

Uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en el río Rímac, Lima-Callao, Perú

Use of benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in Rímac River, Lima-Callao, Perú

CHRISTIAN PAREDES E.^{1,2}, JOSÉ IANNAcone O.^{1,3}, LORENA ALVARIÑO F.^{1,4}

Resumen. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (MIB) pueden emplearse como eficientes indicadores biológicos de la calidad de agua en los ecosistemas dulceacuícolas. Durante el período Octubre del 2002 a Setiembre del 2003, se desarrollaron evaluaciones de MIB en el río Rímac, aguas abajo de la Atarjea, Lima- Callao, Perú. El objetivo fue analizar su composición faunística, riqueza de familias y calidad del agua con base en el índice Biological Monitoring Working Party modificado (BMWP' modif.). La evaluación se realizó en seis estaciones de muestreo ubicadas a lo largo del curso del río Rímac, que cruza Lima y Callao. Se registraron 35 taxa de MIB: Hexapoda (27), Annelida (2), Mollusca (2), Arachnida (2), Plathyelminthes (1) y Chilopoda (1). De los 2.166 especímenes coleccionados, Oligochaeta (n = 597) obtuvo la mayor abundancia absoluta, seguido por Psychodidae (n = 521), Physidae (n = 442), Chironomidae (n = 300) y Dixidae (n = 168). El índice BMWP' modif. valoró el agua del Río Rímac, aguas abajo de la Atarjea como de calidad crítica o de aguas muy contaminadas (29 puntos). De los análisis fisicoquímicos evaluados, la Demanda Bioquímica de Oxígeno, indicó efectos de perturbación en el ecosistema acuático. Finalmente se analizó la potencialidad del empleo de los MIB para evaluar la calidad de agua de los ríos en el Perú.

Palabras clave: Agua dulce. BMWP' modif. Contaminación. Indicador biológico. Perú.

Summary. The communities of benthic macroinvertebrates (BMI) can be used as efficient biological indicators of the water quality in fresh aquatic ecosystems. Between October 2002 and September 2003, evaluations of MIB were developed in the Rímac River downstream from Atarjea, Lima- Callao, Peru. The objective was to analyze their faunistic composition, richness of families and water quality, based on the modified Biological Monitoring Working Party index (BMWP' modified). The evaluation was conducted in six sampling stations located along the course of the Rimac river that crosses Lima and Callao. Thirty-five taxa of BMI were reported: Hexapoda (27), Annelida (2), Mollusca (2), Arachnidae (2), Plathyelminthes (1) and Chilopoda (1). From 2,166 specimens collected, Oligochaeta (n = 597) had the higher absolute abundance, followed by Psychodidae (n = 521), Physidae (n = 442), Chironomidae (n = 300), and Dixidae (n = 168). The modified BMWP' index scored the water of Rimac River downstream from Atarjea as critical quality or very polluted waters (29 points). Of all the physicochemical analyses evaluated, Biochemical Oxygen Demand indicated perturbation effects in this freshwater ecosystem. Finally, the potential of the BMI to evaluate the water quality of the rivers in Peru is analyzed.

Key words: Water. BMWP' modif. Contamination. Biological indicator. Perú.

Introducción

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (MIB) empleados como bioindicadores acuáticos vienen aumentando en estos últimos años en lo que respecta a la protección y restauración de los ambientes acuáticos (Brown *et al.* 1997; Cole 1998; Wetzel y Likens 2000; Acosta 2001, Marques *et al.* 2001; Metzeling *et al.* 2003). En contraste con los análisis fisicoquímicos y microbiológicos, que sólo proporcionan información puntual e indirecta, la evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos, con énfasis en insectos, proporcionan una excelente alternativa en el diagnóstico de la calidad del agua (Huryn y Wallace 2000; Baptista

et al. 2001; Galdean *et al.* 2001; Rogers *et al.* 2002; Figueroa *et al.* 2003).

Muchos representantes de estos grupos de invertebrados pueden distribuirse en distintos tipos de condiciones ambientales, así como ser muy susceptibles a la contaminación, motivo por el cual son recomendados en el establecimiento de sistemas de vigilancia y control de los ecosistemas hídricos (Leslie *et al.* 1999; Ogbeibu y Oribhabor 2002; Riss *et al.* 2002; Iannacone *et al.* 2003). El Perú es uno de los países Neotropicales que enfrenta serios problemas de contaminación de sus ambientes lóticos (Paredes *et al.* 2004).

Se han empleado los índices de diversidad y bióticos usando a los insectos

acuáticos para caracterizar biológicamente los cuerpos de agua dulce (Iannacone *et al.* 2000; Moreno 2001; Fenoglio *et al.* 2002; Gonçalves y Aranha 2004; Paredes *et al.* 2004). El objetivo del presente trabajo fue analizar la composición faunística, riqueza de familias y calidad del agua empleando el Índice biótico BMWP' modif. (Biological Monitoring Working Party modificado) en el río Rímac aguas abajo de la Atarjea, Callao-Lima, Perú durante el período Octubre 2002 a Setiembre del 2003.

Materiales y Métodos

Zona de estudio: Incluyeron seis estaciones de muestreo establecidas en la trayectoria del río Rímac desde las inmediaciones del puente Graña (Estación 6), cercana a la sede de captación o

1 Laboratorio de Ecofisiología Animal, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Universidad Nacional Federico Villarreal, Calle San Marcos 383, Lima-21, Perú.

2 E-mail: chepeeco@hotmail.com

3 E-mail: joseiannacone@yahoo.es

4 E-mail: lalvarino@sedapal.com.pe

bocatoma de la Atarjea de SEDAPAL en el distrito de El Agustino, Lima, Perú hasta las cercanías del puente Gambeta (Estación 1), en el Callao, próxima a la desembocadura al mar (Fig. 1) Este recorrido tiene aproximadamente 17,5 Km de longitud, con una pendiente aproximada de 1,1 % y disminuyendo desde los 195 a los 0 msnm (Fig. 1). Se determinó la ubicación geográfica de cada una de las estaciones de muestreo con un GPS 12 Garmin (Fig. 1). El río Rímac es considerado de cuarto orden según la clasificación de Strahler (Wetzel y Likens 2000).

Muestreos: Se realizaron muestreos mensuales entre Octubre 2002 y Setiembre 2003. Los análisis fisicoquímicos incluyeron mediciones de: pH y conductividad eléctrica (CE: ohm.cm^{-2}) mediante instrumentales portátiles marca Hanna®, temperatura en °C mediante un termómetro de mercurio. Los datos de caudal ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) y de velocidad superficial promedio (m.s^{-1}) del río se obtuvieron siguiendo el método propuesto por Lind (1979). El Oxígeno Disuelto (OD) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno ($\text{DBO}_{5,20}$) en mg L^{-1} siguieron el protocolo propuesto por Winkler (APHA 1995).

El procesamiento de las muestras se realizó en el laboratorio de Ecofisiología Animal, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Universidad Nacional Federico Villarreal, Pueblo Libre, Lima, Perú.

Para tomar las muestras biológicas en las estaciones de estudio se emplearon: el método manual y la técnica rápida de Hynes modificada, con un muestreador Surber modificado, una red estándar de $30 \times 30 \text{ cm}^2$ con abertura de 1 mm (Paredes *et al.* 2004). Cada muestra biológica fue separada a nivel de familia y se fijaron con EtOH 70 % en viales de vidrio de 5 ml debidamente rotulados. Para los moluscos se siguió el procedimiento descrito por Thiengo *et al.* (2001) y para la identificación de los Hexapoda se usaron claves taxonómicas especializadas (Stehr 1987; Borror *et al.* 1995; Merritt y Cummins 1996). Para la determinación de la composición faunística y la riqueza de familias de los macroinvertebrados bentónicos se empleó el nivel taxonómico de familia por su relativa facilidad y rapidez, y por su capacidad de aportar información ecológica (Metzeling *et al.* 2003). Material representativo se depositó en el Museo de Entomología del Programa Nacional de Control Biológico (PNCB), Lima, Perú.

Análisis de datos: Se empleó el análisis de componentes principales (ACP) como

un criterio de reducción y ordenación de los siete parámetros fisicoquímicos y de los catorce índices de diversidad alfa, obtenidos de cada una de las seis estaciones de muestreo, para producir variables compuestas no relacionadas. Se realizó la rotación varimax para facilitar la interpretación de los componentes del ACP (Zar 1996; Vivanco 1999). Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson entre los índices bióticos y algunos taxa más abundantes. Se aplicó el índice biótico BMWP' modificado por Zúñiga de Cardoso *et al.* (1997) citado por Domínguez y Fernández (1998) propuesto para este estudio, que al igual que

el BMWP (Hellawell 1978), identifica un nivel de calidad de agua de acuerdo con un puntaje otorgado a ciertas familias de MIB que se encuentren en el cuerpo de agua, con la diferencia que esta modificación fue adaptada para la fauna local de la región Neotropical (Tabla 1). Similarmente el puntaje total o por estación corresponde a un valor de calidad previamente establecido (Tabla 2). También se emplearon los siguientes índices de Marqués *et al.* (2001): (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera = EPT) / Chironomidae (= Q); EPT / (EPT + Q) y porcentaje de Chironomidae en Diptera. Así como el índice de Goodnight y

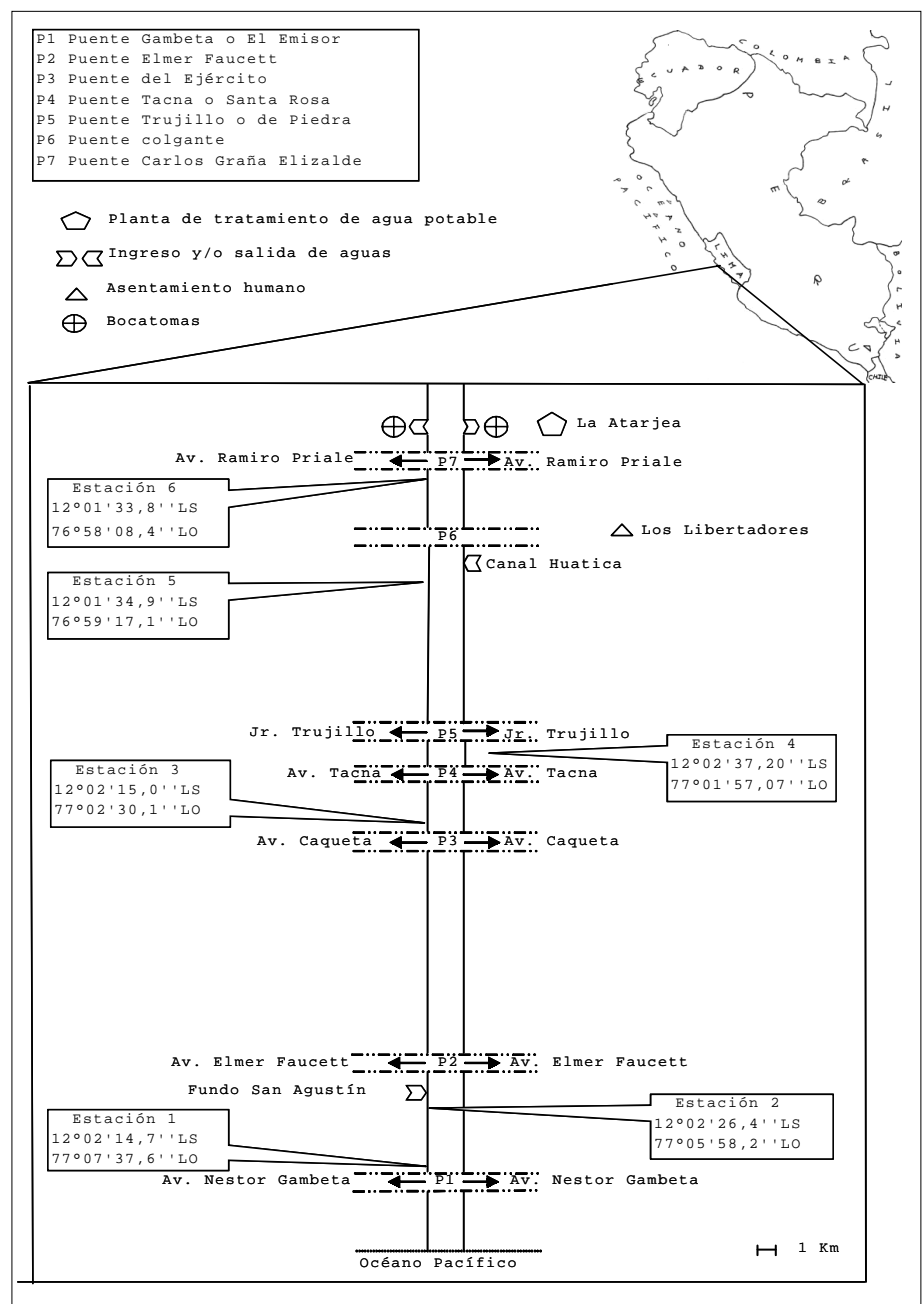


Figura 1. Estaciones de muestreo en el río Rímac, Lima, Perú.

Tabla 1. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de MIB para la obtención del Índice BMWP' modif.

Puntuación 10	Puntuación 7	Puntuación 4	Puntuación 3
Blepharoceridae	Calopterygidae	Belostomatidae	Glossiphoniidae
Calamoceratidae	Corixidae	Ceratopogonidae	Gyrinidae
Euthyplocidae	Glossosomatidae	Chrysomelidae	Hydrometridae
Gomphidae	Leptohyphidae	Curculionidae	Hydrophilidae
Helicopsychidae	Scirtidae	Dolichopodidae	Lymneidae
Lampyridae		Empididae	Nepidae
Leptophlebiidae	Puntuación 6	Haliplidae	Physidae
Odontoceridae		Mesoveliidae	Planorbidae
Oligoneuriidae	Aeshnidae	Naucoridae	
Perlidae	Ancylidae	Psychodidae	Puntuación 2
Polythoridae	Coenagrionidae	Pyrallidae	Chironomidae
Psephenidae	Dryopidae	Scarabaeidae	Culicidae
Ptilodactylidae	Elmidae	Stratiomyidae	Muscidae
	Libellulidae	Tabanidae	
Puntuación 8	Luthrochidae	Tipulidae	Puntuación 1
	Noteridae		Oligochaeta*
Baetidae	Staphylinidae		
Corydalidae			
Hyaellidae	Puntuación 5		
Hydrobiosidae			
Hydroptilidae	Dugesidae		
Leptoceridae	Gelastocoridae		
Lestidae	Hydropsychidae		
Philopotamidae	Notonectidae		
Pleidae			
Polycentropidae			
Pseudothelpusidae			
Saldidae			
Simuliidae			
Xiphocentronidae			

Whittley que se basa en la relación: (Número de oligoquetos (Annelida) / Total de organismos béticos) x 100, siendo > 80% como altamente contaminado; 60 – 80%, dudoso y < 60% de buena condición (Washington 1984). Con la finalidad de evaluar la diversidad alfa en las comunidades macrozoobentónicas de la zona estudiada, se utilizaron los siguientes índices: Shannon-Wiener (Washington 1984), el índice de diversidad de Margalef (D_{mg}), el índice de equidad de Pielou, los números de la serie de Hill, el índice de dominancia de Mcintosh (D) y el índice de Berger-Parker (d) (Moreno 2001). Para la diversidad beta de similitud entre las seis estaciones de la zona de estudio, se usó el índice cualitativo de Sørensen (I_s) y el índice de Sørensen cuantitativo (IS_{cuant}) (Moreno 2001). Así mismo, para las familias más abundantes se determinó la distribución espacial (al azar, amontonada o uniforme), utilizando el criterio de S²/ X (Varianza / Promedio de individuos por estación). Para todos los casos se empleó un nivel de significancia de alfa = 0,05 (Zar 1996).

Resultados y discusión

Los promedios de siete parámetros físicoquímicos evaluados mensualmente de Octubre 2002 a Setiembre del 2003 son señalados en la Tabla 3. La DBO_{5,20} para las estaciones uno a la cinco, indicó perturbación e impacto en el río Rímac. El valor promedio anual obtenido en este estudio fue más alto que el valor permisible por la Ley General de Aguas (LGA) peruana vigente. El coeficiente de variación (CV) se vio incrementado expresamente para este parámetro (Tabla 3). La estación dos presentó niveles de degradación ambiental en términos de DBO_{5,20}, OD y CE, aparentemente como consecuencia de los efluentes vertidos por las

Tabla 2. Valoración de calidad de agua para la obtención del BMWP' modif. (Domínguez y Fernández 1998)

Calidad	Valor	Significado
Muy Buena	> 150	Aguas muy limpias
Buena	101 - 120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible
Aceptable	61 - 100	Son evidentes algunos efectos de contaminación
Dudosa	36 - 60	Aguas contaminadas
Crítica	16 - 35	Aguas muy contaminadas
Muy Crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas

Tabla 3. Parámetros físicoquímicos por estaciones de muestreo en el río Rímac, Lima-Callao, Perú.

Parámetro	Estaciones						Prom. ± DE	CV %
	1	2	3	4	5	6		
Velocidad (m.s ⁻¹)	141,89	162,05	129,27	96,22	107,68	75,88	118,83 ± 31,59	27
Caudal (m ³ .s ⁻¹)	4,4	5,29	2,09	7,73	3,66	1,59	4,13 ± 2,25	54
Temperatura (°C)	19,55	21,08	19,46	20,34	20,42	20,71	20,26 ± 0,64	3
pH	7,87	7,63	7,92	7,61	7,98	8,08	7,85 ± 0,19	2
CE (ohms.cm ⁻²)	0,83	1,15	0,61	0,63	0,55	0,64	0,74 ± 0,22	30
OD (mg.L ⁻¹)	6,32	3,46	7,97	7,13	8,91	9,96	7,29 ± 2,27	31
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	54,32	98,97	12,46	22,17	6,5	4,63	33,18 ± 37,02	112

Prom.: Promedio, DE: Desviación estándar, CV: Coeficiente de Variación.
 CE: Conductividad específica, OD: Oxígeno disuelto, DBO_{5,20}: Demanda bioquímica de oxígeno.

inmediaciones del fundo San Agustín (Callao). Tanto el OD y el pH se encontraron dentro del límite permisible por la LGA peruana vigente. Hay que resaltar que a pesar de la pendiente que presenta el río Rímac en la zona de estudio (1,1 %) y además de la presencia de pantallas, que logran incrementar la velocidad superficial del agua y los niveles de oxígeno, estos no son suficientes para oxidar la tremenda carga orgánica disuelta en sus aguas como lo demuestran los niveles de DBO_{5,20} (Tabla 3).

El ACP produjo tres componentes con Eigenvalues > 1 para los parámetros fisicoquímicos (Tabla 4). Los parámetros fisicoquímicos fueron ordenados en un espacio de dos dimensiones, de acuerdo con el ACP (Fig. 2). La velocidad, DBO, CE y OD del agua estuvieron correlacionados con el primer componente que explicó el 64,804 % de la variabilidad. El caudal y pH estuvieron correlacionados con el segundo componente que explicó el 18,245 % de la variabilidad (Tabla 4). El tercer componente describió la variación en la temperatura del agua (Tabla 4). El CP1 va en relación con el factor oxígeno. Muy correlacionado al OD se encuentra la DBO, esta última a su vez esta relacionada con la carga orgánica que afecta a la CE. Finalmente, la velocidad del cuerpo de agua permite el ingreso de dosis importantes de oxígeno superficial al cuerpo de agua lóxico. EL CP2 correlaciona el caudal y el pH. El caudal se incrementa o se reduce, por la incorporación de aguas residuales de distintos tipos que caracterizan las seis estaciones, ya sea industrial, doméstica o agrícola, y que indudablemente afectan los niveles de pH (Bispo *et al.* 2002).

Se registraron 35 taxa con predominancia de Oligochaeta (28 %), Psychodidae (24 %), Physidae (20 %), Chironomidae (14 %) y Dixidae (8 %) (Tabla 5). Los cinco

Tabla 4. Resumen del análisis de componentes principales (CP) de los parámetros fisicoquímicos.

Parámetros	CP1	CP2	CP
Eigenvalue	4,536	1,277	1,040
% de la varianza	64,804	18,245	14,854
Velocidad (m.s ⁻¹)	0,942	0,109	-0,245
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	0,928	0,280	0,216
CE (ohms.cm ²)	0,919	0,154	0,330
OD (mg.L ⁻¹)	-0,879	-0,468	-0,080
Caudal (m ³ .s ⁻¹)	0,111	-0,978	0,086
pH	-0,426	-0,881	-0,100
Temperatura (°C)	0,090	-0,113	0,982

Los valores más altos en cada componente para cada variable son mostrados en negrita.

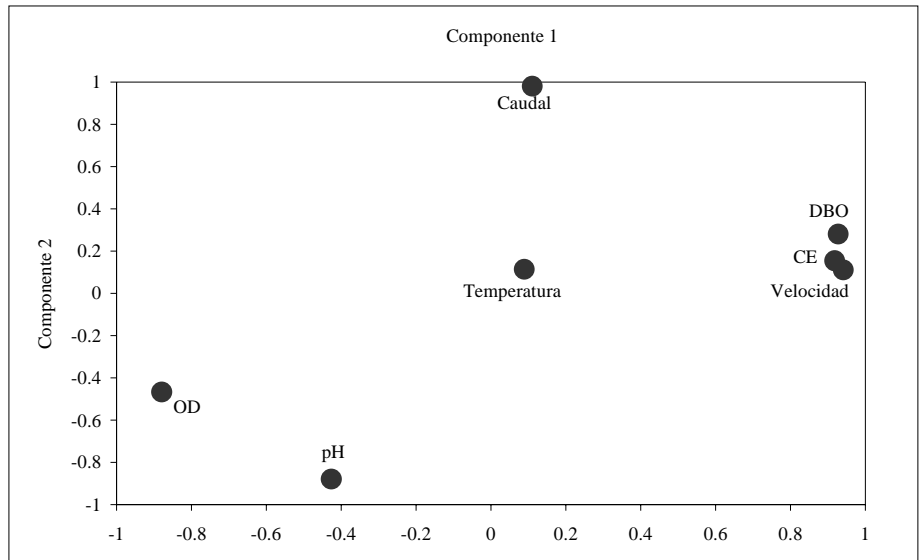


Figura 2. Ordenación de ACP de los parámetros fisicoquímicos del río Rímac, Lima, Perú.

Tabla 5. Abundancia de macroorganismos por estaciones de muestreo colectados en el río Rímac, Lima-Callao, Perú. Muchos de ellos son Macroinvertebrados Bentónicos (MIB)

Taxón superior ¹	Taxón subordinado ¹	Total	Nº estaciones que presentaron este taxa
Platyhelminthes*	Trematoda**	7	1
Annelida*	Hirudinea**	2	1
Annelida*	Oligochaeta**	597	6
Arachnida**	Araneae****	2	2
Arachnida**	Acari****	1	1
Arthropoda*	Chilopoda**	1	1
Collembola	Arthropleona*****	1	1
Ephemeroptera	Baetidae	2	1
Ephemeroptera	Baetiscidae	1	1
Ephemeroptera	Ephemerellidae	1	1
Ephemeroptera	Heptageniidae	6	3
Ephemeroptera	Siphonuridae	3	3
Orthoptera	Blattidae	1	1
Dermaptera	Carcinophoridae	1	1
Coleoptera	Carabidae	1	1
Coleoptera	Dytiscidae	4	3
Coleoptera	Hydrophilidae	2	2
Coleoptera	Staphylinidae	3	2
Trichoptera	Glossosomatidae	32	3
Trichoptera	Hydropsychidae	8	3
Trichoptera	Hydroptilidae	12	3
Trichoptera	Philopotamidae	1	1
Diptera	Chironomidae	300	6
Diptera	Dixidae	168	6
Diptera	Dolichopodidae	4	2
Diptera	Empididae	1	1
Diptera	Muscidae	18	6
Diptera	Psychodidae	521	6
Diptera	Sarcophagidae	2	2
Diptera	Sciomyzidae	1	1
Diptera	Stratiomyidae	2	2
Diptera	Tipulidae	2	2
Hymenoptera	Formicidae ²	13	3
Pulmonata***	Goniobasis*****	3	3
Pulmonata***	Physidae	442	4

¹No todos los taxa son órdenes o familia. ²Familia no acuática, foránea al sistema pudo caer en las trampas por accidentado. * Phylum ** Clase *** Subclase ****Orden *****Suborden *****Género

taxones más abundantes presentaron una distribución espacial contagiosa por presentar una relación $S^2 / X > 1$, como Oligochaeta (49,9), Psychodidae (194,8), Physidae (203,5), Chironomidae (56,2) y Dixidae (36,7). Los cuatro primeros taxa son considerados tolerantes y capaces de habitar en lugares con elevadas concentraciones de detritus orgánico que forma parte de su dieta y en tenores de concentración de oxígeno bajos (Figuroa *et al.* 2003).

Se obtuvo un puntaje biótico de 29 (Tabla 6), que según el BMWP' modif. caracteriza al río Rímac como de calidad crítica o de aguas muy contaminadas (Tabla 2). Según el puntaje obtenido para cada estación, se puede observar que las estaciones uno y dos presentan aguas fuertemente contaminadas o de calidad muy crítica, las estaciones tres y cuatro presentan aguas muy contaminadas o de calidad crítica, y las estaciones cinco y seis presentan aguas contaminadas o de calidad dudosa (Tabla 2). Es importante mencionar que sólo las estaciones cinco y seis cuentan con cercos perimétricos que de alguna manera impiden una mayor influencia antrópica. La Tabla 6 muestra los 14 índices bióticos empleados en el estudio de ecosistemas acuáticos. Podemos notar comparando los índices de dominancia evaluados que existe una notable variación. El valor promedio anual del índice de Simpson (C) y el de Berger-Parker (d) podrían estar diagnosticando buena calidad a las aguas evaluadas, en contraste, para el índice de McIntosh (D) éstas son de pobre calidad. Tal incongruencia de resultados se observa también para el índice de Goodnight y Whittley, el cual valora a las aguas del río Rímac como de buena condición. Finalmente, evaluando el índice de

Shannon-Wiener (H) (1,85), el río Rímac presentaría aguas moderadamente contaminadas (Tabla 6). Según Oliveira y Bispo (2001) las variaciones en la abundancia de los MIB pueden atribuirse a la disponibilidad de recursos, competencia, depredación y el ciclo de vida. Sin embargo, en ambientes donde impera la degradación ambiental, es importante considerar el efecto antrópico del mismo en la comunidad biótica, la cual evidentemente determina la distribución y estructura de los MIB (Riss *et al.* 2002; Figuroa *et al.* 2003; Gonçalves y Aranha 2004).

De los cinco taxa más abundantes como lo valora el N_2 de la serie de Hill, solo la familia Chironomidae obtuvo una correlación positiva significativa con la BMWP' ($r = 0,87$; $p = 0,02$). Los otros cuatro taxa abundantes no presentaron correlaciones con la BMWP'. La DBO_{5,20} encontró una correlación negativa con BMWP' ($r = -0,82$; $p = 0,04$) y con H ($r = -0,81$; $p = 0,04$); y solo con el taxa Psychodidae una correlación positiva ($r = 0,98$; $p << 0,05$). Los otros cuatro taxa abundantes no presentaron correlación significativa con la DBO_{5,20}. Por otro lado, Dixidae y Oligochaeta presentaron una correlación positiva ($r = 0,88$; $p = 0,02$). El aumento de la abundancia de Chironomidae resultó en un aumento en la BMWP'. Hecho que no coincide con lo referido por algunos autores (Figuroa *et al.* 2003) y en la afirmación de que el aumento del grado de contaminación orgánica produciría un incremento de Chironomidae. Este resultado incorporaría nuevas variables para nuevos estudios en ecosistemas de calidad crítica a muy crítica donde parece que la familia Chironomidae no podría ser empleada individualmente como un indicador ade-

cuado de aguas degradadas (Figuroa *et al.* 2003).

En adición, se nota la presencia de la familia Dixidae en un ecosistema netamente lótico, cuando esta familia se encuentra relacionada con ambientes lénticos, como lo afirman Merritt y Cummins (1996). Posiblemente han sido traídos por arrastre al río Rímac o quizá estaríamos tratando con una excepción del comportamiento de la familia, lo cuál también quedaría para ser dilucidado en próximos estudios.

Los dendrogramas cualitativos y cuantitativos construidos con base en los índices de diversidad beta evaluados para comparar las estaciones de muestreo se aprecian en las Figuras. 3 y 4. El análisis cualitativo agrupó dos sectores, el primero conformado por las estaciones cuatro, cinco y seis, y el segundo conformado por las estaciones uno, dos y tres; distinguiéndose a sí un sector alto y uno bajo, éste último más comprometido con la actividad antrópica. El análisis cuantitativo agrupó las estaciones en tres sectores diferenciables; el primer sector conformado por las estaciones tres y cuatro, de bastante similitud; el segundo sector conformado por las estaciones uno y cinco, de regular similitud; finalmente el sector conformado por las estaciones dos y seis, de poca similitud. La estación dos presenta el mayor grado de degradación ambiental y en contraste la estación seis presentó el menor (Figs. 3-4).

El ACP produjo dos componentes con Eigenvalues > 1 para los índices bióticos (Tabla 7). Los índices bióticos de diversidad alfa fueron ordenados en un espacio de dos dimensiones, de acuerdo al ACP (Tabla 7; Fig. 5). Ocho índices bióticos (Números de Hill- N_1 , McIntosh, Números de Hill- N_2 , Simpson, Pielou, Berger-Parker, Shannon-Wiener, Margalef, Goodnight & Whittley, Números de Hill- N_0) estuvieron correlacionados con el primer componente, que explicó el 71,084 % de la variabilidad. Otros cuatro índices bióticos (ETP/ETP + Chironomidae, ETP/Chironomidae, % Chironomidae en Diptera, BMWP' modif.) estuvieron correlacionados con el segundo componente, que explicó el 20,323 % de la variabilidad (Tabla 7).

El estudio de los MIB como organismos indicadores de calidad de agua permite estimar si han sido afectados por cambios físicos o químicos de su hábitat, pero no indica cual es la causa específica que los afecta, lo cual debe ser estimado mediante asociación con información del hábitat físico (e.g. substrato de fondo, ve-

Tabla 6. Índices bióticos de diversidad alfa (α) de familias para el río Rímac, Lima-Callao, Perú.

Índices	Estaciones						Prom.
	1	2	3	4	5	6	
BMWP' modif.	15	13	24	31	45	44	29
ETP/Chironomidae	0,25	0	0,1	0,12	0,18	0,44	0,22
ETP/ETP + Chironomidae	0,2	0	0,09	0,12	0,18	0,31	0,18
% Chironomidae en Diptera	2	1	26	51	81	87	29
Goodnight & Whittley	0,36	0,04	0,56	0,54	0,25	0,06	0,28
Shannon-Wiener, H'	1,34	0,42	1,29	1,51	1,68	1,18	1,85
Simpson, C	0,35	0,84	0,38	0,34	0,24	0,5	0,2
Pielou, J'	0,49	0,2	0,48	0,54	0,59	0,43	0,52
Margalef, Dmg	2,43	1,19	2,38	2,71	2,65	2,45	2,30
McIntosh, D	0,43	0,09	0,4	0,45	0,53	0,31	0,56
Berger-Parker, d	0,46	0,92	0,56	0,54	0,35	0,69	0,28
Números de Hill, N_0	15	8	15	16	17	16	36
Números de Hill, N_1	4	2	4	5	5	3	6
Números de Hill, N_2	3	1	3	3	4	2	5

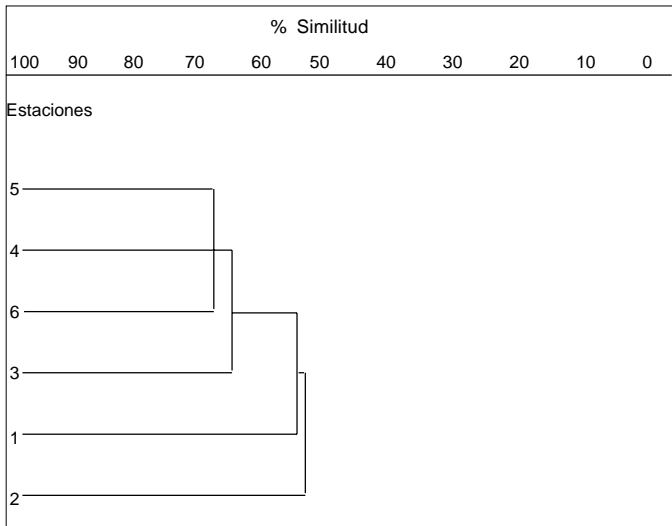


Figura 3. Análisis cualitativo de similitud empleando el Índice de Sørensen para las estaciones de muestreo en el río Rímac. 1. Puente Graña; 2. Canal Huatica; 3. Puente Trujillo; 4. Puente del Ejército; 5. Puente Faucett; 6. Puente Gambeta.

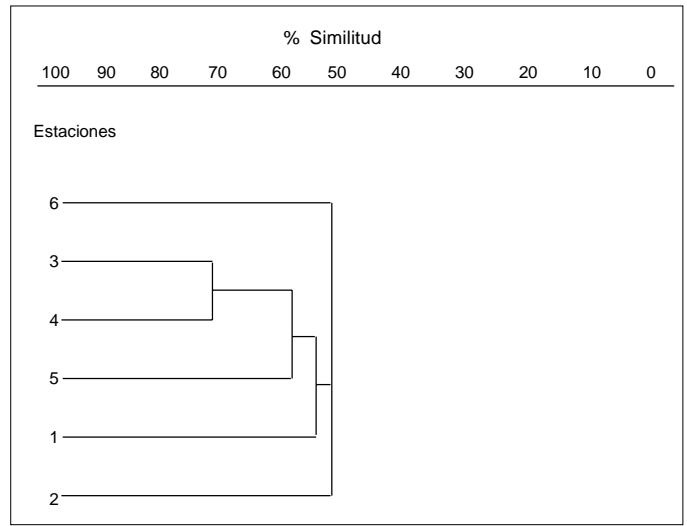


Figura 4. Análisis cuantitativo de similitud empleando el Índice de Sørensen para las estaciones de muestreo en el río Rímac. 1. Puente Graña; 2. Canal Huatica; 3. Puente Trujillo; 4. Puente del Ejército; 5. Puente Faucett; 6. Puente Gambeta.

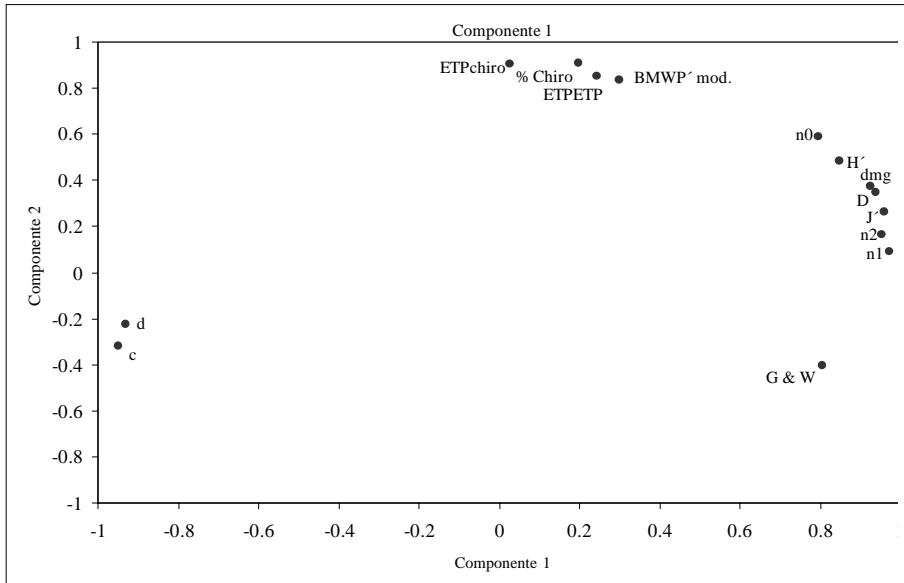


Figura 5. Ordenación de ACP de los índices bióticos de la diversidad alfa de los MIB del río Rímac, Lima, Perú. ETPchiro = ETP/Chironomidae. ETP/ETP = ETP/ETP + Chironomidae. % Chiro = % Chironomidae en Diptera. G y W = Goodnight y Whittley. H' = Shannon-Wiener. C = Simpson. J' = Pielou. Dmg = Margalef. D = McIntosh. d = Berger-Parker. N₀ = Números de Hill- N₀, N₁ = Números de Hill-N₁, N₂ = Números de Hill-N₂.

Tabla 7. Resumen del análisis de componentes principales (CP) de los Índices bióticos de diversidad alfa (α).

Índices	CP1	CP2
Eigenvalue	9,952	2,845
% de la varianza	71,084	20,323
Números de Hill, N ₁	0,972	0,093
McIntosh, D	0,959	0,267
Números de Hill, N ₂	0,955	0,163
Simpson, C	-0,950	-0,296
Pielou, J'	0,938	0,347
Berger-Parker, d	-0,931	-0,222
Shannon-Wiener, H'	0,925	0,377
Margalef, Dmg	0,849	0,486
Goodnight & Whittley	0,805	-0,399
Números de Hill, N ₀	0,796	0,588
ETP/ETP + Chironomidae	0,197	0,912
ETP/Chironomidae	0,027	0,906
% Chironomidae		
en Diptera	0,243	0,852
BMWP' modif.	0,300	0,837

Los valores más altos en cada componente para cada variable son mostrados en negrita.

locidad de corrientes, profundidad) y con potenciales fuentes de estrés (e.g. contaminantes acuáticos) (Figuerola *et al.* 2003).

Los resultados sugieren que el BMWP' es un buen indicador de la calidad de las aguas del río Rímac. Sin embargo, la aplicación del BMWP' en otras cuencas debiera realizarse con precaución debido a que pueden existir factores diferentes que pudieran afectar a las comunidades acuáticas. Al respecto se

sugiere complementar el estudio de los MIB con adecuadas caracterizaciones de la columna de agua, ictiofauna, actividades productivas desarrolladas en la cuenca y evaluaciones experimentales de taxa locales frente a diferentes tipos de contaminantes (Figuerola *et al.* 2003; Paredes *et al.* 2004).

Conclusiones

- Se registraron 35 familias de macroinvertebrados bentónicos (MIB): Hexa-

poda (27), Annelidae (2), Mollusca (2), Arachnidae (2), Plathyhelminthes (1) y Chilopoda (1). De los 2.166 especímenes coleccionados Oligochaeta obtuvo la mayor abundancia absoluta; seguido por Psychodidae, Physidae, Chironomidae y Dixidae.

- El índice Biological Monitoring Working Party modificado (BMWP' modif.), valoró el agua del Río Rímac, aguas abajo de la Atarjea, como de calidad crítica o de aguas muy contaminadas (29 puntos).

• La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_{5,20}), indicó efectos de perturbación en el ecosistema acuático.

Agradecimientos

A Álvaro Torres, María Isabel La Torre, Rafael La Rosa, Alfonso Lizarraga, Carlos Santa Cruz, Ana Gutiérrez, Margarita Robles, Augusto Mendoza, Edith Aguilar, Ana Carolina Paucar, Vicenta Morales, Jorge De la Cruz, Eric Carreño, María del Carmen León, Francisco Valdez, Denia Salinas, Pedro José Paredes, Fabiola Isabel Correa, Gloria Asunción Espinal, Víctor Miguel Espinal, Adrián Ernesto Paredes y Óscar Iván García por su ayuda y apoyo en esta investigación.

Literatura citada

- ACOSTA, C.R.R. 2001. Patrones de diversidad espacio-temporal de insectos acuáticos y caracterización limnológica en la quebrada Cantón, Tributaria del río Rímac (Huarochirí, Lima). Resúmenes. XLIII Convención Nacional de Entomología. Perú. p 75. Huancayo.
- APHA. 1995. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Public Health Assoc. Washington. 19th Ed. 8:1-21p, 10:106-127p, 10:153-173p.
- BAPTISTA, D.F., BUSS, D.F., DORVILLE, L.F., NESSIMIAN, J.L. 2001. Diversity and habitat preference of aquatic insects along longitudinal gradient of the Macae River basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61: 249-258.
- BISPO, P.C., FROEHLICH, C.G., OLIVEIRA, L.G. 2002. Stonefly (Plecoptera) fauna of streams in a mountainous area of Central Brazil: abiotic factors and nymph density. *Revista Brasileira de Zoologia* 19 (Supl. 1): 325-334.
- BORROR, D., DE LONG, D., THRIPLHORN, C. 1995. An introduction to the study of insects. Saunders College Publishing. USA. 6th Ed. 827 p.
- BROWN, S.C., SMITH, K., BATZER, D. 1997. Macroinvertebrate response to wetland restoration in northern New York. *Environmental Entomology* 26:1016-1024.
- COLE, G.A. 1998. Manual de Limnología. Ed. Hemisferio Sur S.A. Argentina. 405 pp.
- DOMÍNGUEZ, E., FERNÁNDEZ, H.R. 1998. Calidad de los Ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medido por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. Argentina. 38 p.
- FENOGLIO, S., BADINO, G., BONA, F. 2002. Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Revista biología tropical* 50: 1125-1131.
- 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.
- GALDEAN, N., CALLISTO, M., BARBOSA, F.A. 2001. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal ecosystems of Serra do Cipo (MG, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 61: 239-248.
- GONÇALVES, F.B., ARANHA, J.M.R. 2004. Spatial occupation and spatio-temporal by benthonic macroinvertebrates in Riberão river, Paranaíba, PR (Brazil). *Acta Biologica Paranaíba, Curitiba* 33: 181-191.
- HELLAWELL, J.M. 1978. Biological surveillance of rivers- (A biological monitoring handbook). Natural Environment Research Council. Water Research Center-Regional Water Authorities. England. p. 135-262.
- HURY, A.D., WALLACE, J.B. 2000. Life history and production of stream insects. *Annual Review of Entomology* 45: 83-110.
- IANNACONE, J., ALVARIÑO, L., MORENO, R., REYES, M., CHAUCA, J. 2000. Culicids (Diptera) of the Chillón River and adjacent areas from Constitutional Province of Callao, Peru, during "El Niño" event 1997-1998. *Acta Entomológica Chilena* 24: 51-60.
- IANNACONE, J., MANSILLA J., VENTURA, J. 2003. Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo, Lima -Perú. *Ecología Aplicada* 2: 116-124.
- LESLIE, H.A., PAVLUK, T., DE VAATE, A.B., KRAAK, M.H. 1999. Triad assessment of the impact of chromium contamination on benthic macroinvertebrates in the Chusovaya river (Urals, Russia). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37: 182-189.
- LIND, O.T. 1979. Handbook of common methods in Limnology. C.V. Mosby Company. U.K. 199 p.
- MARQUÉS, M.J., MARTÍNEZ-CONDE, E., ROVIRA, J.V. 2001. Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 4: 25-31.
- METZELING, L., CHESSMAN, B., HARDWICK, R., WONG, V. 2003. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparison with quantitative methods. *Hydrobiologia* 510: 39-52.
- MERRITT, R.W., CUMMINS, K.M. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt Publishing Co. Dubuque, IA. U.S.A. 3rd. Ed. XIII + 862 p.
- MORENO, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA. Sociedad Entomológica Aragonesa Ed. Madrid, España. 80 p.
- OGBEIBU, A.E., ORIBHABOR, B.J. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research* 36: 2427-2436.
- OLIVEIRA, L.G., BISPO, P.C. 2001. Ecología de comunidades das larvas de Trichoptera Kirby (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pireneus, Pirenópolis; Goiás, Brazil. *Revista Brasileira Zoologia* 18: 1245-1252.
- PAREDES, C., IANNACONE, J., ALVARIÑO, 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.
- RISS, W., OSPINA, R., GUTIÉRREZ, J.D. 2002. Establecimientos de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogotá. *Caldasia* 24: 135-156.
- ROGERS, C.E., BRABANDER, D.J., BARBOUR, M.T., HEMOND, H.F. 2002. Use of physical, chemical, and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 1156-1167.
- STEHR, W.F. 1987. Immature insects. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. US. 754 p.
- THIENGO, S.C., FERNÁNDEZ, M.A., BOAVENTURA, M.F., GRAULT, C.E., SILVA, H.F.R., MATTOS, A.C, SANTOS S. B. 2001. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: I-Metropolitan Mesoregion. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro* 96: 177-184.
- VIVANCO, M. 1999. Análisis estadístico multivariable. Teoría y práctica. Editorial Universitaria. Santiago de Chile. 234 p.
- WASHINGTON, H.G. 1984. Diversity, Biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18: 653-694.
- WETZEL, R.G., LIKENS, G.E. 2000. Limnological analyses. Springer - Verlag, New York. 3th Ed. pp. 424-429.
- ZAR J. H. 1996. Bioestatistical analysis. 3th Ed. Prentice-Hall. Inc. Upper Saddle River, New Jersey. 662 p.