



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“CALIDAD ECOLÓGICA ESTIMADA CON
MACROINVERTEBRADOS Y CARACTERÍSTICAS
FISICOQUÍMICAS DE UN RÍO URBANO ANDINO, AYACUCHO-
PERÚ”

Tesis para optar el título profesional de:

Ingeniera Ambiental

Presentado por:

Brenda Patricia Oré Fuentes (0000-0002-5519-7221)

Asesor:

Dr. Carlos Emilio Carrasco Badajoz (0000-0003-2393-5311)

Lima – Perú

2021

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 20 de abril de 2021.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidente: Dr. José Alberto Iannacone Oliver
Miembro: Mg. Marisol Nuñez Martínez
Miembro: Blgo. Javier Eduardo Castillo Alva

Se reúnen para evaluar la tesis titulada: "Calidad ecológica estimada con macroinvertebrados y características fisicoquímicas de un río urbano andino, Ayacucho-Perú"

Presentada por la bachiller:

- Brenda Patricia Oré Fuentes

Para optar el Título Profesional de ingeniero(a) ambiental.

Asesorada por: Dr. Carlos Emilio Carrasco Badajoz

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño de los estudiantes de la carrera de ingeniería ambiental en la sustentación, concluyen de manera unánime (X) por mayoría simple () calificar a:

• Tesista: Brenda Patricia Oré Fuentes	Nota (en letras): diecinueve		
Aprobado ()	Aprobado - Muy buena ()	Aprobado - Sobresaliente (x)	Desaprobado ()

Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



Dra. José Alberto Iannacone Oliver
Presidente del Jurado



Dr. Carlos Emilio Carrasco Badajoz
Asesor



Mg. Marisol Nuñez Martínez
Miembro del jurado



Blgo. Javier Eduardo Castillo Alva
Miembro del jurado

Dedico este trabajo:

A mi familia por su apoyo incondicional, su confianza y consejos para hacer de mí una mejor persona.

Agradecimientos

A mi asesor de tesis Dr. Carlos Carrasco Badajoz y a la Blga. Carolina Rayme Chalco de la Universidad Nacional San Cristóbal de Huamanga, por transmitirme su conocimiento científico y guiarme en el desarrollo de la tesis.

Al Laboratorio de Biodiversidad y Sistema de Información Geográfica (BioSIG) y al Centro de Investigaciones en Ecosistemas y Biodiversidad Acuática (CI-EBACUA) de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, por el apoyo logístico.

Resumen

Introducción: Los ecosistemas acuáticos de agua dulce están siendo alterados por el hombre, como los ríos que atraviesan aglomeraciones humanas, los que manifiestan el síndrome del río urbano. En Latinoamérica no se conoce mucho sobre los ríos y el comportamiento de la biota en estas condiciones. Los macroinvertebrados, como bioindicadores, pueden acercarnos a conocer más sobre el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, considerando que la altitud y otros factores locales influyen en su composición y abundancia, siendo necesario conocer sus particularidades por cuencas y microcuencas para su uso en la determinación de la calidad ecológica. **Objetivo:** Evaluar la calidad ecológica del río Alameda mediante el empleo de los índices BMWP/Col y ABI basados en macroinvertebrados acuáticos en relación a las características fisicoquímicas del agua afectada por la ciudad de Ayacucho. **Metodología:** Se establecieron seis estaciones de monitoreo en el curso del río Alameda, considerando su ubicación con respecto al área urbana de la ciudad de Ayacucho, antes (I y II), durante (III y IV) y después del centro urbano (V y VI). Se colectaron macroinvertebrados (red Surber) y agua cada 15 días, desde noviembre de 2019 hasta febrero de 2020. Los macroinvertebrados fueron identificados hasta género y familia, para estimar los índices BMWP/Col y ABI. Con la información de macroinvertebrados se realizó análisis de conglomerados, componentes principales (PCA) y comparación multivariadas no paramétricas (NPMANOVA) para identificar posibles diferencias entre estaciones de muestreo. Para las características fisicoquímicas se utilizó la prueba de Kruskal–Wallis ($\alpha=0.05$). Se utilizó la correlación Rho de Spearman para evaluar la

magnitud de la relación entre los índices y las variables ambientales. **Resultados y Discusión:** La dureza total, cloruros, alcalinidad total, conductividad, turbidez, DBO₅, sulfato, nitrato y fosfatos se incrementó desde la estación I a VI ($p < 0,05$), con excepción del pH y temperatura del agua. Se encontraron 33 taxones en 22 familias, nueve órdenes, y tres clases. El número de taxones y familias disminuyen de la estación I a VI, al igual que los puntajes de BMWP/Col y ABI ($p < 0,05$), con categorías de calidad que van desde aceptable (I, II y III) a crítica (IV, V y VI). El índice BMWP/Col, asigna la categoría dudosa a varias estaciones, mientras que el ABI, de bueno (I, II y III) a pésimo (V y VI). El coeficiente de correlación entre las puntuaciones de los dos índices con las principales variables ambientales es altamente significativo ($\alpha < 0,01$), siendo similar entre BMWP/Col y ABI. **Conclusiones:** Las ciudades son agentes de cambios negativos en los ríos andinos, caso del río Alameda, cuya calidad ecológica disminuye, variación que es detectada por los índices bióticos BMWP/Col y ABI, y está correlacionada con las principales variables ambientales medidas.

Palabras clave: ABI, BMWP, bioindicación, índices, síndrome de río urbano.

Abstract

Introduction: Freshwater aquatic ecosystems are being altered by man, such as rivers that cross human agglomerations, which manifest the urban river syndrome. In Latin America not much is known about rivers and the behavior of biota under these conditions. Macroinvertebrates, as bioindicators, can bring us closer to knowing more about the functioning of aquatic ecosystems, considering that altitude and other local factors influence their composition and abundance, being necessary to know their particularities by basins and micro-basins for their use in the determination of the ecological quality. **Objective:** Evaluate the ecological quality of the Alameda River through the BMWP/Col and ABI indices based on aquatic macroinvertebrates in relation to the physicochemical characteristics of the water affected by the city of Ayacucho. **Methodology:** Six monitoring stations were established in the course of the Alameda River, considering its location with respect to the urban area of the city of Ayacucho, before (I and II), during (III and IV) and after the urban center (V and VI). Macroinvertebrates (Surber network) and water were collected every 15 days, from November 2019 to February 2020. The macroinvertebrates were identified up to gender and family, to estimate the BMWP/Col and ABI indices. With the macroinvertebrate information, cluster analysis, principal components (PCA) and non-parametric multivariate comparison (NPMANOVA) were performed to identify possible differences between sampling stations. For the physicochemical characteristics, the Kruskal – Wallis test ($\alpha = 0.05$) was used. Spearman's Rho correlation was used to assess the magnitude of the relationship between indices and environmental variables. **Results and Discussion:** Total hardness,

chlorides, total alkalinity, conductivity, turbidity, BOD5, sulfate, nitrate, and phosphates) increased from station I to VI ($p < 0.05$), with the exception of pH and water temperature. 33 taxa were found in 22 families, nine orders, and three classes. The number of taxa and families decreased from station I to VI, as did the BMWP/Col and ABI scores ($p < 0.05$), with quality categories ranging from acceptable (I, II and III) to critical (IV, V and VI). The BMWP/Col index assigns the doubtful category to several stations, while the ABI, from good (I, II and III) to bad (V and VI). The correlation coefficient between the scores of the two indices with the main environmental variables is highly significant ($\alpha < 0.01$), being similar between BMWP/Col and ABI. **Conclusions:** Cities are agents of negatives changes in Andean rivers, is the case of the Alameda River, whose ecological quality decreases, a variation which is detected by the biotic indices BMWP/Col and ABI, and is correlated with the main environmental variables measured.

Keywords: ABI, BMWP, bioindication, indices, urban river syndrome.

Calidad ecológica estimada con macroinvertebrados y características físicoquímicas de un río urbano andino, Ayacucho

Brenda Oré¹, Carlos Carrasco^{2,3}

1. Universidad Científica del Sur, Carrera de Ingeniería y Gestión Ambiental. Lima, Perú; 100012144@ucientifica.edu.pe
2. Laboratorio de Biodiversidad y Sistema de Información Geográfica (BioSIG), Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga; carlos.carrasco@unsch.edu.pe
3. Centro de Investigaciones en Ecosistemas y Biodiversidad Acuática (CI-EBACUA), Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga; ci.ebacua@gmail.com

ABSTRACT: Estimated ecological quality with macroinvertebrates and physicochemical characteristics of an Andean urban river, Ayacucho.

Introduction: Freshwater aquatic ecosystems are being altered by man, such as rivers that cross human agglomerations, which manifest the urban river syndrome. In Latin America not much is known about rivers and the behavior of biota under these conditions. Macroinvertebrates, as bioindicators, can bring us closer to knowing more about the functioning of aquatic ecosystems, considering that altitude and other local factors influence their composition and abundance, being necessary to know their particularities by basins and micro-basins for their use in the determination of the ecological quality. **Objective:** Evaluate the ecological quality of the Alameda River through the BMWP/Col and ABI indices based on aquatic macroinvertebrates in relation to the physicochemical characteristics of the water affected by the city of Ayacucho. **Methodology:** Six monitoring stations were established in the course of the Alameda River, considering its location with respect to the urban area of the city of Ayacucho,

before (I and II), during (III and IV) and after the urban center (V and VI). Macroinvertebrates (Surber network) and water were collected every 15 days, from November 2019 to February 2020. The macroinvertebrates were identified up to gender and family, to estimate the BMWP/Col and ABI indices. With the macroinvertebrate information, cluster analysis, principal components (PCA) and non-parametric multivariate comparison (NPMANOVA) were performed to identify possible differences between sampling stations. For the physicochemical characteristics, the Kruskal – Wallis test ($\alpha = 0.05$) was used. Spearman's Rho correlation was used to assess the magnitude of the relationship between indices and environmental variables. **Results and Discussion:** Total hardness, chlorides, total alkalinity, conductivity, turbidity, BOD₅, sulfate, nitrate, and phosphates) increased from station I to VI ($p < 0.05$), with the exception of pH and water temperature. 33 taxa were found in 22 families, nine orders, and three classes. The number of taxa and families decreased from station I to VI, as did the BMWP/Col and ABI scores ($p < 0.05$), with quality categories ranging from acceptable (I, II and III) to critical (IV, V and VI). The BMWP/Col index assigns the doubtful category to several stations, while the ABI, from good (I, II and III) to bad (V and VI). The correlation coefficient between the scores of the two indices with the main environmental variables is highly significant ($\alpha < 0.01$), being similar between BMWP/Col and ABI. **Conclusions:** Cities are agents of negatives changes in Andean rivers, is the case of the Alameda River, whose ecological quality decreases, a variation which is detected by the biotic indices BMWP/Col and ABI, and is correlated with the main environmental variables measured.

Keywords: ABI, BMWP, bioindication, indices, urban river syndrome.

INTRODUCCIÓN

La población humana asentada en las zonas urbanas ha crecido notablemente y se prevé el incremento de esa tendencia con el transcurrir de los años (Montgomery & Elimelech, 2007; McDonald et al., 2011). A partir de la década de los 60, América Latina ha mostrado un constante incremento de áreas urbanas, hasta niveles donde la población urbana es mayoritaria en comparación con las asentadas en zonas rurales (Montgomery & Elimelech, 2007). Se considera que esta región del mundo es más urbana que otras, Europa por ejemplo, donde más del 80% de su población forma parte de centros urbanos que tienen 20 000 personas o más (Rodríguez & Martine, 2008; Koop & Leeuwen, 2017; Romulo et al., 2018; Rodríguez et al., 2020). Estos focos de concentración humana demandan enormes cantidades de recursos, alimento, extensiones de terreno, materiales de construcción, etc.; siendo el agua uno de los recursos más necesarios. Importantes volúmenes de agua de buena calidad son extraídas de los ecosistemas acuáticos, adicionalmente la presión sobre ellas se incrementa, al disponerse aguas residuales sin ningún tratamiento, contribuyendo al deterioro de los ecosistemas de agua dulce (Da Cruz & Ríos-Touma, 2018; Ríos-Touma & Ramírez, 2019). En la mayoría de los países de Latinoamérica, entre 80% y 90% de aguas residuales domésticas y un 70% de los residuos industriales, son incorporados a ríos y lagos (Manzollillo, 2020).

Se han incrementado acciones y la competencia para la consecución de recursos (aire, agua y tierra) tendientes a satisfacer las necesidades de las aglomeraciones humanas. De especial importancia aquellas orientadas hacia el agua para consumo, riego, producción industrial o uso agrícola, siendo consecuentemente los ecosistemas acuáticos uno de los más intervenidos,

dentro de ellos los ríos. Adicionalmente, son proveedores también de materiales de construcción (arena y piedras), servicios de disfrute del paisaje, como medio y vehículos para la dilución y eliminación de desechos, introduciendo modificación en la geomorfología, en la cantidad y calidad del agua que transporta. Los ríos han sufrido impactos que comprometen negativamente sus componentes y funciones, por lo que muchos de sus servicios ambientales no son tangibles para las poblaciones asentadas en sus cercanías debido a su degradación (Wade, 2012; Bremer et al., 2016; Fernández, 2017; Romulo et al., 2018). Los ríos que son influenciados directamente por las actividades de los centros urbanos, manifiestan un conjunto de síntomas, indicadores de la degradación que están sufriendo, que en conjunto se conoce como síndrome de los ríos urbanos (Meyer et al., 2005; Walsh et al., 2005; Roy et al., 2016), el mismo que implica la modificación de la hidrología y geomorfología de los canales, incremento de la carga de nutrientes (sobre todo nitrógeno y fósforo) y contaminantes, con la consecuente disminución de la biota nativa.

Lamentablemente, es limitado el conocimiento de cómo los centros urbanos impactan sobre las corrientes de agua en América Latina, a pesar de ello, se ha previsto un incremento de la tendencia de degradación de la calidad de los cuerpos de agua al transcurrir el tiempo (Walteros & Ramírez, 2020). En esa medida los monitoreos de las características fisicoquímicas del agua han sido priorizados con la finalidad de hacer un diagnóstico del estado de los ríos, en base al cual tomar medidas de previsión y recuperación; sin embargo dichos procedimientos permiten un diagnóstico puntual en el tiempo (Alba-Tercedor, 1996; Roldán-Pérez, 2003) y en el espacio. Considerando a los sistemas fluviales como bastante complejos en la medida que son integrantes de unidades

geográficas más grandes (cuencas) en la que interactúan componentes abióticos y bióticos (Elosegui, 2009), se requiere de estudios de enfoque holístico. Además, se estima que la respuesta de dichos sistemas a los procesos de degradación, son diferentes, por cuanto son muy variables sus características, incluyendo dentro de ellos, al tipo de suelo por donde circulan, particularidades climatológicas, vegetación ribereña, entre otras, que en conjunto podría referirse como singularidades de la microcuenca del cual forma parte.

El panorama, un tanto sombrío para los sistemas lóticos, hace que sea imprescindible establecer medidas que contribuyan con la disminución de los procesos de degradación, para ello, uno de los primeros pasos es generar conocimiento basados en evidencia objetiva, insumo que podría ser generador de políticas y compromisos de los tomadores de decisiones de la clase gobernante. En el Perú, al igual que en América Latina, carecen o son limitados los alcances legales destinados a proteger los sistemas de agua dulce (incluye los lóticos), donde los recursos económicos también son inexistentes o irrisorios (McDonald et al., 2011; Noyola et al., 2012; McDonald & Shemie, 2014; Tellman et al., 2018).

Está comprobado que el comportamiento de los macroinvertebrados acuáticos se manifiesta a través de cambios en su composición y abundancia, como respuesta a la introducción de tenses ambientales (contaminación) de origen antropogénico (Domínguez & Fernández, 2009; Roldán-Pérez, 2016); razón viable para su uso y generación de información sobre el efecto de los centros urbanos. Los organismos macroinvertebrados se encuentran presentes casi en todos los sistemas fluviales: ríos, arroyos, lagos, lagunas, etc. y se ha comprobado que al originarse cambios en su hábitat, estos responden con la

disminución y/o incremento poblacional de sus componentes, por lo que han sido habitualmente empleados como indicadores del estado ecológico de dichos sistemas, en el intento de cuantificar la contaminación de los ríos (Giller & Malmqvist, 1998); dicha característica de los macroinvertebrados ha permitido generar una gran cantidad de índices que han sido adoptados por muchos países, es el caso de la comunidad europea, para el monitoreo de sus recursos hídricos epicontinentales, previo a un proceso de validación y calibración (Domínguez & Fernández, 2009; Roldán-Pérez, 2016). Una de las principales ventajas de los índices biológicos, es la generación de información fácilmente entendible para el común de las personas, en comparación con los métodos fisicoquímicos que se traducen en fríos valores, además de recoger abundante información, que se sintetiza en categorías de calidad ambiental que van desde muy mala a muy buena (Domínguez & Fernández, 2009; Roldán-Pérez, 2016). La base de sus estimaciones se halla en el empleo de puntajes asignados a las familias (en algunos a nivel de género) presentes en el sistema fluvial, de acuerdo a su nivel de tolerancia a la contaminación orgánica, aunque también se han hecho intentos de asignarles puntaje frente a otros tipos de contaminantes como metales pesados en el río Wuawuas en Amazonas y río Amaju en Cajamarca (Paredes et al., 2004), en los ríos Estanda y Gesala en Vasco (Marqués et al., 2001).

Uno de los índices más empleados es el Biological Monitoring Working Party (BMWP) que fue adaptado y calibrado para diferentes países. Claro ejemplo los países que integran la Comunidad Europea, como Polonia (Czerniawska-Kusza, 2005), España (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996), Portugal (Chaves et al., 2006) y Grecia

(Skoulikidis et al., 2002); así como países latinoamericanos, entre ellos Colombia (Roldán, 2003). Los países europeos, lo hacen para el cumplimiento de lo requerido por la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea, es decir que dicho índice y otros similares se hallan comprendidos en la normativa ambiental. En el caso de los países latinoamericanos, el uso de estos índices bióticos se realiza con fines académicos e intelectuales, pero no son de aplicación obligatoria para monitorear los ríos, como es el caso del Perú. El índice Biótico Andino (ABI), propuesto desde el 2014 (Ríos-Touma et al., 2014), es otro índice generado a partir del BMWP, incluye un menor número de familias que en otras regiones del mundo donde se ha aplicado el índice BMWP, ya que considera que la altitud restringe la distribución de varias de ellas, por lo que se aplica a ríos por encima de los 2 000 msnm de la región andina de Sudamérica. Este índice ha sido probado en ríos de dos cuencas en Ecuador y Perú, habiéndose comprobado su utilidad ya que tiene la capacidad de detectar el deterioro general de los ríos (Gamarra et al., 2018; Meneses-Campo et al., 2019; Ríos-Touma et al., 2014).

En América Latina, países como Colombia, Argentina y Chile, han avanzado en el proceso de adaptación y calibración del índice BMWP y otros similares, a las condiciones locales; sin embargo, se ha de considerar que la respuesta a la contaminación orgánica de los macroinvertebrados en los neotrópicos, es similar a los que se hallan en las zonas templadas (Jacobsen & Encalada, 1998; Tomanova & Tedesco, 2007). El proceso de adaptación de los índices se complica aún más, debido a la limitada información sobre las respuestas de las poblaciones (familias en este caso) a la contaminación en dichas regiones, sumado con la variedad de respuestas que pueden dar frente a

diferentes gradientes de contaminación, además de la heterogeneidad de las condiciones ambientales que presentan las cuencas en la que discurre los ríos, condicionado por la orografía, clima, tipo de vegetación, suelo (lecho), presión atmosférica, entre otros. En los países andinos, donde se incluye al Perú, la presencia de la Cordillera de los Andes, es un factor que coadyuva en la heterogeneidad de las condiciones en la que la red hídrica se halla.

En Perú se han desarrollado iniciativas individuales o de grupo con la finalidad de generar, adaptar y calibrar índices, es el caso de ABI, pero más como ejercicio intelectual, con la poca o ninguna participación de instituciones de gobierno, que permita su adopción en la normativa ambiental. Por ello se requiere determinar su capacidad de diagnóstico, lo que previamente tiene que transcurrir en determinar las características del ensamble de los macroinvertebrados, en lo posible para cada unidad hidrográfica (cuena) debido a la elevada heterogeneidad de nuestro territorio. En el proceso de adopción, se debe evaluar su capacidad de diagnóstico, en relación con las características fisicoquímicas de las aguas, el nivel de relación entre índices y probablemente la calibración de los puntajes de tolerancia para las familias consideradas en los índices biológicos.

Por las consideraciones establecidas, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad ecológica del río Alameda mediante los índices BMWP adaptado para Colombia (BMWP/Col) y ABI basados en macroinvertebrados acuáticos en relación con las características físico-químicas del agua de un río que atraviesa el área urbana de la ciudad de Ayacucho y que se halla en la región andina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El río Alameda es parte de una microcuenca que se encuentra ubicada en los distritos de Ayacucho, Carmen Alto, San Juan Bautista, Jesús Nazareno, Andrés Avelino Cáceres y Socos, en la Provincia de Huamanga del departamento de Ayacucho, cuenta con un área de 7,234 Has y longitud de aproximadamente 12,46 Km, nace en un sistema de bofedales y se une al río Huatatas, para formar el río Chacco (Figura 1).

El área de estudio corresponde a la zona de vida estepa espinosa Montano Bajo Subtropical (ee-MBS), presenta un clima templado a cálido, con temperatura media anual mínima de 4 °C y máxima de 22 °C, precipitación promedio anual de 550 mm, caudal desde 34.84 L/s (aguas arriba) hasta 650 L/s (aguas abajo) y humedad relativa media anual de 60 %. (UNKA & KLEE, 2015). Las características geológicas del área determinan que está constituido primordialmente por rocas de origen sedimentario y volcánico de la era terciaria y cuaternaria, además presenta grava y arena limosa, con morfología variada, rodeada por cerros y pendientes accidentadas (EPSASA S.A., 2015). El río Alameda se ubica en el margen derecho de la ciudad de Ayacucho, razón por la cual está siendo perturbado, ya que recibe efluentes de las viviendas aledañas, y en la zona baja recibe los efluentes de la una planta de tratamiento de agua residual, con tratamiento que no incluye el secuestro de nutrientes y los sólidos en suspensión.

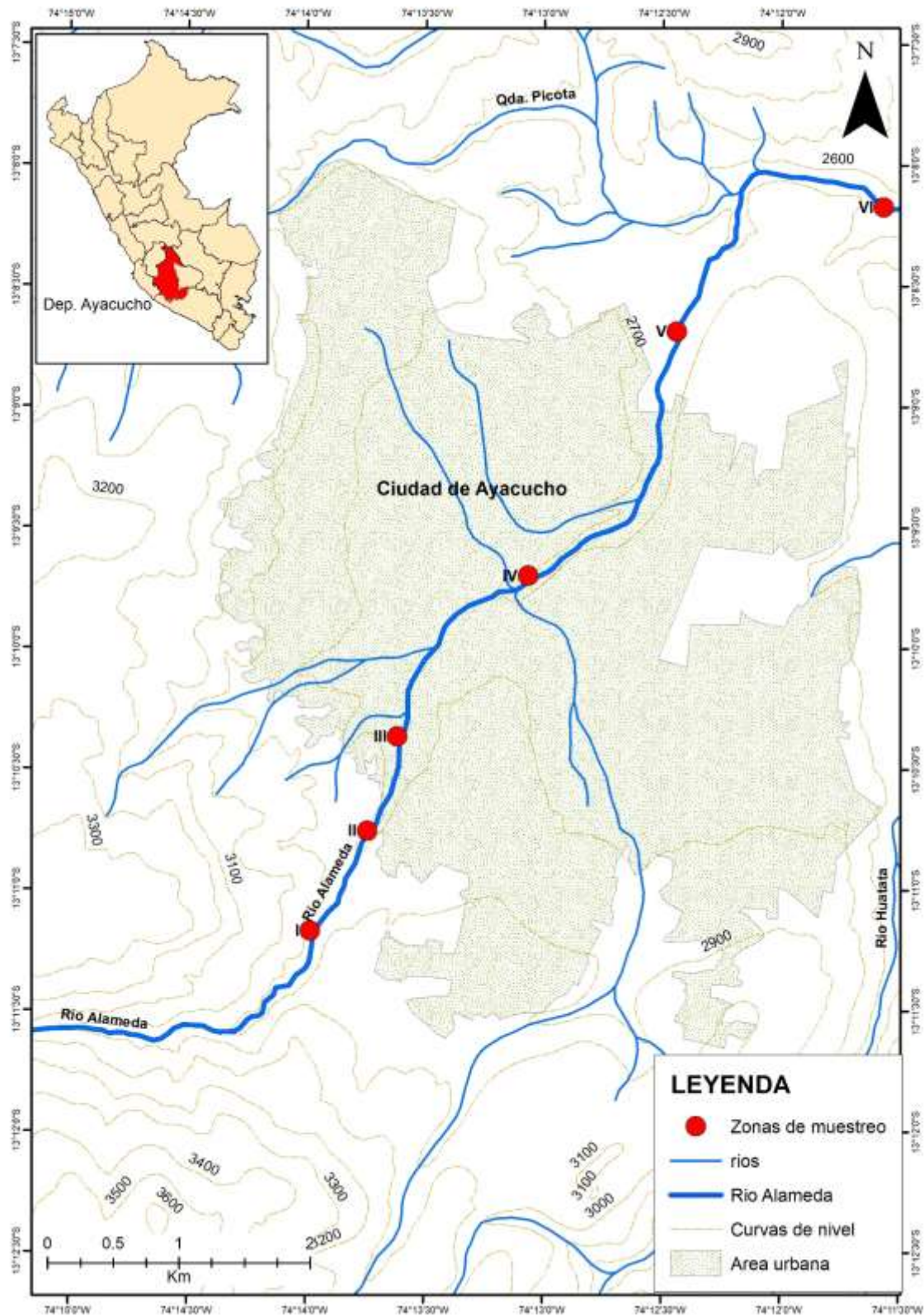


Figura 1. Estaciones de muestreo en el rio Alameda, Ayacucho, Perú.

Muestreo: La recolección de muestras se realizó cada 15 días, desde noviembre de 2019 a febrero de 2020. Se establecieron seis estaciones de muestreo (denominadas como I, II, III, IV, V y VI), ubicadas desde la naciente del río Alameda hasta antes de su unión con el río Huatatas. Las estaciones I y II ubicadas antes del área urbana, III ligeramente dentro, la IV dentro y V y VI luego de que el río recorre la ciudad, considerando que la estación VI también está influenciada por los efluentes de una planta de tratamiento de aguas residuales y viviendas que no tienen acceso a servicios de saneamiento básicos. La ubicación de las estaciones de muestreo fue considerando la accesibilidad aunado a tratar de recoger información de la gradiente de alteración.

Tabla 1. Características de las estaciones de muestreo en el río Alameda Ayacucho, Perú.

Estaciones de muestreo	N° de réplicas	Coordenadas		Altitud (msnm)
		Este	Sur	
I	8	13°11'10.39"	74°14'0.64"	2839
II	8	13°10'45.55"	74°13'46.23"	2792
III	8	13°10'22.09"	74°13'38.73"	2727
IV	8	13° 9'42.14"	74°13'5.71"	2709
V	8	13° 8'41.39"	74°12'28.27"	2639
VI	8	13° 8'10.43"	74°11'35.99"	2575

Muestreo de las características fisicoquímicas: En el curso del río donde se ubicaron las estaciones de muestreo se determinaron variables ambientales *in situ*, como temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales, para el cual se empleó un analizador multiparamétrico portátil marca Hanna modelo Combo. Asimismo, se recolectaron 700 mL de agua en recipientes plásticos los cuales se transportaron al laboratorio en recipientes

con refrigeración ($5\pm 1^{\circ}\text{C}$), donde se determinó alcalinidad total, dureza total, dureza magnésica, dureza cálcica, cloruros, nitratos, sulfatos, fosfatos, empleando la metodología sugerida por American Public Health Association (APHA, 2017), turbidez; además de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) mediante un Sistema de medición DBO BD-600 (Lovibond).

Muestreo de ensambles de macroinvertebrados: Para determinar el ensamble de macroinvertebrados, en lo posible a nivel de género, se realizaron colectas, empleando una red Surber de 0.3 mm de luz de malla, con un área de muestreo de 1200 cm^2 (Domínguez & Fernández, 2009). Cada muestra estuvo compuesta por cinco colectas (colecta multi hábitat), que fueron depositadas en un recipiente de plástico al cual se agregó etanol al 96% para su conservación. Empleando un recipiente atemperado a 5°C aproximadamente, fue transportada al Laboratorio de Biodiversidad y Sistema de Información Geográfica de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, Ayacucho, Perú para el respectivo procesamiento. Para la separación de los integrantes del ensamble, se emplearon lupas y los organismos fueron colocados en frascos con etanol al 70%. La identificación se realizó hasta los niveles taxonómicos más bajos, utilizando las claves de Domínguez & Fernández, (2009), Prat & Rieradevall, (2011), Merrit et al., (2008). Siete taxones fueron identificados hasta familia y 26 hasta género. Los especímenes recolectados fueron depositados en el Departamento de Limnología del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga.

Análisis de datos: Se realizó la prueba de Shapiro-Wilk para determinar el tipo de distribución que presentaron los datos. Se empleó el análisis de

conglomerados (índice de Bray-Curtis) basado en el ensamble de la comunidad de macroinvertebrados a nivel de familia cuya figura muestra los valores de las distancias para describir el comportamiento de las estaciones de muestreo, complementado con el análisis de componentes principales (ACP) cuya figura fue elaborada con los dos componentes que explicaron la mayor variancia. Se realizó un análisis no paramétrico de varianza (NPMANOVA, 9999 repeticiones; $\alpha = 0.05$) con el fin de comprobar la hipótesis de existencia de diferencias entre las estaciones de muestreo a nivel de los macroinvertebrados. La prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis ($\alpha = 0.05$), fue empleada para comparar los valores de las variables ambientales determinadas en cada estación, ya que los datos no presentaron una distribución normal ($\alpha > 0.05$). Así mismo, para determinar el nivel de correlación entre las variables ambientales y los puntajes asignados a los dos índices probados, se empleó la correlación de Spearman. Las pruebas estadísticas fueron realizadas con los programas InfoStat versión 2018p, PAST 2.17c e IBM SPSS V22.0.

RESULTADOS

Calidad ambiental: La información de las variables fisicoquímicas del agua del río Alameda en las seis estaciones de muestreo presentan una variabilidad elevada, con la tendencia de incremento desde la zona alta a la baja de la microcuenca (Tabla 2). Para el caso de la dureza total, presenta en promedio un valor mínimo de 86,5 mg/L ($\pm 25,2$) para la estación I (cuenca alta) y los máximos de 182,8 ($\pm 48,6$) y 167,0 ($\pm 39,7$) en las estaciones V, y VI (cuenca baja) respectivamente. Los cloruros en la estación I fueron de 11,8 mg/L ($\pm 2,9$) y de 31,1 mg/L ($\pm 8,6$) en la VI, en las mismas estaciones la conductividad eléctrica fue 403,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 161,8$) y 903,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 228,8$), sulfatos de 259,9 mg/L (± 239) y 1008,4 mg/L ($\pm 411,1$), fosfatos 7,3 mg/L ($\pm 1,9$) y 118,1 mg/L ($\pm 120,5$), DBO₅ con 1,3 ($\pm 1,5$) y 56,8 mg/L ($\pm 14,4$). Para el caso de la turbidez se registró un mínimo de 33,5 NTU ($\pm 9,3$) y un máximo de 112,7 NTU ($\pm 124,3$) para la estación I y V respectivamente, similar comportamiento se observa en los nitratos con 0,2 mg/L ($\pm 0,1$) y 3,4 mg/L ($\pm 2,2$). El pH, al igual que la temperatura del agua, asumen valores que no muestran tendencias. Las estaciones de muestreo presentan valores fisicoquímicos diferentes, corroborados mediante la prueba de Kruskal Wallis ($\alpha < 0.05$) (los datos no presentan distribución normal determinado con la prueba de Shapiro-Wilk, $p > 0,05$), en la que con mayor frecuencia las estaciones asociadas a la zona baja de la cuenca muestran mayores valores, a excepción del pH y la temperatura del agua, para los que no se registraron significancia estadística ($p > 0,05$).

Tabla 2. Promedios y valores mínimos y máximos de las características fisicoquímicas del agua del río Alameda, por estación de muestreo, Ayacucho, Perú

Características fisicoquímicas	Estaciones de monitoreo					
	I	II	III	IV	V	VI
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	86,5 (32-112)	91,3 (56-112)	106,5 (64-142)	120,5 (72-150)	182,8 (82-234)	167 (92-228)
Dureza cálcica (mg/L de Ca)	54,3 (22-78)	60,5 (26-96)	67,3 (30-108)	78,3 (32-104)	102,8 (44-146)	93,5 (46-110)
Dureza magnésica (mg/L de Mg)	32,3 (10-54)	30,8 (6-42)	39,3 (18-54)	42,3 (26-54)	80 (38-140)	73,5 (46-122)
Cloruros (mg Cl/L)	11,8 (8-16)	11,9 (6-17)	12,2 (4-15,5)	14,4 (8,5-18,5)	19 (8,5-25,5)	31,1 (15,5-40,5)
Alcalinidad total (mg/L CaCO ₃)	90,8 (46-130)	84,3 (34-162)	75,5 (34-98)	85 (38-110)	122 (52-164)	172,8 (108-228)
pH	7,8 (7,5-8,1)	7,7 (7,6-7,9)	7,8 (7,6-8)	7,7 (7,1-8)	7,6 (6,9-7,8)	7,8 (7,2-8)
Conductividad eléctrica (uS/cm)	403,8 (270-770)	271,3 (120-360)	318,8 (170-450)	385 (150-550)	575 (210-840)	903,8 (510-1210)
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	211,3 (140-440)	137,5 (70-180)	156,3 (70-230)	198,8 (80-290)	287,5 (110-420)	452,5 (260-610)
Temperatura (°C)	21,9 (21,3-22,1)	21,3 (20,6-22,9)	24,3 (23,4-24,7)	25,1 (24,3-25,5)	26,4 (24,9-26,7)	25,2 (24,7-25,6)
Turbidez (NTU)	33,5 (25,3-55,2)	35,9 (28,1-54,5)	42,1 (32,9-61)	86,5 (42,5-206)	112,7 (44,3-418)	106 (49,6-180)
Sulfatos (mg/L)	259,9 (0-618,5)	399,3 (71,2-666)	547,1 (85,3-816,4)	730,3 (239,3-1036,4)	791,5 (0,4-1217)	1008,4 (278,3-1612,3)
Fosfatos (mg/L PO ₃)	7,3 (5-10)	7,9 (3,4-11,3)	6,3 (1,8-10,7)	33,8 (5,6-53,7)	41,9 (27,8-52,4)	118,1 (41,3-322,9)
Nitratos (mg/L NO ₃)	0,2 (0,1-0,4)	0,4 (0,2-0,9)	0,4 (0,3-1)	1,2 (0,7-2,1)	3,4 (1,5-8)	2,6 (1,2-4,4)
DBO ₅ (mg/L)	1,3 (0-3)	2,5 (0-6)	5,3 (3-8)	6,5 (3-9)	10,3 (6-16)	56,8 (38-68)

Características de los macroinvertebrados acuáticos: En las estaciones de muestreo ubicadas en el curso del río Alameda, se hallaron 33 taxones, correspondientes a 22 familias, nueve órdenes y tres clases. Los órdenes encontrados fueron (Tabla 3) Coleoptera (*Macrelmis sp.*), Diptera (*Dicrotendipes sp.*, *Alotanypus sp.*, *Rheotanytarsus sp.*, *Onconeura sp.*, *Pentaneura sp.*, *Cricotopus sp.*, *Aphrosylus sp.*, *Hemerodromia sp.*, *Chelifera sp.*, *Limnophora sp.*, *Lispe sp.*, *Psychodidae*, un taxa de Simuliidae, Syrphidae, *Tabanus sp.*, *Tipula sp.*), Ephemeroptera (*Andesiops sp.*, *Baetodes sp.*,

Leptohyphodes sp., *Leptohyphes sp.*), Odonata (*Aeshna sp.*), Plecoptera (*Claudioperla sp.*), Trichoptera (*Itaura sp.*, *Cailloma sp.*, *Atopsyche sp.*, *Smicridea sp.*, *Leptonema sp.*, *Ochrotrichia sp.*), Lumbriculidae, Haplotaixida, Basommatophora (Lymnaeidae, Physidae). La clase Insecta agrupa el 87,9% del total de taxones reportados, mientras que los organismos que no pertenecen a ese grupo, dentro de los cuales se hallan Lumbriculidae, Haplotaixida, Lymnaeidae y Physidae, es mucho menor. El número de taxones varía según las estaciones de muestreo; entre el 84,8% al 87,9% del total de taxones registrados están agrupados en la zona alta de la cuenca, ubicada antes del área urbana (I, II y III), mientras que entre el 34% a 54% se hallan después de la zona urbana (estaciones V y VI), incluyendo a IV (dentro de la ciudad). En el mes de noviembre se registró el mayor número de taxones, mientras que en el mes diciembre el menor, sin embargo, estas diferencias no son abismales. Se colectaron un total de 14 006 individuos, de los que el 98,7% corresponde a especímenes ubicados dentro de la Clase Insecta y dentro de esta, los taxones que pertenecen a Simuliidae (Diptera, Insecta) son los más abundantes, representando el 54,3% del total de organismos colectados. Los representantes ubicados en otras clases, como Lumbriculidae, Haplotaixida, Lymnaeidae y Physidae, representan el 1,3%.

A nivel de la categoría de familia (Tabla 4), en las estaciones I y II fueron registrados 19 y 18 familias, respectivamente, mientras que en estaciones aguas abajo del río se reduce paulatinamente, siendo mínima en las estaciones IV, V y VI, con 12, 13 y 11, respectivamente. Según los meses de muestreo, en diciembre se registra el menor número de familias con 16, siendo mayor en noviembre con 21.

Tabla 3. Taxones de macroinvertebrados registrados por estaciones y meses de muestreo, río Alameda, Ayacucho.

Taxones	Estaciones de monitoreo						Meses de muestreo				Total org.(n°)	
	I	II	III	IV	V	VI	Nov	Dic	Ene	Feb		
Simuliidae												7608
<i>Macrelmis sp.</i>												2304
<i>Dicrotendipes sp.</i>												1031
<i>Andesiops sp.</i>												609
<i>Onconeura sp.</i>												516
<i>Itaura sp.</i>												307
<i>Cricotopus sp.</i>												264
<i>Leptonema sp.</i>												238
Psychodidae												234
<i>Smicridea sp.</i>												134
<i>Ochrotrichia sp.</i>												119
<i>Leptohyphodes sp.</i>												99
Lumbriculidae												79
<i>Baetodes sp.</i>												68
<i>Aeshna sp.</i>												59
Physidae												59
<i>Cailloma sp.</i>												39
<i>Alotanypus sp.</i>												35
Haplotaxida												34
<i>Pentaneura sp.</i>												33
<i>Limnophora sp.</i>												30
<i>Claudioperla sp.</i>												21
<i>Leptohyphes sp.</i>												18
<i>Hemerodromia sp.</i>												17
<i>Atopsyche sp.</i>												11
<i>Rheotanytarsus sp.</i>												10
<i>Aphrosylus sp.</i>												10
<i>Chelifera sp.</i>												5
Lymnaeidae												5
<i>Lispe sp.</i>												4
<i>Tipula sp.</i>												3
Syrphidae												2
<i>Tabanus sp.</i>												1
Total taxones (n°)	29	28	28	18	18	13	32	23	28	29	33	

Tabla 4. Macroinvertebrados (mayoritariamente a nivel de familia) registrados por estaciones y meses de muestreo, río Alameda, Ayacucho

Taxones	Estaciones de monitoreo						Meses de muestreo				Total, org. (n°)	
	I	II	III	IV	V	VI	Nov	Dic	Ene	Feb		
Simuliidae												7608
Elmidae												2304
Chironomidae												1889
Baetidae												677
Hydropsychidae												372
Glossosomatidae												307
Psychodidae												234
Hydroptilidae												119
Leptohiphidae												117
Lumbriculidae												79
Aeshnidae												59
Physidae												59
Hydrobiosidae												50
Muscidae												34
Haplotaaxida												34
Empididae												22
Gripopterygidae												21
Dolichopodidae												10
Lymnaeidae												5
Tipulidae												3
Syrphidae												2
Tabanidae												1
BMWP/Col	64,3	60,6	59,1	34,6	26,6	21,0	49,7	38,1	39,8	50,0		
ABI	63,6	53,3	49,0	25,0	18,6	13,9	41,9	32,3	31,8	42,8		
Taxones (n°)	19	18	17	12	13	11	21	16	19	18	22	

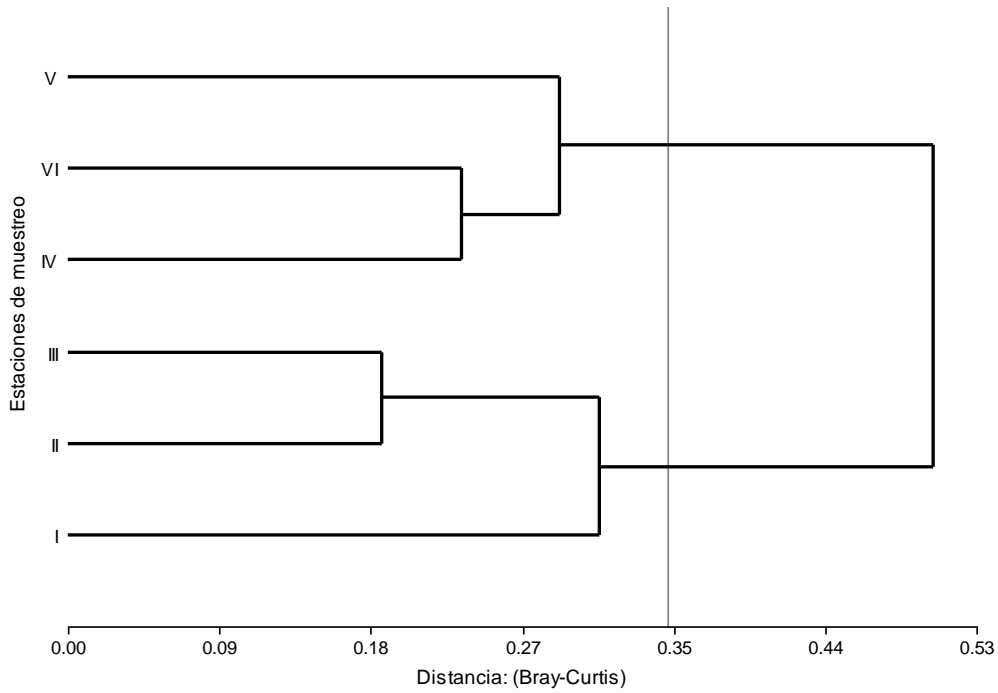


Figura 2. Análisis de conglomerados (índice Bray-Curtis) para las estaciones de muestreo según la abundancia de familias de macroinvertebrados acuáticos. I, II, III, IV, V, VI (estaciones de muestreo), río Alameda, Ayacucho.

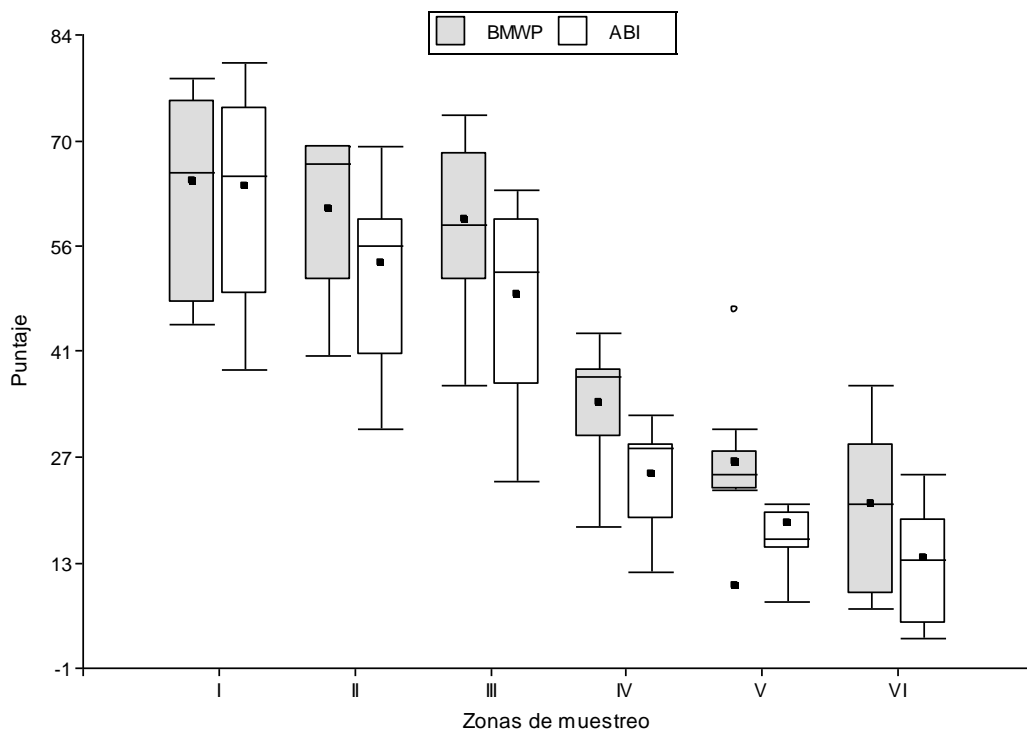


Figura 3. Diagrama de cajas de los puntajes de los índices BMWP/Col y ABI para las estaciones de muestreo del río Alameda, Ayacucho.

El análisis de conglomerados (correlación cofenética = 0,894), a un valor de 0,34, agrupa las estaciones de muestreo en dos conglomerados (Figura 2), uno de ellos que agrupa a las estaciones que se hallan antes del área urbana (I y II) en el que también se halla III, que se ubica en la periferie, resaltando que I es la presenta mayor distancia dentro de ese grupo; el otro conglomerado compuesto por estaciones que se encuentran dentro y después de la ciudad de Ayacucho, lo que indicaría la existencia de posibles diferencias en el ensamble de los macroinvertebrados. Dichas diferencias fueron confirmadas por el análisis NP-MANOVA al comparar las estaciones de muestreo ($F=5,43$; $p=0,0001$), donde la estación VI es diferente a las estaciones I, II, III e incluso a la IV, mientras que las estaciones IV y V son diferentes a las I, II y III.

Los puntajes de los índices BMWP/Col y ABI, estimados por estaciones (Figura 3) muestran un promedio que es mayor en la zona alta de la cuenca, antes del área de influencia de la zona urbana (I, II en el que se incluye III) con promedios que van desde 64,3 a 59,1 para BMWP/Col y de 63,6 a 49,0 para ABI; mientras que las estaciones ubicadas posteriormente (IV, V y VI) muestran valores menores que van de 34,6 a 21 para BWMP/Col y de 25 a 13,9 para ABI. La tendencia observada es que el valor de los índices estimados es mayor en las estaciones poco intervenidas, para luego ir descendiendo según el río transite por la ciudad.

Tabla 5. Promedios de los índices y las categorías de calidad de BMWP/Col y ABI para las estaciones de muestreo por meses del río Alameda, Ayacucho.

Mes	BMWP/Col						ABI					
	Estaciones de muestreo						Estaciones de muestreo					
	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI
Nov	77	68	70	38	28	19	75	58	61	27	19	13
	Aceptable	Aceptable	Aceptable	Dudosa	Dudosa	Crítica	Bueno	Regular	Bueno	Malo	Malo	Pésimo
Dic	52	47	47	38	19	26	55	43	36	30	13	18
	Dudosa	Dudosa	Dudosa	Dudosa	Crítica	Crítica	Regular	Regular	Regular	Malo	Pésimo	Malo
Ene	55	60	62	24	25	13	51	52	49	16	18	8
	Dudosa	Dudosa	Aceptable	Crítica	Crítica	Muy crítica	Regular	Regular	Regular	Malo	Malo	Pésimo
Feb	74	68	58	39	36	27	74	61	51	29	26	17
	Aceptable	Aceptable	Dudosa	Dudosa	Dudosa	Crítica	Bueno	Bueno	Regular	Malo	Malo	Malo

Las categorías de calidad ecológica para el río Alameda (Tabla 5) en las diferentes estaciones de muestreo van desde aceptable hasta crítica para BMWP/Col, mientras que para el índice ABI reporta desde pésimo hasta bueno. Para las estaciones I, II y III según BMWP/Col, se les asigna categorías en semejante frecuencia, entre dudosa y aceptable; mientras que las estaciones IV, V y VI, se les asigna crítica (más frecuente) y dudosa. El índice ABI, asigna categorías que van desde bueno a regular, para I, II y III, siendo regular la más frecuente en los meses de muestreo, por otro lado, para las estaciones IV, V y VI, de categorías pésimo a malo, siendo malo el más frecuente en la mayoría de los meses de muestreo.

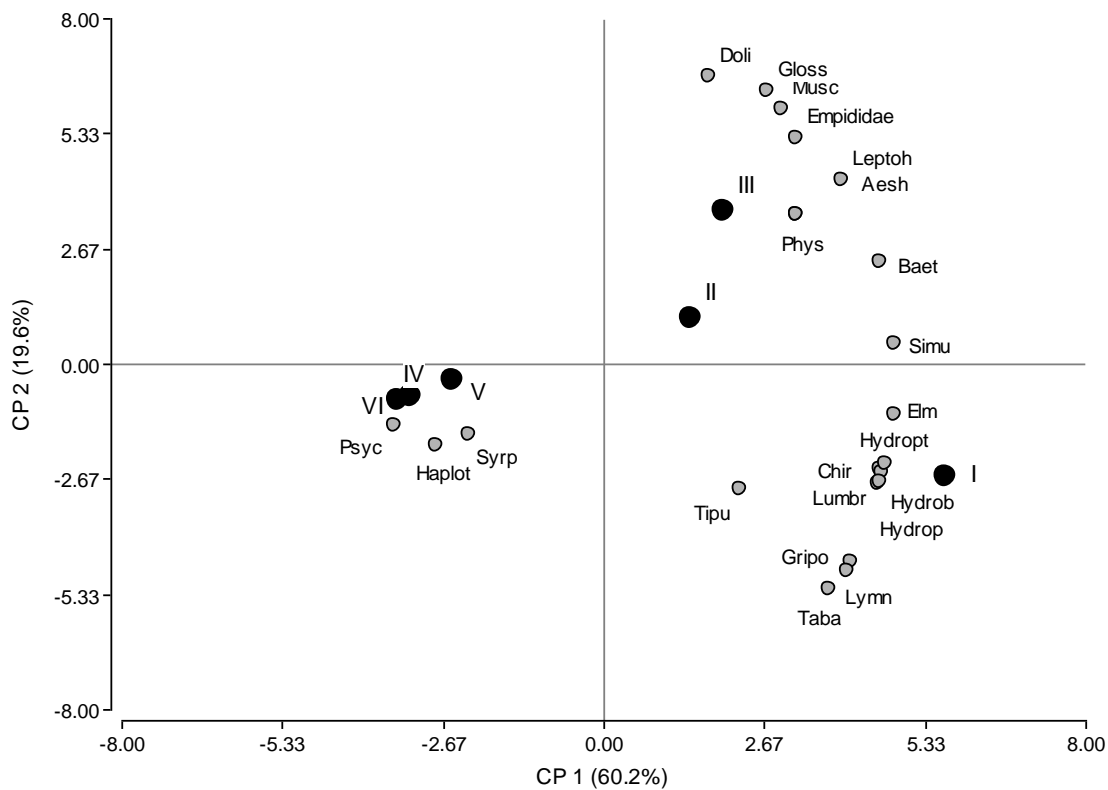


Figura 4. Análisis de componentes principales (ACP) de las estaciones de muestreo según las abundancias de taxones (principalmente a nivel de familia) de macroinvertebrados (estaciones de muestreo, I, II, III, IV, V, VI) del río Alameda, Ayacucho

El ACP en que se empleó el ensamble de los macroinvertebrados acuáticos en las estaciones de muestreo, explicó a través de sus dos primeros componentes, el 79,8% de la variabilidad (Figura 4). Las estaciones I, II y III se hallan alejados de IV, V y VI, reafirmando las diferencias halladas entre las estaciones de muestreo. Así mismo, se observa que las ubicaciones de determinadas familias, en el área de la figura, se hallan próximas a determinadas estaciones. Por un lado, Elmidae, Hydroptilidae, Gripoterigidae, Hydrobiosidae para la estación I, Baetidae, Aeshnidae, Leptohyphidae, Glossosomatidae más para las estaciones II y III. Claramente Psychodidae, Haplotaxida y Syrphidae muy cercano a las estaciones IV, V y VI.

Tabla 6. Coeficientes de correlación de Spearman para las características fisicoquímicas y los índices bióticos de calidad para el río Alameda, Ayacucho.

Características fisicoquímicas	BMWP/Col	ABI
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	-0,70 ^{***}	-0,70 ^{**}
Cloruros (mg Cl/L)	-0,68 ^{**}	-0,68 ^{**}
pH	0,09	0,09
Conductividad eléctrica (uS/cm)	-0,61 ^{**}	-0,59 ^{**}
Turbidez (NTU)	-0,76 ^{**}	-0,76 ^{**}
Sulfatos (mg/L)	-0,66 ^{**}	-0,67 ^{**}
Fosfatos (mg/L PO ₃)	-0,77 ^{**}	-0,75 ^{**}
Nitratos (mg/L NO ₃)	-0,71 ^{**}	-0,72 ^{**}
DBO ₅ (mg/L)	-0,73 ^{**}	-0,72 ^{**}
BMWP/Col		0,98 ^{**}
ABI	0,98 ^{**}	

El nivel de relación de los índices BMWP/Col y ABI (Tabla 6), con las principales variables ambientales, muestra de la existencia de elevados valores de correlación, que son altamente significativas ($p < 0,001$), con excepción del pH. Por otro lado, también se observa que el nivel de correlación entre ambos índices es bastante elevado del orden de 0,984.

DISCUSIÓN

El impacto que generan los centros urbanos en los cursos de agua se manifiesta en un conjunto de modificaciones de sus condiciones naturales, que en conjunto son conocidos como el síndrome de los ríos urbanos (Gutiérrez-Fonseca & Ramírez, 2016; Ramírez et al., 2014; Walsh et al., 2005). El río Alameda que atraviesa la ciudad de Ayacucho, no es ajeno a ello, observándose manifestaciones de ese síndrome en las estaciones de muestreo que se hallan dentro y después del área urbana, se registra el incremento ostensible de casi todas las variables ambientales del aguas en el transcurso de un pequeño tramo, siendo de mayor magnitud la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), nitratos, fosfatos, sulfatos, conductividad eléctrica y turbidez para las zonas IV, V y VI, tendencia que coincide con lo reportado para el río Piedra en Puerto Rico (Ramírez et al., 2014), río Turbio en Venezuela (Rodríguez-Olarte et al., 2017), río Quevedo en Ecuador (Yépez et al., 2017), río Cautín en Chile (Correa-Araneda et al., 2010), río Cunas en Perú (Custodio & Chanamé, 2016). El efecto como consecuencia de ser empleados como cuerpo receptor de residuos, tanto sólidos (muchas veces acumulado en sus riveras) y como líquidos, en especial aguas residuales sin tratamiento que son dispuestas en lugares donde las viviendas no tienen acceso a servicios básicos y de manera clandestina. Los efluentes provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, basados en el uso de la actividad biológica, que son dispuestas en cuerpos de agua dulce, son fuentes de importantes cambios, siendo de mayor magnitud en la medida que el tratamiento no incluya procesos de eliminación de sólidos en suspensión (microorganismos) y el secuestro de nutrientes. Es por ello que las

magnitudes de las variables ambientales se hacen mucho más grandes a nivel de la zona VI, que recoge el efecto de los efluentes de la planta de tratamiento de aguas residuales, que contienen elevadas concentraciones de nutrientes (Pavé & Marchese, 2005; Ramírez et al., 2014), de iones disueltos y turbidez. Lo mencionado es una realidad muy frecuente en los países latinoamericanos, complicado aún más, cuando se sabe que el 70% de las aguas residuales que se disponen en el curso de los ríos no han recibido tratamiento alguno (Gutiérrez-Fonseca & Ramírez, 2016). El río Alameda discurre por el área urbana de la ciudad de Ayacucho en un tramo de aproximadamente de 4,7 km en los que se impacta negativamente, en aproximadamente 700 m se le ha introducido cambios radicales en su lecho y riveras, convertido en canal cubierto para construir sobre ella una vía de circulación de vehículos automotores. Por otro lado, los ríos urbanos también se convierten en sistemas que reciben la escorrentía producto de las lluvias que ocurren en la ciudad (Walsh et al., 2005), siendo fuente importante de cambios, como es el caso del caudal (Walteros & Ramírez, 2020), aparte de ser vehículo por el cual ingresan un complejo de compuestos (Da Cruz & Ríos-Touma, 2018). En el centro histórico de la ciudad de Ayacucho, en estos últimos 10 años, se ha construido un sistema de drenaje que tiene como desfogue al río Alameda, tiene la función de captar la escorrentía producto de las precipitaciones pluviales, sin embargo, también es empleado para la disposición de residuos líquidos derivados de la actividad urbana y para la evacuación de aguas residuales, cuando el sistema colector sufre averías que es relativamente frecuente en la ciudad.

Para el ensamble de los macroinvertebrados en el río Alameda, se reporta un total de 33 taxones, los que son comúnmente reportados para ríos andinos

de América del Sur, es el caso de *Andesiops*, *Baetodes* (Ephemeroptera), *Leptohyphodes*, *Leptohyphes* (Ephemeroptera), *Aeshna* (Odonata), *Cladioperla* (Plecoptera), *Macrelmis* (Coleoptera) varios géneros dentro de la familia Chironomidae, así como pertenecientes a las familias Muscidae, Simuliidae, Syrphidae, Tabanidae, Tipulidae, que son reportados por (Custodio & Chanamé, 2016) para Perú, (Machado et al., 2018) para Ecuador, (Walteros et al., 2016) Colombia. A medida que la magnitud de degradación se va incrementando en un ecosistema acuático, su diversidad va disminuyendo (Pavé & Marchese, 2005; Portilla, 2015), lo que se cumple para el río estudiado. De un número de 29 taxones hallados para la zonas fuera del ámbito de la zona urbana, se reduce aproximadamente a un 45% para las zonas más influenciadas por la ciudad, semejante respuesta se observa en ríos ubicados al sur de Chile (Correa-Araneda et al., 2010). A nivel de familia también se observa la misma tendencia, con una reducción de aproximadamente el 58% desde las zonas con menor impacto urbano hasta las que presentan una mayor magnitud, cambios como consecuencia de las modificaciones radicales de las variables ambientales en aguas del río en un pequeño tramo, que supera a los rangos de tolerancia del componente mayoritario de los macroinvertebrados, desencadenando la respuesta poblacional de desaparecer (Margalef, 1994; Ramírez, 2005). Dentro de ese conjunto de componentes que son afectados negativamente, se hallan principalmente los taxones pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Tricoptera (Campbell, 1978; Hogg & Norris, 1991; Roy et al., 2003). Es el caso de los taxones correspondiente a la familia Baetidae, aunque muchos los consideran que pueden subsistir en medios ligeramente contaminados (Guerrero-Bolaño et al., 2003), Perlidae (Roldán-Pérez, 1999), Hidrobiosidae y

Hidroptilidae (Correa et al., 1981). Por otro lado, un componente minoritario del ensamble de los macroinvertebrados, hace de las condiciones modificadas medios adecuados para su presencia y desarrollo, es el caso de los taxones correspondientes a las familias Psychodidae, Syrphidae y Haplotaenidae (Alonso & Camargo, 2005; Camargo et al., 2004; Merritt et al., 2008), por lo que son consideradas como indicadores de aguas alteradas. Las características que pueda presentar el ensamble de los macroinvertebrados como respuesta a las condiciones de su hábitat son cuantificadas por los índices BMWP/Col y ABI, en base a los cuales se estima la calidad biológica del sistema, considerando solo la presencia y ausencia de familias de macroinvertebrados, conociendo que los procesos de degradación inciden sobre la desaparición y reemplazo de taxones (Roldán-Pérez, 1999; Ríos-Touma et al., 2014).

Los cambios en las características del ensamble, son objetivamente estimados por los índices BMWP/Col y ABI, materializados en el puntaje asignado a cada zona y en base al cual se determina una categoría de calidad fácilmente interpretable. La gradiente del impacto que recibe un río afectado por una ciudad determina la manifestación del síndrome de los ríos urbanos, por ello claramente la tendencia de disminución de los puntajes de los índices a mayor influencia negativa (Ríos-Touma et al., 2014). En ríos que reciben la influencia de centros urbanos, se observa que la calidad biológica disminuye desde buena a muy crítica, pasando por las categorías de aceptable, dudosa y crítica para BMWP/Col (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988); para el caso de ABI que tiene cuatro categorías, desde muy buena hasta mala (Alomía et al., 2017). En el tramo del río Alameda, se observa semejante tendencia, se distingue dos grupos de estaciones de muestreo, la primera que podría ser catalogada como

nada o poco alterada compuesta por las estaciones I, II y III (las dos primeras se hallan en el curso del río antes de su ingreso al área urbana y III ligeramente inmersa) y una segunda compuesta por las estaciones IV, V y VI. El primer grupo de estaciones son catalogadas entre aceptable y dudosa (incluso la I que se halla alejada de la ciudad) por el índice BMWP/Col y en la que se observa que las variables ambientales del agua asumen menores valores es el caso de la DBO, conductividad eléctrica y nutrientes; al segundo grupo, se les asigna categorías de calidad que van desde dudosa (equiparable al primer grupo) a muy crítica por el BMWP/Col. Como se observa, el BMWP/Col aparentemente no tiene la sensibilidad suficiente que permita diferenciar claramente esos dos grupos de estaciones. Caso contrario ocurre con ABI, al primer grupo les asigna categorías que bueno hasta regular, y al segundo entre malo a pésimo, claramente diferenciados y que es concordante con la tendencia observada en las variables ambientales del agua, por lo que estaría mostrando mayor sensibilidad en comparación con el BMWP/Col (Ríos-Touma et al., 2014; Rosero & Fossati, 2009). Lo descrito permite ver que el índice ABI, está recogiendo adecuadamente la información de las alteraciones introducidas al río Alameda expresada en las características del ensamble de los macroinvertebrados ya que es una adaptación del BMWP, en la que se agregó y eliminó algunas familias (incluye también algunas modificaciones del puntaje de tolerancia) considerando que es aplicable para ríos andinos que se hallan por encima de los 2 000 msnm (Acosta et al., 2009; Ríos-Touma et al., 2014).

Debido a la heterogeneidad de las condiciones ambientales en el cual se hallan los ríos en Sudamérica (Palmer & Poff, 2015), se considera que los índices a emplear con los cuales se pretenda estimar su calidad ambiental, deberían ser

adaptados y calibrados para cada microcuenca (Villamarín et al., 2013; Acosta et al., 2009), considerando la posibilidad de la variación de las características del ensamble de los macroinvertebrados, además de la variación de sus rangos de tolerancia. El análisis de componentes principales que involucra a las estaciones de muestreo en el río Alameda y familias, demuestra la relación que se establece de las familias Psychodidae, Haplotaenidae y Syrphidae con las estaciones más alteradas, donde los valores de DBO₅, conductividad eléctrica y nutrientes alcanzan sus valores máximos, coincidiendo con la afirmación de que son familias que se hallan en ambientes altamente contaminados por materia orgánica (Alonso & Camargo, 2005); sin embargo, esa relación no es claramente identificada entre las familias y las estaciones I, II y III, observándose una mayor dispersión de los puntos que los identifica, lo que nos estaría indicando la necesidad de desarrollar más investigaciones tendientes a asignar a las familias puntajes de tolerancia ajustados a las condiciones del río Alameda.

Se menciona que los índices de calidad biológica o ecológica miden la calidad de un río, de una manera global en comparación con las mediciones que recogen sus características fisicoquímicas, que son consideradas puntuales (Alba-Tercedor, 1996), esto se demuestra para el río Alameda, en la medida de la existencia de correlación bivariada de Spearman altamente significativas ($\alpha < 0.01$), para los valores de los índices empleados y las principales variables ambientales, por lo que se estaría demostrando que son sensibles a las variaciones de las variables ambientales (cloruros, conductividad eléctrica, turbidez, DBO₅, nutrientes), por lo tanto, demostrando su capacidad de recoger información del estado en el cual se encuentra (grado de alteración). También, demostrado está que la correlación (Spearman) entre los índices BMWP/Col y

ABI es altamente significativa, reflejando que el segundo es una adaptación del primero y también de la capacidad que tienen de recoger información del ensamble de los macroinvertebrados en un contexto de gradiente de contaminación; sin embargo, ABI ha demostrado tener una mayor sensibilidad y capacidad de discriminación cuando se trata de asignar una categoría de calidad biológica a lugares muy próximos.

El índice ABI, demuestra su factibilidad de ser usado en el río Alameda para estimar su calidad ecológica, coadyuvado por la presencia de una gradiente de alteración generada por la ciudad de Ayacucho; sin embargo, cuando la gradiente es tenue (como lo observado en las primeras estaciones de muestreo) la asociación de las familias de macroinvertebrados con las estaciones no es clara, siendo necesario el desarrollo de estudios que permita calibrar los puntajes de tolerancia.

Declaración de ética: Los autores declaran que están de acuerdo con esta publicación y que han realizado aportes que justifican su autoría; que no existe conflicto de intereses; y que se ha cumplido con los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Las fuentes de financiamiento son detalladas en la sección de agradecimientos.

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de Biodiversidad y Sistema de Información Geográfica (BioSIG) y al Centro de Investigaciones en Ecosistemas y Biodiversidad Acuática (CI-EBACUA) de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, por el apoyo logístico.

Resumen

Introducción: Los ecosistemas acuáticos de agua dulce están siendo alterados por el hombre, como los ríos que atraviesan aglomeraciones humanas, los que manifiestan el síndrome del río urbano. En Latinoamérica no se conoce mucho sobre los ríos y el comportamiento de la biota en estas condiciones. Los macroinvertebrados, como bioindicadores, pueden acercarnos a conocer más sobre el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, considerando que la altitud y otros factores locales influyen en su composición y abundancia, siendo necesario conocer sus particularidades por cuencas y microcuencas para su uso en la determinación de la calidad ecológica. **Objetivo:** Evaluar la calidad ecológica del río Alameda mediante el empleo de los índices BMWP/Col y ABI basados en macroinvertebrados acuáticos en relación a las características fisicoquímicas del agua afectada por la ciudad de Ayacucho. **Metodología:** Se establecieron seis estaciones de monitoreo en el curso del río Alameda, considerando su ubicación con respecto al área urbana de la ciudad de Ayacucho, antes (I y II), durante (III y IV) y después del centro urbano (V y VI). Se colectaron macroinvertebrados (red Surber) y agua cada 15 días, desde noviembre de 2019 hasta febrero de 2020. Los macroinvertebrados fueron identificados hasta género y familia, para estimar los índices BMWP/Col y ABI. Con la información de macroinvertebrados se realizó análisis de conglomerados, componentes principales (PCA) y comparación multivariadas no paramétricas (NPMANOVA) para identificar posibles diferencias entre estaciones de muestreo. Para las características fisicoquímicas se utilizó la prueba de Kruskal–Wallis ($\alpha=0.05$). Se utilizó la correlación Rho de Spearman para evaluar la

magnitud de la relación entre los índices y las variables ambientales. **Resultados y Discusión:** La dureza total, cloruros, alcalinidad total, conductividad, turbidez, DBO₅, sulfato, nitrato y fosfatos se incrementó desde la estación I a VI ($p < 0,05$), con excepción del pH y temperatura del agua. Se encontraron 33 taxones en 22 familias, nueve órdenes, y tres clases. El número de taxones y familias disminuyen de la estación I a VI, al igual que los puntajes de BMWP/Col y ABI ($p < 0,05$), con categorías de calidad que van desde aceptable (I, II y III) a crítica (IV, V y VI). El índice BMWP/Col, asigna la categoría dudosa a varias estaciones, mientras que el ABI, de bueno (I, II y III) a pésimo (V y VI). El coeficiente de correlación entre las puntuaciones de los dos índices con las principales variables ambientales es altamente significativo ($\alpha < 0,01$), siendo similar entre BMWP/Col y ABI. **Conclusiones:** Las ciudades son agentes de cambios negativos en los ríos andinos, caso del río Alameda, cuya calidad ecológica disminuye, variación que es detectada por los índices bióticos BMWP/Col y ABI, y está correlacionada con las principales variables ambientales medidas.

Palabras clave: ABI, BMWP, bioindicación, índices, síndrome de río urbano.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnética*, 28(1), 035-064.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los Ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almeria*, 2, 203-213.
- Alba-Tercedor, J., & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Helawell (1978). *Limnetica*, 4, 51-56.
- Alomía, J., Iannacone, J. A., Alvariño, L., & Ventura, K. (2017). Macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad de las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. *The Biologist (Lima)*, 15(1), 65-84. <https://doi.org/10.24039/rtb2017151144>
- Alonso, A., & Camargo, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Revista Ecosistemas*, 14(3), 87-99. <https://doi.org/10.7818/re.2014.14-3.00>
- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd. Ed.* Water Environment Federation, American Public Health Association, American Water Works Association.
- Bremer, L. L., Auerbach, D. A., Goldstein, J. H., Vogl, A. L., Shemie, D., Kroeger, T., Nelson, J. L., Benítez, S. P., Calvache, A., Guimarães, J., Herron, C., Higgins, J., Klemz, C., León, J., Sebastián Lozano, J., Moreno, P. H., Nuñez, F., Veiga, F., & Tiepolo, G. (2016). One size does not fit all: Natural infrastructure investments within the Latin American Water Funds Partnership. *Ecosystem Services*, 17, 217-236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.006>
- Camargo, J. A., Alonso, A., & De La Puente, M. (2004). Multimetric Assessment of Nutrient Enrichment in Impounded Rivers Based on Benthic Macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96(1), 233-249. <https://doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031730.78630.75>

- Campbell, I. C. (1978). A Biological Investigation of an Organically Polluted Urban Stream in Victoria. *Marine and Freshwater Research*, 29(3), 275-291. <https://doi.org/10.1071/mf9780275>
- Chaves, M. L., Costa, J. L., Chainho, P., Costa, M. J., & Prat, N. (2006). Selection and validation of reference sites in small river basins. *Hydrobiologia*, 573(1), 133-154. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0270-5>
- Correa, M., Machado, T., & Roldán, G. (1981). Taxonomía y ecología del orden Trichoptera en el departamento de Antioquia en diferentes pisos altitudinales. *Actualidades Biológicas*, 10(36), 35-48.
- Correa-Araneda, F., Rivera, R., Urrutia, J., De los Ríos, P., Contreras, A., & Encina Montoya, F. (2010). Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnética*, 29(2), 0183-0194.
- Custodio Villanueva, M., & Chanamé Zapata, F. C. (2016). Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria*, 7(1), 33-44. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2016.01.04>
- Czerniawska-Kusza, I. (2005). Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologica*, 35(3), 169-176. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2005.05.003>
- Da Cruz e Sousa, R., & Ríos-Touma, B. (2018). Stream restoration in Andean cities: Learning from contrasting restoration approaches. *Urban Ecosystems*, 21(2), 281-290. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0714-x>
- Domínguez, E., & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo.
- Elosegui, A. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (1.ª ed.). Fundación BBVA.
- EPSASA S.A. (2015). *Plan Maestro Optimizado 2015—2044*. Gerencia General. Comisión de Gestión del Plan Maestro Optimizado.
- Fernández Milan, B. (2017). Clean water and sanitation for all: Interactions with other sustainable development goals. *Sustainable Water Resources Management*, 3(4), 479-489. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0117-4>

- Gamarra Torres, O. A., Yalta Meza, J. R., Salas López, R., Alvarado Chuquizuta, L., & Oliva Cruz, S. M. (2018). Evaluación de la calidad ecológica del agua en la microcuenca El Chido e intermicrocuenca Allpachaca—Lindapa, Amazonas, Perú. *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 2(2), 49-59 Doi:10.25127/indes.201402.005. <https://doi.org/10.25127/indes.20142.75>
- Giller, P., & Malmqvist, B. (1998). *The Biology of Streams and Rivers*. UK: Oxford University Press.
- Guerrero-Bolaño, F., Manjarrés-Hernández, A., & Núñez-Padilla, N. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de pozo azul (Cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana*, 8(2), 43-55.
- Gutiérrez-Fonseca, P. E., & Ramírez, A. (2016). Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: Principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica*, 26(3), 433-441.
- Hogg, I. D., & Norris, R. H. (1991). Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. *Marine and Freshwater Research*, 42(5), 507-518. <https://doi.org/10.1071/mf9910507>
- Jacobsen, D., & Encalada, A. (1998). The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Archiv für Hydrobiologie*, 142(1), 53-70.
- Koop, S. H., & Leeuwen, C. J. (2017). The challenges of water, waste and climate change in cities. *Environment, development and sustainability*, 19(2), 385-418.
- Machado, V., Granda, R., & Endara, A. (2018). Análisis de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos para evaluar la calidad del agua del Río Sardinas, Chocó Andino Ecuatoriano. *Enfoque UTE*, 9(4), 154-167. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n4.369>
- Manzollilo, B. (2020). Uso de tecnologías limpias para el tratamiento de aguas residuales urbanas. *Tekhné*, 23(3), 11-20.

- Margalef, R. (ed). (1994). *Limnology now: A paradigm of planetary problems*. Elsevier Science BV. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2015023094>
- 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(1), 25-31.
- McDonald, R. I., Douglas, I., Revenga, C., Hale, R., Grimm, N., Grönwall, J., & Fekete, B. (2011). Global Urban Growth and the Geography of Water Availability, Quality, and Delivery. *Ambio*, 40(5), 437-446. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0152-6>
- McDonald, R., & Shemie, D. (2014). Urban Water Blueprint: Mapping conservation solutions to the global water challenge. *Nature Conservancy*.
- Meneses-Campo, Y., Castro-Rebolledo, M. I., & Jaramillo-Londoño, A. M. (2019). Comparación de la calidad del agua en dos ríos altoandinos mediante el uso de los índices BMWP/Col. Y ABI. *Acta Biológica Colombiana*, 24(2), 299-310. <https://doi.org/10.15446/abc.v24n2.70716>
- Merrit, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2008). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. (2.^a ed.). Kendall/Hunt Publishing Company.
- Meyer, J. L., Paul, M. J., & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 602-612. <https://doi.org/10.1899/04-021.1>
- Montgomery, M. A., & Elimelech, M. (2007). Water And Sanitation in Developing Countries: Including Health in the Equation. *Environmental Science & Technology*, 41(1), 17-24. <https://doi.org/10.1021/es072435t>
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., & Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *Clean – Soil, Air, Water*, 40(9), 926-932. <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>
- Palmer, M. A., & Poff, N. L. (2015). The Influence of Environmental Heterogeneity on Patterns and Processes in Streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 1. <https://doi.org/10.2307/1468249>

- Paredes, C., Iannacone, J., & Alvarino, 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.
- Pavé, P., & Marchese, M. (2005). Benthic invertebrates as indicators of water quality in urban rivers (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecologia Austral*, 15, 183-197.
- Portilla Arcos, N. K. (2015). Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Cascajosa—Garzón (Huila). *Revista Entornos*, 28(1), 56-73.
- Prat, N., & Rieradevall, M. (2011). Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. *Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona*, 7, 78.
- Ramírez, A., Rosas, K. G., Lugo, A. E., & Ramos-González, O. M. (2014). Spatio-temporal variation in stream water chemistry in a tropical urban watershed. *Ecology and Society*, 19(2). <https://www.jstor.org/stable/26269551>
- Ramírez González, A. R. (2005). *Ecología Aplicada*. U. Jorge Tadeo Lozano.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62, 249-273.
- Ríos-Touma, B., & Ramírez, A. (2019). Multiple Stressors in the Neotropical Region: Environmental Impacts in Biodiversity Hotspots. En *Multiple Stressors in River Ecosystems* (pp. 205-220). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00012-1>
- Rodríguez, D. J., Serrano, H. A., Delgado, A., Nolasco, D., & Saltiel, G. (2020). *From Waste to Resource: Shifting Paradigms for Smarter Wastewater Interventions in Latin America and the Caribbean*. World Bank. <https://doi.org/10.1596/33436>
- Rodríguez, J., & Martine, G. (2008). Urbanization in Latin America and the Caribbean: Experiences and lessons learned. *The New Global Frontiers: Urbanization, Poverty and Environment in the 21st Century*.
- Rodríguez-Olarte, D., Barrios Gómez, M., Marrero, C. J., & Marcó, L. M. (2017). *Río Turbio: Un síndrome urbano en la vertiente andina del Orinoco*. Ríos

- en riesgo de Venezuela*. (1.^a ed.). Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado.
- Roldán-Pérez, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23(88), 375-387.
- Roldán-Pérez, G. (2003). *La bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.
- Roldán-Pérez, Gabriel. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: Cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Romulo, C. L., Posner, S., Cousins, S., Hoyle Fair, J., Bennett, D. E., Huber-Stearns, H., Richards, R. C., & McDonald, R. I. (2018). Global state and potential scope of investments in watershed services for large cities. *Nature Communications*, 9(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06538-x>
- Rosero, D., & Fossati, O. (2009). Comparación entre dos índices bióticos para conocer la calidad del agua en ríos del páramo de Papallacta. *Índices Bióticos. AguAndes: GEUA, IRD*.
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Paul, M. J., Leigh, D. S., & Wallace, J. B. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 48(2), 329-346. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00979.x>
- Roy, Allison H., Capps, K. A., El-Sabaawi, R. W., Jones, K. L., Parr, T. B., Ramírez, A., Smith, R. F., Walsh, C. J., & Wenger, S. J. (2016). Urbanization and stream ecology: Diverse mechanisms of change. *Freshwater Science*, 35(1), 272-277. <https://doi.org/10.1086/685097>
- Skoulikidis, N. T. H., Gritzalis, K., & Kouvarda, T. H. (2002). Hydrochemical and ecological quality assessment of a mediterranean river system. *Fresenius Environmental Bulletin*, 4(1), 29-40.
- Tellman, B., McDonald, R. I., Goldstein, J. H., Vogl, A. L., Flörke, M., Shemie, D., Dudley, R., Dryden, R., Petry, P., Karres, N., Vigerstol, K., Lehner, B., &

- Veiga, F. (2018). Opportunities for natural infrastructure to improve urban water security in Latin America. *PLOS ONE*, 13(12), e0209470. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209470>
- Tomanova, S., & Tedesco, P. A. (2007). Body size, ecological tolerance and potential for water quality bioindication in the genus *Anacroneturia* (Plecoptera: Perlidae) from South America. *Revista de Biología Tropical*, 55, 67-81.
- UNKA, & KLEE. (2015). *Plan de descontaminación y recuperación integral de la calidad ambiental de la Microcuenca del Río Alameda, Ayacucho*. (p. 210). Gerencia Regional de Recursos Naturales y Gestión del Medio Ambiente. Gobierno Regional de Ayacucho.
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., & Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79-92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>
- Wade, J. S. (2012). The Future of Urban Water Services in Latin America. *Bulletin of Latin American Research*, 31(2), 207-221. <https://doi.org/10.1111/j.1470-9856.2011.00603.x>
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706-723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Walteros M., J., & Ramírez, A. (2020). Urban streams in Latin America: Current conditions and research needs. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), S13-S28. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68iS2.44330>
- Walteros Rodríguez, J. M., Castaño Rojas, J. M., & Marulanda Gómez, J. H. (2016). Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia. *Hidrobiológica*, 26(3), 359-371.
- Yépez Rosado, Á., Yépez Yanez, Á. B., Urdánigo Zambrano, J. P., Morales Cabezas, D. C., Guerrero Chuez, N. M., & TayHing Cajas, C. C. (2017). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad hídrica en

áreas de descargas residuales al río Quevedo: Ecuador. *Revista Ciencia y Tecnología*, 10(1), 27-34.

Zamora-Muñoz, C., & Alba-Tercedor, J. (1996). Bioassessment of Organically Polluted Spanish Rivers, Using a Biotic Index and Multivariate Methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(3), 332-352. <https://doi.org/10.2307/1467281>

ANEXO 1



Figuras 1 – 12. Macroinvertebrados acuáticos: 1. Baetidae, *Andesiops*. 2. Baetidae, *Baetodes*. 3. Leptohyphidae, *Leptohyphodes*. 4. Leptohyphidae, *Leptohyphes*. 5. Aeshnidae, *Aeshna*. 6. Gripopterygidae, *Claudioperla*. 7. Glossosomatidae, *Itaura*. 8. Hydrobiosidae, *Cailloma*. 9. Hydrobiosidae, *Atopsyche*. 10. Hydropsychidae, *Smicridea*. 11. Hydropsychidae, *Leptonema*. 12. Hydroptilidae, *Ochrotrichia*. (Escala= 1 mm).



Figuras 13 – 28. Macroinvertebrados acuáticos: 13. Chironomidae, *Dicortendipes*. 14. Chironomidae, *Alotanypus*. 15. Chironomidae, *Rheotanytarsus*. 16. Chironomidae, *Onconeura*. 17. Chironomidae, *Pentaneura*. 18. Chironomidae, *Cricotopus*. 19. Dolichopodidae, *Aphrosylus*. 20. Empididae, *Hemerodromia*. 21. Empididae, *Chelifera*. 22. Muscidae, *Limnophora*. 23. Muscidae, *Lispe*. 24. Psychodidae, 25. Simuliidae, 26. Syrphidae, 27. Tabanidae, *Tabanus* 28. Tipulidae, *Tipula*. (Escala= 1 mm).



Figuras 29 – 33. Macroinvertebrados acuáticos: 29. Elmidae, *Macrelmis*, 30. Lymnaeidae, 31. Physidae, 32. Lumbriculidae, 33. Haplotaxida. (Escala= 1 mm).



Figuras 34 – 39. Estaciones de muestreo: 34. Estación I - Puente Pérez, 35. Estación II - Puente Andamarca, 36. Estación III - Puente Alameda, 37. Estación IV - Puente Evitamiento, 38. Estación V - Antes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, 39. Estación VI - Puente Rumichaca.

ANEXO 2

Documento de aprobación del comité de ética




Constancia N° 122-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2019

El presidente del Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA) da constancia que el proyecto de investigación, cuyos datos se registran a continuación, ha sido **aprobado**.

Código de registro: **361-2019-PRE11**

Título: **Estimación de la calidad ambiental del río Alameda, Ayacucho, mediante el estudio de macrovertebrados bentónicos en periodo lluvioso**

Investigador(a): **Brenda Patricia Oré Fuentes**

La aprobación del proyecto de investigación implica que el documento presentado a evaluación cumple con los lineamientos de Universidad en materia de investigación y ética, los cuales se sustentan en la normativa internacional vigente.

En tal sentido, esta aprobación carecerá de valor si es que el proyecto de investigación arriba indicado es modificado de cualquier forma. Toda enmienda, añadido, eliminación o eventualidad (eventos adversos, etc.) posterior a la fecha de aprobación debe ser reportado al CIEI-AB-CIENTÍFICA.

La vigencia de la aprobación de este documento es de dieciocho (18) meses (**hasta el 04 de mayo del 2021**), periodo en el que puede desarrollarse el proyecto. Cualquier trámite para su renovación deberá ser enviado antes del término de la vigencia de este documento, debiendo suspenderse todo desarrollo hasta que la renovación sea aprobada.

Villa El Salvador, 05 de noviembre de 2019




Méd. Vet. Gianmarco Paolo Rojas Moreno
Presidente
Comité Institucional de Ética en Investigación
con Animales y Biodiversidad

Tel: 051 985 4101
www.cientifica.edu.pe

Campus
Gianmarco Sur
Av. 78 - Lima Sur

ANEXO 3

Resolución de aprobación de proyecto de tesis



RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N°203-2019-DACIA-DAFCA-CIENTIFICA

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES / CARRERA DE INGENIERIA AMBIENTAL

Lima 27 de noviembre del 2019

VISTO:
El informe de revisión independiente académica y la aprobación de un Comité de Ética del proyecto de tesis titulado: **Estimación de la calidad ambiental del río Alameda, Ayacucho, mediante el estudio de macroinvertebrados bentónicos en periodo lluvioso**, presentado por:

- **Oré Fuentes, Brenda Patricia**

CONSIDERANDO:
Que, de acuerdo al Reglamento General de la Universidad Científica del Sur y los reglamentos de pregrado para obtener el título profesional de **Ingeniera Ambiental** en la **Facultad de Ciencias Ambientales**, se debe desarrollar un trabajo de investigación.

Que, de acuerdo a la normativa vigente de la Universidad Científica del Sur, en uso de las atribuciones conferidas al Director Académico de Carrera.

SE RESUELVE:
Aprobar e inscribir el proyecto de tesis titulado: **Estimación de la calidad ambiental del río Alameda, Ayacucho, mediante el estudio de macroinvertebrados bentónicos en periodo lluvioso** con N° de registro: **361-2019-PRE11**, y establecer el inicio del periodo de ejecución del mencionado proyecto.

Nombrar al docente/colaborador **Carlos Emilio Carrasco Badajoz** como asesor para el desarrollo de la tesis en cuestión.

Regístrese, comuníquese y archívese,



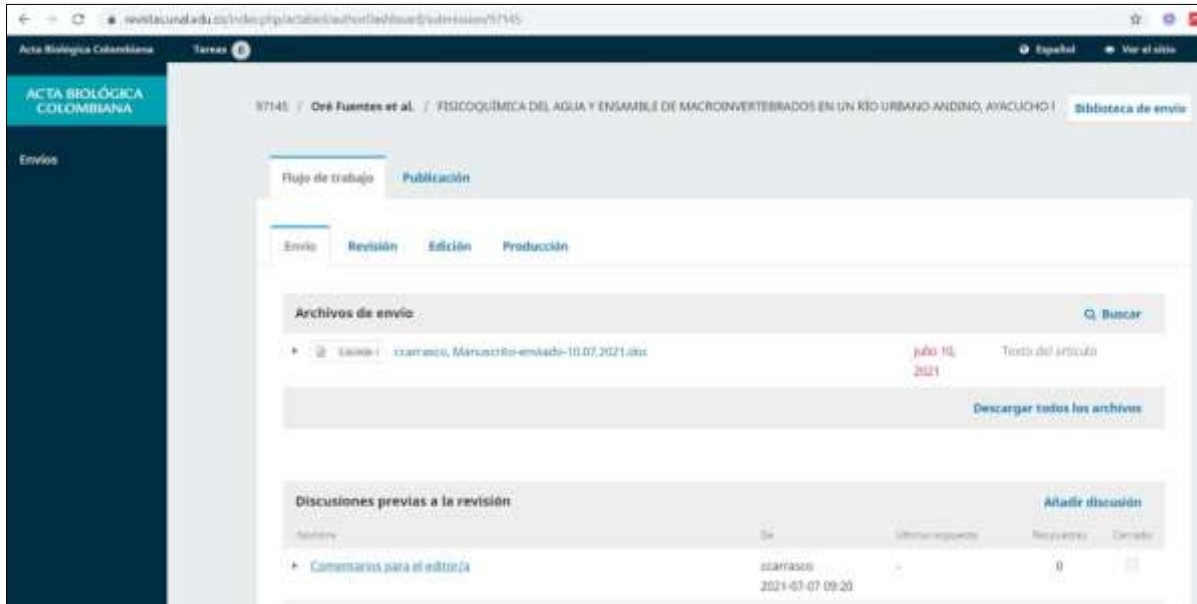
Mg. Gonzalo Francisco Flores Roca
Director Académico de Carrera
Ingeniería Ambiental

T: (51) 610 6400
0000 2
www.cientificasur.edu.pe

Campus
Parque Sur
Km 13 - Lima 42

ANEXO 4

Envío del manuscrito a través del portal de revistas de la Universidad Nacional de Colombia, a la revista Acta Biológica Colombiana (Oré Fuentes *et. al*)



Acuse de recibo del envío del manuscrito a la revista, el 10 de julio de 2021.

