho Perú. *Revista de Biología Tropical*, 68, 116-131. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44344>
- Dolloff, C. A., Jennings, H. E., y Owen, M. D. (1997). A comparison of basinwide and representative reach habitat survey techniques in three southern Appalachian watersheds. *North American Journal of Fisheries Management*, 17(2), 339-347.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656.
- Ferru, M., y Fierro, P. (2015). Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de Atacama, Arica y Parinacota, Chile. *Idesia (Arica)*, 33(4), 47-54. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292015000400007>
- Flecker, A. S., y Feifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 31(2), 131-142. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb00847.x>
- Hammer, Ø., Harper, D. A., y Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Hanson, P., Springer, M., y Ramirez, A. (2010). Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de biología tropical*, 58, 3-37.
- Hurtado, S., Trejo, F. G., y Yurrita, P. J. G. (2005). Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana*, 44(3), 271-286.
- Jacobsen, D., y Marín, R. (2008). Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology*, 42(4), 643-656.
- Jacobsen, D. (2004). Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology*, 49(10), 1293-1305.
- Jacobsen, D., Rostgaard, S., y Vásconez, J. J. (2003). Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency?. *Freshwater Biology*, 48(11), 2025-2032. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01140.x>
- Junk, W. J., Bayley, P. B., y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.
- Lujan, N. K., Roach, K. A., Jacobsen, D., Winemiller, K. O., Vargas, V. M., Ching, V. R., y Arana, J. A. (2013). Aquatic community structure across an Andes to Amazon fluvial gradient. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1715-1728. <https://doi.org/10.1111/jbi.12131>
- Maldonado, M., Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega, H., Encalada, A. C., Carvajal-Vallejos, F. M., Rivadeneira, J. F., ... y Rivera-Rondón, C. A. (2011). Biodiversity in aquatic systems of the tropical Andes. *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*, 276-294.
- Merrit, R. W., Cummins, K. W., y Berg, M. B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North*. Iowa: Kendall Hunt Publishing Company. <https://doi.org/10.1093/ae/55.4.266>
- MINAM. (2019). *Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú*. Memoria descriptiva. Ministerio del Ambiente. Lima. Perú. [https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/433659/Memoria\\_MAPA\\_Ecosistemas\\_-OK.pdf?v=1575048910](https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/433659/Memoria_MAPA_Ecosistemas_-OK.pdf?v=1575048910)
- Molina, C. I., Gibon, F. M., Pinto, J., y Rosales, C. (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la Cordillera Real, Bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología aplicada*, 7(1-2), 105-116.
- Neiff, J. J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6), 424-441.

- Oyanedel, A., Valdovinos, C., Azócar, M., Moya, C., Mancilla, G., Pedreros, P., y Figueroa, R. (2008). Patrones de distribución espacial de los macroinvertebrados bentónicos de la cuenca del río Aysen (Patagonia Chilena). *Gayana (Concepción)*, 72(2), 241-257. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382008000200011>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., y Wagner, H. (2018). *vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-2 (2.5-3)*.
- Osaki, M., y Tsuji, N. (Eds.). (2016). *Tropical peatland ecosystems*. Springer Japan. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-55681-7>
- Parasiewicz, P. y Dunbar, M. J. (2001). Physical habitat modelling for fish—a developing approach. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 1352(4), 239-268.
- Parasiewicz, P., Mateo Sanchez, M., y Garcia de Jalon Lastra, D. (2009). MesoHABSIM: una herramienta eficaz para la gestión de ríos y cuencas fluviales. *Tecnología del agua*, 309, 20-26.
- Parasiewicz, P., Rogers, J. N., Vezza, P., Gortázar, J., Seager, T., Pegg, M., Wiśniewolski, W., y Comoglio, C. (2013). Applications of the MesoHABSIM Simulation Model. En *Ecohydraulics: An Integrated Approach* (pp. 109-124). John Wiley y Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118526576.ch6>
- Peck, J. E. (2016). *Multivariate analysis for ecologist: Step-by-step*. Oregon: MjM Software Design.
- Peres-Neto, P. R., y Jackson, D. A. (2001). How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129(2), 169-178. <https://doi.org/10.1007/s004420100720>
- Pérez, B., y Segnini, S. (2005). Variación espacial de la composición y diversidad de géneros del orden Ephemeroptera (insecta) en un río tropical altandino. *Entomotropica*, 20(1): 49-57.
- Prat, N., y Rieradevall, M. (2014). Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (DIPTERA) de los ríos mediterráneos. *Report in Spanish*. Available from: <http://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/60584>
- Pumasupa, J. D., Flores Ramos, Y. I., Huisa Maquera, S., N., Condori Pacoricona, D. A., Centeno, M., Valdez Blaz, T. M. y Yaja Callacondo, A. R. (2021). Índices de calidad, estructura comunitaria y diversidad funcional: ¿Cuál aproximación permite una mejor caracterización de la calidad ambiental en ríos de la serranía suroccidental? Un análisis con datos de macroinvertebrados bentónicos en ríos de Moquegua. *Ciencia y Desarrollo*, 20(1), 41-56. <https://doi.org/10.33326/26176033.2021.1.1107>
- Qazi, A. H., y Ashok, K. P. (2012). Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 4(7), 114-123. <https://doi.org/10.5897/IJFA11.045>
- Quimbayo Díaz, C.S., Reinoso-Flórez, G. y Guevara, G. (2023). Descomposición de hojas y ensamblaje de macroinvertebrados en una quebrada tropical andina (Ibagué, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 28(2). <https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.103983>
- Quispe Mamani, M., Villasante, J., García, D., Luque-Fernández, C. R., Pauca, A., y Villegas, L. (2021). Diversity of aquatic macroinvertebrates and water quality of the High Andean wetlands of Chalhuanca, Arequipa-Peru. *Biodiversity Journal*, 12(2): 517-528. <https://doi.org/10.31396/BiodivJour.2021.12.2.517.528>
- Ramírez, Y. P., Giraldo, L. P., Zúñiga, M. D. C., Ramos, B. C., y Chará, J. (2018). Influencia de la ganadería en los macroinvertebrados acuáticos en microcuencas de los Andes centrales de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(3), 1244-1257. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i3.30316>
- RStudio Team (2020). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA <http://www.rstudio.com/>
- R Core Team (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ríos-Touma, B., Villamarín, C., Jijón, G., Checa, J., Granda-Albuja, G., Bonifaz, E., y Guerrero-Latorre, L. (2022). Aquatic biodiversity loss in Andean urban streams. *Urban Ecosystems*, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01248-1>
- Ríos-Touma, B., y Ramírez, A. (2019). Multiple stressors in the Neotropical region: Environmental impacts in biodiversity hotspots. In *Multiple stressors in river ecosystems* (pp. 205-220). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00012-1>
- Ríos-Touma, B., Prat, N., y Encalada, A. C. (2012). Invertebrate drift and colonization processes in a tropical Andean stream. *Aquatic Biology*, 14(3), 233-246. <https://doi.org/10.3354/ab00399>
- Ríos-Touma, B. (2008). *Comunidades de macroinvertebrados en un río altoandino: importancia del microhabitat, dinámica de la deriva. Papel de la materia orgánica y relevancia de la ovoposición* (Doctoral dissertation, Universitat de Barcelona).
- Statzner, B. y Higler, B. (1986). "Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns". *Freshwater biology*, 16(1), 127-139. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1986.tb00954.x>
- Suguio, K. (2003). *Geología sedimentar*. Editora Blucher.
- Tognelli, M. F., Lasso, C. A., Bota-Sierra, C. A., Jiménez-Segura, L. F., y Cox, N. A. (2016). Estado de conservación y distribución de la biodiversidad de agua dulce en los andes tropicales. *Gland, Suiza, Cambridge, UK y Arlington, USA: UICN*.
- Urdanigo, J. P., Díaz Ponce, M., Tay-Hing Cajas, C., Sánchez Fonseca, C., Yong Benitez, R., Armijo Albán, K., ... y Mancera-Rodríguez, N. J. (2019). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas con

- diferente cobertura ribereña en el bosque Protector Murocomba, Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 861-878. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v67i4.35190>
- Villamarín, C., Rieradevall, M., y Prat, N. (2020). Macroinvertebrate diversity patterns in tropical highland Andean rivers. *Limnetica*, 39(2), 677-691. <https://doi.org/10.23818/limn.39.44>
- Wang, Y., Liu, J. J., Liu, W., Feng, Q., Li, B. L., Lu, H., y Wang, S. (2021). Spatial variation in macrobenthic assemblages and their relationship with environmental factors in the upstream and midstream regions of the Heihe River Basin, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(2), 1-22. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08822-0>
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The journal of geology*, 30(5), 377-392.