



Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú

Analysis of benthic macroinvertebrates biodiversity of Cunas river by means of environmental indicators, Junin-Peru

María Custodio Villanueva^{1,*}; Fernán Cosme Chanamé Zapata²

¹ UPG, Facultad de Ciencias Forestales y del Ambiente, Universidad Nacional del Centro del Perú. Av. Mariscal Castilla N° 3989-4089, Huancayo-Perú.

² Departamento de Ciencia Animal y Gestión Ambiental, Facultad de Zootecnia, Universidad Nacional del Centro del Perú.

Received November 23, 2015. Accepted March 30, 2016.

Resumen

El objetivo de la investigación fue analizar el estado de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales. Se definieron tres sectores de muestreo en dos épocas contrastantes. La valoración de las presiones antrópicas se realizó mediante la determinación de la carga de DBO₅ aportada por aguas residuales. Se colectaron muestras de agua para la determinación de nitratos, fosfatos y coliformes termotolerantes. Los indicadores medidos in situ fueron: oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, conductividad, temperatura, pH y turbidez. Las muestras de macroinvertebrados bentónicos se colectaron utilizando una red Surber con malla de 250 µm de abertura. Los resultados de la presión antrópica sobre los macroinvertebrados bentónicos fueron: media de DBO₅ de aguas residuales de la actividad piscícola 7,70 mg/L, de la actividad pecuaria 869 mg/L y de la actividad urbana 428,3 mg/L. Los resultados de los indicadores físico-químicos y bacteriológicos mostraron diferencias significativas para la conductividad, temperatura y sólidos totales disueltos. Se identificaron cuatro phyla, siete clases, 12 órdenes y 26 familias de macroinvertebrados bentónicos. Se concluye que las descargas de aguas residuales de las actividades pecuaria y urbana son presiones antrópicas significativas sobre la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos. Los indicadores fisicoquímicos y bacteriológicos de la calidad del agua determinados, según sector y época de muestreo, están en el rango de los ECA para agua de ríos de la sierra. La riqueza, abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos, según sector y época de muestreo, presentaron diferencias significativas.

Palabras clave: indicadores ambientales; macroinvertebrados; biodiversidad; calidad de agua.

Abstract

The objective of the investigation was to analyze of benthic macroinvertebrates biodiversity of Cunas river by means of environmental indicators. Three sampling sectors were defined two contrasting periods. The anthropic pressures evaluation was carried out by means of DBO₅ determination contributed by waste water. Water samples were collected for nitrate, phosphate and fecal coliform determination. The measured indicators in situ were: dissolved oxygen, dissolved total solids, conductivity, temperature, pH and turbidity. The benthic macroinvertebrate samples were collected using a Surber net with 250 µm wire netting opening. The anthropic pressure results on the benthic macroinvertebrates were: fish farming waste water DBO₅ mean 7.70 mg/L, from livestock activity 869 mg/L and from urban activity 428.3 mg/L. The physicochemical and bacteriological indicator results showed significant differences for conductivity, temperature and dissolved total solids. Four phyla, seven classes, 12 orders and 26 benthic macroinvertebrate families were identified. It is concluded that waste water discharge from livestock and urban activities are significant anthropic pressures on benthic macroinvertebrate biodiversity. The water quality physicochemical and bacteriological indicators, determined according to sector and time sampling are in the ECA range for highland river water. The richness, abundance and benthic macroinvertebrate diversity, according to the sector and time sampling, presented significant differences.

Keywords: environmental indicators; macroinvertebrate; richness; biodiversity; water quality.

* Corresponding author
E-mail: mariacv77@hotmail.com (M. Custodio).

1. Introducción

Los ríos son sistemas dinámicos y multifuncionales que se caracterizan por la presencia de redes de drenaje, con diversos cauces y un alto grado de heterogeneidad ambiental. Esta complejidad, es favorecida por diversas interacciones y transiciones entre clima, geomorfología, precipitación, flujo de agua y sus sistemas ribereños (Gómez *et al.*, 2012; Guevara, 2014). Sin embargo, la calidad de estos ecosistemas se ve afectada por diversas presiones antropogénicas tanto en su estructura como en los servicios que proporcionan (Durance y Ormerod, 2007; Acosta *et al.*, 2009).

El creciente deterioro que estos ecosistemas están experimentando tanto en su biodiversidad como en la calidad de sus aguas, está conduciendo a su degradación tanto a escala global como de cuencas (Córdova *et al.*, 2009; Rizo *et al.*, 2013). Estos cambios han motivado en las últimas décadas el desarrollo de índices bióticos para valorar el efecto de las intervenciones humanas sobre dichos ecosistemas (González *et al.*, 2013), destacando aquellos que se basan en el uso de macroinvertebrados bentónicos. Los macroinvertebrados bentónicos son organismos que ocupan un hábitat con ciertas condiciones ambientales (Guerrero *et al.*, 2003). Cambios en estas condiciones se reflejará en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados, debido a que estos responden a los cambios ambientales más rápido que otros bioindicadores; los cuales pueden exhibir respuestas evidentes cuando ya es tarde para el manejo de conservación de cuencas (Wolfram *et al.*, 2012).

El uso de macroinvertebrados bentónicos para valorar el estado ecológico de los cuerpos de agua se ha convertido en uno de los principales componentes de la legislación relacionada con el agua en todo el mundo (Moya *et al.*, 2011; Pond *et al.*, 2013). Estos organismos han demostrado ser buenos indicadores de la calidad del ambiente acuático (Gabriels *et al.*, 2010), ya que proporcionan una respuesta cuantificable frente a diversas perturbaciones del medio.

El conocimiento de la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ríos de los Andes del Centro del Perú es escaso en comparación a otros ecosistemas fluviales de otras regiones andinas (Acosta, 2009). Esta falta de conocimiento genera un alto grado de incertidumbre y no permite aplicar un monitoreo del estado ecológico del río a partir de bioindicadores como los macroinvertebrados bentónicos. En ese contexto, el objetivo de la investigación fue analizar el estado de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales.

2. Materiales y métodos

Área de estudio

La investigación se desarrolló en el río Cunas, sierra central del Perú, cuenca hidrográfica del río Mantaro. El caudal del río varía según la época del año; en época de lluvia llega a 152,95 m³/s y en época de estiaje a 2,57 m³/s (Autoridad Local del Agua, 2012). Las provincias comprendidas en el estudio fueron Concepción y Chupaca, con tres sectores de muestreo, según su representatividad del área en términos de influencia de la actividad antropogénica. El sector uno se localizó en la localidad de San Blas a 3440 msnm (18L 455952E 8670268S), el sector dos en Huarisca a 3315 msnm (18L 471711E 8667535S) y el sector tres en La Perla a 3229 msnm (18L 470205E 8667164S); éstas dos últimas en la provincia de Chupaca (Figura 1).

Registro de presiones antropogénicas sobre la biodiversidad de macroinvertebrados del río Cunas

La identificación de las presiones antropogénicas sobre la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas se realizó previo recorrido del tramo del río que comprendió el estudio y el registro de las actividades antropogénicas y sus respectivas fuentes de presión que podrían afectar a las masas de agua.



Figura 1. Localización de las zonas de muestreo de agua y macroinvertebrados bentónicos del río Cunas.

La magnitud de las presiones se determinó a partir del caudal de agua residual vertida al río y la demanda biológica de oxígeno (DBO_5), según actividad antropogénica. La valoración de la presión ejercida por los aportes de nitrógeno y fósforo derivados de la aplicación de agroquímicos se realizó a partir de los indicadores de nitratos y fosfatos determinados en agua del río Cunas, en los tres sectores de muestreo.

Análisis físico-químicos y bacteriológicos del agua

Las muestras de agua fueron colectadas durante dos etapas. La primera correspondió a febrero, marzo y abril y, la segunda etapa a julio, agosto y setiembre, 2013. En ambas etapas las muestras de agua fueron colectadas en dirección opuesta al flujo de la corriente, en frascos de vidrio estériles y en botellas de plástico de dos litros; previamente tratadas con una solución de ácido clorhídrico en proporción 1:1 y enjuagadas con agua destilada de acuerdo a los protocolos del Ministerio de Energía y Minas (2007) y del Ministerio de Salud (2007). A continuación, se procedió acondicionar las muestras en cajas de Tecnopor a $4^{\circ}C$, para ser trasladadas al Laboratorio de Investigación de Aguas de la Universidad Nacional del Centro del Perú, para la determinación de coliformes termotolerantes, DBO_5 , nitratos y fosfatos.

Los indicadores determinados in situ fueron: oxígeno disuelto (mg/L), sólidos totales disueltos (mg/L), conductividad (mS/cm), temperatura ($^{\circ}C$), pH y turbidez (FTU). Las determinaciones se realizaron directamente en las aguas del río Cunas, de cada sector de muestreo, mediante los equipos portátiles Hanna Instruments (HI 991301 Microprocessor pH/ temperatura, HI 9835 Microprocessor Conductivity/ TDS y HI 9146 Microprocessor oxígeno disuelto). Previamente, los equipos fueron calibrados en el sector de muestreo respectivo.

La DBO_5 se determinó empleando el método Respirométrico con el equipo OxiDirect Lovibond. Los nitratos (mg/L) y fosfatos (mg/L), se determinaron con el fotómetro PC-MultiDirect, de acuerdo al procedimiento aceptado por la Agencia para la protección del ambiente de EE. UU. (Hach company, 2000). La determinación de coliformes termotolerantes se realizó en el Laboratorio de Microbiología de la Facultad de Zootecnia de la Universidad Nacional del Centro del Perú, según el método del número más probable.

Análisis de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos

En cada sector de muestreo se definió un tramo del río de 10 m. Las muestras fueron colectadas utilizando una red Surber con un marco cuadrado de 30 x 30 cm de lado (0,09

m² de área) y una malla de 250 µm de abertura. El muestreo se realizó colocando la malla a contracorriente y removiendo el sustrato aguas arriba de la manga (Jáimez *et al.*, 2002). Cada muestra estuvo constituida por 10 réplicas. Las cuales fueron conservadas en alcohol al 70% y trasladadas al laboratorio para su respectiva identificación. La determinación taxonómica de los taxa fue a nivel de familia, mediante el uso de claves taxonómicas de macroinvertebrados bentónicos (González, 1998; Alva *et al.*, 2005; Álvarez, 2005; Huamantínco y Ortiz, 2010; Narcís y Acosta, 2011; Gómez *et al.*, 2012).

Análisis de datos

Se evaluó la normalidad de los datos de la DBO₅ de las aguas residuales vertidas al río, de los indicadores físico-químicos y bacteriológicos del agua y, de los indicadores de biodiversidad con los estadísticos de Anderson – Darling, Ryan – Joiner, Shapiro – Wilk, Jarque – Bera y Kolmogorov – Smirnov de los programas Minitab 16, SPSS 21 y PAST 2.17. Se aplicaron ANOVA paramétricos de una vía con el programa SPSS 21, a los indicadores físicoquímicos y bacteriológicos con distribución normal y ANOVA no paramétricos de Kruskal-Wallis con el programa Minitab 16 a los que no presentaron distribución normal, a fin de detectar diferencias significativas ($p < 0,05$) en las dos épocas y tres sectores de muestreo.

La riqueza de taxa, la abundancia y los índices de diversidad de Simpson-Gini y Shannon-Wiener de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se evaluó mediante el programa PAST 2.17. Para detectar diferencias significativas ($p < 0,05$) en las dos épocas y tres sectores de muestreo se aplicó ANOVA paramétrico de un factor con el programa SPSS 21.

La determinación de los taxa más influyentes (> 70% del porcentaje acumulativo) en la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas, se realizó mediante el análisis de los porcentajes de similaridad (SIMPER), a partir de la matriz de similaridad de Bray

Curtis. Previamente, la abundancia de macroinvertebrados bentónicos fue transformada ($\log X+1$). Este análisis se realizó con el programa PAST 2.17.

3. Resultados y discusión

Presiones antrópicas sobre la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos

Las aguas del río Cunas en su recorrido aguas abajo son derivadas para diversas actividades antropogénicas, reciben descargas de aguas residuales de actividades piscícolas, pecuarias, urbanas y del turbinado de la central hidroeléctrica de Huarisca. Otros hallazgos fueron la interrupción del cauce natural del río y la presencia de defensas ribereñas a ambos márgenes por plataformas de concreto. También, se ha detectado la ocupación de la franja marginal del río para actividades agrícolas y para el asentamiento humano disperso. La pérdida de esta barrera física natural interrumpe la dinámica entre el río y la vegetación ribereña y, favorece la entrada directa de los agroquímicos y excesos de fertilizantes a las aguas del río, afectando sus características químicas y la composición de la biota (Tabla 1).

La valoración de las presiones antropogénicas sobre el medio acuático y la biodiversidad de macroinvertebrados del río Cunas, revelaron que la actividad piscícola vierte al río un promedio agua residual de 35,47 L/s con una carga de DBO₅ de 23,70 kg/día. La actividad pecuaria realiza un aporte promedio de 4,68 L/s de agua residual con una carga de DBO₅ de 391,64 kg/día y la actividad urbana realiza un aporte promedio de 11,30 L/s de agua residual con una carga de DBO₅ de 418,48 kg/día.

El desarrollo de estas actividades sin criterios ambientales está dando lugar al vertido de cargas excesivas de contaminantes orgánicos, ocasionando procesos que reducen cada vez más la capacidad de los ecosistemas acuáticos de eliminar estos desechos (Alonso y Camargo, 2005), lo que pone en peligro la sostenibilidad del suministro de alimentos y la biodiversidad.

Tabla 1

Presión sobre el medio acuático y la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas, según actividad antropogénica

Actividad antropogénica	Presión	
	Fuente	Indicador
Piscícola	Derivación del caudal	Caudal hídrico captado
	Descarga de aguas residuales	Carga de DBO ₅ aportada por aguas residuales
Agrícola	Derivación del caudal	Caudal hídrico captado
	Consumo de fertilizantes y plaguicidas	Aporte de nitrógeno y fósforo Aporte de plaguicidas
	Ocupación de la franja marginal	Porcentaje de área de franja marginal ocupada
Pecuaria (explotaciones, camal)	Derivación del caudal	Caudal hídrico captado
	Descarga de aguas residuales	Carga de DBO ₅ aportada por aguas residuales
Urbana	Descarga de aguas residuales	Carga de DBO ₅ aportada por aguas servidas
	Ocupación de la franja marginal	Porcentaje de área ocupada
Hidroeléctrica	Derivación del caudal	Caudal hídrico captado
	Interrupción del cauce natural del río	Fragmentación del hábitat fluvial

Las presiones que ejercen los aportes de nitrógeno y fósforo derivados de la aplicación de agroquímicos, estuvieron en relación a la ubicación de los cultivos respecto al río, su tipología y a la cantidad de agroquímicos empleados por campaña. En el área de estudio, se detectaron cultivos de papa, maíz, habas, zanahoria y alfalfa; en pequeñas parcelas, algunos ocupando la franja marginal y otros muy cercanos a ella. No obstante, las prácticas agrícolas en este tramo del río fueron consideradas no significativas ya que las concentraciones de nitratos y fosfatos en agua de río estuvieron por debajo de los Estándares de Calidad Ambiental-ECA para agua de ríos de la sierra.

La eliminación de la vegetación ribereña en gran parte del río fue otra de las presiones detectadas. Este tipo de presión reduce la estabilidad térmica de la columna de agua, incrementa la frecuencia de sedimento y de macrofitas acuáticas y, facilita la entrada de contaminantes a los cuerpos de agua (Scalley y Aide, 2003). Entre las consecuencias más importantes de esta presión es el deterioro de la calidad del agua y la reducción de la biodiversidad (Corbacho *et al.*, 2003; Bonada *et al.*, 2006), debido a la destrucción del hábitat de muchos estadios adultos de la entomofauna acuática (Munn *et al.*, 2009; Egler *et al.*, 2012).

Indicadores físico-químicos y bacteriológicos del agua

El pH del agua presentó variaciones, con medias que oscilaron de 7,17 en el sector San Blas, en época de lluvia a 7,97 en el sector La Perla, en época de estiaje (Tabla 2). No obstante, estas variaciones se encuentran dentro de los rangos naturales para la vida acuática. Esta tendencia del pH estaría relacionada a las condiciones edáficas por la que atraviesa la corriente, a la actividad agrícola (Pérez y Rodríguez, 2008) y a las descargas de aguas residuales que se realizan directamente al cauce del río (Córdova *et al.*, 2009). Otro factor no menos importante que estaría contribuyendo en la variación del pH del agua sería la actividad fotosintética (CO₂) que acontece durante el día (Ortega *et al.*, 2010).

Los valores de oxígeno disuelto obtenidos en dos de los tres sectores de muestreo reflejan los niveles relativamente buenos de oxígeno. Sin embargo, la cantidad de oxígeno también depende de las características del cauce, la turbulencia del agua y los procesos químicos y biológicos. Este gas, conjuntamente con la temperatura, determinan la riqueza y los patrones de distribución de las familias de macroinvertebrados bentónicos (Guerrero *et al.*, 2003).

La temperatura del agua en los tres sectores de muestreo refleja básicamente una temperatura uniforme, aunque mayor en el sector La Perla, donde el bajo caudal y la escasa cubierta vegetal, determinan altas temperaturas ambientales, las cuales repercuten en la temperatura del agua. La temperatura es otro de los factores que limita la vida acuática y de hecho es una de las constantes que adquiere gran importancia en el desarrollo de los distintos fenómenos, ya que determina la tendencia de sus propiedades físicas y la riqueza y distribución de las familias de macroinvertebrados (Bustamante *et al.*, 2008).

La turbidez presentó valores mayores en época de lluvia, alcanzando un valor máximo de 19 FTU en el sector La Perla. La media de los sólidos totales disueltos varió de 102,67 mg/L en el sector San Blas, en época de lluvia a 395,33 mg/L en el sector La Perla, época de estiaje. Este incremento se debería a la descarga de aguas residuales que se vierten directamente al río sin tratamiento previo, principalmente en los sectores Huarisca y La Perla.

Los valores de fosfatos obtenidos presentaron medias que variaron de 0,003 mg/L en el sector San Blas a 0,079 mg/L en el sector La Perla, ambas en época de lluvia. Sin embargo, estos valores en los tres sectores de muestreo no superaron los ECA (0,5 mg/L) para la conservación del ambiente acuático. Mientras que, los nitratos presentaron concentraciones muy bajas en los tres sectores de muestreo. La determinación de fosfatos y nitratos es importante ya que permite detectar problemas de eutrofización de los cuerpos de agua (Rivera *et al.*, 2008).

La concentración de coliformes termotolerantes osciló de 39 NMP/100 ml en el sector San Blas, época de lluvia a 1100 NMP/100 ml en el sector La Perla, en época de estiaje. Estos valores superan los umbrales de los ECA para agua de ríos de la sierra, categoría tres, Poniendo en evidencia la descarga de aguas residuales de origen pecuario y urbano sin tratamiento al curso del río, pues la presencia de estas bacterias en el agua revela contaminación fecal.

Tabla 2

Estadísticos descriptivos de los indicadores físico-químicos y bacteriológicos de la calidad de agua del río Cunas, según sector y época de muestreo

Sector de muestreo	Época de muestreo	Estadístico descriptivo	Indicadores físico-químicos y bacteriológicos									
			pH (unidad)	Conductividad eléctrica (µS/cm)	Turbidez (FTU)	DBO ₅ (mg/L)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Temperatura (°C)	Sólidos totales disueltos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)
San Blas	Lluvia	Mínimo	7,00	301,00	4,00	4,07	9,30	14,50	95,00	0,001	0,001	39,0
		Máximo	7,40	473,00	5,30	5,32	10,16	15,10	108,00	0,007	0,005	64,0
		Media	7,17	411,33	4,77	4,83	9,72	14,87	102,67	0,004	0,003	48,67
	Estiaje	Mínimo	7,50	536,00	2,10	5,11	7,30	17,10	296,00	0,006	0,001	43,0
		Máximo	8,00	612,00	4,30	5,93	9,30	19,40	403,00	0,017	0,073	75,0
		Media	7,70	574,67	3,00	5,48	8,23	18,30	333,33	0,011	0,031	64,33
Huarisca	Lluvia	Mínimo	7,00	383,00	6,10	6,82	6,09	14,40	121,00	0,007	0,041	93,0
		Máximo	8,10	469,00	12,00	7,70	7,88	16,30	238,00	0,073	0,138	150,0
		Media	7,67	436,00	8,47	7,25	7,05	15,17	173,67	0,033	0,075	121,0
	Estiaje	Mínimo	7,20	531,00	4,00	7,53	6,80	18,20	326,00	0,022	0,045	120,0
		Máximo	8,40	609,00	5,70	8,94	7,10	21,30	372,00	0,035	0,103	240,0
		Media	7,80	572,33	5,07	8,16	6,97	19,27	347,67	0,029	0,078	190,0
La Perla	Lluvia	Mínimo	7,30	377,00	14,10	8,45	4,09	15,40	237,00	0,034	0,168	240,0
		Máximo	7,60	471,00	19,00	9,80	6,11	16,30	309,00	0,126	0,400	450,0
		Media	7,43	439,00	16,13	9,27	5,41	15,73	275,00	0,079	0,275	380,0
	Estiaje	Mínimo	7,40	525,00	6,00	9,25	5,60	19,21	368,00	0,012	0,141	450,0
		Máximo	8,50	592,00	9,40	13,01	6,30	22,30	415,00	0,081	0,203	1100,0
		Media	7,97	559,00	7,23	11,12	6,00	20,30	395,33	0,056	0,173	888,33

Según la época de muestreo sólo se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$) para la conductividad, temperatura y sólidos totales disueltos. Sin embargo, según sector de muestreo, los indicadores que presentaron diferencias significativas en la mayoría de ellos, correspondieron a los sectores muestreados en época de lluvia. En tanto que, en los sectores muestreados en época de estiaje los indicadores presentaron diferencias significativas en el 50% de ellos (Tabla 3).

Los resultados de turbidez, DBO₅, oxígeno disuelto, fosfatos y coliformes termotolerantes, tanto en época de lluvia como en la de estiaje presentaron diferencias significativas. No obstante, estas diferencias fueron más evidentes en el sector La Perla, en época de menor caudal, probablemente ocasionado por el incremento de la actividad antrópica y a la menor capacidad de dilución que el río presenta en esta época (Morais *et al.*, 2004; Custodio y Pantoja, 2012).

Los resultados de la calidad del agua del río Cunas obtenidos según el índice de la Fundación Nacional de Saneamiento (INSF) calificaron a las masas de agua del sector de San Blas como agua de calidad buena con un promedio del INSF de 76,91 para la época de lluvia y de 72,40 para la época de estiaje; mientras que para los sectores de Huarisca y La Perla este índice calificó a las masas de agua como agua de

calidad media. En Huarisca los promedios del INSF fueron de 70,08 y 66,27; tanto para la época de lluvia como de estiaje. En el sector La Perla los promedios del INSF fueron de 61,07 y 58,47, para época de lluvia y estiaje respectivamente.

Considerando que los índices de calidad de agua son herramientas que aportan una perspectiva más precisa del estado ecológico y medio biológico (Pagot, 2003; Gonzáles *et al.*, 2013), los resultados obtenidos mediante el INSF califican a las aguas del sector San Blas como agua de calidad buena (el grado de amenaza por factores exógenos de tipo antropogénicos es menor); mientras que para las aguas de los sectores Huarisca y La Perla el índice califica como calidad media, revelando que el grado de amenaza por contaminación orgánica y biológica es moderada.

Biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos

Se identificaron cuatro phyla, siete clases, 12 órdenes y 26 familias de macroinvertebrados bentónicos en el río Cunas. El phylum Arthropoda, fue el más representativo en abundancia y riqueza de taxa que los otros phyla. Siendo la clase Insecta la más distintiva con un 76,92% del total de taxa del phylum (Tabla 4). El mayor número de taxa de macroinvertebrados bentónicos se dio en época de estiaje.

Tabla 3

Análisis de varianza Kruskal-Wallis de los indicadores físico-químicos y bacteriológicos del agua del río Cunas, según época y sector de muestreo

Indicadores físico-químicos y bacteriológicos	Época de muestreo			Sector de muestreo					
				A			B		
	H	p	Sig.	H	p	Sig.	H	p	Sig.
pH	3,44	0,064	n.s	1,76	0,416	n.s	0,42	0,810	n.s
Conductividad	12,79	0,000	*	0,20	0,905	n.s	0,62	0,733	n.s
Turbidez	3,44	0,064	n.s	7,20	0,027	*	6,49	0,039	*
DBO ₅	0,86	0,354	n.s	7,20	0,027	*	7,20	0,027	*
Oxígeno disuelto	0,01	0,930	n.s	6,49	0,039	*	7,20	0,027	*
Temperatura	12,79	0,000	*	2,87	0,239	n.s	2,07	0,356	n.s
Sólidos totales disueltos	11,56	0,001	*	6,49	0,039	*	2,96	0,228	n.s
Fosfatos	0,56	0,453	n.s	6,07	0,048	*	7,20	0,027	*
Nitratos	0,38	0,536	n.s	7,20	0,027	*	5,60	0,061	n.s
Coliformes termotolerantes	0,78	0,377	n.s	7,20	0,027	*	7,20	0,027	*

A = sectores San Blas, Huarisca y La Perla muestreados en época de lluvia ($p < 0,05$); B = sectores San Blas, Huarisca y La Perla muestreados en época de estiaje; H = estadística de prueba de Kruskal-Wallis.

Tabla 4

Taxa de macroinvertebrados bentónicos colectados en el río Cunas, en época de lluvia y estiaje

Phylum	Clase	Orden	Familia
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Dugesiidae
Annelida	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae
	Hirudinea	Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae
Mollusca	Gastropoda	Basommatofora	Lymnaeidae
Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Hyalellidae
		Arachnoidea	Hydrachnidiidae
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae
			Leptophlebiidae
			Plecoptera
		Trichoptera	Gripopterygidae
			Hydropsychidae
			Hydrobiosidae
			Hydroptylidae
			Leptoceridae
		Coleoptera	Limnephilidae
			Elmidae
			Hydrophilidae
			Hydraenidae
			Scirtidae
			Hemiptera
		Diptera	Ceratopogonidae
Chironomidae			
Simuliidae			
Tipulidae			
Empididae			
Psychodidae			

El orden Diptera presentó la mayor abundancia de individuos tanto en época de estiaje como de lluvia (71,8 y 74,3%, respectivamente), seguido por el orden Ephemeroptera (19,7 y 17,8%, respectivamente). Las especies del orden Coleoptera alcanzaron su mayor abundancia en época de estiaje (5,20%), seguido por las del orden Trichoptera (3,36%) en época de lluvia. Hemiptera fue el orden que presentó la menor abundancia de la clase Insecta, en ambas épocas de muestreo (0,2% en estiaje y 0,04% en lluvia). Sin embargo, el número de taxa de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) decreció aguas abajo, siendo reemplazado por los taxa del orden Diptera, que son en su mayoría más tolerantes a la contaminación por materia orgánica. Estos resultados coinciden con los de Ferrington (2008) que reporta que la abundancia de los Chironomidae (Diptera) aumenta cuando hay bajos niveles de oxígeno y con los de Rivera *et al.* (2008) que refieren que el espectro de distribución de la familia

Chironomidae está relacionado con la calidad de agua que presentan las distintas regiones zoogeográficas.

Miserendino *et al.* (2012), también corroboran los resultados encontrados en el sector La Perla, refieren que el descenso de la densidad de macroinvertebrados está relacionado con la disminución de la calidad de agua y de los alimentos, con la interferencia de los mecanismos de respiración y otras características fisiológicas y morfológicas. Simuliidae fue otra de las familias importante por su abundancia en el sector San Blas, que se caracteriza por vivir en aguas oligotróficas, limpias y bien oxigenadas. Otros dípteros que se registraron correspondieron a las familias Ceratopogonidae, Tipulidae, Empididae y Psychodidae.

En el Sector San Blas la abundancia (log X+1) presentó variaciones, con medias que oscilaron de 3,00 en época de lluvia a 3,64 en época de estiaje. La media de la riqueza de taxa (S) fue superior en época de estiaje. La media del índice de diversidad

de Simpson-Gini (1-D) no mostró variación entre las dos épocas. Sin embargo, la media del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fue mayor en época de estiaje. Similar comportamiento se observó en el sector Huarisca. En el sector La Perla la media de los indicadores de biodiversidad registrados en época de estiaje fue marcadamente superior a la media de los indicadores registrados en época de lluvia (Tabla 5).

Respecto a la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas analizados mediante el porcentaje de similitud (SIMPER) los resultados indicaron que los órdenes Diptera y Ephemeroptera contribuyeron más en la diferenciación de estas comunidades. Los mayores porcentajes de contribución lo presentaron los órdenes Diptera (46,05%) y Ephemeroptera (37,87%), contribuyendo con el 83,92%

del total de los taxa. A nivel de familia en época de lluvia, los mayores porcentajes de contribución lo presentaron los individuos de Chironomidae (47,65%), seguidos por los de Leptophlebiidae (19,89%) y Simuliidae (16,17%); contribuyendo con el 83,71% del total de las familias registradas. La mayor abundancia de individuos del orden Ephemeroptera registrada en San Blas, donde la calidad del agua resultó ser buena, revela la baja tolerancia a la contaminación que poseen (Rivera *et al.*, 2008). Los individuos de este orden prefieren vivir en sitios con buena oxigenación, en sustratos de piedra y arena (Baptista *et al.*, 2006; Romero *et al.*, 2006).

Los individuos del orden Trichoptera constituye un importante componente de las comunidades bénticas y base de la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos (Ortega *et al.*, 2010).

Tabla 5

Estadísticos descriptivos de los indicadores de biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas, según sector y época de muestreo

Sector de muestreo	Época	Estadístico descriptivo	Indicadores de biodiversidad			
			Abundancia (logX+1)	Riqueza (S)	Índice de Simpson-Gini (1-D)	Índice de Shannon-Wiener (H')
San Blas	Lluvia	Mínimo	2,71	5,00	0,62	1,16
		Máximo	3,16	13,00	0,79	1,79
		Media	3,00	8,20	0,71	1,53
	Estiaje	Mínimo	3,54	11,00	0,64	1,32
		Máximo	3,75	19,00	0,84	2,22
		Media	3,64	13,80	0,71	1,66
Huarisca	Lluvia	Mínimo	2,15	3,00	0,37	0,65
		Máximo	2,91	6,00	0,77	1,59
		Media	2,62	4,40	0,53	1,04
	Estiaje	Mínimo	3,31	9,00	0,33	0,81
		Máximo	3,77	12,00	0,67	1,51
		Media	3,58	10,60	0,46	1,07
La Perla	Lluvia	Mínimo	2,36	1,00	0,00	0,00
		Máximo	3,35	3,00	0,29	1,29
		Media	3,05	2,10	0,10	0,32
	Estiaje	Mínimo	3,80	7,00	0,17	0,40
		Máximo	4,12	11,00	0,66	1,27
		Media	3,96	8,30	0,44	0,92

La mayor abundancia fue registrada en el sector San Blas, siendo la familia Hydropsychidae la más representativa. Estos resultados son corroborados por Acosta *et al.* (2009) y Rodríguez *et al.* (2011), quienes señalan que los trichopteros son indicadores de aguas limpias y su abundancia aumenta con el aumento de la altitud. En el orden Plecoptera, las familias Perlidae y Gripopterygidae fueron las más representativas en el sector San Blas. Los resultados son asentidos por Ortega *et al.* (2010), quienes refieren que los individuos de este orden son los más exigentes dentro del grupo de los macroinvertebrados en cuanto a calidad de agua.

Los resultados del ANOVA de un factor de los indicadores de biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, según época y sector de muestreo, mostraron diferencias significativas ($p = 0,000$) al nivel de significación del 5%. Estos resultados coinciden con los reportados por Verdonschot (2006), Chaves *et al.* (2008), quienes refieren que en zonas con clima templado la estacionalidad juega un papel muy importante en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados. También coinciden con los de Sánchez *et al.* (2010) que reportan que la estructura de estas comunidades sigue un patrón espacial, ya que la abundancia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera es mayor en el sector de muestreo de mayor altitud (San Blas). Mientras que los individuos de los taxa Mollusca, Annelida y Platyhelminthes siguen el patrón contrario (Rodríguez *et al.*, 2011).

En términos generales, la mayor abundancia de macroinvertebrados bentónicos se registró en el sector de menor altitud (La Perla). Este incremento viene determinado por la elevada abundancia que alcanza el orden Diptera, especialmente la familia Chironomidae, considerada como el taxón resistente y resiliente frente a las presiones antrópicas, como la urbanización y sustitución de la vegetación nativa por pastos y cultivos, que están llevando al empobrecimiento de

las comunidades biológicas y en consecuencia están alterado el ecosistema (Maroneze *et al.*, 2011).

El patrón espacial que sigue el número de taxa de macroinvertebrados bentónicos en el río Cunas es altamente dependiente de la calidad del agua, ya que presenta una alta correlación entre la riqueza taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y la calidad de agua. Igual comportamiento se registra para diversidad y calidad de agua. Los taxa sensibles a las crecidas como Chironomidae, considerados como tolerantes al deterioro de la calidad de agua, se incrementa en época de estiaje, lo cual estaría relacionado principalmente con la calidad del agua en el sector La Perla, como describen otros estudios (Chaves *et al.*, 2008; Colla, 2013).

4. Conclusiones

Las presiones significativas que ejercen las actividades antrópicas sobre la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas son las descargas de aguas residuales provenientes de actividades pecuarias y urbanas, con cargas excesivas de contaminantes orgánicos que superan los Límites Máximos Permisibles de efluentes para vertidos a cuerpos de agua superficial.

Los indicadores físico-químicos y bacteriológicos de la calidad del agua del río Cunas determinados, según sector y época de muestreo, están en el rango de los estándares de calidad ambiental para agua de ríos de la Sierra; especialmente para las categorías III y IV (riego de vegetales y bebida de animales y, conservación del ambiente acuático).

La riqueza, abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos, según sector y época de muestreo, presentaron diferencias significativas. Los mayores porcentajes de contribución a las comunidades de estos organismos lo presentaron los órdenes Diptera (46,05%) y Ephemeroptera (37,87%), contribuyendo con el 83,92% del total de los taxa.

Considerando que en los sistemas acuáticos continentales del Perú son escasos los estudios de distribución espacio-temporal de los macroinvertebrados bentónicos, se recomienda continuar con los estudios para determinar el estado de la biodiversidad de los macroinvertebrados bentónicos en toda la subcuenca hidrográfica del río Cunas, a fin de integrarlos en mapas hidrográficos para realizar un aprovechamiento racional del recurso hídrico. Así como, para formar colecciones de estos organismos a fin de realizar estudios orientados a proponer claves taxonómicas a nivel de género o especie.

5. Referencias bibliográficas

- 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.
- Autoridad Local del Agua. 2012. Registro de información hidrométrica - río Cunas. Dirección Regional de Agricultura, Junín-Perú.
- Alonso, A.; Camargo, J.A. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicador del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 14: 87-99.
- Alva, J.; Pardo, I.; Prat, N.; Pujante, A. 2005. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente. España.
- Álvarez, A.L. 2005. Metodología para la evaluación de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de los recursos hidrobiológicos. Instituto Alexander Von Humboldt. Colombia.
- Baptista, D.; Buss, D.F.; Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveira, M.P.; et al. 2006. A multimetric index base don benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest Streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 83-94.
- Bonada, N.; Rieradevall, M.; Prat, N.; Resh, V. 2006. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 32-43.
- Bustamante, T.; Monsalve, D.; García, R. 2008. Análisis de la calidad del agua en la cuenca media del río Quindío con base en índices físicos, químicos y biológicos. *Rev. Invest. Univ. Quindío* 1: 22-31.
- Chaves, M.; Rieradevall, M.; Chainho, P.; Costa, M.; Costa, J.; Prat, N. 2008. Macroinvertebrate communities of non-glacial high altitude intermittent streams. *Freshwater Biology* 53: 55-76.
- Colla, M.; César, I.; Salas, L. 2013. Benthic insects of the El Tala river (Catamarca, Argentina): longitudinal variation of their structure and the use of insects to assess water quality. *Braz J Biol.* 73: 357-366.
- Corbacho, C.; Sánchez, J.M.; Costillo, E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultura landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 13: 495-507.
- Córdova, S.; Gaete, H.; Aránguiz, F.; Figueroa, R. 2009. Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 73: 199-209.
- Custodio, V.M.; Pantoja, E.R. 2012. Impactos antropogénicos en la calidad del agua del río Cunas. *Apuntes de Ciencia & Sociedad* 2: 130-137.
- Durance, I.; Ormerod, J. 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology* 13: 942-957.
- Egler, M.; Buss, D.E.; Moreira, J.C.; Baptista, D.F. 2012. Influencia de la agricultura, uso de la tierra y los plaguicidas sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en una cuenca agrícola en el Sudeste de Brasil. *Braz J Biol.* 72: 437-443.
- Ferrington, L.C. 2008. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 447-455.
- Gabriels, W.; Lock, K.; De Pauw, N.; Goethals, P.L. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologia* 40: 199-207.
- Gómez, L.M.; Fernández, L.A.; Kehr, A.I. 2012. Coleópteros acuáticos de lagunas situadas en el noroeste de la provincia de Corrientes, Argentina. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 71: 73-85.
- González, G. 1998. Claves para la identificación de larva y pupas de los simúlidos (Diptera) de la Península ibérica. Asociación Española de Limnología. España.
- González, M.V.; Caicedo, Q.O.; Aguirre, R.N. 2013. Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Gestión y Ambiente* 6: 97-107.
- Guerrero, B.F.; Manjarréz, H.A.; Núñez, P.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: 43-54.
- Guevara, G. 2014. Evaluación ambiental estratégica para cuencas prioritarias de los andes colombianos: dilemas, desafíos y necesidades. *Acta biol. Colomb.* 19: 11-24.
- Hach company. 2000. Manual de análisis de agua (2ª ed.). Colorado, EE. UU.
- Huamantínco, A.; Ortiz, W. 2010. Clave de géneros de larvas de Trichoptera (Insecta) de la Vertiente Occidental de los Andes, Lima, Perú. *Rev. Per. Biol.* 17: 75-80.
- Jáimez, C.P.; Vivas, S.; Bonada, N.; Robles, S.; Mellado, A.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Casas, J.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Sáinz-Cantero, C.E.; Sánchez-Ortega, A.; Suárez, M.L.; Toro, M.; Vidal-Albarca, M.R.; Zamora-Muñoz, C.; Alba-Tercedor, J. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21: 187-204.
- Maroneze, D.M.; Tupinambás, T.H.; França, J.S.; Callisto, M. 2011. Efectos de la reducción de flujo y aliviaderos en la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en un tramo de río brasileño. *Braz J Biol.* 71: 639-651.
- Ministerio de Energía y Minas. 2007. Guía para la evaluación de impactos en la calidad de agua superficiales por actividades minero metalúrgicas. Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros. Perú.
- Ministerio de Salud. 2007. Protocolo de monitoreo de la calidad sanitaria de los recursos hídricos superficiales. DIGESA. Área de protección de recursos hídricos. Perú.

- Miserendino, M.L.; Archangelsky, M.; Brand, C.; Epele, L.B. 2012. Environmental changes and macroinvertebrate responses in Patagonian streams (Argentina) to ashfall from the Hhaitén Volcano (May 2008). *Sci Total Environ.* 424: 202-212.
- Moya, N.; Hughes, R.M.; Dominguez, E.; Gibon, F.M.; Goitia, E.; Oberdorff, T. 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecol. Indic.* 11: 840-847.
- Morais, M.; Pinto, P.; Guilherme, P.; Rosado, J.; Antunes, I. 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia* 516: 229-249.
- Munn, M.; Waite, I.; Larsen, D.; Herlihy, A.T. 2009. The relative influence of geographic location and reach-scale habitat on benthic invertebrate assemblages in six ecoregions. *Environ Monit Assess* 154: 1-14.
- Narcís, P.M.; Acosta, C.R. 2011. Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Universidad de Barcelona, España.
- Ortega, H.; Chocano, L.; Palma, C.; Samanez, I. 2010. Biota acuática en la Amazonia Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco – Ucayali). *Rev. Peru. Biol.* 17: 29-35.
- Pagot, M.R. 2003. Modelado y aplicación de sensores remotos a calidad del agua en el embalse Los Molinos, Córdova-Argentina. *Revista del Curiham* 9: 73-93.
- Pérez, C.; Rodríguez, A. 2008. Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Rev Biol Trop.* 56:1905-1918.
- Pond, G.J.; Bailey, J.E.; Lowman, B.M. Whitman, M.J. 2013. Calibration and validation of a regionally and seasonally stratified macroinvertebrate index for West Virginia wadeable streams. *Environ. Monit. Assess.* 185: 1515-1540.
- Rivera, U.J.; Camacho, P.D.; Botero, B.A. 2008. Estructura numérica de la entomofauna acuática en ocho quebradas del departamento del Quindío-Colombia. *Acta biol. Colomb.* 13: 133-146.
- Rizo-Patrón, F.; Kumar, A.; McCoy, C.M.; Springer, M.; Trama, F.A. 2013. Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. *Ecological Indicators* 29: 68-78.
- Rodríguez, B.J.; Ospina, T.R.; Turizo, C.R. 2011. Grupos funcionales de macroinvertebrados en el río Gaira, Colombia. *Rev Biol Trop.* 59: 1537-1552.
- Romero, B.; Pérez, S.; Rincón, M. 2006. Ephemeroptera del Parque nacional Natural “Cueva de los Guácharos” Huila-Colombia. *Rev. UDCA Actual. Divulg. Cient.* 9: 141-149.
- Sánchez, M.M.; Vidal, A.M.; Suárez, M.L. 2010. Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. *Ecological Indicators* 10: 896-904.
- Scalley, H.; Aide, T.M. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. *Ecological Applications* 13: 225-234.
- Verdonschot, P.F. 2006. Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hidrobiología* 566: 59-74.
- Wolfram, G.; Höss, S.; Orendt, C.; Schmitt, C.; Adámek, Z.; Bandow, N.; Großchartner, M.; Kukkonen, M.; Leloup, V.; López, J.C.; Muñoz, I.; Traunspurger, W.; Tuikka, A.; Van Lieffering, C.; von der Ohe, P.C.; de Deckere, E. 2012. Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *Science of the Total Environment* 438: 498-509.