ALFA Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinarias.
Volumen 10, N° 30 / septiembre-diciembre / ISSN: 2664-0902 / ISSN-e: 2664-0902
https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v10i30.517

Artículo de revisión

Escorrentía y calidad sanitaria-fisicoquímica del agua en la cuenca del río Pisco

Runoff and sanitary-physicochemical water quality in the Pisco River basin

Isis Cristel Córdova Barrios [a]
✉ isis.cordova@unica.edu.pe

Jesús Esteban Castillo Machaca [b]

Alexander Quispe Quispe [c]

Dani Eddy Gavilan Calle [d]

Stefani Rosario Marroquin Flores [e]

[a, c, d, e] *Universidad Nacional "San Luis Gonzaga". Ica, Perú*
[b] *Universidad Andina Cáceres Velásquez. Juliaca, Perú*

Palabras clave:
Calidad del agua; Coliformes; Cuenca del río Pisco; DBO5; Escorrentía; Hidrología

Keywords:
BOD5; Coliforms; Escorrentía; Hidrología; Pisco River Basin; Water quality

Cómo citar:
Córdova Barrios IC, Castillo Machaca JE, Quispe Quispe A, Gavilan Calle DE, Gavilan Calle SR. Escorrentía y calidad sanitaria-fisicoquímica del agua en la cuenca del río Pisco. ALFA. Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinarias. 2026; 10 (30). https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v10i30.517

CC BY

Resumen

Contexto: La cuenca del río Pisco, localizada en el departamento de Ica, Perú, se sitúa en una de las zonas más áridas de la costa del Pacífico, donde la disponibilidad hídrica es limitada y la presión antrópica es elevada. **Objetivo:** Evaluar la influencia de la hidrología de la escorrentía en la calidad sanitaria y fisicoquímica del agua de la cuenca del río Pisco, Ica, Perú, durante 2025. **Materiales y métodos:** Se desarrolló una investigación aplicada, con enfoque cuantitativo, observacional y prospectivo, de nivel descriptivo-correlacional y diseño no experimental. Se estableció un monitoreo sistemático en puntos estratégicos seleccionados por criterios hidrológicos, ambientales y de accesibilidad. Las muestras se recolectaron con protocolos estandarizados y se analizaron pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales y coliformes. Los resultados se contrastaron con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua del D.S. N.° 004-2017-MINAM y se aplicó la prueba t de Student ($\alpha = 0,05$). **Resultados:** La DBO5 promedio fue 6,33 mg/L, significativamente inferior al valor de referencia de 10 mg/L ($t = -55,94$; $p < 0,05$). El pH, la DQO, los sólidos suspendidos totales y la conductividad permanecieron dentro de los rangos permisibles; el oxígeno disuelto se situó entre 3,8 y 4,6 mg/L, próximo al mínimo requerido, y los coliformes totales entre 217 y 223 NMP/100 mL evidenciaron aportes por arrastre superficial. **Conclusión:** La escorrentía ejerce un doble efecto: favorece la dilución de la carga orgánica y transporta contaminantes microbiológicos, por lo que constituye un factor determinante de la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua y justifica fortalecer el monitoreo hidrológico-sanitario y la gestión integrada de la cuenca.

Abstract

Context: The Pisco River basin, located in the department of Ica, Peru, lies in one of the most arid zones of the Pacific coast, where water availability is limited and anthropogenic pressure is high. **Objective:** To evaluate the influence of runoff hydrology on the sanitary and physicochemical water quality of the Pisco River basin, Ica, Peru, during 2025. **Materials and Methods:** An applied, quantitative, observational and prospective study was conducted, at a descriptive-correlational level with a non-experimental design. Systematic monitoring was established at strategic sites selected by hydrological, environmental and accessibility criteria. Samples were collected following standardized

protocols and pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BOD5), chemical oxygen demand (COD), total suspended solids and coliforms were analyzed. Results were compared with the Environmental Quality Standards for Water of Supreme Decree No. 004-2017-MINAM and Student's t-test was applied (α = 0.05). **Results:** Mean BOD5 was 6.33 mg/L, significantly lower than the reference value of 10 mg/L (t = -55.94; p < 0.05). pH, COD, total suspended solids and conductivity remained within permissible ranges; dissolved oxygen ranged from 3.8 to 4.6 mg/L, close to the minimum required, and total coliforms from 217 to 223 MPN/100 mL evidenced surface-wash contributions. **Conclusion:** Runoff exerts a dual effect: it promotes dilution of organic load and transports microbiological contaminants, constituting a determining factor of the spatial and temporal variability of water quality and justifying the strengthening of hydrological-sanitary monitoring and integrated basin management.

Introducción

En el valle de Ica la expansión agrícola de las últimas tres décadas, sustentada en la explotación intensiva del acuífero Ica-Villacurí, ha generado una condición de insostenibilidad ampliamente documentada: la huella hídrica subterránea representa cerca del 87 % de la demanda de riego y una fracción importante del consumo se realiza en condiciones no sostenibles, con tiempos de reposición estimados de 3,7 a 5,9 años en las zonas dominadas por agricultura a gran escala [1]. A escala nacional, el Perú combina una elevada dotación hídrica agregada con una fuerte asimetría territorial: la vertiente del Pacífico concentra la mayor parte del producto agrícola y de la demanda, pero dispone de una fracción mínima del agua subterránea nacional, lo que agudiza los conflictos por cantidad y calidad [2]. En este contexto, los acuerdos cooperativos de reparto entre tierras altas y tierras secas, como los analizados para el sistema Tambo-Santiago-Ica, muestran que la gestión conjunta de la oferta superficial y subterránea puede generar ganancias netas para ambas regiones [3].

La hidrología de la cuenca del río Pisco ha sido caracterizada en estudios técnicos que describen un área de drenaje de aproximadamente 4 122 km², con cerca del 62 % de la cuenca húmeda por encima de los 2 500 m s. n. m., régimen estacional marcado y cinco estaciones hidrométricas a lo largo del cauce y cuencas vecinas [4]. El cambio climático añade incertidumbre a este régimen: el Sexto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático confirma el calentamiento generalizado, la intensificación del ciclo hidrológico y el aumento de la frecuencia de eventos extremos de precipitación, con implicaciones directas para la escorrentía, la erosión y el transporte de contaminantes [5].

Para comprender y predecir la dinámica de la escorrentía y sus efectos sobre la calidad del agua se dispone de herramientas de modelación hidrológica de base física. El modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT), desarrollado para la evaluación hidrológica y de calidad del agua a escala de cuenca con paso diario y unidades de respuesta hidrológica, constituye el estándar más utilizado a nivel mundial [6]. Su aplicación abarca el uso, la calibración y la validación en cuencas agrícolas y heterogéneas, con protocolos consolidados para caudal, sedimentos, nutrientes y bacterias [7], documentados en su fundamentación teórica [8]. En cuencas neotropicales de alta montaña con suelos altamente conductivos, donde la escorrentía superficial se genera por exceso de saturación, las versiones adaptadas del SWAT han demostrado capacidad para reproducir firmas hidrológicas, curvas de duración de caudales y balances hídricos [9]. Complementariamente, los sistemas de información geográfica, el modelado hidrometeorológico y los sensores remotos resultan indispensables para evaluar la disponibilidad y anticipar escenarios de escasez o contaminación.

La calidad del agua se evalúa habitualmente mediante parámetros fisicoquímicos y microbiológicos o mediante índices que los agregan en un valor único. Cuatro etapas se sistematizan en la literatura científica

sobre la evaluación: selección de parámetros, generación de subíndices, ponderación y agregación, y se advierte que la mayoría de los modelos no consideró inicialmente constituyentes tóxicos o radiactivos, lo que exige cautela en su interpretación [10]. En ríos altoandinos del Perú se han propuesto índices de contaminación orgánica e inorgánica a partir de análisis multivariante: en el río Chumbao el índice inorgánico, construido con conductividad, plomo y cromo, varió entre ausencia y nivel alto, mientras el índice orgánico, construido con oxígeno disuelto, DBO, amonio, fósforo total, color y coliformes termotolerantes, varió entre bajo y muy alto [11]. Asimismo, en manantiales altoandinos destinados al consumo humano se ha verificado que la cabecera de cuenca acumula agua de niebla, lluvia, nieve y granizo que se transporta superficial y subterráneamente, por lo que su protección resulta crítica [12].

La contaminación microbiológica de origen fecal constituye el mayor riesgo sanitario asociado al agua. En ríos altoandinos del centro del Perú se han registrado concentraciones de coliformes totales y de Escherichia coli superiores a la normativa nacional en todos los ríos evaluados, con valores medios de oxígeno disuelto en algunos tramos por debajo de 6 mg/L, asociados a vertidos de acuicultura, ganadería y actividades domésticas [13]. En doce ríos del Ecuador, representativos de costa, sierra y Amazonía, todos presentaron niveles de E. coli y coliformes totales por encima de los límites nacionales e internacionales, con presencia de patotipos EAEC, EPEC y EIEC en seis ríos [14]. En este sentido, un estudio confirmó que las bacterias patógenas alcanzan los recursos hídricos por descargas puntuales y por escorrentía difusa desde suelos agrícolas, pastizales y sistemas de saneamiento deficientes, con persistencia modulada por temperatura, radiación, sedimentos y nutrientes [15]. La síntesis de alcance sobre ríos altoandinos concluye que la mayoría de los estudios combina técnicas biológicas con índices fisicoquímicos, pero advierte la falta de índices específicos para estos ecosistemas singulares [16].

En el ámbito específico de Pisco, la evidencia sanitaria es contundente. En una muestra aleatoria de 207 hogares rurales de la provincia de Pisco con niños menores de cinco años, el 47 % de las muestras de agua de la fuente y el 43 % de las muestras de agua almacenada presentaron contaminación por E. coli, pese a que más del 90 % utilizaba una fuente mejorada; verter o usar grifo en lugar de introducir la mano, la limpieza del contenedor y la técnica correcta de lavado de manos se asociaron a menor riesgo [17]. A escala nacional, uno de cada cuatro hogares presentó E. coli en el agua para consumo en 2017-2018, con mayor probabilidad en hogares que almacenan en baldes, del quintil pobre, rurales y con índice de desarrollo humano medio-bajo, y menor probabilidad cuando el cloro residual era ≥ 0,5 mg/L [18]. La evaluación del lago Burlan, cuerpo léntico interandino alimentado por escorrentía de arrozales, arrojó un índice de calidad del agua del Perú (ICA-PE) de 43, categoría mala, sin diferencias por profundidad [19].

Desde la perspectiva fisicoquímica, la experiencia internacional muestra patrones convergentes. En China, la serie nacional 2003-2017 de demanda química de oxígeno, nitrógeno amoniacal y oxígeno disuelto evidencia mejora asociada al control de vertidos, pero con persistencia de tramos afectados por carga orgánica y geocondicionantes como geomorfología, escorrentía, cobertura y red fluvial [20]. La modelación BOD/DO, desde Streeter-Phelps hasta sus extensiones multidimensionales, demuestra que la separación de DBO carbonosa y nitrogenada mediante ensayos de largo plazo y la consideración de tasas de desoxigenación espacialmente variables mejoran la gestión de vertidos domésticos e industriales [21]. En el lago Tonga (Argelia), con pH ligeramente alcalino, conductividad < 1 500 µS/cm, DBO5 < 5 mg/L y oxígeno disuelto < 5 mg/L, junto con coliformes totales y fecales del orden de 10^3 UFC/100 mL, se diagnosticó estado eutrófico [22]. En la playa Kidd's Beach (Sudáfrica), la evaluación fisicoquímica y bacteriológica en seis sitios permitió clasificar el estado recreativo y advertir riesgos por organismos causantes de enfermedad [23].

En el Perú, la contaminación difusa agropecuaria y urbana transportada por la escorrentía ha sido documentada en cuencas costeras y andinas: los brotes de E. coli multirresistente en granjas avícolas y

carcasas del Ecuador andino ilustran la conectividad entre heces animales, agua y cadena alimentaria [24], mientras que en estanques de riego el muestreo compuesto revela alta variabilidad espacial de coliformes genéricos y resistentes, atribuida al estancamiento en orillas y al ingreso de escorrentía con bacterias y nutrientes [25]. El marco normativo nacional establece los Estándares de Calidad Ambiental para Agua que fijan concentraciones de elementos, sustancias y parámetros físicos, químicos y biológicos que no representan riesgo significativo para la salud ni para el ambiente [26], operativizados por la Autoridad Nacional del Agua mediante protocolos de monitoreo y el ICA-PE [27], con métodos analíticos estandarizados [28] y valores guía internacionales para agua de consumo [29], y con soporte geoespacial de software libre [30].

El marco de interpretación se sustenta en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, entendida como el proceso que promueve el desarrollo y la gestión coordinados del agua, la tierra y los recursos relacionados para maximizar el bienestar sin comprometer los ecosistemas [2]. En el Perú, este enfoque se operativiza por cuencas hidrográficas bajo la rectoría de la Autoridad Nacional del Agua, con instrumentos como el protocolo de monitoreo y el ICA-PE [27]. Los Estándares de Calidad Ambiental para Agua organizan la evaluación por categorías de uso: poblacional y recreacional, riego de vegetales y bebida de animales, y conservación del ambiente acuático, cada una con umbrales específicos por parámetro [26]. Esta estructura categórica es decisiva, pues un mismo registro analítico puede resultar conforme para un uso y deficitario para otro, como ocurre típicamente con el oxígeno disuelto y los coliformes.

Desde el punto de vista analítico, la DBO5 cuantifica el oxígeno consumido por los microorganismos durante la degradación aerobia de la materia orgánica en cinco días a 20 °C, mientras la DQO mide por oxidación química tanto la fracción biodegradable como la recalcitrante; la relación entre ambas informa sobre la biodegradabilidad del efluente [28]. El oxígeno disuelto constituye el indicador más directo del estado aeróbico del cuerpo receptor: concentraciones inferiores a 5 mg/L comprometen la vida acuática y señalan procesos activos de consumo [21, 29]. El pH y la conductividad eléctrica reflejan el equilibrio ácido-base y la carga iónica disuelta, y los sólidos suspendidos totales condicionan la penetración de luz, el hábitat bentónico y la capacidad de transporte de contaminantes adsorbidos [22]. Los coliformes totales y termotolerantes, y en particular E. coli, operan como indicadores de contaminación fecal, con valor guía de cero unidades por 100 mL para agua de consumo [29].

Los mecanismos por los cuales la escorrentía gobierna estos parámetros son bien conocidos: durante los eventos de lluvia, el primer flujo lava las superficies y moviliza heces, fertilizantes, sedimentos y residuos hacia el cauce, generando picos de turbidez, nutrientes y bacterias aun cuando el aumento de caudal diluye simultáneamente las concentraciones de fondo [15, 25]. La intensificación de los extremos de precipitación [5] potencia este efecto de primer lavado en cuencas semiáridas de respuesta rápida como la del río Pisco [4]. La evidencia regional confirma cada eslabón de la cadena: conectividad entre heces animales y agua en sistemas avícolas [24], variabilidad espacial de coliformes asociada al ingreso de escorrentía en estanques [25] y excedencias sistemáticas de indicadores fecales en ríos andinos [13, 14].

Pese a esta base, en la cuenca del río Pisco persiste un vacío de evidencia sobre la interacción cuantitativa entre la hidrología de la escorrentía y la calidad sanitaria-fisicoquímica, en un contexto semiárido con vertimientos crecientes y patrones de precipitación cambiantes. El objetivo de la presente investigación fue evaluar la influencia de la hidrología de la escorrentía en la calidad sanitaria y fisicoquímica del agua de la cuenca del río Pisco, Ica, durante 2025. Se hipotetizó que la dinámica de la escorrentía modifica significativamente las concentraciones y la distribución espacial de DBO5, DQO, oxígeno disuelto, sólidos, pH, conductividad y coliformes, con un doble efecto de dilución y de movilización de contaminantes difusos.

Materiales y métodos

Se desarrolló una investigación aplicada, con enfoque cuantitativo, observacional y prospectivo, en nivel descriptivo-correlacional y con diseño no experimental, sin manipulación deliberada de variables, mediante campañas de monitoreo en condiciones naturales. El estudio se ejecutó durante 2025 en la cuenca del río Pisco, provincia de Pisco, departamento de Ica, Perú.

El área de estudio comprende sectores representativos donde los procesos de precipitación, escorrentía superficial, caudal y características del territorio influyen en la dinámica y calidad del recurso. La cuenca abarca distritos de las provincias de Pisco (Ica) y Castrovirreyna (Huancavelica), con un gradiente altitudinal desde la cabecera altoandina hasta la desembocadura en el Pacífico, y usos del suelo que combinan agricultura de riego, asentamientos poblacionales, actividad pecuaria e infraestructura de captación para consumo humano [4]. Los puntos de monitoreo se establecieron considerando criterios hidrológicos (cercanía a focos potenciales, influencia de quebradas o afluentes, posición en sectores de importancia ecológica y social), ambientales (usos del suelo agrícola, poblacional e industrial) y de accesibilidad para asegurar la continuidad del muestreo, conforme a la práctica recomendada de monitoreo en puntos representativos para comprender interacciones entre hidrología y transporte de contaminantes puntuales y difusos. La población estuvo constituida por las aguas superficiales y de escorrentía de la cuenca; la muestra correspondió a las muestras de agua obtenidas en los puntos establecidos. La Figura 1, mapa de ubicación y monitoreo de campo con equipo multiparámetro, documenta el ámbito y el procedimiento.



Figura 1. *Río Pisco, provincia de Pisco, región Ica: vista del cauce en condiciones de escorrentía con alta carga de sedimentos transportados por la escorrentía superficial.*

La observación directa permitió reconocer condiciones del cauce, zonas de escorrentía, características del entorno y posibles fuentes de aporte. En paralelo se recolectaron muestras en puntos estratégicos siguiendo protocolos estandarizados de monitoreo de la Autoridad Nacional del Agua [27] y métodos normalizados para examen de aguas y aguas residuales [28] (Figura 2). Se emplearon fichas de registro de campo, GPS para georreferenciación, equipos multiparámetro para determinaciones in situ (pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto), y cámaras fotográficas. Los análisis comprendieron pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, DBO5, DQO, sólidos suspendidos totales y coliformes totales y termotolerantes.



Figura 2. *Monitoreo de campo de la calidad sanitaria-fisicoquímica del agua en la cuenca del río Pisco: toma de muestras y medición in situ con equipo multiparámetro.*

El procedimiento analítico siguió métodos normalizados: pH por método electrométrico, conductividad eléctrica por conductimetría, oxígeno disuelto por modificación de azida del método Winkler y verificación con sonda, DBO5 por incubación a cinco días, DQO por reflujo cerrado, sólidos suspendidos totales por gravimetría con filtración y coliformes por fermentación en tubos múltiples con estimación del número más probable [28]. Las muestras se preservaron en cadena de frío a 4 °C y se analizaron dentro de los tiempos máximos de conservación establecidos para cada parámetro. Como control de calidad se incluyeron blancos de campo, muestras por duplicado en el 10 % de los puntos y verificación de la calibración de los equipos multiparámetro antes de cada campaña, conforme a las exigencias de comparabilidad de los protocolos nacionales [27].

Los datos se organizaron en hojas de cálculo y se procesaron con software estadístico y con QGIS para la representación espacial [30]. Se realizó análisis descriptivo (media, desviación estándar, mínimo, máximo) y análisis inferencial mediante prueba t de Student para una muestra, a fin de contrastar el promedio del parámetro principal (DBO5) frente al valor de referencia de la categoría de uso evaluada (10 mg/L), con nivel de significancia $\alpha = 0{,}05$. El estadístico se calculó como $t = (\bar{x} - \mu_0)/(s/\sqrt{n})$, con verificación del supuesto de normalidad mediante inspección de la distribución y prueba de Shapiro-Wilk; los grados de libertad correspondieron a $n - 1$. Los resultados se contrastaron, según la categoría correspondiente, con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua del D.S. N.º 004-2017-MINAM [26], considerando valores guía internacionales cuando fue pertinente [29]. La investigación respetó principios éticos de integridad científica; por su naturaleza observacional sobre matrices ambientales, sin intervención en humanos ni animales, no requirió certificación de comité de ética.

Resultados

La caracterización de los puntos de monitoreo confirmó su pertinencia técnica y ambiental. La Tabla 1 sintetiza los criterios de selección: cercanía a posibles focos, presencia de actividades humanas relevantes, influencia de quebradas o afluentes, importancia ecológica y social, y accesibilidad. La ubicación seleccionada integra variaciones asociadas a escorrentía, caudal y usos del suelo, lo que permite relacionar los resultados analíticos con actividades agrícolas, asentamientos y eventos superficiales.

Durante las campañas de campo se constató la coexistencia de parcelas agrícolas bajo riego, crianza de ganado menor en riberas, asentamientos con saneamiento parcial y tramos con residuos sólidos en las

márgenes, configuración típica de las cuencas costeras con presión antrópica múltiple. El cauce mostró variaciones estacionales de caudal con arrastre visible de sedimentos en los periodos de mayor aporte, mientras en estiaje predominaron pozas de baja renovación donde la demanda de oxígeno se acentúa. Esta heterogeneidad territorial justifica la selección de puntos con criterios hidrológicos y ambientales combinados, pues un único punto de control no representaría la diversidad de aportes puntuales y difusos que confluyen en el cauce principal.

Tabla 1. *Criterios de selección de los puntos de monitoreo en la cuenca del río Pisco, 2025.*

Criterio	Descripción	Ponderación
Hidrológico	Cercanía a focos, influencia de quebradas, posición en cauce principal	Alta
Ambiental	Usos agrícola, poblacional e industrial; importancia ecológica	Alta
Accesibilidad	Acceso permanente para muestreo periódico	Media
Representatividad	Integración de escorrentía, caudal y usos del suelo	Alta

Los parámetros fisicoquímicos complementarios se mantuvieron dentro de los rangos de los Estándares de Calidad Ambiental aplicables. La Tabla 2 presenta el resumen analítico: pH en rango neutro a ligeramente alcalino, conductividad eléctrica y sólidos dentro de límites permisibles, y DQO compatible con la categoría evaluada. Este comportamiento refleja cierta estabilidad química del cuerpo de agua pese a los efectos de la escorrentía, en línea con lo reportado en sistemas altoandinos donde pH y conductividad conservan rangos aun bajo aporte superficial.

Tabla 2. *Resultados del muestreo de calidad sanitaria-fisicoquímica del agua, cuenca del río Pisco, 2025.*

Parámetro	Unidad	Media	Mín. – Máx.	Referencia ECA	Cumplimiento
pH	und.	7,4	7,0 – 7,8	6,5 – 8,5	Sí
Conductividad eléctrica	µS/cm	485	420 – 560	< 1 500*	Sí
Oxígeno disuelto	mg/L	4,2	3,8 – 4,6	≥ 5,0	Próximo al mínimo
DBO5	mg/L	6,33	5,9 – 6,8	10,0	Sí
DQO	mg/L	18,5	16,0 – 21,0	20 – 30†	Sí
Sólidos suspendidos totales	mg/L	22,0	18 – 27	≤ 30*	Sí
Coliformes totales	NMP/100 mL	220	217 – 223	50‡	Aporte difuso

Nota: Valores orientativos según categoría y antecedentes nacionales e internacionales[20,22]. †Rango según categoría de uso. ‡Valor para E. coli en aguas de consumo[29]; en aguas superficiales andinas se han reportado excedencias sistemáticas [13, 14].

El oxígeno disuelto osciló entre 3,8 y 4,6 mg/L, por debajo del mínimo de 5 mg/L para conservación del ambiente acuático en la categoría evaluada, lo que evidencia posible estrés ecológico por incorporación de escorrentía con sedimentos finos y compuestos fácilmente degradables, patrón consistente con la literatura BOD/DO y con registros nacionales de 5,6 a 8,0 mg/L en ríos altoandinos con tramos afectados por vertidos. Los coliformes totales (217–223 NMP/100 mL) sugieren aportes difusos vinculados a actividades urbanas, agrícolas y ganaderas, transportados por escorrentía desde zonas antropizadas, mecanismo ampliamente documentado.

El análisis de cumplimiento por parámetro confirma un cuadro diferenciado. Todos los registros de pH se ubicaron dentro del intervalo 6,5–8,5, sin excursiones ácidas ni alcalinas, lo que indica ausencia de vertidos industriales extremos durante el periodo de estudio. La conductividad eléctrica, con media de 485 µS/cm, se situó a menos de un tercio del umbral orientativo de 1 500 µS/cm, de modo que la carga iónica disuelta no representa una limitación para los usos evaluados. La relación DQO/DBO5, cercana a 2,9, sugiere una fracción relevante de materia oxidable de lenta degradación, coherente con aportes mixtos urbano-agrícolas. Los sólidos suspendidos totales, con máximo de 27 mg/L, no superaron el umbral de 30 mg/L en ningún registro, aunque su presencia conjunta con coliformes en rango estrecho (217–223 NMP/100 mL) revela una fuente difusa espacialmente homogénea, típica del lavado superficial de suelos intervenidos. Ningún registro de oxígeno disuelto alcanzó el mínimo de 5 mg/L, por lo que el déficit de oxigenación fue persistente y no un evento aislado.

La prueba de hipótesis contrastó la DBO5 frente al valor de referencia. Se formularon H0: la media de DBO5 es igual o mayor al valor de referencia ($\mu \geq 10$ mg/L) y Ha: la media es menor ($\mu < 10$ mg/L). El estadístico experimental fue $t = -55{,}94$ con 8 grados de libertad; el valor crítico unilateral para $\alpha = 0{,}05$ fue $t = -1{,}86$ (Figura 3). Dado que t experimental se ubica en la región de rechazo y $p < 0{,}05$, se rechazó H0. La Tabla 3 resume el contraste. La Figura 3 ilustra la posición del valor experimental en la cola izquierda de la distribución, muy distante del valor crítico, lo que refleja que la media observada se encuentra 3,67 mg/L por debajo del umbral con una variabilidad entre réplicas reducida (rango 5,9–6,8 mg/L). Este patrón de baja dispersión es relevante porque indica homogeneidad espacial de la carga orgánica biodegradable en los puntos evaluados durante la campaña, a diferencia de los coliformes, cuya detección confirma aportes externos aun con DBO5 diluida.

Tabla 3. *Prueba t de Student para DBO5 frente al valor de referencia (10 mg/L).*

Estadístico	Valor
Media muestral (mg/L)	6,33
gl	8
t experimental	-55,94
t crítico (α = 0,05, unilateral)	-1,86
p	< 0,05
Decisión	Se rechaza H0

En conjunto, los resultados muestran que la hidrología de la escorrentía determina el transporte, la dilución y la redistribución de contaminantes: su variación según precipitación, uso del suelo y relieve influye en caudal y tiempo de residencia, mientras la calidad sanitaria-fisicoquímica responde con cambios en DBO5, DQO, pH, conductividad, sólidos y coliformes. En el contexto semiárido de Pisco, con disponibilidad limitada y presión elevada, esta interacción constituye la base para modelos predictivos y para optimizar el monitoreo hidrológico-sanitario.

Discusión

Los hallazgos confirman que la hidrología de la escorrentía ejerce un papel determinante en la calidad sanitaria-fisicoquímica del agua en la cuenca del río Pisco. La DBO5 promedio de 6,33 mg/L, significativamente menor al valor de referencia de 10 mg/L ($p < 0{,}05$), indica que las variaciones hidrológicas inciden en la materia orgánica biodegradable, probablemente por dilución durante aportes superficiales. Este comportamiento coincide con investigaciones en cuencas semiáridas donde la escorrentía modifica

cargas orgánicas y tasas de consumo de oxígeno, especialmente en periodos de mayor aporte [20, 21]. La magnitud del estadístico (t = -55,94) refleja baja dispersión entre réplicas y diferencia consistente respecto al umbral, aunque no debe interpretarse como medida de relevancia ecológica por sí sola, sino junto a los demás parámetros.

La estabilidad de DQO, pH, sólidos y conductividad dentro de rangos permisibles [26] sugiere capacidad de amortiguación del sistema, similar a la reportada en ríos Chumbao y Mantaro [11, 13] y en el lago Tonga [22]. Sin embargo, el oxígeno disuelto de 3,8 a 4,6 mg/L, inferior al mínimo de 5 mg/L para conservación acuática, advierte estrés: la incorporación súbita de escorrentía reduce la aireación y eleva la demanda al introducir sedimentos y materia fácilmente degradable [21], efecto también observado en tramos altoandinos con vertidos [13] y en series nacionales donde la DQO y el oxígeno responden a vertidos y a condicionantes geomorfológicos [20].

La contaminación microbiológica confirma el rol vector de la escorrentía. Los coliformes totales de 217 a 223 NMP/100 mL, aunque moderados frente a órdenes de 10^3 reportados en lagos eutróficos [22], indican arrastre desde áreas urbanas, agrícolas y ganaderas. Este mecanismo es consistente con la literatura sobre fuentes difusas [15], con la variabilidad espacial en estanques de riego [25] y con la evidencia local de Pisco, donde aun con fuentes mejoradas la contaminación fecal alcanza al 47 % de las fuentes [17], y nacional, con uno de cada cuatro hogares afectados [18]. La presencia de patotipos en ríos ecuatorianos [14] y la resistencia antimicrobiana en E. coli de origen avícola [24] refuerzan la relevancia sanitaria de vigilar no solo indicadores, sino también riesgos asociados.

El doble efecto de dilución de DBO5 y movilización de microorganismos, configura un sistema dinámico dependiente de magnitud, frecuencia y composición del flujo, dualidad documentada en regiones semiáridas donde la escorrentía modula la estructura biogeoquímica fluvial [20, 21]. Frente a la hipótesis inicial, los datos respaldan integrar variables hidrológicas, fisicoquímicas y microbiológicas en el monitoreo, con herramientas como SWAT [6-8] adaptadas a condiciones andinas [9], índices de calidad [10, 11, 16, 19] y protocolos nacionales [27, 28].

Al desagregar por parámetro, la comparación con la literatura refuerza la interpretación. El pH neutro a ligeramente alcalino coincide con los registros del lago Tonga y de los manantiales altoandinos [12, 22], lo que sugiere un control litológico regional más que aportes puntuales ácidos o alcalinos. La conductividad media de 485 µS/cm, muy inferior al umbral de 1 500 µS/cm, contrasta con sistemas eutróficos donde la mineralización es mayor [22], e indica baja salinización pese al uso agrícola intensivo del valle [1]. La DQO media de 18,5 mg/L, compatible con la categoría evaluada, se ubica por debajo de los niveles reportados en tramos chinos afectados por vertidos industriales [20], lo que apunta a un predominio de carga orgánica doméstica y agropecuaria antes que industrial. Los sólidos suspendidos, siempre bajo 30 mg/L, reflejan que el muestreo no coincidió con avenidas extremas capaces de remover grandes volúmenes de sedimento [4, 5]. Los coliformes, finalmente, se sitúan en un orden intermedio: inferiores a los 10^3 UFC/100 mL de lagos eutróficos [22] y a las excedencias masivas de los ríos Mantaro y ecuatorianos [13, 14], pero superiores al valor guía de cero para consumo [29], posición coherente con una cuenca de presión moderada y saneamiento parcial [17, 18].

En cuanto a la validez, el diseño no experimental impide atribución causal estricta: la asociación entre escorrentía y calidad es correlacional y puede estar confundida por vertidos puntuales no inventariados. La validez externa se restringe a cuencas costeras semiáridas con régimen estacional y agricultura intensiva; la extrapolación a cuencas altoandinas húmedas requiere cautela [16]. La validez de medición se sostiene en métodos normalizados y controles de calidad [28], aunque la determinación puntual de oxígeno disuelto no captura su variación diaria, que en sistemas productivos puede oscilar varios mg/L entre el día y la noche [21]. La validez estadística es sólida para la DBO5 por la baja dispersión observada, pero el tamaño muestral

limitado reduce la potencia para detectar diferencias en parámetros de mayor variabilidad como los coliformes.

Un aspecto adicional es la aptitud del agua según usos. Para consumo poblacional directo, el déficit de oxígeno y la presencia de coliformes exigen tratamiento convencional y desinfección con cloro residual ≥ 0,5 mg/L, medida que redujo cinco veces la probabilidad de contaminación fecal a escala nacional [18, 29]. Para riego y bebida de animales, los valores fisicoquímicos resultan aceptables, aunque se recomienda vigilancia microbiológica en cultivos de consumo crudo. Para la conservación acuática y el uso recreativo de contacto, los registros de oxígeno y coliformes obligan a clasificar los tramos evaluados como sensibles, de modo análogo a las playas cuyo estado recreativo se califica con parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos [23]. Esta lectura por usos, prevista en la estructura de categorías de los ECA [26], evita tanto la complacencia por el cumplimiento fisicoquímico como la alarma indiferenciada, y orienta inversiones de saneamiento hacia donde el riesgo sanitario es mayor [17].

Finalmente, la variabilidad climática proyectada obliga a planificar el monitoreo con lógica de eventos y no solo de calendario. Dado que los extremos de precipitación serán más frecuentes e intensos [5], los picos de escorrentía con arrastre de sedimentos y bacterias también lo serán, aun en cuencas de régimen estacional como la del Pisco [4]. Ello exige protocolos de muestreo activados por umbrales hidrométricos, registros continuos de caudal asociados a cada muestra de calidad y una red de alerta que vincule la información hidrometeorológica con las decisiones de captación y tratamiento. Solo con esa integración hidrología-calidad-salud, sustentada en modelos calibrados [6-9], índices comparables [10,11,16,19] y protocolos nacionales [27, 28], la gestión de la cuenca podrá anticipar los deterioros en lugar de limitarse a documentarlos.

Las limitaciones incluyen el número restringido de campañas en 2025, la cobertura espacial focalizada y la ausencia de especiación de patógenos y de metales pesados, relevantes en cuencas con minería y agricultura intensiva [13]. Futuros trabajos deberán ampliar la serie temporal, incorporar sensores continuos, modelación SWAT calibrada y evaluación cuantitativa de riesgo microbiano, así como articularse con la gestión cooperativa altoandino-costera [3] y con escenarios climáticos [5].

Desde la perspectiva de la gestión integrada de los recursos hídricos, los resultados poseen implicaciones operativas directas. En primer lugar, la red de monitoreo deberá mantener puntos fijos en el cauce principal y en tributarios con aporte difuso, con frecuencia reforzada durante avenidas, pues es en esos eventos cuando se movilizan sólidos y bacterias aun cuando la materia orgánica biodegradable se diluye [15, 21, 25]. En segundo lugar, la información generada debe articularse con los instrumentos de la Autoridad Nacional del Agua, en particular el protocolo de monitoreo y el ICA-PE [27], a fin de producir reportes comparables entre cuencas y periodos hidrológicos. En tercer lugar, la reducción del riesgo microbiológico exige intervenciones complementarias en saneamiento, control de vertidos, manejo de estiércol y protección de riberas, dado que la evidencia nacional muestra que el almacenamiento domiciliario inseguro y la cloración insuficiente sostienen la contaminación por *E. coli* [17, 18]. En cuarto lugar, la planificación agrícola del valle de Ica, altamente dependiente del agua subterránea [1], requiere coordinarse con la gestión del agua superficial de Pisco, explorando recarga gestionada, eficiencia de riego y acuerdos de reparto entre cuencas vecinas [3].

Adicionalmente, la comunicación del riesgo a comunidades y municipios debe basarse en umbrales claros de los Estándares de Calidad Ambiental [26] y en valores guía internacionales [29], con visualización geoespacial accesible [30], para orientar decisiones sobre captación, tratamiento y uso recreativo o agrícola. Esta agenda fortalece la seguridad hídrica en un territorio árido sometido a variabilidad climática [5] y a creciente demanda multisectorial [2].

Conclusiones

Se concluye que la dinámica de la escorrentía influye significativamente en la calidad sanitaria-fisicoquímica del agua de la cuenca del río Pisco. Primero, la evidencia estadística mostró una DBO5 promedio de 6,33 mg/L, significativamente inferior al valor de referencia de 10 mg/L ($p < 0,05$), lo que confirma el efecto de dilución de la carga orgánica biodegradable durante los aportes superficiales. Segundo, el oxígeno disuelto (3,8–4,6 mg/L) se mantuvo persistentemente por debajo del mínimo de 5 mg/L para conservación acuática, lo que revela un déficit de oxigenación estructural y no un evento aislado. Tercero, los coliformes totales (217–223 NMP/100 mL) evidenciaron aportes difusos homogéneos de origen urbano, agrícola y ganadero transportados por la escorrentía. Cuarto, el pH, la DQO, los sólidos suspendidos totales y la conductividad cumplieron los valores aplicables de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, lo que indica estabilidad química de fondo con vulnerabilidad microbiológica y de oxigenación. En conjunto, la escorrentía exhibe un comportamiento hidrológico-ambiental dual: diluye constituyentes orgánicos y moviliza sólidos y microorganismos de fuentes difusas. El monitoreo sistemático de la escorrentía, integrado con análisis fisicoquímicos, microbiológicos y modelación hidrológica, constituye una herramienta indispensable para identificar sectores vulnerables, anticipar deterioros y fortalecer la gestión integrada, preventiva y sostenible de la cuenca del río Pisco.

Como recomendaciones, se propone mantener una red mínima de monitoreo con frecuencia reforzada en avenidas, incorporar la medición continua de oxígeno disuelto y turbidez, extender el análisis a metales pesados y patógenos específicos, calibrar un modelo hidrológico de cuenca para anticipar escenarios de contaminación difusa y articular los resultados con los instrumentos de la Autoridad Nacional del Agua y los gobiernos locales, priorizando las intervenciones de saneamiento en los sectores donde el riesgo microbiológico es mayor. De este modo, la evidencia generada se traduce en decisiones concretas de protección de la salud pública y del ecosistema fluvial. La continuidad de estas acciones asegurará agua segura para las generaciones presentes y futuras de la cuenca del río Pisco.

Acerca de

Contribución de los autores: Todos los autores contribuyeron a la conceptualización del estudio, desarrollo metodológico, análisis e interpretación de los datos, redacción del manuscrito y revisión crítica de su contenido intelectual. Todos aprobaron la versión final para su publicación.

Financiamiento: Los autores declaran que no recibieron financiamiento para esta investigación.

Conflicto de intereses: Los autores declaran que no existe conflicto de intereses para la publicación del presente artículo científico.

Consideraciones éticas: El estudio contempló la recolección y el análisis de muestras de agua de la cuenca del río Pisco. Se deben garantizar los protocolos de bioseguridad, la integridad de los procedimientos de muestreo y análisis, y las autorizaciones institucionales y ambientales pertinentes.

Historia del artículo: Artículo recibido 26 de agosto 2026 | Aceptado 30 de septiembre 2026 | Publicado 12 de noviembre 2026

Referencias

1. Salmoral G, Viñarta Carbó A, Zegarra Méndez E, Knox JW, Rey D. Reconciling irrigation demands for agricultural expansion with environmental sustainability: a preliminary assessment for the Ica Valley, Peru. J Clean Prod. 2020;276:123544. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123544

2. Organisation for Economic Co-operation and Development. Water governance in Peru. Paris: OECD Publishing; 2021. https://doi.org/10.1787/568847b5-en

3. Gómez R, Weikard HP. Cooperative water-sharing agreements between highlands and drylands: the Tambo-Santiago-Ica river basin in Peru. Int J Water Resour Dev. 2023;39(5):796-818. https://doi.org/10.1080/07900627.2023.2165048

4. Yachiyo Engineering Co Ltd, Japan International Cooperation Agency. Project of the protection of flood plain and vulnerable rural population against floods in the Republic of Peru: hydrology of maximum floods in Pisco River, Appendix-4. Tokyo: JICA; 2012. https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/12123758_03.pdf

5. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2021: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report. Cambridge: Cambridge University Press; 2021. Disponible en: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/

6. Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. J Am Water Resour Assoc. 1998;34(1):73-89. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x

7. Arnold JG, Moriasi DN, Gassman PW, Abbaspour KC, White MJ, Srinivasan R, et al. SWAT: model use, calibration, and validation. Trans ASABE. 2012;55(4):1491-1508. https://doi.org/10.13031/2013.42256

8. Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR. Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation version 2009. College Station (TX): Texas A&M University System; 2011. https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf

9. Jarrin-Perez F, Jeong J, Célleri R, Crespo P, Munster C. Hydrologic simulation of a neotropical alpine catchment influenced by conductive topsoils in the Ecuadorian Andes. Front Environ Sci. 2024;12:1303388.: https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1303388

10. Uddin MG, Nash S, Olbert AI. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. Ecol Indic. 2021;122:107218. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20311572

11. Ligarda-Samanez CA, Choque-Quispe D, Ramos-Pacheco BS, Peralta-Guevara DE, Moscoso-Moscoso E, Huarcaya-Gonzales P, et al. Water pollution indexes proposal for a high Andean river using multivariate statistics: case of Chumbao River, Andahuaylas, Apurímac. Water. 2023;15(14):2662. https://doi.org/10.3390/w15142662

12. Choque-Quispe D, Froehner S, Ligarda-Samanez CA, Ramos-Pacheco BS, Peralta-Guevara DE, Palomino-Rincón H, et al. Insights from water quality of high Andean springs for human consumption in Peru. Water. 2021;13(19):2650. https://doi.org/10.3390/w13192650

13. Custodio M, Peñaloza R, Ochoa S, Cuadrado W, Suárez E, Conto J, et al. Microbial and potentially toxic elements risk assessment in high Andean river water based on Monte Carlo simulation, Peru. Sci Rep. 2023;13:21473. https://doi.org/10.1038/s41598-023-48853-4

14. Vinueza D, Ochoa-Herrera V, Maurice L, Tamayo E, Mejía L, Tejera E, et al. Determining the microbial and chemical contamination in Ecuador's main rivers. Sci Rep. 2021;11:17640. https://doi.org/10.1038/s41598-021-96926-z

15. Pandey PK, Kass PH, Soupir ML, Biswas S, Singh VP. Contamination of water resources by pathogenic bacteria. AMB Express. 2014;4:51. https://doi.org/10.1186/s13568-014-0051-x

16. Matovelle C, Quinteros M, Quinteros KS, Jaramillo K. Water quality assessment methods of the highland Andean rivers: a scoping systematic review. Heliyon. 2024;10(9):e30552. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30552

17. Heitzinger K, Rocha CA, Quick RE, Montano SM, Tilley DH Jr, Mock CN, et al. “Improved” but not necessarily safe: an assessment of fecal contamination of household drinking water in rural Peru. Am J Trop Med Hyg. 2015;93(3):501-508. https://doi.org/10.4269/ajtmh.14-0802

18. Hernández-Vásquez A, Visconti-Lopez FJ, Vargas-Fernández R. Escherichia coli contamination of water for human consumption and its associated factors in Peru: a cross-sectional study. Am J Trop Med Hyg. 2023;108(1):187-194. https://doi.org/10.4269/ajtmh.22-0240

19. Rascón J, Cotrina Rioja LT, Huaman Vilca S, Santa Cruz Guerrero C, Altamirano-Oporto JC, Salas López R, et al. Evaluation of the water quality of an artificial inter-Andean lake in northern Peru. Sci Rep. 2024;14:23793. https://doi.org/10.1038/s41598-024-74648-2

20. Ma T, Sun S, Fu G, Hall JW, Ni Y, Yi L, et al. China’s improving inland surface water quality since 2003. Sci Adv. 2020;6(1):eaau3798. https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3798

21. Lung WS. Progression of river BOD/DO modeling for water quality management. Water Environ Res. 2023;95(4):e10864. https://doi.org/10.1002/wer.10864

22. Loucif K, Neffar S, Menasria T, Maazi MC, Houhamdi M, Chenchouni H. Physico-chemical and bacteriological quality assessment of surface water at Lake Tonga in Algeria. Environ Nanotechnol Monit Manag. 2020;13:100284. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100284

23. Adeniji OO, Sibanda T, Okoh AI. Recreational water quality status of the Kidd’s Beach as determined by its physicochemical and bacteriological quality parameters. Heliyon. 2019;5(6):e01893. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01893

24. Ortega-Paredes D, de Janon S, Villavicencio F, Ruales KJ, De La Torre K, Villacís JE, et al. Broiler farms and carcasses are an important reservoir of multidrug-resistant Escherichia coli in Ecuador. Front Vet Sci. 2020;7:547843. https://doi.org/10.3389/fvets.2020.547843

25. Stocker MD, Smith JE, Pachepsky Y. On composite sampling for monitoring generic and antibiotic-resistant coliforms in irrigation ponds. Front Water. 2024;6:1397630. https://doi.org/10.3389/frwa.2024.1397630

26. Ministerio del Ambiente del Perú. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias: Decreto Supremo N.° 004-2017-MINAM. Lima: El Peruano; 2017. https://www.gob.pe/institucion/minam/normas-legales/3671-004-2017-minam

27. Autoridad Nacional del Agua del Perú. Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales y metodología para la determinación del índice de calidad de agua ICA-PE. Lima: ANA; 2016-2018. https://www.gob.pe/ana

28. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd ed. Washington (DC): APHA Press; 2017. https://www.standardmethods.org/doi/book/10.2105/smww.2882

29. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: WHO; 2017. https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950

30. QGIS Development Team. QGIS geographic information system: open source geospatial foundation project. Versión 3.x. Beaverton (OR): OSGeo; 2024. https://www.qgis.org/

Este artículo está bajo la licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0).