ISSN Versión Impresa 1816-0719 ISSN Versión en línea 1994-9073 ISSN Versión CD ROM 1994-9081

The Biologist (Lima), 2025, vol. 23 (2), 283-293

The Biologist (Lima)

ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

ASSESSMENT OF THE WATER QUALITY OF THE LURÍN RIVER, LIMA, PERÚ, USING BIOTIC INDICES DURING THE HIGH-FLOW SEASON

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO LURÍN, LIMA, PERÚ, UTILIZANDO ÍNDICES BIÓTICOS DURANTE LA TEMPORADA DE CRECIDA

Julio Zurita-Castillo[1*] & Gabriela Salinas-Espinoza[1]

[1] Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú. juliozcastillo@gmail.com; gabrielasalinasespinoza@gmail.com

* Corresponding author: juliozcastillo@gmail.com

Julio Zurita-Castillo: https://orcid.org/0009-0009-3984-1193
Gabriela Salinas-Espinoza: https://orcid.org/0009-0003-3576-3809

ABSTRACT

The water quality of the Lurín River, Lima, Peru, shows evidence of deterioration due to urban growth and the discharge of domestic and industrial effluents, which affect the ecological integrity of its lower basin. In this context, the present study aimed to evaluate water quality during the high-flow season using biotic indices based on benthic macroinvertebrates (BMI) as a complementary tool to conventional physicochemical and microbiological parameters. Six sampling stations were established along 5 km of the river channel, where macroinvertebrates were collected manually and with a Surber net (500 µm mesh), following a standardized protocol at each point. In the field, temperature, pH, electrical conductivity (EC), and dissolved oxygen (DO) were measured, and in the laboratory, thermotolerant coliforms (TTC) and Escherichia coli (Castellani & Chalmers, 1919) were analyzed. Organisms were identified to the family level, and the BMWP/Col, ASPT, ChIBF, and %EPT indices were calculated. In addition, Pearson correlation analyses, the Morisita–Horn similarity index, and the non-parametric Friedman test were applied to compare the indices. A total of 1479 individuals belonging to 11 families were identified, with Leptohyphidae, Hydropsychidae, and Simuliidae being the most abundant. The BMWP/Col, ASPT, and ChIBF indices exhibited consistent patterns, whereas %EPT differed significantly according to the Friedman test. The evaluated stations complied with the Peruvian ECA–water standards for EC, pH, and DO, but not for TTC, and only E1 remained within the permitted limit for E. coli. The Morisita–Horn index revealed high similarity (>95%) among stations E1–E4 and E2–E5 relative to E3 and E6. Consistently, these two stations concentrated the lowest scores: E3 obtained the lowest classification according to the %EPT index, while E6 recorded minimum values in BMWP/Col, ASPT, and ChIBF. Overall, the results demonstrate that biotic indices constitute an effective and complementary tool for the ecological assessment of water quality in the lower Lurín River basin during high-flow periods.

Keywords: Benthic macroinvertebrates – Water quality – BMWP/Col – ASPT – ChIBF – EPT

Este artículo es publicado por la revista The Biologist (Lima) de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú. Este es un artículo de acceso abierto, distribuido bajo los términos de la licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0) [https:// creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es] que permite el uso, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original sea debidamente citada de su fuente original.

DOI: https://doi.org/10.62430/rtb20252322019

RESUMEN

La calidad del agua del río Lurín, Lima, Perú presenta evidencias de deterioro por el crecimiento urbano y los vertimientos de efluentes domésticos e industriales, que afectan la integridad ecológica de su cuenca baja. En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad del agua durante la temporada de crecida mediante el uso de índices bióticos basados en macroinvertebrados bentónicos (MIB), como herramienta complementaria a los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos convencionales. Se establecieron seis estaciones de muestreo a lo largo de 5 km del cauce, donde se recolectaron macroinvertebrados manualmente y con red Surber (malla 500 µm), aplicando un protocolo estandarizado en cada punto. En campo se determinaron la temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD), y en laboratorio se analizaron los coliformes termotolerantes (CTT) y *Escherichia coli* (Castellani & Chalmers, 1919). Los organismos se identificaron hasta nivel de familia y se calcularon los índices BMWP/Col, ASPT, ChIBF y %EPT. Además, se realizaron análisis de correlación de Pearson, índice de similitud de Morisita-Horn y la prueba no paramétrica de Friedman para comparar los índices. Se identificaron 1479 individuos pertenecientes a 11 familias, siendo las más abundantes Leptohyphidae, Hydropsychidae y Simuliidae. Los índices BMWP/Col, ASPT y ChIBF mostraron patrones consistentes, mientras que el %EPT difirió significativamente según la prueba de Friedman. Las estaciones evaluadas cumplieron con los límites del ECA-agua para CE, pH y OD, pero no para CTT, y solo E1 se mantuvo dentro del límite permitido para *E. coli*. El índice de Morisita-Horn evidenció alta similitud (> 95%) entre las estaciones E1–E4 y E2–E5 con respecto a E3 y E6. Coincidentemente, estas dos estaciones concentraron las puntuaciones más bajas: E3 obtuvo la calificación más reducida según el índice %EPT, mientras que E6 registró valores mínimos en BMWP/Col, ASPT y ChIBF. En conjunto, los resultados demuestran que los índices bióticos constituyen una herramienta eficaz y complementaria para la evaluación ecológica de la calidad del agua en la cuenca baja del río Lurín durante periodos de crecida.

Palabras clave: Macroinvertebrados bentónicos - Calidad del agua - BMWP/Col – ASPT – ChIBF – EPT

INTRODUCCIÓN

En el Perú, las actividades antrópicas, como las descargas de aguas residuales sin tratamiento de origen urbano e industrial, junto con la limitada gestión de la inversión pública en saneamiento (Dianderas, 2022), han generado una progresiva contaminación y pérdida de calidad en los recursos hídricos, representando un riesgo para la salud pública (Villena, 2018; Zárate-Cáceres *et al.*, 2025). La evaluación de la calidad del agua en el país se basa principalmente en parámetros microbiológicos y fisicoquímicos (MINAM, 2017). A pesar de su utilidad, estos análisis proporcionan información temporalmente restringida y no siempre representan las dinámicas ecológicas del sistema, lo que puede limitar la interpretación ambiental a largo plazo; asimismo, su aplicación demanda recursos económicos y técnicos más elevados (Brousett-Minaya *et al.*, 2018; Moulinec *et al.*, 2025).

Una alternativa, ampliamente utilizada para evaluar la calidad del agua en diversas regiones del mundo, es el uso de los macroinvertebrados bentónicos (MIB) (Roldán, 2016; Cortelezzi & Paz, 2021; Vilca-Carhuapoma, 2022). Los MIB son organismos mayores a 0.5 mm que habitan el sustrato bentónico durante alguna etapa de su desarrollo (Roldan, 2016; Rodríguez-Castillo *et al.,* 2021); además, debido a sus características biológicas y ecológicas, logran integrar los efectos combinados de los factores bióticos y abióticos de sus ecosistemas a lo largo del tiempo, ofreciendo una aproximación más representativa de la calidad del agua (Segnini, 2003; Roldán, 2016; Tampo *et al.,* 2021; Vilca-Carhuapoma, 2022). Para ello, se requiere determinar la diversidad y abundancia de estos organismos y, a partir de dichos datos, aplicar índices bióticos (IB) que permitan clasificar la calidad del agua. Entre los IB mayormente empleados en la región de Sudamérica están el índice *Biological Monitoring Working Party* adaptado a Colombia (BMWP/Col), el índice *Average Socore Per Taxon* (ASPT), índice Biótico de Familias adaptado para Chile (ChIBF) y el índice Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (%EPT) (Segnini, 2003; Figueroa *et al.,* 2007; Pinilla *et al.,* 2010; Canchapoma *et al.,* 2016; Roldán, 2016; Cortelezzi & Paz, 2021; Vilca-Carhuapoma, 2022).

Aunque algunos estudios realizados en la cuenca del río Lurín han evidenciado el potencial de los MIB como bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua (Iannacone *et al.*, 2013; Chumpitaz, 2017; Arana, 2019), la información científica disponible para esta cuenca sigue siendo limitada y concentrada en períodos específicos, sin un monitoreo sistemático entre estaciones. Por ello, diversos autores han señalado la necesidad de estudios continuos y estacionales que permitan profundizar en el conocimiento de la fauna acuática para desarrollar índices

bióticos ajustados a la realidad ecológica local (Roldán, 2016; Chumpitaz, 2017; Arana, 2019; Mathers *et al.*, 2023). A esta problemática se suma que la normativa peruana vigente no contempla estos índices dentro de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA-Agua), restringiendo su uso en programas oficiales de monitoreo y gestión ambiental (MINAM, 2017).

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad del agua de la cuenca baja del río Lurín, distrito de Cieneguilla, Lima, Perú, mediante la aplicación de los índices bióticos BMWP/Col, ASPT, ChIBF y %EPT, con el fin de complementar la información existente sobre los MIB durante la temporada de crecida (verano). Asimismo, se propuso valorar la utilidad de estos índices como herramientas complementarias para el monitoreo ambiental en este río.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se desarrolló en la cuenca baja del río Lurín, distrito de Cieneguilla, localizada al sur de Lima, Perú, durante el mes de febrero del año 2020, época correspondiente a la temporada de crecida del río.

La evaluación de cada estación de monitoreo se realizó conforme al protocolo estandarizado elaborado por la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (2014). Se establecieron seis estaciones de muestreo (E), distribuidas a lo largo de un tramo de 5 Km (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) entre los 270 msnm y 355 msnm, y se georreferenciaron con ayuda de un GPS eTrex Vista® de la marca Garmin® (Tabla 1). La elección de este sector respondió al interés de evaluar la respuesta biológica del ecosistema ante una dinámica hidrológica variable y su creciente presión antrópica debido al vertimiento de aguas residuales y la expansión urbana.

La recolecta se realizó en aguas corrientes y pozas, además de distintos sustratos (ramas, hojas, tallos sumergidos, entre otros). Cada submuestra fue tomada por duplicado, empleándose un esfuerzo de muestreo de una sola persona durante una hora.

Se utilizó una red tipo surber compuesta por un marco de muestreo de 0,09 m^2 y una malla de 500 µm de abertura para las recolectas. Para los otros tipos de sustratos, la recolección se realizó de manera manual retirando a los organismos presentes con ayuda de pinzas entomológicas. En cada estación se recolectaron muestras de agua y MIB siguiendo un protocolo uniforme para asegurar la comparabilidad de los resultados. Los organismos que no pudieron ser identificados en campo fueron trasladados en bolsas con cierre hermético o frascos de polipropileno con alcohol 70° y glicerina hasta el laboratorio (Vásquez & Medina, 2015).

Tabla 1. Datos y descripción de seis puestos de muestreo en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú, febrero del 2020.

Estación de muestreo	Coordenadas Sexagesimales	Altitud (msnm)	Descripción
E1	12,09411 S 76,77609 W	355	Ubicada aguas arriba del puente Panquilma. Presencia moderada de vegetación herbácea. Pastoreo a pequeña escala y casas aledañas. Presencia de peces y escasos residuos de origen humano.
E2	12,10186 S 76,7846 W	333	Abundante presencia de vegetación herbácea. Sin presencia de viviendas aledañas. Escasos residuos de origen humano.
E3	12,10458 S 76,79449 W	310	Moderada presencia de vegetación herbácea. Sin presencia de viviendas aledañas. Se evidenció actividades recreativas y presencia moderada de residuos de origen humano y animal.
E4	12,10889 S 76,80061 W	288	Escasa presencia de vegetación herbácea. Sin presencia de viviendas aledañas. Se evidenció actividades recreativas y presencia moderada de residuos de origen humano y animal.
E5	12,11197 S 76,80453 W	280	Abundante presencia de vegetación herbácea. Sin presencia de viviendas aledañas. Se evidenció actividades recreativas y presencia moderada de residuos de origen humano y animal.
E6	12,11919 S 76,80928 W	270	Ubicada aguas arriba del puente Inca Molle. Escasa presencia de vegetación. Extensa actividad recreativa, presencia de bañistas y carpas. Abundantes residuos de origen humano. Presencia de pequeños peces.

La identificación de los MIB se efectuó hasta el nivel taxonómico de familia, utilizando claves especializadas de Roldán (1996), Domínguez & Fernández (2009) y Flores (2014). Se registró la abundancia total por familia y estación, y se calculó la riqueza taxonómica como el número total de familias presentes por sitio. Estos datos constituyeron la base para el cálculo de los índices bióticos empleados.

Se aplicaron cuatro índices ampliamente utilizados en la evaluación de la calidad del agua: BMWP/Col, ASPT (Roldán & Ramírez, 2008), ChIBF (Figueroa *et al.*, 2007) y el porcentaje de %EPT (Flores, 2014). Cada índice se calculó conforme a sus fórmulas originales y se le otorgó la clasificación correspondiente (Tabla 2).

Tabla 2. Tabla resumen de clasificación de calidad del agua y su significado según los índices BMWP/Col, ASPT, %EPT y ChIBF.

Clase	Calidad	BMWP/ Col	ASPT	%EPT	ChIBF	Significado	
I	Buena	> 150	9,00-10,00	75-100	0,00-3,75	Aguas muy limpias	Muy bueno, no perturbado*
		101-120	8,00-8,99			Aguas no contaminadas	
II	Aceptable	61−100	6,50−7,99	50−74	3,76-4,63	Se evidencian efectos de la contaminación.	Bueno, moderadamente perturbado*
III	Dudosa	36−60	4,50−6,49	25−49	4,64-6,12	Aguas moderadamente contaminadas	Regular, perturbado*
IV	Crítica	16−35	3,00−4,49	10−24	6,13-7,25	Aguas contaminadas	Malo, muy perturbado*
V	Muy Crítica	<15	1,00−2,99	<10	7,26-10,00	Aguas fuertemente contaminadas	Muy malo, fuertemente perturbado*

Nota: Tabla adaptada de Peña *et al.* (2019).
Leyenda: *Corresponde al índice ChIBF.

Se determinaron *in situ* los parámetros fisicoquímicos de temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD), utilizando un multiparámetro portátil de la marca HACH® de origen estadounidense, modelo HQ40d, que se verificó antes de cada jornada, siguiendo los lineamientos de la Autoridad Nacional del Agua (2016). Adicionalmente, se analizaron los indicadores microbiológicos coliformes termotolerantes (CTT) y *E. coli* mediante la técnica de tubos múltiples (American Public Health Association, 2017). Para este estudio se tomó como referencia los valores más críticos dentro de la categoría 3 del ECA-agua para determinar el cumplimiento de la norma: CE < 2500 µS/cm, pH 6,5–8,5 unidades de pH, OD ≥ 4 mg/L, CTT < 1000 NMP/100 mL y *E. coli* < 1000 NMP/100 mL (MINAM, 2017).

Para el análisis de abundancia, riqueza, similitud (índice de Morisita-Horn) y correlaciones se empleó el programa estadístico PAST, versión 4.02. La prueba no paramétrica de Friedman se aplicó utilizando el software estadístico InfoStat, versión 2017, con el fin de determinar si existían diferencias estadísticamente significativas ($\alpha < 0.05$) entre las clasificaciones de calidad del agua generadas por los distintos índices bióticos. Para este análisis se empleó la variable ordinal de clase, debido a que cada índice asigna categorías con magnitudes de valoración no equivalentes entre sí.

Aspectos éticos. La investigación se desarrolló en cumplimiento estricto de los principios éticos nacionales e internacionales aplicables a estudios ambientales. Toda la información presentada corresponde íntegramente al trabajo de campo, procedimientos analíticos y resultados obtenidos por los autores. Las actividades de muestreo se realizaron sin intervenir áreas privadas ni generar alteraciones en el ecosistema evaluado, garantizando el respeto por el entorno natural y por las normativas locales vigentes.

RESULTADOS

Se identificaron un total de 1479 individuos de MIB, distribuidos en 11 familias en las seis estaciones (Tabla

3). Las estaciones con mayor y menor abundancia fueron: E2 (498) y E1 (110). Las familias que presentaron mayor número de especímenes fueron: Leptohyphidae (686), Hydropsychidae (351) y Simuliidae (188). La riqueza para las estaciones E1 y E2 fue de 8 familias, para E5 y E6 fue de 7 familias y para la estación E3 y E4 fue de 6 familias.

Las estaciones que mejores puntuaciones obtuvieron fueron según el índice BMWP/Col, la estación E2 con 44 puntos; según el índice ASPT y %EPT, la estación E4 con 6,67 y 88 puntos, respectivamente, y según ChIBF, la estación E1 con 4,20 puntos. La estación que menor puntuación obtuvo para los índices BMWP/Col, ASPT y ChIBF fue E6, con puntajes de 34, 4,86 y 5,07, respectivamente, y para el índice %EPT la estación con menor puntuación fue E3 con una puntuación de 63 (Tabla 4).

Tabla 3. Familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en seis estaciones de muestreo de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú, febrero del 2020.

Orden	Familia	Estación						Total
		E1	E2	E3	E4	E5	E6	
Coleoptera	Elmidae	19	60	19	6	12	30	146
Coleoptera	Hydrophilidae	0	2	0	0	0	0	2
Diptera	Ceratopogonidae	1	0	0	0	0	0	1
Diptera	Chironomidae	0	60	5	3	6	2	76
Diptera	Simuliidae	1	39	84	7	28	29	188
Ephemeroptera	Leptohyphidae	49	214	98	66	110	149	686
Ephemeroptera	Oligoneuriidae	0	0	0	1	2	0	3
Hemiptera	Veliidae	2	9	2	0	0	0	13
Trichoptera	Hydropsychidae	36	111	92	55	50	7	351
Oligochaeta*	Tubicidae	1	0	0	0	0	1	2
Gastropoda*	Physidae	1	3	0	0	5	2	11
Total		110	498	300	138	213	220	**1479**

Leyenda: *Corresponde al nivel taxonómico de Clase.

Con base en la matriz de distancia obtenida mediante el índice de Morisita-Horn, se identificaron dos agrupaciones claramente definidas: la primera conformada por las estaciones E1 y E4, y la segunda por las estaciones E2 y E5. Ambos grupos presentaron un nivel de similitud superior al 95%, lo que evidencia una alta correspondencia en la composición y estructura de las comunidades evaluadas. En contraste, las estaciones E3 y E6 mostraron los menores niveles de similitud, indicando una mayor diferenciación en su composición biológica. (Fig. 1).

Tabla 4. Resultados de la riqueza y de los índices BMWP/Col, ASPT, ChIBF y %EPT de las seis estaciones de muestreo (E1 a E6) de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú, febrero del 2020.

Índices	Estación					
	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Riqueza	8	8	6	6	7	7
BMWP/Col	43	44	38	40	43	34
ASPT	5,38	5,5	6,33	6,67	6,14	4,86
ChIBF	4,2	4,99	4,92	4,29	4,87	5,07
%EPT	77	65	63	88	76	71

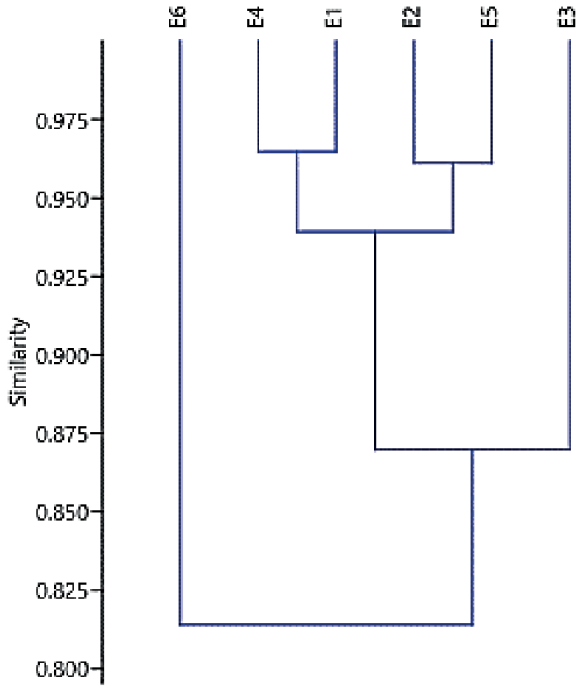

Figura 1. Dendograma generado a partir de una matriz de distancias calculadas con el índice de Morisita-Horn entre seis estaciones de muestreo en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú, febrero del 2020. E1: Estación 1; E2: Estación 2; E3: Estación 3; E4: Estación 4; E5: Estación 5; E6: Estación 6.

En relación con las condiciones fisicoquímicas, todas las estaciones evaluadas cumplieron con los límites establecidos por el ECA-agua (MINAM, 2017) para CE, pH y OD. No obstante, ninguna estación cumplió con el valor permitido para CTT, y solo la estación E1 (920 NMP/100 mL) se mantuvo dentro del límite establecido para el parámetro de *E. coli* (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en las seis estaciones de muestreo de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú, febrero del 2020.

Parámetro	Estación					
	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Temperatura (°C)	20,8	21,2	21,7	23,0	23,1	24,4
pH (unidades de pH)	7,92	8,01	7,98	7,97	7,94	7,93
CE (µs/cm)	175,8	177,9	181,4	180,0	179,1	179,0
OD (mg/L)	8,07	8,06	8,19	7,95	7,93	7,84
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	1700	9200	2200	5400	3500	1100
Escherichi coli (NMP/100mL)	920	9200	2200	5400	3500	1100

El análisis de correlación de Pearson evidenció relaciones claras entre las variables evaluadas. La temperatura presentó correlaciones negativas y significativas con el OD ($r = –0,84$; $p < 0,05$) y con la altitud ($r = –0,95$; $p < 0,01$). Asimismo, el pH se correlacionó positivamente con los CTT ($r = 0,82$; $p < 0,05$) y con *E. coli* ($r = 0,84$; $p < 0,05$), lo que sugiere que las variaciones de acidez del agua podrían estar asociadas a la presencia de contaminación fecal.

Se observó también una fuerte correlación positiva entre los CTT y *E. coli* ($r = 0,99$; $p < 0,001$), evidenciando consistencia entre ambos indicadores microbiológicos. Por otro lado, no se identificaron correlaciones significativas entre los parámetros fisicoquímicos y los índices bióticos BMWP/Col, ASPT, ChIBF y %EPT.

La prueba de Friedman mostró diferencias significativas en la forma en que los índices bióticos clasificaron la calidad del agua entre las estaciones de muestreo (χ^2 = 35,91; p < 0,0001). El análisis *post hoc* mostró que los índices BMWP/Col y ASPT no difirieron significativamente entre sí, lo que indica que ambos clasifican la calidad del agua de manera consistente dentro de la cuenca evaluada. Del mismo modo, tampoco se detectaron diferencias significativas entre ASPT y ChIBF, evidenciando que estos índices comparten un patrón de respuesta similar frente a las condiciones ambientales del río. En contraste, el índice %EPT presentó una clasificación significativamente diferente en comparación con los demás índices bióticos (p < 0,05), evidenciando un patrón de valoración que no coincide con el de las métricas multimétricas aplicadas.

DISCUSIÓN

La abundancia total registrada en el presente estudio (1479) y la riqueza relativamente homogénea entre estaciones (6-8 familias) reflejan un ensamblaje moderadamente diverso, pero condicionado por la dinámica hidrológica de la temporada de crecida. Distintos estudios reportan que los periodos de mayor caudal generan inestabilidad del sustrato, arrastre de material fino y reducción de microhábitats, provocando una disminución en abundancia y riqueza respecto al estiaje (Flores & Huamantinco, 2017; Pascual *et al.*, 2019: Mathers *et al.*, 2023; Sun *et al.,* 2024). Esto concuerda con lo observado en el río Lurín, donde los valores registrados son inferiores a los obtenidos en estudios previos realizados en periodos de transición o estiaje (Iannacone *et al.*, 2013; Chumpitaz, 2017), reforzando que la estación del año tiene un efecto clave en la estructura de las comunidades bentónicas.

La discrepancia evidenciada por la prueba de Friedman en la manera en que los índices BMWP/Col, ASPT y ChIBF clasifican la calidad del agua del río Lurín respecto al %EPT puede explicarse porque este último depende exclusivamente de la proporción de tres órdenes sensibles como Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT). En cuencas neotropicales con marcada estacionalidad o con dominancia de determinadas familias, como lo observado en este estudio, donde grupos tolerantes dentro de los EPT fueron abundantes, el %EPT tiende a reflejar más las variaciones locales de abundancia y fenología que un gradiente real de contaminación. Esta respuesta ecológica ha sido ampliamente reportada en estudios internacionales, donde se señala que, aunque el %EPT es una métrica útil para detectar degradación general, su capacidad discriminatoria disminuye cuando existen taxones tolerantes dentro del propio grupo o cuando la diversidad de órdenes complementarios es baja (Liu *et al.*, 2024; Tubić *et al.*, 2024). A nivel nacional, estudios en cuencas andinas peruanas han reportado discrepancias en el uso del %EPT. En la cuenca del río Vilcanota (Cusco), Quispe-Illa *et al.* (2024) encontraron que los valores del índice %EPT no reflejaban adecuadamente las diferencias de calidad del agua entre estaciones, particularmente en sectores donde la comunidad de macroinvertebrados estaba dominada por organismos menos sensibles y los órdenes EPT bajas abundancias. Por su parte, Vilca-Carhuapoma (2022) evidenció que los índices BMWP y ABI mostraban una mejor discriminación de la presión ambiental en estas estaciones, indicando que la capacidad del %EPT para detectar gradientes de contaminación depende fuertemente de la composición comunitaria y puede estar limitada por la presencia de especies tolerantes o por la escasa abundancia de órdenes sensibles en ecosistemas altoandinos.

El índice de Morisita–Horn respaldó la estructura de diferenciación ecológica observada entre las estaciones, mostrando agrupamientos consistentes (E1–E4 y E2–E5) con similitudes superiores al 95%, así como una marcada separación de E3 y E6. Esta organización espacial fue coherente con los valores obtenidos en los índices bióticos, donde E3 presentó los puntajes más bajos de %EPT y E6 los valores mínimos en BMWP/Col, ASPT y ChIBF. Estudios han confirmado que la integración de métricas de similitud comunitaria con IB mejora la capacidad para identificar la segmentación ecológica asociada a presiones ambientales en ríos de la región central del país (Merino-Velasco *et al.*, 2023; Quispe-Illa *et al.,* 2024).

A nivel internacional, Sun *et al.* (2024) mostraron que los índices multimétricos reproducen con mayor precisión los gradientes de perturbación en ríos subtropicales sometidos a fluctuaciones estacionales, mientras que métricas univariadas como %EPT exhiben respuestas inconsistentes. En conjunto, estos hallazgos confirman que los índices multimétricos, al integrar múltiples dimensiones de la comunidad bentónica, ofrecen una representación más estable y robusta del gradiente de perturbación en sistemas como el río Lurín, donde la dinámica estacional es un factor dominante.

La marcada dominancia de Leptohyphidae, Hydropsychidae y Simuliidae durante la temporada de crecida en el río Lurín revela un ensamble bentónico característico de sistemas sometidos a perturbaciones orgánicas moderadas y alta dinámica hidrológica, patrón coherente con lo reportado para ríos tropicales y andinos (Cortelezzi & Paz, 2023; Sun *et al.*, 2024). Leptohyphidae, aunque parte del conjunto EPT, incluye especies moderadamente

tolerantes capaces de persistir en condiciones variables de oxigenación y carga orgánica (Figueroa-León, 2017; Liu *et al.*, 2024). Hydropsychidae, filtradores asociados al incremento de materia orgánica en suspensión, suele incrementar su frecuencia en zonas con aportes recreativos y descargas difusas (Ricoy-Llavero *et al.*, 2020; Nuñez & Fragoso-Castilla, 2022), mientras que Simuliidae, tradicionalmente considerados indicadores de aguas bien oxigenadas, han mostrado tolerancia a ambientes con elevada carga bacteriana, siempre que exista turbulencia suficiente (Docile *et al.*, 2015; Tubić *et al.*, 2024). Esto evidencia que los organismos más abundantes del río Lurín actúan como indicadores de un ecosistema alterado, pero funcional, donde las perturbaciones no han alcanzado niveles suficientes para desplazar por completo a los grupos sensibles, pero sí para permitir la proliferación de familias tolerantes.

Por otro lado, la correlación positiva entre el pH y los indicadores microbiológicos (CTT y *E. coli*) sugiere que la actividad antrópica cercana al cauce podría estar modificando las características químicas del agua. Investigaciones desarrolladas en ríos de la costa y sierra peruana han señalado que los vertimientos recreativos y domésticos tienden a incrementar el pH debido a la mezcla de aguas residuales con detergentes y materia orgánica, generando patrones similares a las observadas en este estudio (Zárate-Cáceres *et al.*, 2025). Por su parte, Medina-Silva *et al.* (2021), encontraron la presencia de familias sensibles a la contaminación en estaciones con presencia de CTT lo que evidencia cómo ciertos taxones pueden persistir bajo condiciones de contaminación moderada, hallazgos que coinciden con lo encontrado en el río Lurín. Del mismo modo, estudios en Colombia y Chile muestran que elevaciones en el pH vinculadas a descargas puntuales suelen acompañarse de aumentos en la carga bacteriana, reflejando procesos de degradación orgánica tempranos (Cortelezzi & Paz, 2023).

Sin embargo, un hallazgo relevante del presente estudio es la ausencia de correlaciones significativas entre los parámetros fisicoquímicos (pH, CE, OD y temperatura) y los índices bióticos aplicados. Esto sugiere que las comunidades de macroinvertebrados están integrando perturbaciones crónicas que no necesariamente se detectan mediante mediciones puntuales. Moulinec *et al.* (2025) indican que, en escenarios donde los parámetros fisicoquímicos se mantienen dentro de rangos normativos, como lo registrado durante este estudio, la biota puede mostrar señales de estrés ecológico antes de que los indicadores químicos se desvíen de los límites regulatorios. Esto concuerda con la presencia de valores microbiológicos elevados en varias estaciones, sin que ello se traduzca de forma directa en una reducción drástica de la riqueza o abundancia de grupos sensibles.

Los resultados del río Lurín coinciden con últimos estudios que indican que la interacción entre factores químicos y biológicos es más compleja durante la temporada de crecida, cuando el arrastre de sedimentos, la dilución y la turbulencia generan condiciones temporales que pueden enmascarar procesos de contaminación orgánica (Mathers *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2024). Por ello, los parámetros fisicoquímicos deben interpretarse como indicadores complementarios, pero no suficientes, particularmente en sistemas donde las presiones recreativas y domésticas son intermitentes pero persistentes, como en la cuenca baja del río Lurín.

Por otra parte, algunos estudios también han señalado limitaciones en la aplicación de los índices bióticos. Según Moulinec *et al.* (2025), el empleo de índices diseñados en otras regiones puede generar evaluaciones sesgadas cuando se aplican en sistemas sometidos a marcadas variaciones estacionales o a presiones humanas irregulares, como suele ocurrir en muchos ríos de la costa y sierra peruana. De forma complementaria, Cortelezzi & Paz (2023) señalan que en América Latina aún persisten importantes vacíos metodológicos, debido a la escasez de programas de monitoreo prolongados que permitan generar valores de referencia propios para ecosistemas tropicales y andinos.

En conclusión, los macroinvertebrados bentónicos demostraron ser una herramienta útil para evaluar la calidad del agua en la cuenca baja del río Lurín durante la temporada de crecida. Aunque los parámetros fisicoquímicos regulados se mantuvieron dentro de los límites permitidos, las diferencias entre los índices bióticos revelaron señales tempranas de alteración ecológica. La presencia dominante de grupos moderadamente tolerantes y la discrepancia entre el %EPT y los índices multimétricos muestran que la respuesta biológica del río es compleja y no siempre coincide con la normativa vigente. Por ello, se recomienda adaptar los valores de referencia de los índices BMWP/Col, ASPT y ChIBF a las características propias de los ríos costeros peruanos, con el fin de obtener evaluaciones más precisas y representativas.

Author contributions: CRediT (Contributor Roles Taxonomy)

JZC = Julio Zurita-Castillo

GSE = Gabriela Salinas-Espinoza

Conceptualization: JZC

Data curation: JZC

Formal Analysis: JZC

Funding acquisition: JZC, GSE

Investigation: JZC

Methodology: JZC, GSE

Project administration: JZC, GSE

Resources: JZC, GSE

Software: JZC, GSE

Supervision: JZC, GSE

Validation: GSE

Visualization: JZC

Writing – original draft: JZC

Writing – review & editing: GSE

AGRADECIMIENTOS

A Hugo Gómez-Carpio, Daniel Capcha-Sánchez, Diego Castillo-Reyes y Alejandra Zurita-Castillo, por su apoyo durante el muestreo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Public Health Association (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.

Arana, D. (2019). *Evaluación del impacto antrópico, sobre la calidad de las aguas del río Lurín, a partir de indicadores físico-químicos, microbiológicos y macroinvertebrados.* [Tesis de grado]. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales*. Ministerio de Agricultura y Riego.

Brousett-Minaya, M., Chambi, A., Mollocondo, M., Aguilar, L., & Lujano, E. (2018). Evaluación Físico-Química y Microbiológica de Agua para Consumo Humano Puno-Perú. *Fides Et Ratio, 15*, 47-68.

Canchapoma, K., Casas, K., Palacin, A., Rojas, D., & Vargas, I. (2016). La biodiversidad de macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua en los ríos de Junín. *Revista Ingenium, 1*, 35-39.

Chumpitaz, B. (2017). *Aplicar los índices bióticos mediante la identificación de los macroinvertebrados a nivel bentos en la cuenca baja del río Lurín.* [Tesis de grado]. Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur.

Cortelezzi, A., & Paz, L. (2023). Macroinvertebrate biomonitoring in Latin America: Progress and challenges. *Freshwater Science, 42*, 204-213.

Dianderas, A. (2022). *El sector saneamiento en Perú: brechas en agua potable y alcantarillado.* Gobierno y Gestión Pública.

Docile, T. N., Figueiró, R., Gil-Azevedo, L. H., & Nessimian, J. L. (2015). Water pollution and distribution of the black fly (Diptera: Simuliidae) in the Atlantic Forest, Brazil. *Revista de Biología Tropical, 63*, 683-693.

Domínguez, E., & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología.* Fundación Miguel Lillo.

Figueroa, R., Palma, A., Ruiz, V., & Niell, X. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural, 80*, 225-242.

Figueroa-León, L. C. (2017). Diversidad de la familia Leptohyphidae (Ephemeroptera) en las vertientes norte y occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta [Tesis de grado]. Universidad del Magdalena.

Flores, D. (2014). *Guía para la vigilancia ambiental "Agua es Vida"*. Associació Catalana D'Enginyeria Sense Fronteres.

Flores, D., & Huamantinco, A. (2017). Desarrollo de una herramienta de vigilancia ambiental ciudadana basada en macroinvertebrados bentónicos en la cuenca del Jequetepeque (Cajamarca, Perú). *Ecología Aplicada, 16*, 105-114.

Iannacone, J., Alvariño, L., Jiménez-Reyes, R., & Argota, G. (2013). Diversidad de plancton y macrozoobentos como indicador alternativo de calidad de agua del río Lurín en el distrito de Cieneguilla, Lima-Perú. *The Biologist (Lima), 11*, 79-95.

Liu, G., Qi, X., Lin, Z., Lv, Y., Khan, S., Qu, X., Jin, B., Wu, M., Oduro, C., & Wu, N. (2024). Comparison of different macroinvertebrates bioassessment indices in a large near-natural watershed under the context of metacommunity theory. *Ecology and Evolution, 14*, e10896.

Mathers, K. L., Armitage, P. D., Hill, M., McKenzie, M., Pardo, I., & Wood, P. J. (2023). Seasonal variability of lotic macroinvertebrate communities

at the habitat scale demonstrates the value of discriminating fine sediment fractions in ecological assessments. *Ecology and Evolution, 13*, e10564.

Medina-Silva, Y., Ñique-Alvarez, M., & Gil-Bacilio, J. (2021). Calidad de agua del río tres de mayo en el parque nacional Tingo María, según los índices H', BMWP/Col. y NSF. *REBIOL, 41*, 3-15.

Merino-Velasco, M., Gómez, A., Livia, L., & Montalván, A. (2023). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua en la cuenca media del río Rímac, Perú. *Environmental Monitoring and Assessment, 195*, 91.

Ministerio del Ambiente. (2017, 7 de junio). *Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM que aprueba los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua.* Diario Oficial *El Peruano*. https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-004-2017-minam/

Moulinec, A., Arle, J., Hollert, H., Hörchner, S., Johann, S., Kienle, C., Oetken, M., & Sundermann, A. (2025). Assessing chemical pollution with biomonitoring approaches in streams and rivers: A critical review. *Environmental Sciences Europe, 37*, 69.

Nuñez, J. C., & Fragoso-Castilla, P. J. (2020). Uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en la cuenca media del río Guatapurí (Valledupar, Colombia). *Información Tecnológica, 31*, 207-216.

Pascual, G., Iannacone, J., & Alvariño, L. (2019). Macroinvertebrados bentónicos y ensayos toxicológicos para evaluar la calidad del agua y del sedimento del río Rímac, Lima, Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú, 30*, 1421-1442.

Peña, S. A., Bohórquez, H. A., Barrera, A. K., Salamanca, S. S., Jiménez, D. A., & Botello, W. A. (2019). Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua en la quebrada La Calaboza (Yopal, Casanare). *Entre Ciencia e Ingeniería, 16*, 14-22.

Pinilla, G. A., Duarte, J., & Vega, L. (2010). Índice de estado limnológico (IEL) para evaluar las condiciones ecológicas de las ciénagas del canal del dique, Colombia. *Acta Biológica Colombiana, 15*, 169-188.

Quispe-Illa, V., Pérez-Aguilar, C., Calla-Calla, J., Lorenzo, R. J., Colqui, A. C., Casas, G. V., Caysahuana, A. C., Alfaro, J. M., & Huamán de la Cruz, A. (2024). Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in the Vilcanota River, Cusco-Peru. *International Journal of Environmental Impacts, 7*, 425–434.

Ricoy-Llavero, E., Ortega, F., Guerrero, F., & Márquez, F. J. (2020). Estudio de la comunidad y del patrón de colonización de simúlidos (Diptera, Simuliidae) en ecosistemas fluviales mediterráneos de montaña. *Limnetica, 39*, 233–243.

Rodríguez-Castillo, A., Roldán-Rodríguez, J., & Bopp-Vidal, G. M. (2021). Macroinvertebrados bentónicos indicadores de calidad biológica del agua de lagunas altoandinas, La Libertad–Perú. *REBIOL, 41*, 91–101.

Roldán, G. (1996). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departament0 de Antioquia.* Universidad de Antioquia.

Roldán, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista Académica Colombiana de Ciencia Exactas Físicas y Naturales, 40*, 254-274.

Roldán, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2da ed.). Universidad de Antioquia.

Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos, 16*, 45-63.

Sun, C., Xia, L., Zhang, M., He, Q., Yu, N., Xiang, H., & Yang, H. (2024). The impacts of different seasons on macroinvertebrate community structure and functional diversity in the Jingui River, China. *Global Ecology & Conservation, 51*, e02876.

Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: Their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river. *Frontiers in Water, 3*, 662765.

Tubić, B., Andjus, S., Zorić, K., Vasiljević, B., Jovičić, K., Čanak Atlagić, J., & Paunović, M. (2024). Aquatic Insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) Metric as an Important Tool in Water Quality Assessment in Hilly and Mountain Streams. *Water, 16*, 849.

Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Museo de Historia Natural. (2014). *Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados)*

y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Ministerio del Ambiente.

Vásquez, M., & Medina, C. A. (2015). Calidad de agua según los macroinvertebrados bentónicos y parámetros físico-químicos en la microcuenca del río Tablachaca (Ancash, Perú) 2014. *Rebiol, 35*, 75-89.

Vilca-Carhuapoma, E. (2022). Use of macroinvertebrates as indicators of water quality in lotic ecosystems in Peru: A review. *South Sustainability, 3*, e060.

Villena, J. A. (2018). Calidad del agua y desarrollo sostenible. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública, 35,* 304-308.

Zárate-Cáceres, C. R., Iparraguirre-Meza, M., Pérez-Venegas, C. J., Picoy-Gonzales, J. A., Ordoñez-Ccora, G., Lacho-Gutiérrez, P., Riveros-Laurente, K. Y., Díaz-Aranda, D. L., Gutiérrez-Iparraguirre, G. G., Huarcaya-Taype, R., Arias-Rico, R. P., Camposano-Córdova, Y. F., Carhuas-Peña, L. I., Capcha-Huamán, A. V., & Yaulilahua, R. (2025). Integrated water quality assessment and health risk analysis of heavy metal and microbial contamination in the Ichu River, Peru. *F1000Research, 14*, 384.

Received October 14, 2025.

Accepted November 25, 2025.