

Artículo Original

**Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad en el
Lago Titicaca: Bahía Interior de Puno**

**BENTHIC MACROINVERTEBRATES AS BIOINDICATORS OF WATER
QUALITY IN LAKE TITICACA: INTERIOR BAY OF PUNO**

SANDRA LINDAURA SALAMANCA COAQUIRA§

Recibido: 24 noviembre de 2020 / Aceptado: 30 diciembre de 2020

§*Escuela Profesional de Biología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad
Nacional del Altiplano, Perú*

Resumen

El objetivo del presente estudio fue determinar la calidad del agua de la Bahía Interior de Puno, sector oeste del Lago Titicaca, a partir de observaciones sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Fue ejecutado con periodicidad mensual entre marzo y junio del 2012. Se establecieron nueve estaciones de muestreo en donde se extrajeron muestras de bentos con empleo de draga Ekman. Los índices analizados fueron Shannon-Weaver y Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP). La estación con mayor biodiversidad fue la E-1 (Muelle, margen derecho), representada por 6577 individuos y 6 familias, seguida por la E-9 (frente, UNA Puno) con 5200 individuos y 4 familias. La estación E-4 (Bajo el terminal zonal) fue la menos diversa, con 178 individuos y 1 familia, seguida por la E-5 (Laguna de oxidación, izquierda) con 1110 individuos y 3 familias; en la estación de control E-6 (Control, aguas limpias) encontramos 3600 individuos y 2 familias, es la estación en la cual nunca se registraron las familias Chironomidae, Tubificidae, Planorbidae y Ostrácoda. Con el índice de Shannon-Weaver no se encontró diferencias entre estaciones y meses, obteniéndose valores de 0 a 1,3, calificadas como "poco diversa". De acuerdo al índice biológico BMWP, la calidad del agua en el ámbito de estudio tuvo calificativos entre 2 y 28, "calidad crítica" y "calidad muy crítica" que significan "aguas muy contaminadas" y "aguas fuertemente contaminadas". Los resultados ponen en evidencia el estado crítico de la calidad del agua en la Bahía Interior de Puno, siendo necesario buscar medidas que permitan su recuperación ambiental.

Palabras clave: contaminación, aguas negras, biodiversidad, fauna bentónica

Abstract

The objective of this study was to determine the water quality of the Inner Bay of Puno, western sector of Lake Titicaca, from observations on the community of benthic macroinvertebrates. It was carried out on a monthly basis between March and June 2012. Nine sampling stations were established where samples of benthos were extracted using an Ekman dredge and physical-chemical parameters of the water were recorded. The indices analyzed were Shannon-Weaver and Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP). The station with the greatest biodiversity was E-1 (Muelle, right bank), represented by 6577 individuals and 6 families, followed by E-9 (front, UNA Puno) with 5200 individuals and 4 families. Station E-4 (Under the zonal terminal) was the least diverse, with 178 individuals and 1 family, followed by E-5 (Laguna de oxidación, left) with 1110 individuals and 3 families; In the control station E-6 (Control, clean waters) we found 3600 individuals and 2 families, it is the station in which the Chironomidae, Tubificidae, Planorbidae and Ostrácoda families were never recorded. With the Shannon-Weaver index, no differences were found between seasons and months, obtaining values from 0 to 1.3, classified as "not very diverse". According to the BMWP biological index, the quality of the water in the study field had qualifiers between 2 and 28, "critical quality" and "very critical quality" which mean "highly polluted water" and "heavily polluted water". The results show the critical state of water quality in the Inner Bay of Puno, making it necessary to seek measures that allow its environmental recovery.

Keywords: pollution, sewage, biodiversity, benthic fauna

INTRODUCCIÓN

El uso de macroinvertebrados bentónicos empleados como bioindicadores de la calidad de las aguas continentales viene incrementándose en estos últimos años en lo que respecta a la protección de los ambientes acuáticos (Wetzel y Likens, 2000). El uso de bioindicadores constituye una herramienta importante para la caracterización biológica y ecológica integral de la calidad de agua, necesario para un adecuado control y conservación de un ecosistema entre lagos, lagunas y demás ambientes acuáticos que mantienen una gran diversidad de organismos.

Los impactos de las actividades antrópicas, como la contaminación, inducen a cambios en la estructura de las comunidades bióticas. Por esta razón, se adapta el método del índice de BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System) para la evaluación biológica de la calidad de las aguas de la Bahía Interior de Puno. El índice biológico BMWP fue propuesto por Armitage *et al.* (1983) en Gran Bretaña, al amparo del “National Water Council” con la finalidad de ser utilizado como una metodología para evaluar la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos.

Cada vez se hace más necesario y conveniente utilizar metodologías complementarias a las tradicionalmente empleadas en nuestro medio, así proponemos la “evaluación rápida de la calidad ambiental en ecosistemas lénticos, mediante el análisis de sus macroinvertebrados. Pero esto no quiere decir que desplace al método tradicional de los análisis fisicoquímicos; por el contrario, su uso simplifica en gran medida las actividades de campo y laboratorio ya que su aplicación sólo requiere de la identificación y cuantificación de los organismos basándose en índices de diversidad ajustados a intervalos que califican la calidad del agua.

Por otra parte, con la aprobación del Decreto Supremo N° 002-2008 MINAM, de los estándares nacionales de la calidad ambiental para agua en el Perú y la puesta en marcha del Ministerio del Ambiente se han desarrollado acciones que conllevan a una mejor utilización de los recursos naturales, especialmente de aquellos ecosistemas erróneamente considerados por el hombre como inagotables, como es el caso del recurso hídrico. Es el caso, de lo relacionado con el requerimiento legal sobre la determinación de la calidad del agua con base en la implementación de metodologías tradicionales, que se fundamentan en parámetros de tipo fisicoquímicos, que son costosos y además medidos o evaluados puntualmente en el tiempo y en el espacio.

En efecto el motivo por el que ejecutamos esta investigación es porque la Bahía Interior de Puno recibe descargas directas de aguas pluviales y residuales por medio de conexiones clandestinas en el alcantarillado público, sabemos que estas descargas en los últimos años han provocado manifestaciones en la biodiversidad a causa de la contaminación muy severa e ineluctable; en consecuencia, la eutrofización viene aumentando en una función dinámica generando cambios en su ecosistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁMBITO DE ESTUDIO

La Bahía Interior de Puno (Figura 1) está en el margen oeste, en el Lago Titicaca, y posee unos 16.1 km², está situado detrás de los promontorios de Chulluni y Chimú. Aunque el estrecho entre estos promontorios es de casi 4 km de ancho, la mayor parte se encuentra bloqueada por extensos totorales (juncos) dejando, solamente abierto un angosto canal de más o menos de 300 m de ancho cerca de Chimú, que comunica con la bahía exterior de Puno este canal tiene una profundidad de 6-7 m, se extiende hacia Puno por unos 4 km aproximadamente antes de abrirse en una cubeta pequeña cuya profundidad máxima es algo más de 7 m (Northcote, 1991).

La Bahía Interior de Puno es un espejo de agua susceptibles a la contaminación por canales pluviales con conexiones clandestinas al alcantarillado público por parte de la población y desembocan de manera directa a la bahía interior, llevando consigo aguas servidas con gran cantidad de materia orgánica y contaminantes de origen antropogénico.

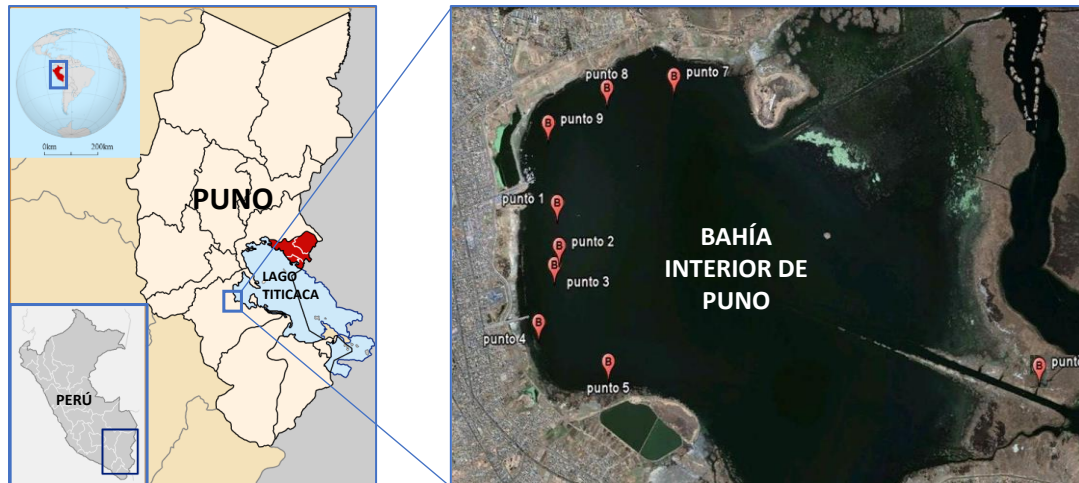


Figura 1. Mapa de ámbito de estudio en el Lago Titicaca, con estaciones de muestreo en la Bahía Interior de Puno

MÉTODOS DE MUESTREO Y ANÁLISIS

Las metodologías aplicadas para esta evaluación fueron descritas por Alba-Tercedor *et al.* (2004). Las muestras de macroinvertebrados se colectaron entre las 8:00 y 13:00 del día, mensualmente durante el periodo de marzo a junio 2012.

Registro de la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

Para la obtención de muestras de macroinvertebrados bentónicos, primeramente, se realizó la caracterización y selección de las estaciones para evaluación, tomando en cuenta las zonas con mayor ingreso de aguas pluviales y domésticas, en un rango de 1,5 a 7 m de profundidad, las muestras fueron tomadas aleatoriamente a bordo de una lancha a motor y también se utilizó un GPS para la ubicación de las estaciones de muestreo.

Para obtener las muestras de zoobentos se efectuaron colectas mensuales con el empleo de una draga Ekman de 15 x 15 cm (que equivale a 225 cm² de área muestreada), se colectó dos muestras (muestra y su réplica) por estación. Cada muestra fue vertida en una tina y se lavó lentamente dentro en el mismo cuerpo acuático hasta que quede libre de fango, arcilla, trozos de totora y solo queden los organismos (Figura 3).



Figura 2. Toma de la muestra de bentos con la draga Ekman en la Bahía interior de Puno

Posteriormente, cada muestra fue trasvasada a un frasco de tapa rosca debidamente rotulada y fijada, y posteriormente fue analizada en laboratorio para su identificación y cuantificación, siguiendo los pasos para recuento o para la determinación del BMWP.

Procedimiento en el laboratorio para identificación taxonómica y cuantificación

Las muestras fueron tamizadas con tamizador de 500 µm de tamaño malla y lavada con agua para eliminar los restos de conservantes, se realizó maniobra en un lugar ventilado. Luego se homogenizó la muestra en una bandeja. Se repartió la muestra en diferentes bandejas y placas Petri. Se anotó la información más importante en la hoja de recuentos. Se separó e identificó hasta el nivel de familia, o grupo taxonómico incluido en el BMWP. Para la identificación taxonómica se utilizaron las claves taxonómicas de Needham (1972).

Con base en las familias identificadas se determinó el índice BMWP para cada estación de muestreo. En la Figura 3 se observa el trabajo en laboratorio y una muestra de Larva de Chironomidae en un aumento de 40x.

La diversidad de la comunidad biológica está en función del número de taxones y de la abundancia proporcional de las especies. Existen diferentes expresiones para medir la diversidad; una de las más utilizadas es el índice de Shannon-Weaver (1963). La fórmula aplicada fue:

$$H' = \sum P_i * \ln P_i$$

$$P_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i = numero de individuos especie i

N = abundancia total



Figura 3. Limpieza y reconocimiento de macroinvertebrados bentónicos, utilizando Estereomicroscópico en el laboratorio

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos registrados para el estudio ejecutado entre los meses de marzo a junio del 2012; estuvo representada por las familias Chironomidae, Tubificidae, Hyalellidae, Hirudinae, Planorbidae y Ostrácodo (Tabla 1).

Tabla 1. Macroinvertebrados Bentónicos en la evaluación de la Bahía interior de Puno

Orden	Familia
Díptera	Chironomidae (larvas)
Oligoquetos	Tubificidae
Anfípoda	Hyalellidae
Hirudineo	Hirudinae
Molusca	Planorbidae
Ostrácoda	Ostrácodo

En la evaluación se registró un total de 26441 individuos pertenecientes a las familias antes indicadas. La estación en donde se observó la mayor biodiversidad fue la E-1 (muelle, margen derecho) donde se registraron 6577 individuos y 6 familias; resaltó por presentar aguas pluviales con alta cantidad de residuos orgánicos, lo que explicaría la alta productividad primaria importante para la alimentación de la comunidad de macroinvertebrados. La segunda estación en donde se observó mayor diversidad fue la E-9 (UNA- Puno) con 5200 individuos de 4 familias, en el lugar también se observó fuerte ingreso de nutrientes propiciando un hábitat adecuado para los macroinvertebrados.

Las estaciones donde hubieron menos biodiversidad fueron la E-4 (Terminal zonal) con 178 individuos de 1 familia y la E-5 (laguna de oxidación, izquierda) con un registro de 1110 individuos de 4 familias; pero los efectos en el terminal zonal fueron superficiales, debido a la Laguna de Oxidación que se ubica cerca de este punto (Figura 4); todas las aguas servidas de la ciudad de Puno desembocan a dicha laguna, que desde hace más de una década colapsó haciendo ineficiente el tratamiento de aguas residuales. En época de lluvia la Laguna rebasa de su capacidad y las aguas servidas con alta carga de sedimentos ingresan a la Bahía interior de Puno aportando nutrientes, detergentes, grasas y otros que tornar al ambiente en toxico para la biodiversidad (Figura 4).

La estación de control E-6 (Chimu, aguas limpias), sin embargo, obtuvo 3600 individuos y 2 familias, así mismo, es la estación en la cual nunca se registró las familias Chironomidae, Tubificidae, Planorbidae y Ostrácoda, se ha encontrado restos de caracoles solo conchas a una profundidad máxima de siete metros es un canal que conecta la Bahía exterior con la Bahía interior, cerca del lugar se ha podido observar vacas alimentándose de totora y cultivos de papa; esto indica que posiblemente el ecosistema sea alterado a un mediano o largo plazo teniendo y a unos metros de distancia la captación del agua potable para la población de la ciudad de Puno resultando aguas no aptas para el consumo humano y aumentando los costos de tratamiento (Figura 4).

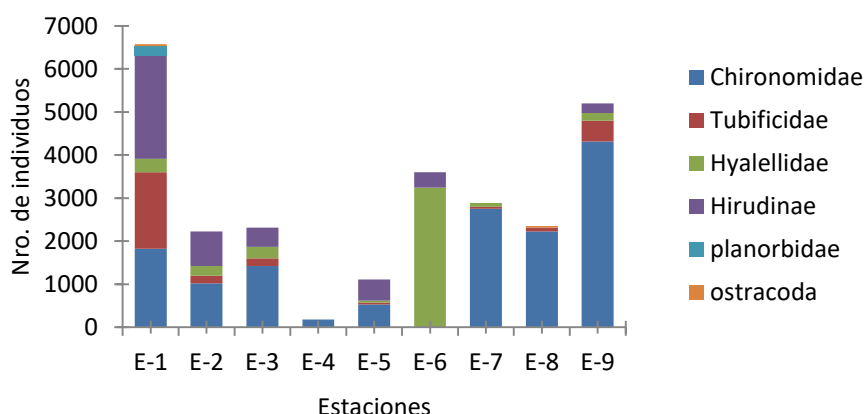


Figura 4. Distribución de las familias de macroinvertebrados bentónicos en la Bahía Interior de Puno

Los resultados de este estudio difieren ligeramente a los reportados por Northcote *et al.* (1991), cuatro taxones para la Bahía interior (Oligoquetos, Hirudineos, Hyalella y Quironomidos); además, precisó que la clasificación taxonómica fue más estudiada en zonas de la Bahía exterior que en la interior. Esta diferencia de taxones o familias, se debe al número (varias estaciones de evaluación) y ubicación de estaciones, ya que se registró la familia Planorbidae y Ostracoda en la E-1 (Muelle, margen derecho) y una vez más Ostrácoda en la E-8 (frente, hotel barco), siendo menos predominante en comparación a las otras familias, estas estaciones se encuentran con mucha vegetación acuática alrededor que sirve de refugio y alimento a estas familias (Dejoux e Iltis, 1991); por otro lado, los Nematodos y Ostrácodos, se hallaron con poca frecuencia en las transectas de la Bahía exterior pero nunca en las de la Bahía interior. Para corroborar la presencia de estos microcrustáceos.

Por otro lado, Northcote (1991) afirma que los moluscos y otros grupos de invertebrados, se hallaron constantemente en todas las profundidades muestreadas en la Bahía exterior pero nunca en la Bahía interior pero si se encontraron conchas vacías de gasterópodos, lo que indica que alguna vez ocuparon este hábitat de la Bahía interior.

En base a lo anterior señalado para los ostrácodos y moluscos, debo decir que cumple con la misma condición en función con la vegetación como la totora *schoenoplectus tatora* cumple la función de refugio por lo tanto la oxigenación del agua por la constante fotosíntesis que realizan las macrofitas y microfitas. Entonces en la E-1 (Muelle, margen derecha) se encontró muchas macrofitas que algunas veces no permitían realizar los dragados y fue en esta estación que se halló moluscos de la familia Planorbidae una especie que tolera la contaminación por materia orgánica y fue registrada en el mes de mayo cuando ya no hay presencia de lluvias pero quiero aclarar que siempre se encontraron conchas vacías de moluscos para la mayoría de estaciones.

Tabla 2. Composición mensual de la comunidad de macroinvertebrados en la Bahía Interior de Puno

Meses/Familias	<i>Chironomidae</i>		<i>Tubificidae</i>		<i>Hyalellidae</i>		<i>Hirudinae</i>		<i>Planorbidae</i>		<i>Ostracoda</i>		Total	Índice H
	Ind	%	Ind	%	Ind	%	Ind	%	Ind	%	Ind	%		
Marzo	8889	73,5	2311	19,1	489	4,0	400	3,3	0	0,0	0	0,0	12089	0,8
Abril	2844	31,7	178	2,0	2622	29,2	3333	37,1	0	0,0	0	0,0	8977	1,2
Mayo	2089	57,3	311	8,5	533	14,6	444	12,2	222	6,1	44	1,2	3643	1,3
Junio	444	25,6	0	0,0	711	41,1	533	30,8	0	0,0	44	2,5	1732	1,2
Total	14266	54,0	2800	10,6	4355	16,5	4710	17,8	222	0,8	88	0,3	26441	

De la Tabla 2 se infiere que la familia Chironomidae obtuvo un 73,5% en el mes de marzo y que disminuyó a 25,6% en junio; así mismo la familia Tubificidae con 19,1% en marzo disminuyó a 0% en junio, Hyalellidae e Hirudinae tuvieron mayor presencia en abril con 29,2% y 37,1% respectivamente; sin embargo, la familia Planorbidae apareció en mayo (6,15) y Ostracoda en mayo (1,2%) y junio (2,5%). También podemos decir que la familia Chironomidae fue dominante en todos los meses de evaluación.

La familia más abundante y dominante en nuestros registros fue Chironomidos (larvas), con un total de 54% (14266) individuos seguida por los Hirudinae (Sanguijuelas) la cual posee un 18% (4710) individuos en total, consecuentemente la familia Hyalellidae tuvo un valor del 16% registró (4355) individuos en total; los de la familia Tubificidae registramos un número de 2800 individuos y 11%, tanto como Planorbidae y Ostracoda se ha registrado escasamente con 222 y 88 individuos totales respectivamente con menos del 1% para ambas familias (Figura 5).

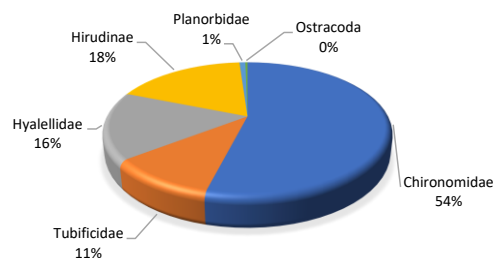


Figura 5. Macroinvertebrados bentónicos en porcentaje (%) en la Bahía Interior de Puno

Los resultados (Tabla 3) mostraron una clara disminución de la biodiversidad y abundancia en el periodo evaluado, lo que podría estar asociado a la dinámica propia del periodo de lluvias, diferentes a los reportado por Northcote (1991) quien señala que entre febrero - marzo a profundidad de 6 m no se observó una clara estacionalidad de la abundancia zoobéntica en los espacios muestreados en la Bahía interior de Puno. Por otra parte, Medina (1984) señala, el periodo de marzo a junio, estación de Otoño, representa la época en que el número de organismos alcanzan máximos niveles, con densidades elevadas; particularmente en junio, donde de reportó alta incidencia de gasteropodos (*Littoridina* y *Thaphios*). El anfipodo *Hyaella* y el porífero *Spongilla* alcanzan valores alrededor de 5000 organismos por metro cuadrado, atribuyéndose quizás a la mayor productividad primaria. Esta diferencia es obviamente por las zonas de muestreo, puesto que influyeron en la baja diversidad de las familias registradas en esta investigación.

La diversidad de especies de macroinvertebrados béntonicos se determinó mediante el índice de diversidad de Shannon –Weaver, puesto que, es el índice mas apropiado para este tipo de evaluaciones en calidad de agua. De acuerdo a la Tabla 3, para marzo se determinó un índice de 0.8 y en mayo 1.3, indicadores de poca diversidad, según Zuñiga *et al.* (1993). El resultado es debido a que en marzo los Quironomidos fueron dominantes en todas las estaciones.

Mientras en su estudio, Northcote (1991), indica que los principales taxones bentónicos mostraron marcadas diferencias en la abundancia relativa, dependiendo de la época y al profundidad, es así que a la profundidad de 2 m *Hyaella* contribuyó, en general, más a la abundancia total del béntos en la Bahía Interior. Al contrario para el presente estudio, numéricamente, Quironomidae (larvas de Quironomidos) fue un componente constante y de mayor abundancia como predomina en todas las estaciones excepto en la estación de control E-6 (Chimu, aguas limpias). Tal como lo señala Iannacone (2003), las larvas de la familia Chironomidae con *Chironomus* sp. fue entre los insectos, la más predominante. La familia Chironomidae, es uno de los taxas mejor representados en los cuerpos benticos continentales del neotropico (Spies y Reiss, 1996; Iannacone y Alvariano, 2000).

A nivel mundial los Quironomidos, es una familia comunmente usada para determinar la toxicidad en sedimentos y la bioacumulacion de los contaminantes asociados a estos, la U.S. Environmental Protection Agency (EPA) y la Agency Society for Testing and Materials (ASTM), han publicado procedimientos detallados para el estudio de la toxicidad en sedimentos con *Chironomus tentans* y *Chironomus riparius* (Pascoe *et al.*, 2000; Arrascue *et al.*, 2001). La especie *Chironomus calligraphus* Goeldi, ha sido estandarizada su crianza y bioensayo, tambien ha sido usado para el monitoreo del rio Rimac, Lima, Perú y sus niveles de contaminacion por metales pesados (Paredes *et al.*, 2004).

Tabla 3. Diversidad de Shannon-Weaver de macroinvertebrados bentonicos, Bahía Interior de Puno

Índice	Estación								
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
H' Shannon-Weaver	1,3	1,2	1,0	0,0	1,0	0,3	0,2	0,2	0,6

De acuerdo a la Tabla 4, el índice H' no superó 2 y en la zona de la laguna de oxidación de las aguas servidas de la ciudad de Puno se tuvo el valor de 0, siendo la estación con nula diversidad encontrándose unicamente la familia Chironomidae en toda la evaluación. Este

resultado sin duda indica que se encuentra altamente eutrofizado por el terminal zonal y las aguas residuales de la población en conjunto pues también es perturbado por las fuertes descargas en la laguna de oxidación que ya no proporciona ningún tratamiento de sus aguas, siendo directamente revasadas a la Bahía interior de Puno provocando la destrucción del hábitat de macroinvertebrados bentónicos. Por otro lado, el valor más alto se registró en la estación E-1 (muelle, margen derecha) con un valor de 1.3, cuyo valor demuestra poca diversidad.

Northcote (1991), indica que los principales taxones bentónicos mostraron marcadas diferencias en la abundancia relativa, dependiendo de la época y al profundidad, es así que a la profundidad de 2 m. *Hyalella* contribuyó, en general, más a la abundancia total del bentos en la Bahía interior. *Quironomidae* fue quien tuvo una marcada diferencia entre las otras familias como un indicador de la severa eutrofización y acumulación de agentes tóxicos de la Bahía interior de Puno.

Índice biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System)

Con los organismos identificados taxonómicamente al nivel de familia (Tabla 2), se procedió a efectuar el análisis BMWP, y en la Tabla 5 se muestran los resultados.

Se determinó que el agua de la Bahía interior de Puno están en las categorías de “muy contaminadas” y “fuertemente contaminadas” según el índice biológico BMWP con valores entre 2 y 25 puntos. Mientras que, la calidad del agua estuvo entre “crítica” y “muy crítica” (Tabla 4).

Las zonas catalogadas como aguas de calidad “crítica”, ecológicamente se debe a que muchas poblaciones de organismos no se encuentran sin embargo la especie que indica esta calidad son *Quironomidos*, puesto que, las descargas de aguas residuales suelen ser permanentes y con un fuerte caudal, llevando a su paso todo tipo de residuos sólidos, líquidos, grasas, detergentes y nutrientes ocasionando una fuerte eutrofización en la Bahía Interior de Puno. Estas pocas familias encontradas indican la mala calidad del agua de un ecosistema como el de la bahía y seguirá por la indiferencia y desconocimiento en la conservación biológica y los recursos hídricos por parte de la población.

Tabla 4. Índices BMWP/col y calidad de agua de la Bahía Interior de Puno

Estación	Clase	Calidad	BMWP	Significado	Color
E-1	V	Critica	25	aguas muy contaminadas	Naranja
E-2	V	Critica	18	aguas muy contaminadas	Naranja
E-3	V	Critica	18	aguas muy contaminadas	Naranja
E-4	VI	Muy crítica	2	aguas fuertemente contaminadas	Rojo
E-5	V	Critica	18	aguas muy contaminadas	Naranja
E-6	V	Critica	20	aguas muy contaminadas	Naranja
E-7	VI	Muy critica	9	aguas fuertemente contaminadas	Rojo
E-8	VI	Muy critica	3	aguas fuertemente contaminadas	Rojo
E-9	V	Critica	18	aguas muy contaminadas	Naranja

El resultado alcanzado no es más que el claro reflejo de lo que ha venido sucediendo. Northcote (1991) menciona que la falta de estudios limnológicos de la Bahía Interior de Puno, también donde su alta población altera obviamente la calidad de las aguas y se vio la necesidad urgente de estudiar y resolver el problema de la contaminación puntualizada.

La Bahía de Puno recibe la gran mayoría de descargas de aguas servidas por medio de varias desembocaduras del alcantarillado, canales pluviales o indirectamente por drenaje superficial y en los últimos años ha manifestado una contaminación severa (Luna, 1981). Por lo tanto. La fauna bentónica de la Bahía de Puno se manifiesta igualmente a la fuerte eutrofización, varias evidencias demuestran que la Bahía interior de Puno se encuentra en un proceso avanzado de eutrofización y llega ya un fuerte nivel de stress ambiental (Morales *et al.*, 1989).

Referencias

- Alba-Tercedor, J., Álvarez, P., Avilés, J., & Bonada, N. (2004). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice BMWP. *Revista Limnetica* 21(3-4): 175-182.
- Armitage, P. D., Moss, J. F., & Furse, M. (1983). The performance of a new biological a water quality score system based on macroin vertebrate over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Resource*, 17: 333-347.
- Arrascue, A., Iannacone, J., Alvariano, L., Basilio, S. & Lazcano, C. (2001). El insecto *Chironomus calligraphus* Goeldi y la bacteria *Escherichia coli* como ensayos ecotoxicológicos para evaluar sedimentos elutriados dulceacuícolas. *Revista Peruana de Entomología* 42: 159-173.
- Dejoux C., & Iltis A. (1991). El Lago Titicaca, Síntesis del conocimiento limnológico actual. Co-Edición Orstom La Paz-Bolivia. 589 pp.
- Iannacone, J., & Alvariano, L. (2000). *Chironomus calligraphus* Goeldi y *Moina macrocopa* (Sars) como herramientas ecotoxicológicas para la evaluación del lindano y clorpirifos. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* (Chile). 71: 33-39.
- Iannacone, J. C., Salazar, N., & Alvariano, L. (2003). Variabilidad del ensayo ecotoxicológico con *Chironomus calligraphus* Goeldi (Diptera: Chironomidae) para evaluar cadmio, mercurio y plomo. *Ecología Aplicada*, 2(1): 103-110.
- Luna, C. (1981). Calidad del agua de la bahía de Puno. UNTA, Puno, 17 p., multigr.
- Medina, A. (1984). *Determinación de macrozoobentos en la bahía de Puno (Ojerani), del Lago Titicaca*. Facultad de Ciencias Biológicas tesis para optar el título de licenciado en biología de la UNA-Puno. 78 pp.
- Morales, P., Northcote, T.G., Zea, W., & Vasquez, M.E. (1989). Effects of eutrophication on physical conditions. In: *Pollution in Lake Titicaca*, Pero. Northcote, Morales, Levy, Greaven eds.; Westwater Research Centre, Univ. Dril. Columbia, Vancouver: 19-31.
- Northcote T. G., Morales P., Levy D.A., & Greave, M.S. (1991). Contaminación en el Lago Titicaca, Perú: Capacitación, Investigación y Manejo. NorthburnPrinters&Stationers Ltd., Vancouver, Canadá. 276 pp.
- Needham, J. (1982). Guía para el estudio de seres vivos de aguas dulces. Edit. Reverté S.A.
- Pascoe D., Wenzel A., Janssen C., Girling A.E., Jüttner I., Fliedner A., Blockwell S.J., Maund S.J., Taylor E.J., Diedrich M., Persoone G., Verhelst P., Stephenson R.R., Crossland N.O., Mitchell G.C., Pearson N., Tatterfield L., Lay J.P., Peither A., Neumeier B., & Velletti, A.R. (2000). The development of toxicity tests for freshwater pollutants and their validation in stream and

- pond mesocosms. *Water Resources* 34: 2323-2329.
- Paredes, C. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en el río Rímac, (Lima- Perú). *Revista Peruana de Entomología* 44: 107-118.
- Shannon, C.E. & Weaver, W.W. (1963) *The mathematical theory of communications*. University of Illinois Press, Urbana, 117 p.
- Spies, M. & Reiss, F. (1996). Catalog and bibliography of Neotropical and Mexican Chironomidae (Insecta, Diptera). *Spixiana Supplement*, 22: 61-119.
- Wetzel, R.G., & Likens, G.E. (2000) *Limnological Analyses*. 3rd Edition, Springer, New York. Pages 189-208. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4757-3250-4>
- Zuñiga M. C., Rojas, A., & Caicedo G. (1993). Indicadores ambientales de calidad de agua en la cuenca del río Cauca. *Ainsa* 13:17-28.