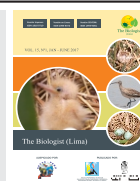




The Biologist (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

BENTHIC MACROINVERTEBRATES FOR ASSESSING WATER QUALITY OF THE HIGH RIVER BASIN OF THE HUALLAGA RIVER, PERU

MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS PARA EVALUAR LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO HUALLAGA, PERÚ

José Alomía¹; José Alberto Iannacone^{1,2}; Lorena Alvarino¹ & Karen Ventura¹

¹ *Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA). Facultad de Ciencias Naturales y Matemática (FCNNM). Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV). El Agustino, Lima, Perú.*

² *Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Ricardo Palma (URP). Santiago de Surco, Lima, Perú.*

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates (BMI) were used to evaluate the water quality of the upper basin of the Huallaga River from the center of La Quinua in Cerro de Pasco (3655 masl) to the city of Huánuco, Peru (1886 masl). Twelve sampling stations were established and evaluated in dry and rainy seasons, physicochemical parameters of water, BMI and riverbank quality using the QBR-And index (Andean riparian vegetation quality index). In relation to the benthic macroinvertebrates, 30 taxa were recorded, with the Chironomidae and Baetidae families being the most abundant. When applying the biological indexes: ABI (Andean biotic index), BMWP/COL ("Biological Monitoring Working Party") and EPT (Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera), it was determined that the stations of the main channel encounter some degree of disturbance, and on the other hand, the tributaries are of good biological quality. The QBR-And was applied, being that most of the stations present an intermediate shore quality.

Keywords: water quality – biotic indexes – benthic macroinvertebrates – monitoring – Peru

RESUMEN

Los macroinvertebrados bentónicos (MIB) se usaron para evaluar la calidad de las aguas de la cuenca alta del río Huallaga desde el centro poblado de La Quinua en Cerro de Pasco ubicada (3655 msnm) hasta la ciudad de Huánuco, Perú (1886 msnm). Se establecieron 12 estaciones de muestreo y se evaluaron en temporada seca y lluviosa, parámetros fisicoquímicos del agua, MIB y la calidad de la ribera empleando el índice QBR-And (Índice de calidad de la vegetación de ribera andina). Con relación a los macroinvertebrados bentónicos se registraron 30 taxas, siendo las familias Chironomidae y Baetidae las más abundantes. Al aplicar los índices biológicos: ABI (Índice biótico andino), BMWP/COL ("Biological Monitoring Working Party") y EPT (Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera), se determinó que las estaciones del cauce principal se encuentran con cierto grado de perturbación; en cambio los tributarios presentan una buena calidad biológica. Se aplicó el QBR-And, encontrándose que la mayoría de las estaciones presentan una calidad de ribera intermedia.

Palabras clave: calidad de agua – índices bióticos – macroinvertebrados bentónicos – monitoreo – Perú

INTRODUCCIÓN

La ONU (1992) advierte que la rapidez del crecimiento de la población urbana y de la industrialización está sometiendo a una gran presión a los ecosistemas acuáticos que se ven perturbados y amenazados. Muchos de esos problemas han surgido debido a un modelo de desarrollo que destruye el medio ambiente y no protege a los recursos hídricos superficiales y subterráneos. La ley general del ambiente del Perú (CRP, 2005) señala que el estado protege los ecosistemas de montaña, a los que considera sistemas frágiles. Acosta *et al.* (2009) indican que las escasas leyes de saneamiento y la promulgación de leyes de calidad del agua demasiado tolerantes a los niveles permisibles de contaminantes orgánicos e inorgánicos, han tenido poco éxito en detener y disminuir el deterioro acuático existente (PCM, 2009).

Los ríos corresponden a uno de los tipos de ecosistemas más afectados por las actividades humanas (Naiman & Turner, 2000), debido a que éstos han sido siempre empleados por el hombre como fuente de recursos y como vía para la eliminación de residuos, lo cual ha producido una degradación histórica de estos ecosistemas (Alonso & Camargo, 2005; Torralba & Ocharan, 2007).

La evaluación biológica puede estar basada en los macroinvertebrados bentónicos (MIB) como bioindicadores de la contaminación (Paredes *et al.*, 2007; Ríos-Touma *et al.*, 2011; Guimaraes Souto *et al.*, 2011; Iannacone *et al.*, 2013; Ríos-Touma *et al.*, 2014; Custodio & Chanamé, 2016), los cuales nos brindan la información de las perturbaciones que se generan y afectan a los ecosistemas acuáticos (Alba-Tercedor, 1996; Segnini, 2003; Gamboa *et al.*, 2008). Los MIB permiten realizar un análisis rápido que refleja la situación del ecosistema acuático e informa sobre las alteraciones, integrando los datos químicos, físicos y biológicos (Oscoz *et al.*, 2006; Rosales & Sánchez, 2013; Ríos-Touma *et al.*, 2014). Estos artrópodos muestran una total eficacia en la detección de puntos de alteración y cartografía de la calidad del agua, y además que su muestreo no requiere de equipos costosos (Alba-Tercedor, 1996; Salcedo-Gustavson *et al.*, 2013).

La evaluación de la calidad de los sistemas lóticos y lenticos empleando MIB como bioindicadores en el Perú data de los últimos veinte años. Acosta (2001) hizo una comparación en la distribución espacial de los MIB en la orilla y en el medio del cauce en la quebrada Cantón, tributario del río Rímac, Lima, Perú. Acosta *et al.* (2001) evaluaron la biodiversidad de MIB en la parte nororiental de la cordillera de Vilcabamba, Perú. Huamán *et al.* (2002) estudiaron la estructura comunitaria de los MIB en la laguna de Paca, Junín, Perú. Iannacone *et al.* (2003) analizaron la biodiversidad y similaridad de los MIB de las lagunas de Puerto Viejo, Lima, Perú. Paredes *et al.* (2004) usaron a los MIB como bioindicadores de la calidad del agua en los ríos Wuawuas y Amojú, Amazonas y Cajamarca, respectivamente, empleando el índice BMWP' ("Biological Monitoring Working Party"). Paredes *et al.* (2005) evaluaron a los MIB para determinar la calidad de las aguas desde la bocatoma de SEDAPAL (Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima), La Atarjea hacia la parte inferior del río Rímac, El Agustino, Lima, Perú. Arana (2008) estudio a los MIB como indicadores biológicos tanto en época seca como lluviosa en tres secciones altitudinales del río Santa Eulalia, el cual es el principal tributario del río Rímac, Lima, Perú. Acosta *et al.* (2009) proponen un protocolo para evaluar la calidad ecológica, adaptado para ríos altoandinos, proponiendo un nuevo índice biológico denominado Índice Biológico Andino "Andean biotic index" (ABI), el cual es una adaptación del BMWP/Col ("Biological Monitoring Working Party" de Colombia). Además proponen el Índice de Calidad de Ribera (QBR) (Munné *et al.*, 2003) al cual lo denomina Índice de calidad de la vegetación de ribera andina (QBR-And). Estos índices fueron probados en los ríos Cañete y Guayllabamba ubicados en Perú y Ecuador, respectivamente. Vizcardo (2009) empleó a la comunidad de MIB como bioindicadores de la calidad ambiental en los humedales de Ventanilla, Callao, Perú. Alván *et al.* (2012) determinaron la riqueza y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la Laguna de Quistococha (Loreto, Perú). Trama & Mejía (2013) evaluaron los MIB en el cultivo de arroz, Piura, Perú.

El río Huallaga es el afluente más importante del río Marañón, y atraviesa los departamentos de

Pasco, Huánuco, San Martín y Loreto, Perú (Mejía, 1986). La cuenca alta del río Huallaga está ampliamente poblada y en ella se realizan diversas actividades socioeconómicas. Las aguas del río Huallaga en su cuenca alta y en las aproximaciones a la ciudad de Huánuco han sido caracterizadas por diversos autores. Mallma (1990) estudio las fuentes de contaminación y las relacionó con las variables fisicoquímicas y la comunidad planctónica. AII (1997) hizo una evaluación ambiental y territorial en la cuenca alta del río Huallaga. Villanueva (1998) realizó un estudio hidrológico de la cuenca del río Huallaga en el tramo de la ciudad de San Rafael hasta la ciudad de Huánuco. Ayala *et al.* (2003) determinaron la contaminación producida por los residuos vertidos a las aguas del río Huallaga, además de hacer un estudio microbiológico de las aguas y relacionarlo con los problemas de salud de los pobladores ribereños. Sin embargo, no se ha realizado un estudio para determinar la calidad biológica de sus aguas empleando MIB en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú.

El objetivo principal de la presente investigación fue emplear a los macroinvertebrados bentónicos (MIB) para evaluar la calidad de las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca alta de río Huallaga, Pasco, Huánuco, Perú se localiza entre 10° 40'-10° 00' LS y 76° 20'-76° 00' LO. Durante el mes de agosto del 2010 (temporada seca) y el mes de marzo del 2011 (temporada lluviosa) se evaluaron las aguas de la cuenca alta del río Huallaga desde el centro poblado de La Quinoa en Cerro de Pasco ubicada a unos 3655 msnm hasta la ciudad de Huánuco ubicado a unos 1886 msnm, Perú. Se evaluaron aproximadamente unos 67 km del cauce del río en donde se establecieron 12 Estaciones de muestro (E) ubicadas en el mismo cauce (CP) y en los principales tributarios (PT).

Estaciones de muestro (E)

E₁: en el anexo de La Quinoa (3655 msnm), en la zona de vida bosque muy húmedo montano

tropical (bmh-MT) (8826622N – 370971E), en la naciente del río Huallaga, cercana a la confluencia del río Panamarca y la Quebrada Pucayacu. La ribera se caracteriza por la presencia de *Polylepis* (Rosaceae) y de *Baccharis* (Asteraceae). CP.

E₂: en el distrito de Cajamarquilla (3352 msnm), en la zona de vida de bosque muy húmedo montano tropical (bmh-MT) (8836190N – 370850E), pasando el asentamiento minero de la minera MILPO en Chicrin. Es una zona de relaves mineros en el mismo río Huallaga. La ribera se caracteriza por la presencia de *Eucalyptus*. CP.

E₃: a la entrada del anexo de Malauchaca (3347 msnm), en la zona de vida bosque muy húmedo montano tropical (bmh-MT) (8836521N – 370900E), pasando la confluencia del tributario río Ticlayan, en el mismo río Huallaga. La ribera se caracteriza por la presencia de *Baccharis*. CP.

E₄: a la entrada del distrito de Huariaca (2988 msnm), en la zona de vida bosque húmedo montano tropical (bh-MT) (8843610N – 371192E) dentro del recreo Catalina Huanca, en el río Pucurhuay, el cual es un tributario del río Huallaga. La ribera se caracteriza por la presencia de *Alnus acuminata* Kunth “aliso” (Betulaceae). PT.

E₅: a la entrada del anexo de Salcachupan (2895 msnm), en la zona de vida bosque seco montano bajo tropical (bs-MBT) (8826622N – 367853E), pasando la ciudad de Huariaca. La ribera se caracteriza por las plantaciones de eucalipto. CP.

E₆: dentro del anexo de Salcachupan (2905 msnm), en la zona de vida bosque seco montano bajo tropical (bs-MBT) (8851380N – 367650E), en el cauce río Tingo, el cual es un tributario del río Huallaga. La ribera se caracteriza por la abundancia de plantaciones de eucalipto. PT.

E₇: pasa por la ciudad del distrito de San Rafael (2451 msnm), en la zona de vida estepa espinosa montano bajo tropical (ee-MBT) (8868708N – 373155E), antes de llegar a la confluencia del río Huallaga con el río Blanco, en el mismo río Huallaga. La ribera se caracteriza por ser de tipo rocosa y de escasa presencia de vegetación ribereña. CP.

E₈: a la entrada de la ciudad de Ambo (2110 msnm),

en la zona de vida estepa espinosa montano bajo tropical (ee-MBT) (8879671N – 368728E), en el mismo río Huallaga. La ribera se caracteriza por ser de tipo rocosa, pero con abundante vegetación ribereña especialmente de pajonales. CP.

E₉: en la ciudad de Ambo (2105 msnm), en la zona de vida estepa espinosa montano bajo tropical (ee-MBT) (8880240N – 367632E), en el cauce del río Huertas. La ribera se caracteriza por ser de tipo rocosa con plantaciones de *Schinus molle* L. (Anacardiaceae), *Caesalpinia spinosa* (Molina) Kuntze (Fabaceae) y eucalipto. PT.

E₁₀: en el anexo de Hunguymaray (2030 msnm), en la zona de vida monte espinoso premontano tropical (mte-PT) (8890762N – 364684E) y pasa por la ciudad de Tomayquichua y la confluencia del río Huallaga y Huertas, en el mismo río cauce del río Huallaga. La ribera se caracteriza por ser de tipo rocosa y por encontrarse en una zona agrícola con plantaciones de hortalizas y maíz. CP.

E₁₁: en el anexo de Yacutoma (1991 msnm), en la zona de vida monte espinoso premontano tropical (mte-PT) (8901441N – 361143E), en el cauce del río Higuera. La ribera del río se caracteriza por ser de tipo rocosa con predominancia de *Tessaria integrifolia* L. “Pájaro bobo” (Asteraceae), y también se usa por los volqueteros como canteras para arena y hormigón. La ribera se encuentra en una zona agrícola con plantaciones maíz y frutales. PT.

E₁₂: en la ciudad de Huánuco (1886 msnm), en la zona de vida monte espinoso premontano tropical (mte-PT) (8902858N – 364732E), en el cauce del río del Huallaga, pasando la confluencia de este mismo y el río Higuera. La ribera se caracteriza por encontrarse en una zona urbana y por las abundantes plantaciones de *Salix* “Sauce”. CP.

Parámetros fisicoquímicos. La temperatura (°C) se evaluó con un termómetro de mercurio. El pH utilizó un potenciómetro marca QINGDAO modelo PH-009(III) (Fabricante: Qingdao Tlead International Company, Hecho en Taiwan, Precisión: ± 0,1). El oxígeno disuelto (OD) (mg·L⁻¹) utilizó un producto que mide el oxígeno por colorimetría, Sera Sauerstoff-Test (O₂) (Fabricante: Sera GmbH, Hecho en Alemania, Precisión: ± 1 mg·L⁻¹). El caudal (m³·s⁻¹) se midió a

través de la profundidad, ancho y velocidad de la corriente. La transparencia (cm) utilizó el disco de Secchi (APHA, 2012).

Macroinvertebrados bentónicos (MIB). En cada E₁₋₁₂ se colectaron tres submuestras de MIB utilizando una trampa tipo Surber modificada por Paredes *et al.* (2005) con malla de 250 µm. Se siguió las consideraciones de Barbour *et al.* (1999). Se tomó como una zona de muestreo una extensión de 100 m del canal del río, dentro del cual se escogieron lugares para colectar las tres submuestras. Antes de colectar los MIB, se completaron la medición de los parámetros fisicoquímicos. Se sumergió la trampa en el río y se removió con los pies o las manos 1 m² de sedimento. Las muestras colectadas fueron transferidas a envases etiquetados con alcohol etílico al 95%. Luego los MIB fueron identificados utilizando las claves taxonómicas de Roldán (1996), Huamantínco & Ortiz (2010), Posada & Roldán (2003), Serrano & Zepeda (2010), Menjívar (2010) y Gutiérrez (2010), en el Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA) de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática (FCCNM) de la Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV).

Índices de diversidad (Moreno, 2001). Se emplearon cuatro índices: Shannon-Wiener (H'), Equidad de Pielou (J'), Simpson (λ) y Berger-Parker (d).

Índices bióticos

*Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col) (Roldán & Ramírez, 2008). Método simple, económico y rápido que evaluó la calidad del agua usando MIB como bioindicadores. Este método sólo necesita identificar hasta el nivel de familia con datos cualitativos (presencia/ausencia). El puntaje asignado a cada familia varía de 1 al 10, de acuerdo con la tolerancia a la contaminación orgánica (Zúñiga de Cardozo *et al.*, 1997). Se clasifica en cinco categorías: (1) buena (BMWP/Col > 101, aguas muy limpias, no contaminadas o poco alteradas), (2) aceptable (BMWP/Col entre 61-100, aguas ligeramente contaminadas), (3) dudosa (BMWP/Col entre 36-60, aguas moderadamente contaminadas), (4) crítica (BMWP/Col entre 16-35, aguas muy contaminadas) y (5) muy crítica (BMWP/Col < 15, aguas fuertemente contaminadas).

*Biótico Andino (ABI) (Acosta *et al.*, 2001). Este método evalúa la calidad biológica de los ríos altoandinos empleando MIB. Valores de tolerancia son asignados a cada familia debido a la contaminación orgánica y finalmente se suman las puntuaciones de todas las familias presentes en el sitio (Alba-Tercedor & Sánchez, 1988). Se clasifica en cinco categorías: (1) muy bueno (ABI > 74), (2) bueno (ABI entre 45-74), (3) moderado (ABI entre 27-44), (4) malo (ABI entre 11-26) y (5) pésimo (ABI < 11).

*Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera (EPT) (Carrera & Fierro, 2001). Este método usa los tres grupos de MIB que son buenos indicadores de calidad de agua debido a que son muy sensibles a los contaminantes. Se evalúa la abundancia de estos tres grupos frente a la abundancia total de todos los MIB. Se clasifica en cuatro categorías: (1) muy bueno (entre 75-100), (2) bueno (entre 50-74), (3) regular (entre 25-49) y (4) mala (entre 0-24).

*Calidad de ribera andino (QBR-And) (Suárez *et al.*, 2002; Munné *et al.*, 2003; Acosta *et al.*, 2009; Fernández *et al.*, 2009; Kutschker *et al.*, 2009). En cada estación se colectó flora representativa arbustiva y arbórea, para la aplicación *in situ* del índice QBR-And (Índice de calidad de ribera andino). El cálculo del QBR fue en ambos márgenes del cauce del río. Se contó con un observador que estuvo familiarizado con las especies arbóreas y arbustivas del lugar. Se diferenció el bosque ribereño del canal principal del río, se reconocieron las zonas de inundaciones, y se utilizaron indicadores como terrazas fluviales, vegetación de ribera y evidencias de inundaciones. Este método considera las principales formaciones vegetales andinas y sus tipos de riberas como las de tipo rocosa, páramos y punas, las riberas. Se consideraron la heleófitas, más no las macrofitas sumergidas. Se delimitó una zona de 100 m longitudinales, aguas arriba del canal de ingreso. Las muestras de flora fueron identificadas por comparación en el Herbario "San Marcos" del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. Este índice QBR-And considera cuatro componentes: (1) grado de la cobertura vegetal, (2) estructura de la vegetación, (3) calidad de la cubierta vegetal y (4) grado de naturalidad del canal fluvial. Cada una de estas secciones o apartados se califica entre 0 y 25 puntos. Los valores del índice QBR oscilaron

entre 0 y 100 puntos (Fernández *et al.*, 2009). Se clasifica en cinco categorías: (1) vegetación de ribera sin alteraciones. Calidad muy buena. Estado natural (QRB \geq 96), (2) vegetación ligeramente perturbada. Calidad buena (QRB entre 76-95), (3) inicio de alteración importante. Calidad intermedia (QRB entre 51-75), (4) alteración fuerte. Mala calidad (QRB entre 26-50) y (5) degradación extrema. Calidad pésima (QRB entre \leq 25).

Análisis estadísticos

Se aplicó la prueba t de Student para muestras independientes para determinar si hay diferencias significativas en los valores fisicoquímicos, diversidad alfa y de índices bióticos entre la temporada seca y lluviosa y entre el cauce principal del río Huallaga y sus tributarios. Se elaboró un análisis de componentes principales (ACP) para la temporada seca y lluviosa por separado como un criterio de ordenamiento y reducción de las variables. Los estadígrafos se calcularon con el programa estadístico SPSS versión 21,00. Se elaboraron dendrogramas empleando el índice de similaridad cuantitativo de Bray-Curtis con la abundancia de los MIB en cada una de las E en temporada seca y lluviosa con el programa estadístico Paleontological Software Package for Education and Data Analysis (PAST), versión 2.4.

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos

En la tabla 1, se observa que la temperatura del agua va aumentando con la disminución de la altitud, siendo más baja en las primeras estaciones y más altas en las últimas. De acuerdo a los valores de pH, las aguas son ligeramente alcalinas dentro de un rango de 7,5 a 8,5. El OD fue menor, las aguas más transparentes y más altos pH en temporada seca que en lluviosa (Tabla 2). No se observaron diferencias entre tres parámetros (Temperatura, pH y OD) entre el cauce principal y los cuatro tributarios (Tabla 3).

Macroinvertebrados bentónicos (MIB)

Se colectaron 30 taxas de MIB en temporada seca y en la lluviosa (Tablas 4 y 5). Se observó que las taxas más abundantes fueron Chironomidae, Baetidae, Leptohiphidae y Hidropsychidae. La clase insecta representa el 94% y 95% de la

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos evaluados en cada una de las 12 estaciones (E) muestreadas en época seca (agosto-2010) y en época lluviosa (marzo-2011) en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. CV = Coeficiente de variación. OD = Oxígeno disuelto.

Época seca (agosto-2010)														
Parámetros	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Prom	CV (%)
Temperatura	10,2	8,5	9	9,5	10,1	11,2	12	13	12	15,5	17	16,9	12,1	25
pH	8,22	8,47	8,31	8,09	8,07	8,05	7,92	8,44	8,42	8,64	8,39	8,03	8,24	3
OD (mg L ⁻¹)	4	5	4	5	4	5	6	5	6	5	6	4	4,92	16
Transparencia (cm)	100	90	100	30	70	90	40	70	80	60	80	60	72,50	31
Caudal (m ³ ·s ⁻¹)	3,2	3,4	4,8	2,8	7,4	5	17,5	19	18,5	42	7	49,5	15,01	100
Época lluviosa (marzo-2011)														
Parámetros	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Prom	CV (%)
Temperatura	10	11	11	12	13	13	13,5	14,5	16	17	16,9	17,5	13,7	25
pH	8,29	8,02	8,41	7,54	7,49	8,03	7,52	7,74	7,62	7,91	8,09	7,84	7,88	4
OD (mg L ⁻¹)	5	6	6	6	6	6	6	5,5	6	5	6	5,5	5,75	7
Transparencia (cm)	70	47	47	40	10	24	17	15	15	15	15	20	27,92	67
Caudal (m ³ ·s ⁻¹)	9,9	11,5	15,6	12,2	23,5	10,8	35	43,2	43	90	15	121	35,89	198

Tabla 2. Comparación entre cuatro variables fisicoquímicas, seis de diversidad y tres índices bióticos entre la temporada seca y lluviosa, en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. OD = Oxígeno disuelto. BMWP/Col = Índice "Biological Monitoring Working Party" de Colombia. ABI = Índice Biológico Andino. EPT = Índice Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera. t = Prueba de t de Student. Sig. = Significancia. Valores en negrita indican que son estadísticamente significativos.

Variables	Temporada		Prueba	
	seca	lluviosa	t	sig.
Temperatura (°C)	12,07±0,85	13,07 ±0,71	1,45	0,16
pH	8,24 ±0,07	7,86 ± 0,09	3,44	0,002
OD (mg·L ⁻¹)	4,92±0,23	5,75± 0,12	3,25	0,04
Transparencia (cm)	72,5±6,41	27,91±5,39	5,32	0,000
Riqueza	10,58±0,95	9,25 ±0,75	1,10	0,28
Abundancia	384,95±47,68	277,50±41,98	1,68	0,10
Simpson (λ)	0,49±0,06	0,39±0,04	1,46	0,15
Shannon-Wiener (H')	1,16±0,12	1,26±0,10	0,93	0,36
Berger-Parker (d)	0,64±0,05	0,54±0,04	1,65	0,11
Pielou (J')	0,48±0,04	0,58±0,05	1,61	0,12
BMWP/Col	54,42±6,48	49,83±3,57	0,62	0,54
ABI	49,58±6,43	45±4,17	0,59	0,55
EPT	35,58±9,21	63,50±7,91	2,29	0,03

abundancia total de los MIB en temporada seca y lluviosa, respectivamente (Tablas 4 y 5). Las familias de Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera (EPT) representan en abundancia el 42 % de la abundancia total de MIB en temporada seca, mientras que en la temporada lluviosa su abundancia aumenta a un 59 %.

Diversidad alfa

En la tabla 6 se observa que el índice H' para las estaciones 1, 6, 9, 10 y 11 presentan una mayor diversidad en la composición de MIB en ambas temporadas, y solo la estación 4 presentó la mayor diversidad en la temporada lluviosa. Las estaciones 2 y 3 presentaron tasas dominantes en ambas

temporadas, y las estaciones 4, 5 y 12 solo en la temporada seca de acuerdo a los índices λ y d. En la mayoría de las estaciones, se observó una alta abundancia de la familia Chironomidae y Baetidae en la temporada seca y lluviosa. De acuerdo al índice de Equidad de Pielou, se observó que la estación 12 presentó una composición muy homogénea en la abundancia de MIB en temporada lluviosa, mientras que las estaciones 2 y 3, presentaron una composición heterogénea en la abundancia de MIB en ambas temporadas. Hay diferencias significativas entre ambas temporadas para EPT (Tabla 2) y para las variables Riqueza, H', ABI y BMWP/Col entre el cauce principal y los tributarios, siendo en estos últimos más altos (Tabla 3).

Diversidad beta

En la figura 1 se señala un dendrograma cuantitativo en época seca en la cuenca alta del río Huallaga, Perú. En las estaciones 2, 3 y 5, la similaridad es cercana al 85%, las cuales son las primeras estaciones perturbadas del cauce del río Huallaga en la parte alta de nuestro estudio. Luego las estaciones 1, 7 y 8 tienen una similaridad de 64%, estas estaciones son poco perturbadas y se

encuentran en el cauce del río Huallaga, después las estaciones 9 y 11 presentan una similaridad de 65%. Estas estaciones se encuentran en los tributarios: río Huertas e Higueras, respectivamente, los cuales se encuentran en la parte baja de este estudio. Finalmente se resalta la escasa similaridad de 21% de la estación 12 frente a las demás estaciones. Esta estación es perturbada y se encuentra en la ciudad de Huánuco. En la figura 2 se señala un dendrograma cuantitativo en época lluviosa en la cuenca alta del río Huallaga, Perú. Las estaciones 11 y 12 presentan poca similaridad de cerca al 32% frente a las demás estaciones, ya que estas son las últimas estaciones en este estudio.

Índices bióticos

*BMWP/Col

Las estaciones 2, 3, 5, 7 y 12 presentaron los valores más bajos (Tabla 7). Se observa que en la temporada seca predominan las estaciones de calidad biológica aceptable y en la temporada lluviosa las de calidad biológica dudosa. La estación 12 presentó una calidad crítica en ambas temporadas y las estaciones 2, 3 y 6 presentaron una calidad biológica crítica solo en la temporada

Tabla 3. Comparación entre cuatro variables fisicoquímicas, seis de diversidad y cuatro índices bióticos entre en cauce principal (n=8) (E₁, E₂, E₃, E₄, E₅, E₇, E₈, E₁₀ y E₁₂) y los tributarios (n=4) (E₄, E₆, E₉ y E₁₁), en la cuenca alta del río Huallaga, Perú. OD = Oxígeno disuelto. BMWP/Col = Índice "Biological Monitoring Working Party" de Colombia. ABI = Índice Biológico Andino. EPT = Índice Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera. QBR-And = Índice de calidad de la vegetación de ribera andina. t = Prueba de t de Student. Sig. = Significancia. Valores en negrita indican que son estadísticamente significativos.

Variables	Cauce		Prueba	
	principal	tributarios	t	sig.
Temperatura (°C)	12,6±0,70	13,45 ±1,00	0,68	0,49
pH	8,06 ±0,85	8,01 ± 0,11	0,39	0,69
OD (mg·L ⁻¹)	5,12±0,19	5,75± 0,16	2,07	0,05
Transparencia (cm)	51,93±7,66	46,75±11,13	0,38	0,70
Riqueza	9,06±0,66	11,63 ±1,05	2,14	0,04
Abundancia	328,18±37,68	343,50±67,80	1,68	0,10
Simpson (λ)	0,49±0,04	0,35±0,05	1,96	0,06
Shannon-Wiener (H')	1,05±0,08	1,45±0,11	2,69	0,01
Berger-Parker (d)	0,63±0,04	0,50±0,05	1,79	0,08
Pielou (J')	0,49±0,04	0,60±0,04	1,54	0,13
BMWP/Col	45,56±3,85	65,25±5,22	2,93	0,008
ABI	39,19±3,46	63,50±5,74	3,83	0,001
EPT	44,81±8,55	59,00±9,91	1,01	0,32
QBR-And	58,13±3,91	65,00±2,09	1,04	0,29

Tabla 4. Composición de MIB colectados en cada una de las 12 estaciones (E) muestreadas en época seca (agosto-2010) en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú.

Taxas	Estaciones												N°
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
EPHEMEROPTERA													
Baetidae	205	5	5	12	1	8	152	244	124	6	0	1	763
Leptohyphidae	0	0	0	1	1	32	7	30	213	57	249	2	592
Leptophebiidae	2	0	0	4	0	0	0	0	53	0	63	0	122
TRICHOPTERA													
Glossosomatidae	0	0	0	1	0	2	0	3	12	4	2	0	24
Hydropsychidae	0	0	0	7	15	68	14	19	26	101	30	0	280
Hydrobiosidae	6	0	0	0	0	0	0	4	0	15	0	0	25
Hydroptilidae	0	0	0	2	0	0	0	1	48	21	5	0	77
Leptoceridae	0	0	0	1	0	2	2	11	21	0	0	0	37
Limnephilidae	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
PLECOPTERA													
Gripopterygidae	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
COLEOPTERA													
Elmidae	22	0	0	6	0	4	0	0	27	1	4	0	64
DIPTERA													
Blepharoceridae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Ceratopogonidae	0	0	1	23	1	5	0	0	0	0	0	0	30
Chironomidae	136	238	203	334	210	217	92	35	173	420	66	50	2174
Empididae	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	7
Ephyridae	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
Psychodidae	0	0	0	0	0	5	2	1	0	0	0	0	8
Simuliidae	1	1	0	3	0	3	0	21	3	33	25	10	100
Syrphidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tipulidae	0	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0	11
NEUROPTERA													
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	4
CHELICERATA													
Acari	0	0	0	17	0	12	0	0	0	0	0	0	29
CRUSTACEA													
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Cladocera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MOLUSCA													
Physidae	1	0	1	1	4	0	0	8	2	3	0	111	131
Planorbidae	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Pulmonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ANNELIDA													
Oligochaeta	2	7	11	0	4	9	3	7	0	2	0	1	46
PLATEHELMINTOS													
Tricladida	39	19	11	0	1	4	0	1	0	0	0	0	75
N°	423	272	235	417	239	382	272	386	706	663	447	175	4617

Tabla 5. Composición de MIB colectados en cada una de las 12 estaciones (E) muestreadas en época lluviosa (marzo-2011) en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú.

Taxas	Estaciones												N°
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
EPHEMEROPTERA													
Baetidae	177	30	70	86	192	36	64	291	115	86	5	0	1152
Leptohyphidae	0	0	0	21	134	114	38	41	46	178	17	12	601
Leptophebiidae	0	0	0	4	0	0	0	0	16	0	36	0	56
TRICHOPTERA													
Glossosomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	0	0	0	0	8	4	2	3	9	49	6	15	96
Hydrobiosidae	8	3	3	4	6	1	0	6	1	2	0	0	34
Hydroptilidae	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	1	8	4	6	1	9	29
Limnephilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PLECOPTERA													
Gripopterygidae	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	5
Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA													
Elmidae	22	1	0	6	3	1	1	0	9	1	0	0	44
DIPTERA													
Blepharoceridae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Ceratopogonidae	0	0	0	15	1	0	0	1	2	0	0	0	19
Chironomidae	103	455	165	49	46	122	4	13	20	10	0	14	1001
Empididae	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4
Ephydriidae	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Simuliidae	4	1	2	1	0	0	7	2	10	95	1	0	123
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
NEUROPTERA													
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHELICERATA													
Acari	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
CRUSTACEA													
Amphipoda	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Cladocera	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
MOLLUSCA													
Physidae	3	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pulmonata	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
ANNELIDA													
Oligochaeta	7	40	6	14	10	0	0	2	0	0	5	30	114
PLATEHELMINTOS													
Tricladida	20	0	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	25
N°	356	532	252	208	404	280	117	370	232	427	72	80	3330

lluviosa (Tabla 7). La temporada seca presentó una mayor variación en sus valores que la lluviosa, pero sin diferencias significativas (Tabla 2). BMWP/Col presentó diferencias significativas entre el cauce principal y los tributarios (Tabla 3).

*Biótico Andino (ABI)

De acuerdo al ABI se observa que las estaciones 2, 3, 5, 7 y 12 presentaron los valores bajos de este índice en ambas temporadas (Tabla 7). La estación 4 presentó una calidad biológica de agua muy buena en ambas temporadas y la estación 6 solo en la temporada seca presentó un estado de calidad biológica muy buena (Tabla 7). La estación 12, en la ciudad de Huánuco presenta un estado de calidad biológica mala en ambas temporadas, y las estaciones 2, 3 presentan una calidad biológica mala en temporada seca y en temporada lluviosa se recuperan a calidad moderada (Tabla 7). En la temporada seca hay una mayor variabilidad en los valores de este índice en comparación a la temporada lluviosa, resaltando que la estación 4 es la única estación en la temporada lluviosa con un alto valor en comparación de las demás estaciones (Tabla 7). ABI presentó mayores valores en los tributarios que en el cauce principal (Tabla 3).

*EPT

Se observó que este índice fue mayor en la temporada lluviosa en todas las estaciones, siendo

mayor esta diferencia en las estaciones 3, 4, 5 y 12 (Tablas 2 y 7). En ambas temporadas en la estación 2 fue muy bajo el valor de este índice. Las estaciones con calidad muy buena predominan en la temporada lluviosa, mientras en la temporada seca predominan las estaciones con calidad mala (Tabla 7). La variabilidad en las temporadas seca fue un poco mayor que en la temporada lluviosa (Tablas 2 y 7). EPT no presentó diferencias significativas en los tributarios que en el cauce principal (Tabla 3).

*QBR-and

La Tabla 7 muestra el estado de conservación de las zonas ribereñas, expresadas en los valores obtenidos al aplicar el índice QBR-and en cada una de las estaciones. Los apartados: grado de cubierta y estructura de la cubierta, aportaron menores valores a la puntuación del QBR y la mayoría de las estaciones presentaron una calidad intermedia (Tabla 7). QBR-and no presentó diferencias significativas en los tributarios y en el cauce principal (Tabla 3).

Análisis de Componentes Principales (ACP)

En las figuras 3 y 4 para ambas temporadas, se observó la relación entre las variables ABI y BMWP/COL, EPT, H', caudal y temperatura. También una relación negativa entre caudal y transparencia.

Tabla 6. Valores de cuatro índices de diversidad alfa obtenidos con los MIB (Macroinvertebrados bentónicos) en cada una de las 12 estaciones (E) muestreadas en época seca y lluviosa en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú.

E	Shannon Wiener (H')		Pielou (J')		Simpson (λ)		Berger-Parker (d)	
	seca	lluviosa	seca	lluviosa	seca	lluviosa	seca	lluviosa
1	1,33	1,45	0,54	0,57	0,35	0,33	0,48	0,49
2	0,53	0,56	0,27	0,29	0,77	0,74	0,87	0,85
3	0,59	0,93	0,31	0,41	0,75	0,51	0,86	0,65
4	0,92	1,76	0,34	0,67	0,64	0,24	0,80	0,41
5	0,56	1,30	0,24	0,56	0,77	0,35	0,87	0,47
6	1,52	1,13	0,56	0,54	0,36	0,37	0,56	0,43
7	1,06	1,13	0,55	0,58	0,43	0,41	0,55	0,54
8	1,41	0,85	0,53	0,36	0,42	0,63	0,63	0,78
9	1,88	1,58	0,73	0,69	0,19	0,30	0,30	0,49
10	1,25	1,45	0,53	0,70	0,43	0,27	0,63	0,42
11	1,38	1,44	0,60	0,69	0,36	0,32	0,55	0,50
12	0,92	1,51	0,51	0,94	0,48	0,24	0,63	0,37

Tabla 7. Valores de cuatro índices bióticos: BMWP/Col, ABI, EPT obtenidos con los MIB y QRB-And en cada una de las 12 estaciones (E) muestreadas en época seca y lluviosa en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. BMWP/Col = Índice “Biological Monitoring Working Party” de Colombia. ABI = Índice Biológico Andino. EPT = Índice Ephemeroptera - Plecoptera – Trichoptera. QRB-And = Índice de calidad de la vegetación de ribera andina.

E	BMWP/Col		ABI		EPT		QBR-And
	seca	lluviosa	seca	lluviosa	seca	lluviosa	
1	55	54	56	47	52	53	85
2	29	41	22	28	2	6	45
3	28	41	22	40	2	29	60
4	78	69	84	78	8	58	70
5	40	52	38	46	7	84	50
6	76	42	75	45	29	56	60
7	32	45	30	36	64	90	65
8	79	62	64	56	81	94	75
9	87	66	72	58	71	82	55
10	64	54	53	44	31	75	50
11	57	47	57	39	78	90	75
12	28	25	22	23	2	45	35

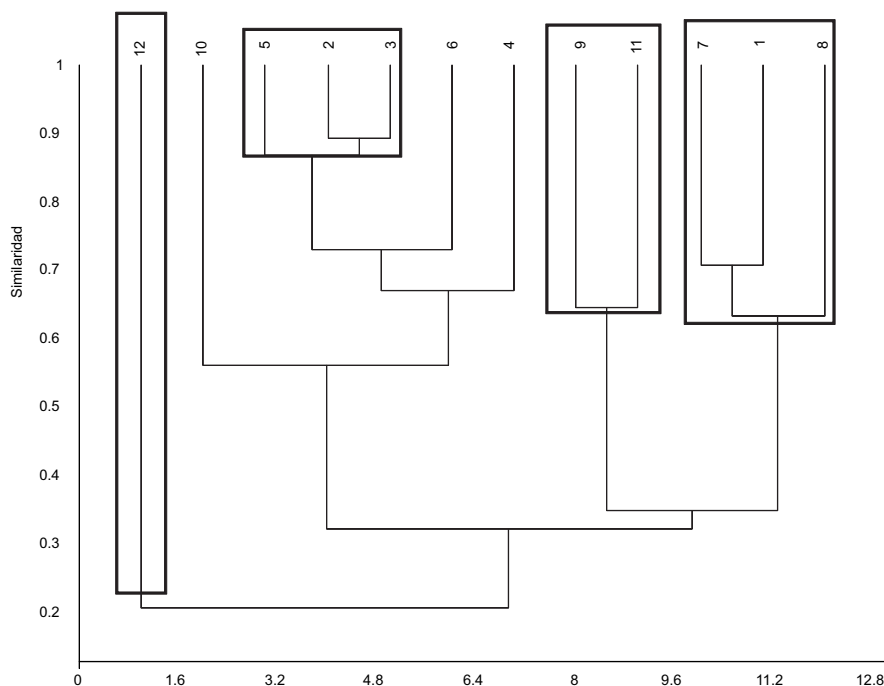


Figura 1. Dendrograma cuantitativo según su composición de MIB empleando índice de Bray-Curtis entre las 12 estaciones (E) muestreadas en época seca en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú.

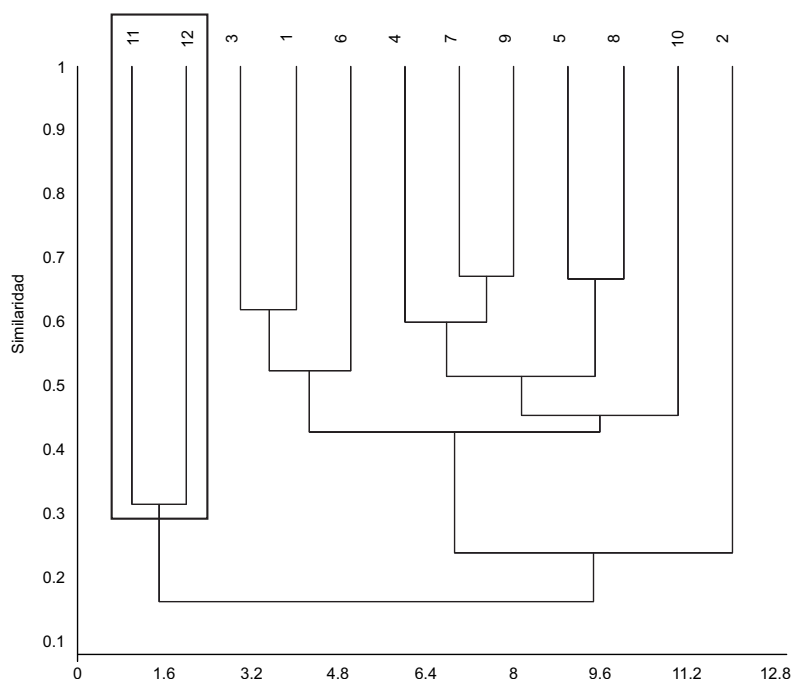


Figura 2. Dendrograma cuantitativo según su composición de MIB empleando índice de Bray-Curtis entre las 12 estaciones (E) muestreadas en época lluviosa en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú.

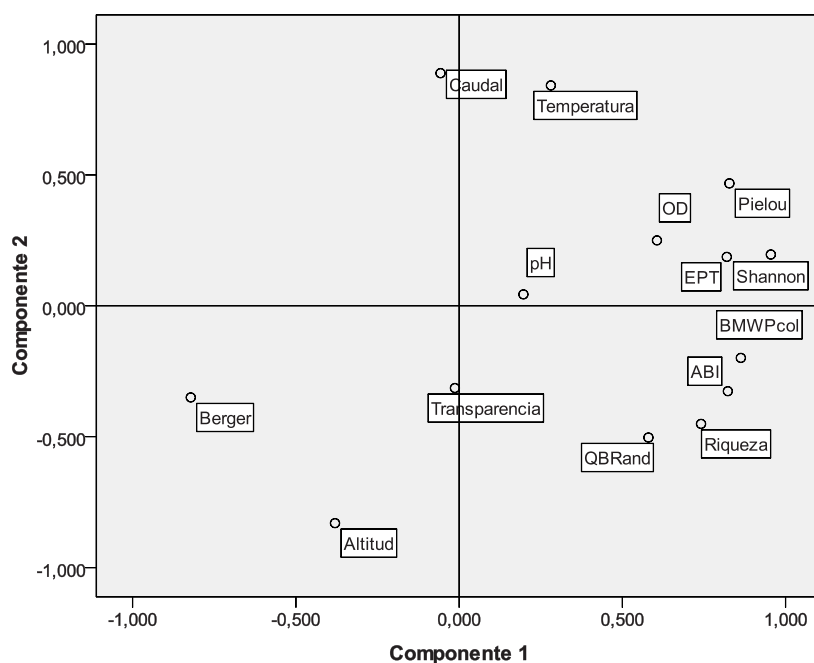


Figura 3. Distribución y asociación de las variables estudiadas según ACP (Análisis de Componentes Principales) obtenidos en época seca (Agosto-2010) en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. OD = Oxígeno disuelto. BMWP/Col = Índice “Biological Monitoring Working Party” de Colombia. ABI = Índice Biológico Andino. EPT = Índice Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera. QBR-And = Índice de calidad de la vegetación de ribera andina.

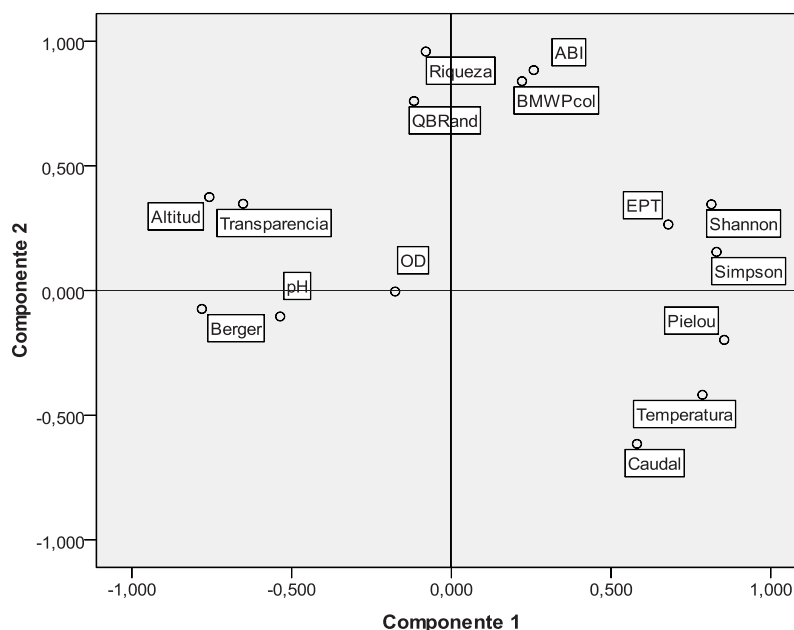


Figura 4. Distribución y asociación de las variables estudiadas según ACP (Análisis de Componentes Principales) obtenidos en época lluviosa (marzo-2011) en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. OD = Oxígeno disuelto. BMWPCol = Índice “Biological Monitoring Working Party” de Colombia. ABI = Índice Biológico Andino. EPT = Índice Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera. QBR-And = Índice de calidad de la vegetación de ribera andina.

DISCUSIÓN

La temperatura en el agua en los trópicos depende de la altura sobre el nivel del mar (Guerrero *et al.*, 2003). Esto se observó en el presente estudio debido a que la temperatura incrementa conforme disminuye la altitud. Además no se encontraron diferencias significativas en las temperaturas entre ambas temporadas. Esta relativa poca variabilidad de la temperatura entre temporadas en los ríos altoandinos ya ha sido registrada previamente (Acosta, 2001; Molina *et al.*, 2008).

El pH en las aguas de la cuenca alta del río Huallaga es ligeramente alcalino, en el rango de 7,5 a 8,5. Esto se podría deber a que de acuerdo al plano geológico para la cuenca alta del río Huallaga elaborado por Berrospi (1975) señala la presencia de calizas con intercalaciones de lutitas en la composición litológica del lecho del río, la susceptibilidad del agua natural a volverse ácida está determinada en gran medida por su capacidad amortiguadora, por el bicarbonato disuelto. La fuente natural de ion bicarbonato más importante

es la piedra caliza (Baird, 2001). Se han encontrado diferencias significativas en el pH, siendo el pH mayor en temporada seca que en la lluviosa. Esto se podría deber al efecto de dilución en la época lluviosa (Molina *et al.*, 2008).

Los estándares nacionales de calidad de agua (MINAN, 2015) categorizan al agua según el uso que se va a dar. Para los fines de este estudio, las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, entrarían en la categoría IV destinadas a la conservación del ambiente acuático. Todas las estaciones cumplen con los estándares nacionales para las variables fisicoquímicas estudiadas, a excepción de el oxígeno disuelto en donde las estaciones 1, 3, 5 y 12 que presentan valores bajos de OD ($4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) en la temporada seca. Se encontraron diferencias significativas en el OD en ambas temporadas. Esto se podría deber a que el caudal se reduce en temporada seca a causa de las escasas lluvias, con lo cual, aumentan las concentraciones de las descargar de los ríos, principalmente de materia orgánica, cerca a las comunidades, estando las estaciones 1, 3, 5 y 12 cercanas a las poblaciones de las ciudades de La Quinua, Cajamarquilla,

Huariaca y Huánuco. Por lo tanto el incremento de la materia orgánica produce una proliferación de los microorganismos encargados de su descomposición. Lo que genera, entre otros efectos, una reducción de la concentración de oxígeno disuelto en el agua (Alonso & Camargo, 2005).

La transparencia mide indirectamente la capacidad de la luz solar en penetrar en el cuerpo de agua. Sus efectos más importantes son el calentamiento y la fotosíntesis, los cuales se reducen por los sólidos disueltos y en suspensión que son transportados por la corriente (Roldán & Ramírez, 2008). En el presente estudio se determinó que existen diferencias significativas entre temporadas para la transparencia, siendo en la temporada lluviosa menor la transparencia. Esto se debería a que en la temporada lluviosa, las escorrentías son muy frecuentes, acarreando consigo sólidos que enturbian el agua.

Es conocida la representatividad en la composición de MIB de las familias Baetidae y Chironomidae en los ríos altoandinos (Acosta, 2001; Arana, 2008; Molina *et al.*, 2008; Acosta, 2009; Moya *et al.*, 2009). Los chironomidos fueron el grupo más abundante llegando en temporada seca a una abundancia del 47% del total de MIB, siendo los responsables que en las estaciones 2 y 3 presenten altos valores del índice de dominancia Simpson y las estaciones 4 y 5 solo en la temporada seca.

La mayor abundancia de los chironómidos se debe a que son sumamente tolerantes a grandes porcentajes de materia orgánica y cortos ciclos de vida (Alonso & Camargo, 2005), alta disponibilidad de alimento y posible reducción de depredadores y competidores naturales (Caicedo & Palacios, 1998). Además la capacidad para transportar oxígeno a su medio interno se ve incrementada por la presencia de la hemoglobina y la hemocianina, las cuales les permiten vivir en zonas con escaso OD (Margalef, 1995). Finalmente son conocidas por ser especies oportunistas y rápidas colonizadoras que se adaptan a condiciones fluctuantes (Acosta, 2009) e indicadores de contaminación orgánica (Alonso & Camargo, 2005).

Los Baetidae fueron el segundo grupo más abundante, predominando en la temporada lluviosa

con una abundancia del 35% del total del MIB. Si bien los ephemeropteros son considerados como indicadores ecológicos de buena calidad (Roldán, 1985), en algunas investigaciones reportan a los Baetidae como indicadores de aguas de nivel aceptable a óptimo, resaltado que algunos géneros son moderadamente sensibles a la contaminación como *Baetodes*, los cuales, tienen un amplio rango de tolerancia en cuanto a la perturbación de hábitat se refiere (Figuroa *et al.*, 2003; Guerrero *et al.*, 2003), con lo cual se resalta a los baetidos como una familia diversa y de amplia distribución, y se pueden encontrar en estaciones prístinas y perturbadas (Vega & Durant, 2000).

En el presente estudio la familia Baetidae es reportada en casi todas las estaciones desde las más a las menos perturbadas, siendo en estos últimos casos con una menor abundancia. Esto se puede deber que los efemerópteros tienen prolongaciones branquiales laminares en el abdomen, las cuales le sirven para aumentar la superficie respiratoria de su cuerpo. Se ha encontrado que este tipo de estructuras es más desarrollado en organismos que viven en medios con déficit de oxígeno y es menos desarrollado en aguas oxigenadas (Roldán & Ramírez, 2008).

Según Roldán (1996) bajo un enfoque de diversidad, una comunidad natural se caracteriza por tener una alta riqueza y un bajo número de individuos por especie. Por el contrario, una comunidad bajo una presión de contaminación, se caracteriza por poseer un bajo número de especies, pero muchos individuos por especie. Siguiendo esta afirmación, según el índice de Shannon-Wiener y Berger-Parker, podemos considerar a la estación 2 en ambas temporadas y a las estaciones 3 y 5 en temporada seca como contaminados por los bajos valores obtenidos en el primer índice y altos en el segundo, debido a la dominancia de la familia Chironomidae frente a los demás taxos de MIB. En cambio la estación 9 en ambas temporadas se clasifica como aguas de buena calidad por los altos valores de Shannon-Wiener y bajos valores de dominancia. Sin embargo, hay que tener presente que los incrementos o decrementos en los índices de diversidad permiten inferir no solo a cambios de las condiciones ambientales, sino también a las interacciones bióticas que se desarrollan dentro del ecosistema (Ramírez, 2005), y además que las medidas de diversidad no toman en cuenta el tipo

de organismo presente y la capacidad de los mismos a adaptarse a los cambios del ambiente (Segnini, 2003).

Los índices bióticos son una de las maneras más comunes de establecer la calidad biológica de los ríos (Prat *et al.*, 2009). El índice BMWP se ha comprobado ser muy práctico, ya que solo son necesarios datos cualitativos (presencia y ausencia) y una identificación taxonómica hasta nivel de familia (Alonso & Camargo, 2005). Para el presente estudio, el ABI, se adecuó a la composición de MIB capturados, a excepción de que en su propuesta inicial, carecía de puntuación para la familia Corydalidae, lo cual, no tuvo mucha trascendencia en las puntuaciones ya que solo en la estación 9, se colectó esta familia, y por lo tanto para este estudio, generaría confianza al aplicar este índice, debido a que solo se omitió una taxa. También el BMWP/Col en su propuesta no incluye a las familias Limnephilidae, Gripopterygidae, Syrphidae y Ephydriidae, las cuales tuvieron poca influencia en el resultado del índice, ya que no son muy frecuentes la presencia de estas familias en las estaciones en el presente estudio. Los valores más altos obtenidos en el índice ABI se registraron en la estación 4, la cual fue la única en que ambas temporadas registró la familia Gripopterygidae.

Se determinó que hay diferencias significativas entre los índices ABI y el BMWP/Col entre el cauce principal y los tributarios, siendo mayor la puntuación en los tributarios, por lo tanto los tributarios como los ríos Pucurhuay, Tingo, Huertas y Higueras, presentaron una mejor calidad biológica que el cauce principal del río Huallaga. Sin embargo, Prat *et al.* (2009) advierten que para este tipo de índices biológicos, su aplicación debe hacerse con cautela debido a que la generalización de los valores de tolerancia para las diferentes familias puede dar lugar a errores en su utilización, y además es necesario comprobar la eficacia de este tipo de índices para valorar la contaminación no orgánica que afecta a nuestros ríos como metales pesados, contaminantes orgánicos, productos farmacéuticos, etc. (Alonso & Camargo, 2005).

Se determinó variación estacional en la proporción EPT, más no en los índices tipo BMWP, el cual estuvo más influenciado por la variación de la abundancia de los efemerópteros, siendo mayor su abundancia en temporada lluviosa, en donde esta

diferencia fue más resaltante en las estaciones 3, 4, 5 y 12 en el presente estudio. Esto se puede deber a que los efemerópteros poseen rasgos hidrodinámicos en la forma de su cuerpo y una alta movilidad al nado (Molina *et al.*, 2008), lo que les permite desarrollarse en ambientes caudalosos, propios de la temporada lluviosa. Esta variación significativa del índice EPT entre temporadas ya ha sido reportada antes para río altoandinos (Giacometti & Bersosa, 2006; Moya *et al.*, 2009).

Jacobsen (1998) registró que el efecto de la contaminación orgánica es más pronunciado durante la temporada seca para ríos altoandinos, haciendo que el índice BMWP disminuya en valor en comparación a la temporada lluviosa. Siguiendo esta afirmación podemos decir que las estaciones 2, 3, 5 y 7 presentaron este caso, tanto para el índice BMWP/Col y ABI; sin embargo, la estación 12 no presentó esta situación tan acentuadamente, a pesar de estar ubicada en la ciudad de Huánuco, esto se podría deber a que probablemente la inestabilidad del caudal y las fuertes corrientes sean un factor aún más determinante en la estructura de la comunidad de MIB, más que la contaminación orgánica (Jacobsen & Encalada, 1998).

El índice QBR-And es considerado como una herramienta económica, útil y aplicable para calcular el estado de conservación *in situ* de la vegetación ribereña (Fernández *et al.*, 2009). La aplicación del QBR-And facilitó la valoración comparativa del estado de conservación de los bosques ribereños de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. Asimismo, permitió identificar las causas que condicionan la mala e intermedia calidad de la ribera de las estaciones, las cuales son la cercanía que tiene la ribera con la carretera interprovincial y a caminos o trochas, la cual, disminuye la puntuación en el apartado de grado de cubierta, ya que reduce la conectividad de la ribera con el ecosistema adyacente, facilitando el ingreso hacia la ribera y reduciendo el ancho del bosque ribereño, el cual, tiene efectos negativos en la calidad biológica del agua, ya que al disminuir el ancho, la franja disminuye las cualidades de filtro de la vegetación ribereña y en consecuencia, la retención del exceso de sedimentos, agroquímicos y nutrientes que por acción de las lluvias discurren hacia los cauces (Arcos *et al.*, 2005). Otro problema que afecta a la zona ribereña para este estudio, es la perturbación de la estructura vegetal

de la ribera, ya sea dado por la tala de árboles para leña, utilización de la ribera como pasturas, acercamiento de poblaciones y la introducción de especies forestales, principalmente la siembra de *Eucalyptus*, que se da de manera acentuada en las estaciones 2, 5, 7 y 9. En muchas regiones de los Andes, la acentuada deforestación de los bosques nativos y la introducción de especies exóticas como *E. globulus* y *Pinus* spp están generando un cambio brusco en la estructura vegetal de las riberas andinas (Acosta, 2009).

La calidad biológica de las aguas de la cuenca alta del río Huallaga es catalogada en ambas temporadas, en forma integral como de buena y dudosa calidad según el índice ABI y BMWP/Col, respectivamente. Según el Índice EPT, cataloga la calidad biológica de las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, en forma integral, como aguas de buena calidad en temporada lluviosa y aguas de calidad regular en temporada seca. La calidad de la ribera de las estaciones evaluadas en la cuenca alta del río Huallaga se ve reducida por su proximidad a la carretera interprovincial y a caminos, y por la perturbación en la estructura de la cubierta vegetal. Las estaciones 2, 3, 5 y 12 fueron las que menor calidad biológica presentaron, obteniendo los valores más bajos en los índices bióticos, baja diversidad y alta dominancia, caso contrario de las estaciones 1, 4, 6, 9 y 11. El ABI, es el índice que más se adecuó a la composición de MIB capturados, por lo tanto es el índice que da más confianza para este estudio. Las familias Chironomidae y Baetidae tuvieron gran representatividad, siendo los primeros más abundantes en la temporada seca, y los segundos más abundantes en la temporada lluviosa, y por lo tanto pueden ser considerados como bioindicadores para este estudio. La composición de familias pertenecientes al grupo EPT, fue mucho mayor en la temporada lluviosa que en la seca. Los tributarios presentaron una mayor calidad biológica que el cauce principal del río Huallaga.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, C. 2001. *Patrones de diversidad espacio-temporal de insectos acuáticos y caracterización limnológica en la quebrada Cantón, tributaria del Río Rímac (Huarochirí, Lima)*. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú.
- Acosta, C. 2009. *Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): Distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras carsticas*. Tesis de doctorado, Universidad de Barcelona. Barcelona, España.
- Acosta, R.; Hidalgo, M.; Castro, E.; Salcedo-Gustavson, N. & Reyes, D. 2001. *Biodiversity assessment of the aquatic systems of the Southern Vilcabamba Region, Perú*. En: Leeanne, A.; Alfonso, A.; Schulenberg, T. & Dallmeier, F. (Eds). *Biological and Social Assessments of the Cordillera de Vilcabamba, Peru*. RAP Working Papers 12 SI/MAB Series 6 Conservation International, Washington, DC.
- Acosta, R.; Ríos, B; Rieradevall, M. & Prat, N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28: 35-64.
- AII (Adi Internacional Inc). 1997. *Evaluación ambiental y territorial de la cuenca del río del alto Huallaga*. Dirección General de Asuntos Ambientales. Ministerios de Energía y Minas. Huánuco. Perú.
- Alba-Tercedor, J. 1996. *Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos*. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, 2: 203-213.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- Alonso, A. & Camargo, J. 2005. Estado actual y las perspectivas en el empleo de la comunidad de MIB como indicadores del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 14: 87-99.
- Alván, A.J.; Rodríguez, C.L. & Alvan-Aguilar, M. 2012. Evaluación preliminar de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la laguna de Quistococha, Iquitos, Perú. *Ciencia Amazónica*, 2: 86-92.

- APHA, AWWA, WEF. 2012. *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 22nd ed. Washington: American Public Health Association; 1360 pp.
- Arana, J. 2008. *Caracterización ecológica del río Santa Eulalia, Lima (Perú) mediante el uso de macroinvertebrados como indicadores biológicos*. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú.
- Arcos, I.; Jiménez, F.; Harvey, C.; Joaquín, J.; Casanovas, F. & Aníbal, J. 2005. Efecto del ancho del bosque ribereño en la calidad del agua en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. *Recursos Naturales y Ambiente*, 48:29-34.
- Ayala, S.; Bravo, E. & Carrión, L. 2003. *Contaminación del río Huallaga por residuos biodegradables y no biodegradables que afectan la salud del poblador ribereño en el año 2002, entre el puente Huancachupa - ISTAP*. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Hermilio Valdizán. Huánuco, Perú.
- Baird, C. 2001. *Química Ambiental*. 2^{da} ed. Editorial Reverté. Barcelona, España.
- Barbour, M.; Gerritsen, J.; Snyder, B. & Stribling, J. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. 2nd Ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, D.C.
- Berrospi, T. 1975. *Estudio geológico preliminar para el aprovechamiento hidroeléctrico de la cuenca del río Huallaga*. Tesis de grado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú.
- Caicedo, O. & Palacios, J. 1998. Los macroinvertebrados bentónicos y la contaminación orgánica en la quebrada de La Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia). *Actualidades Biológicas*, 20: 61-73.
- Carrera, C. & Fierro, K. 2001. *Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Ed. Eco Ciencia. Quito, Ecuador. 57 pp.
- CRP (Congreso de la República Peruana). 2005. *Ley N° 28611. Ley General del Ambiente*. Aprobada el 15 de octubre del 2005. Lima, Perú.
- Custodio, V.M. & Chanamé, Z.F.C. 2016. Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria*, 7: 33-44.
- Fernández, L.; Rau, J. & Arriagada, A. 2009. Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41°28' S; 72°59' O) utilizando el índice QBR. *Gayana Botánica*, 66: 269-278.
- Figueroa, R.; Valdovinos, C.; Araya, E & Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 275-285.
- Gamboa, M.; Reyes, R. & Arrivillaga, J. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 48: 109-120.
- Giacometti, J. & Bersosa, F. 2006. Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de la calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico 6, Serie Zoológica*, 2: 17:32.
- Guerrero, F.; Manjarres, A. & Nuñez, N. 2003. Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana*, 8: 43-55.
- Guimaraes Souto, R.M.; Facure, K.G.; Pavanin, L.A. & Jacobucci, G.B. 2011. Influence of environmental factors on benthic macroinvertebrate communities of urban streams in Vereda habitats, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23: 293-306.
- Gutiérrez, P. 2010. *Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Coleóptera en el Salvador*. En: Springer, M & Sermeño, J. (eds.). *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos*. Proyecto Universidad de El Salvador (UES) – Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador.
- Huamán, P.; Mariano, M.; Chanco, M. & Montoya, H. 2002. Estructura del macrobentos de la laguna de Paca, Junín. *Revista Peruana de*

- Biología, 9: 2-38.
- Huamantínco, A. & Ortiz, W. 2010. Clave de géneros de larvas de Trichoptera (Insecta) de la Vertiente Occidental de los Andes, Lima- Perú. *Revista Peruana de Biología*, 17:75-80.
- Iannacone, J.; Mansilla, J. & Ventura, K. 2003. Macroinvertebrados de las lagunas de Puerto Viejo, Lima-Perú. *Ecología Aplicada*, 2:116-124.
- Iannacone, J.; Alvaríño, L.; Jiménez, R. & Argota, G. 2013. Diversidad de plancton y macrozoobentos como indicador alternativo de calidad de agua del río Lurín en el distrito de Cieneguilla, Lima - Perú. *The Biologist (Lima)*, 11:79-95.
- Jacobsen, D. 1998. The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian Highland streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 158:179-195.
- Jacobsen, D. & Encalada, A. 1998. The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Archiv für Hydrobiologie*, 142:53-70.
- Kutschker, A.; Brand, C. & Miserendino, M. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO de Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral*, 19:19-34.
- Mallma, L. 1990. *La contaminación del río Huallaga, sus agentes y la relación con el potencial biológico - planctónico entre los 2100 y 1800 m.s.n.m. en julio-agosto de 1989*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Hermilio Valdizan. Huánuco, Perú.
- Margalef, R. 1995. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona, España.
- Mejía, J. 1986. *Gran geografía del Perú- Naturaleza y Hombre*. Volumen I. Ed. Juan Mejía Baca. Lima, Perú.
- Menjívar, R. 2010. *Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Diptera en el Salvador*. En: Springer, M & Sermeño, J. (eds.). *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos*. Proyecto Universidad de El Salvador (UES) – Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES. San Salvador, El Salvador.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2015. *Modifican los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua y establecen disposiciones complementarias para su aplicación*. Decreto supremo N° 015-2015-MINAM. El Peruano, 569076-569082. 19 de diciembre del 2015. Obtenido de <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2015/12/Decreto-Supremo-N%C2%B0-015-2015-MINAM.pdf>
- Molina, C.; Gibon, F.; Pinto, J. & 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: 105-116.
- Moreno, C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M & T-Manuales y tesis SEA. Madrid, España.
- Moya, N.; Gibon, F.; Oberdorff, T.; Rosales, C. & Domínguez, E. 2009. Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: Implicaciones para el futuro del cambio climático. *Ecología Aplicada*, 8:105-114.
- Munné, A.; Prat, N.; Sola, C.; Bonada, N. & Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13:147-163.
- Naiman, R. & Turner, M. 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecological Applications*, 10:958-970.
- ONU (Organización de las Naciones Unidas). 1992. *Agenda 21 - Capítulo 18: Protección de la Calidad y el Suministro de los Recursos de Agua Dulce*. Río de Janeiro, Brasil.
- Oscóz, J.; Campos, F. & Escala, M. 2006. Variación de la comunidad de MIB en relación con la calidad del agua. *Limnetica*, 25:683-692.
- Paredes, C.; Iannacone, J. & Alvaríño, L. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú. *Revista Peruana de Entomología*, 44:107-

- 118.
- Paredes, C, Iannacone, J & Alvarino, L. 2005. Uso de Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en el río Rímac, Lima, Callao, Perú. *Revista Colombiana de Entomología*, 31:219-225.
- Paredes, C.; Iannacone, J. & Alvarino, L. 2007. Biodiversidad de invertebrados de los humedales de Puerto Viejo, Lima, Perú. *Neotropical Helminthology*, 1:21-30.
- PCM (Presidencia del Consejo de Ministros). 2009. *Ley N° 29338. Ley de Recursos Hídricos*. Aprobada el 30 de marzo del 2009. Lima, Perú.
- Posada, J. & Roldán, G. 2003. Clave ilustrada y diversidad de las larvas de trichoptera en el nor-occidente de Colombia. *Caldasia*, 25:169-192.
- Prat, N. Ríos-Touma, B.; Acosta, R. & Rieradevall, M. 2009. *Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas*. En: Domínguez, E. & Fernández, H. (Eds). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos, sistemática y biología*. Argentina: Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán, pp. 631-651.
- Ramírez, A. 2005. *Ecología Aplicada: diseño y análisis estadístico*. Centro editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá. Colombia.
- Ríos-Touma, B.; Encalada, A.C. & Prat, F.N. 2011. Macroinvertebrate Assemblages of an Andean High-Altitude Tropical Stream: The Importance of Season and Flow. *Internat. Rev. Hydrobiol*, 96: 667-685.
- Rios-Touma, B.; Acosta, R. & Prat, N. 2014. The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62:249-273.
- Roldán, G. 1985. Contribución al conocimiento de las ninfas de los efemerópteros (Clase: Insecta, Orden: Ephemeroptera) en el departamento de Antioquia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 14:3-11.
- Roldán, G. 1996. *Guía para el estudio de macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Ed. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Roldán, G. & Ramírez, J. 2008. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. 2^{da} ed. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Rosales, L.E. & Sánchez, M.S. 2013. Uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad del agua del río Palacagüina, Norte de Nicaragua. *Revista Científica de FAREM- Estelí. Medio Ambiente, tecnología y desarrollo*, 8:66-75.
- Salcedo-Gustavson, S.; Cosme, L.A. & Trama, F.A. 2013. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad de agua en la microcuenca San Alberto, Oxapampa, Perú. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*, 3: 124-138.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16: 45-63.
- Serrano, L. & Zepeda, A. 2010. *Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Ephemeroptera en el Salvador*. En: Springer, M & Sermeño, J. (eds.). *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador; utilizando insectos acuáticos*. Proyecto Universidad de El Salvador (UES) – Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES. San Salvador, El Salvador.
- Suárez, M.; Vidal-Abarca, M.; Sánchez, M, Alba-Tercedor, J, Álvarez, M, Avilés, J, Bonada, N, Casas, J, Jáimez-Cuéllar, P, Munné, A, Pardo, I, Prat, N, Rieradevall, M, Salinas, M, Toro, M & Vivas, S. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica*, 21:135-148.
- Torrallba, A. & Ocharan, F. 2007. Comparación del muestreo de macroinvertebrados bentónicos fluviales con muestreador surber y con red manual en ríos de Aragón (NE Península Ibérica). *Limnetica*, 26:13-24.
- Trama, F.A. & Mejía, M.J.A. 2013. Biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos en el sistema de cultivo de arroz en el sector Muñuela margen Derecho en Piura, Perú. *Ecología Aplicada*, 12:147-162.
- Vega, M. & Durant, P. 2000. Fenología de efemerópteros y su relación con la calidad de

- agua del río Albarregas. Mérida, Venezuela. *Revista de Ecología Latinoamericana*, 7:19-27.
- Villanueva, O. 1998. *Estudio hidrológico de la cuenca del río Huallaga: Tramo Huánuco – San Rafael*. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Hermilio Valdizan. Huánuco, Perú.
- Vizcardo, M. 2009. *Comunidad de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad ambiental de los humedales de Ventanilla-Callao*. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú.
- Zúñiga de Cardoso, M.; Rojas, A. & Caicedo, G. 1997. *Indicadores ambientales de calidad de agua en la cuenca del río Cauca*. En: *Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua*. Universidad del Valle. Cali, Colombia.

Received December 23, 2016.
Accepted January 31, 2017.