

## **Fuentes de contaminación estacionales en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas, Perú**

### **Seasonal sources of pollution in the Utcubamba river basin, region of Amazonas, Peru**

***Oscar Andrés Gamarra Torres, Miguel Angel Barrena Gurbillón,  
Elgar Barboza Castillo, Jesús Rascón Barrios & Fernando Corroto***

Instituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva, Universidad Nacional Toribio  
Rodríguez de Mendoza de Amazonas, Calle Higos Urco n° 342-350, 356, Chachapoyas, PERÚ.

***Luis Alberto Taramona Ruiz***

Unidad de Investigación y Extensión Universitaria, Universidad Le Cordon Bleu, Avenida Salaverry n° 3180,  
Magdalena del Mar, Lima, PERÚ.

## Resumen

Existe creciente necesidad de evaluar la calidad del agua para proteger la salud pública. La investigación se realizó en el río Utcubamba, afluente de la cuenca del Alto Marañón, localizado por completo en la región Amazonas, Perú. Se establecieron 43 estaciones de muestreo a lo largo de toda la cuenca hidrográfica del río, que fueron evaluadas en dos temporadas: lluviosa y seca. Se evaluaron 19 parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, cuyos resultados se emplearon para determinar las posibles fuentes de contaminación del sistema, siendo los residuos agropecuarios y domésticos, la presencia de vertederos ilegales y canteras y la ausencia de bosques de galería las principales actividades y factores que afectan a la calidad del agua. Por otra parte, variables como CE, DUR, T, TB, CF, CLO, CT, EC y EF mostraron diferencias significativas entre tramos de cuenca, mientras que CE, OD, TB, CT y EC lo hicieron entre temporadas de muestreo. Finalmente, se establecieron correlaciones significativas entre los parámetros microbiológicos, que indicaron el origen orgánico de la contaminación; entre parámetros fisicoquímicos como TB, CE, NITRA y FOSFA que mostraron el origen agrícola de los efluentes, y entre DUR y ALCA, resultado de la contaminación de origen geológico natural del área de estudio.

**Palabras clave:** calidad de agua, tramos de cuenca, temporada, sistemas hídricos, correlaciones.

## Abstract

There is an increasing need to assess the quality of water to protect public health. The research was conducted on the Utcubamba River, a tributary of the Alto Marañón basin, located entirely in the region of Amazonas, Peru. A total of 43 sampling stations were established throughout the river basin, which were evaluated in two seasons: rainy and dry. Nineteen physicochemical and microbiological parameters were evaluated, whose results were used to determine the possible sources of contamination of the system. Agricultural and domestic waste, the presence of illegal landfills and quarries and the absence of riparian forests are the main activities and factors that affect water quality. Likewise, variables such as CE, DUR, T, TB, CF, CLO, CT, EC and EF showed significant differences between sections of basin, while CE, OD, TB, CT and EC showed differences between seasons of sampling. Finally, significant correlations were established between the microbiological parameters, which indicated the organic origin of the contamination; between physicochemical parameters such as TB, CE, NITRA and FOSFA that showed the agricultural origin of the effluents, and between DUR and ALCA, as a result of the contamination from a natural geological origin in the study area.

**Keywords:** water quality, basin sections, season, water systems, correlations.

**Citación:** Gamarra, O.; M. Barrena; E. Barboza; J. Rascón; F. Corroto & L. Taramona. 2018. Fuentes de contaminación estacionales en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas, Perú. *Arnaldoa* 25(1): 179-194. doi: <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.251.25111>

## Introducción

El agua del río es un recurso hídrico vital vulnerable a la contaminación (Wang *et al.*, 2014). La calidad del agua superficial en una región está establecida por procesos naturales (tasa de precipitación, procesos de erosión, erosión del suelo) y antropogénicas (doméstica, industrial y agrícola) (Hooda *et al.*, 2000; Milomanovic, 2007; Kibena *et*

*al.*, 2014; Karabulut *et al.*, 2016). La relación entre calidad del agua de uso humano y la salud pública, está ampliamente reconocida (Pal *et al.*, 2014). En este sentido, el aumento de la contaminación de ecosistemas hídricos provoca que estos recursos naturales se conviertan en inadecuados para el uso primario y/o secundario de la población (Sangani *et al.*, 2015).

Asimismo, uno de los problemas más críticos de los países en desarrollo es el incorrecto manejo de desechos y su eliminación en el ambiente (Kanu & Achi, 2011). Puesto que los ríos constituyen los principales recursos hídricos para el abastecimiento doméstico, industrial y de riego, es imprescindible para prevenir y controlar la contaminación de los mismos obtener información sobre la calidad del agua (Singh *et al.*, 2005). En el control de esta contaminación y la gestión de los recursos hídricos, es preciso identificar las fuentes de contaminación y sus contribuciones desde un punto de vista fisicoquímico, como consecuencia de las actividades agropecuarias; y microbiológico, de origen animal y humano.

En la última década han aumentado los estudios realizados en cuencas altoandinas de Perú, enfocados en su mayoría en parámetros fisicoquímicos y biológicos (e.g. Acosta *et al.*, 2009; Villamarín *et al.*, 2013). Sin embargo, hasta el momento poco se sabe sobre la influencia y el origen específico de los contaminantes en los procesos ecológicos y la dinámica de las aguas corrientes en distintos territorios del país.

El río Utcubamba es un importante afluente del río Marañón. Las poblaciones de la Región Amazonas-Perú de Leymebamba, Chachapoyas, Pedro Ruíz Gallo, Bagua Grande, Cajaruro, El Milagro y Bagua, con una población total que supera los 150 000 habitantes (INEI, 2008), son los principales asentamientos urbanos a orillas del río, o con influencia directa sobre el mismo. Las actividades antropogénicas que influyen en la calidad del agua del río derivan de la ganadería (bovina y porcina), extracción de materiales de cantera, eliminación de aguas residuales domésticas sin tratamiento, vertederos incontrolados, y uso de fertilizantes y plaguicidas en agricultura,

principalmente en las tierras bajas (García-Huamán *et al.*, 2011; Chávez *et al.*, 2016). El actual crecimiento urbano en la región y su repercusión en la disponibilidad y la contaminación del recurso hídrico para la salud pública derivada de la calidad del agua, viene marcada por la población afectada, lo que justifica la necesidad de priorizar en el estudio de indicadores de contaminación en el principal ecosistema hídrico presente.

Por estas razones, este estudio trata de la determinación de las características cualitativas y cuantitativas del agua en la cuenca del río Utcubamba, la detección de las principales fuentes de contaminación de la misma, y la búsqueda de las correlaciones más significativas entre las variables.

## Material y métodos

### Área de estudio

El río Utcubamba nace en el cerro Punta de Arena, en la provincia de Chachapoyas, a una altitud de 4130 m.s.n.m. Atraviesa seis de las siete provincias de la región Amazonas, recorriendo una distancia de unos 250 km antes de fusionarse con el río Chinchipe y el propio Marañón, en el denominado Pongo de Rentema (provincia de Bagua), a 360 m.s.n.m. (Fig. 1). Ocupa un área de 6650,07 km<sup>2</sup>, donde los ríos Sonche, Jucusbamba, Naranjos, Tingo y La Peca son sus principales afluentes.

### Estaciones de muestreo

Se establecieron 43 estaciones de muestreo adaptando y siguiendo la metodología de Freshwater Ecology and Management para la evaluación del estado ecológico de los ríos Mediterráneos (Prat *et al.*, 2012).

La recolección y análisis de las muestras de agua se realizó entre los años 2014 y 2015,

en dos campañas de muestreo. El reparto de estas campañas se estableció en función del régimen de lluvias anual en la región, de tal forma, que la primera se realizó en la temporada de lluvias (marzo de 2015), y la segunda en la estación seca (agosto de 2015).

Para la determinación de los parámetros fisicoquímicos del agua, en la toma de muestras se siguió el protocolo de monitoreo de la calidad de los recursos hídricos establecido por la Dirección General de Salud Ambiental del Perú (DIGESA, 2007), mientras que, para el análisis de las variables fisicoquímicas y microbiológicas se hizo lo propio con los procedimientos APHA (2012). La temperatura del agua (T), el pH, la conductividad eléctrica (CE), el oxígeno disuelto (OD) y la turbidez (TB) se determinaron *in situ* utilizando un equipo multiparamétrico portátil pH/Cond/OX HL680 Versatile, y un turbidímetro portátil 2100Q, respectivamente. Por otra parte, fueron colectadas muestras en los recipientes correspondientes para el posterior análisis en laboratorio de las siguientes variables: nitratos (NITRA), nitritos (NITRI), fosfatos (FOSFA), sulfatos (SULFA), amonio (AMO), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno en 5 días (DBO<sub>5</sub>), alcalinidad (ALCA), cloruros (CLO), dureza (DUR), coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), *Escherichia coli* (EC), y estreptococos fecales (EF). La elección de estos parámetros fue determinada en función de las posibles fuentes de contaminación presentes en la región, entre las que no se encuentra la actividad minera, por lo que fue desechado el análisis de metales pesados derivados de esta actividad.

### Análisis de datos

Para observar la variación de los datos por tramo de cuenca (alto, medio y bajo) y

entre temporadas de muestreo se presentan los resultados de las estaciones de muestreo pertenecientes al cauce principal en forma de gráficas. De igual manera, se usaron los resultados obtenidos en las estaciones de muestreo situadas en los afluentes del río Utcubamba, sin embargo, su efecto se tuvo en cuenta en relación a la búsqueda del origen de las fuentes de contaminación.

Teniendo en cuenta la gran diferencia existente en cuanto a la incidencia de las fuentes de contaminación a lo largo de toda la cuenca del río Utcubamba, se utilizó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis para establecer diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre los tres tramos de cuenca, así como, entre las dos épocas de muestreo. La prueba de Kruskal-Wallis ha sido ampliamente utilizada en la identificación de diferencias entre datos asimétricos en la calidad del agua en estudios previos (Yu *et al.*, 1993; Cain *et al.*, 2004; Miserendino *et al.*, 2011; Bohrerova *et al.*, 2016). Es preciso exponer, que los tramos de la cuenca se dividieron en función de la altitud a la que se localizaron, de tal forma, que el tramo alto englobó estaciones de muestreo (EM) de la 1 a la 6 (mayores a 2000 m.s.n.m), el tramo medio de la 7 a la 26 (entre 1000 y 2000 m.s.n.m.), y el tramo bajo de la 27 a la 43 (menores de 1000 m.s.n.m.).

Estas pruebas fueron evaluadas mediante el programa Statistix 8.0.

Finalmente, se realizó una correlación de Pearson ( $p < 0,01$ ) para establecer la relación lineal en el comportamiento de las medias de los parámetros microbiológicos y fisicoquímicos.

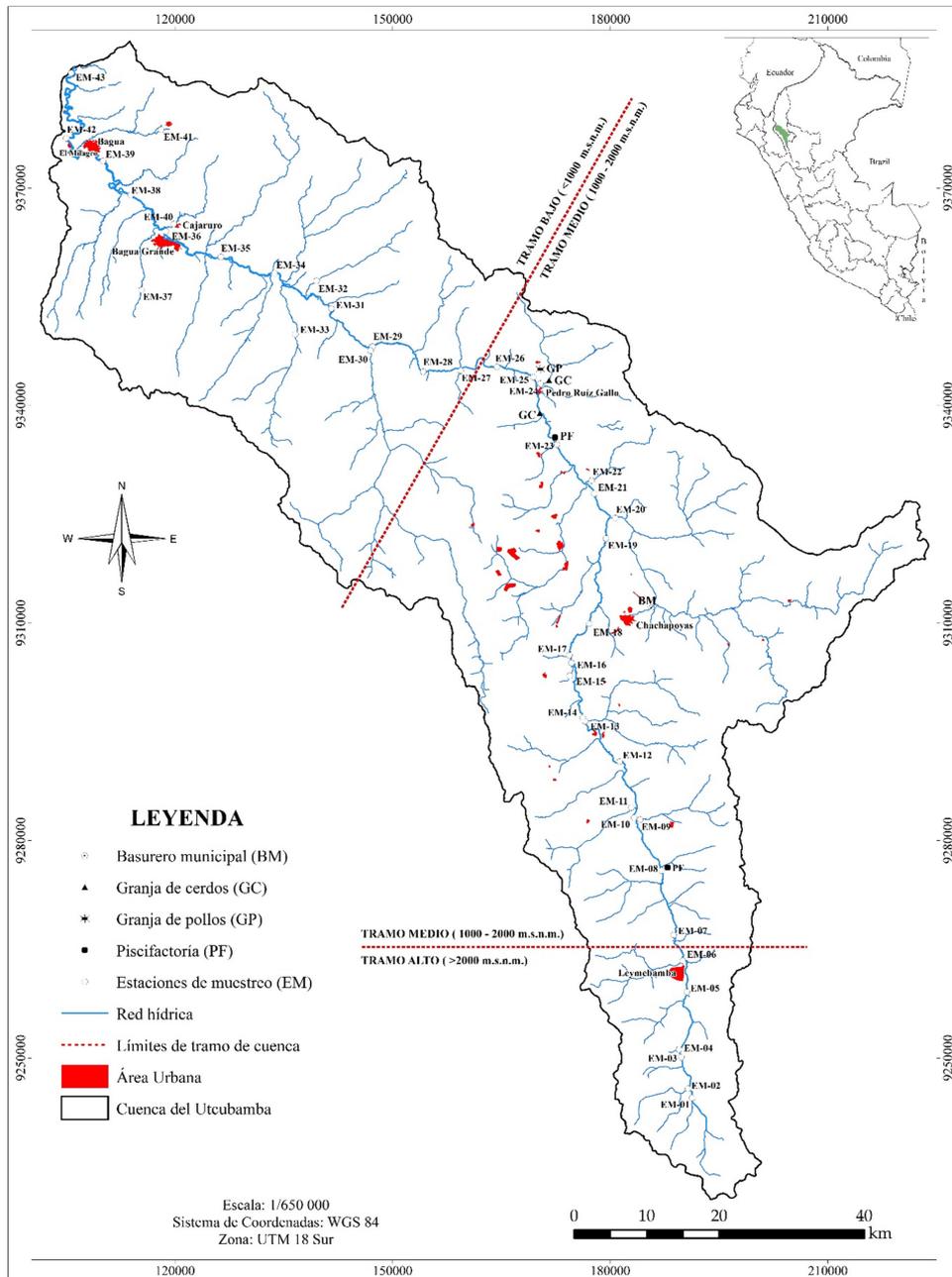


Fig. 1. Localización de las estaciones de muestreo en la cuenca del río Utcubamba, entre la temporada de lluvias y la seca, previa estandarización de los datos. Para estos análisis se usó el software Past 3.0 (Hammer *et al.* 2001)."

## Resultados y discusión

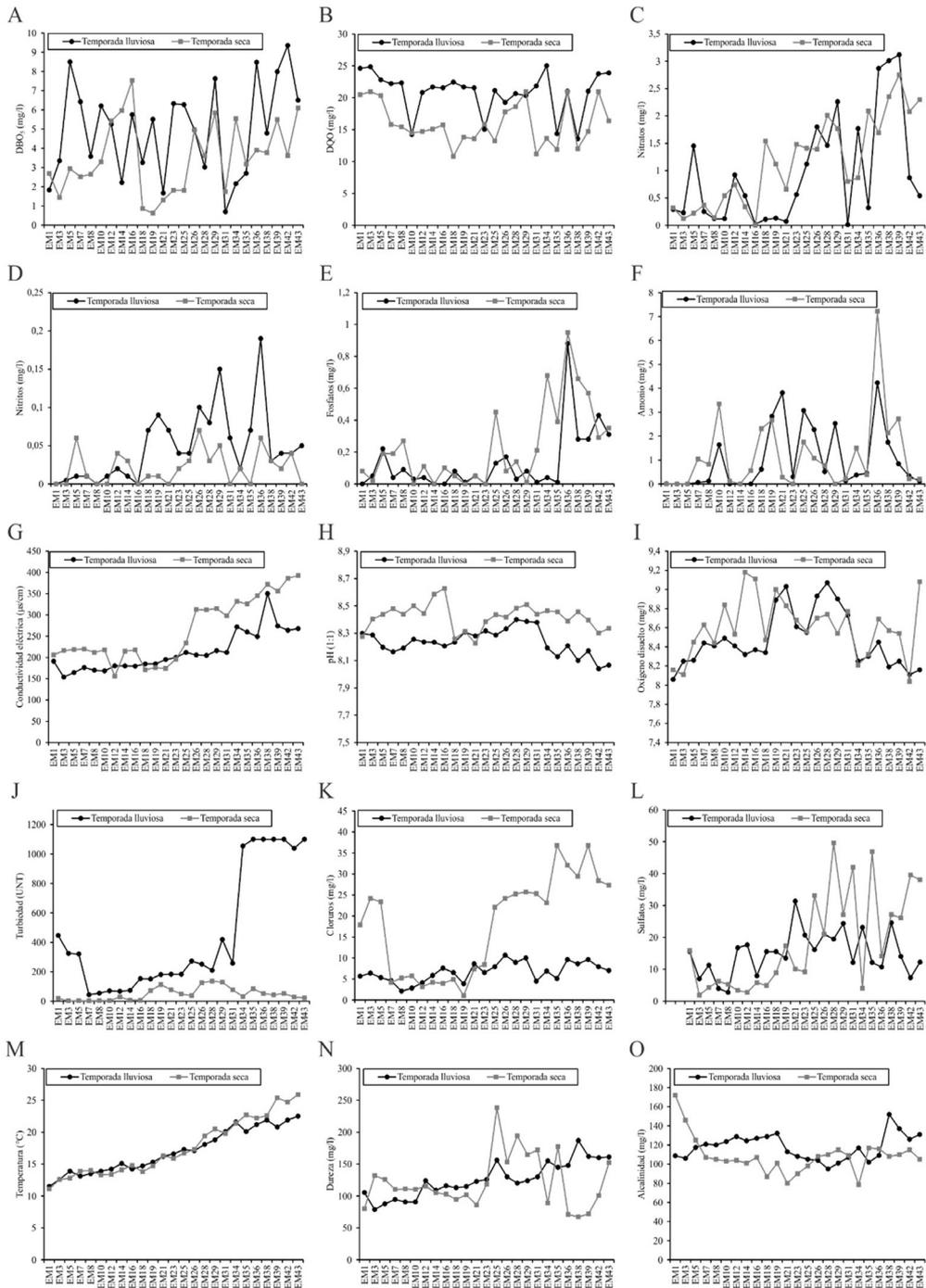
Fuentes de contaminación fisicoquímica y microbiológica del agua

Las variaciones anuales en la concentración de  $\text{DBO}_5$  en las 43 estaciones de muestreo a lo largo de la cuenca del río Utcubamba mostraron una tendencia a descender su concentración de la época húmeda a la época seca (Fig. 2A). Los valores superiores presentados en la época de lluvias pueden ser debido al aumento en la erosión y arrastre de materiales por escorrentía derivado de estas (Rodríguez-Arias & Silva Benavides, 2015). Se aprecia un pico con un valor muy superior en la estación seca de la EM-16, la cual se sitúa en una zona de influencia de la primera plantación intensiva de “café” *Coffea arabica* (Rubiaceae) existente a orillas de la cuenca del Utcubamba, con las consecuentes descargas de este cultivo en forma de fertilizantes que aumentan las concentraciones de nutrientes en el agua (Beyene *et al.*, 2012). La DQO (Fig. 2B) siguió una línea similar a la  $\text{DBO}_5$ , y es que ambas mantienen una relación para cada tipo de aguas (Lee *et al.*, 2009; Bu *et al.*, 2014). Los NITRA, NITRO y FOSFA siguieron una distribución desigual por temporadas a lo largo de las estaciones de muestreo establecidas en el cauce principal de la cuenca (Fig. 2C-2E). Estos picos tan diferentes se deben posiblemente a las descargas intermitentes de efluentes de origen agrícola, especialmente abundantes e intensivas en el tramo bajo de la cuenca, y que constituyen una fuente importante de liberación de nutrientes al agua (Kagalou *et al.*, 2012).

El AMO siguió una distribución homogénea entre temporadas de muestreo y tramos de cuenca, con valores superiores en la temporada lluviosa y ligeramente superiores en el tramo bajo (Fig. 2F). Sin

embargo, cabe destacar dos estaciones de muestreo, EM-10 y EM-36, donde los valores obtenidos en la temporada seca fueron muy superiores a los de la época lluviosa. La EM-10 está situada aguas abajo de una piscifactoría de “trucha arcoíris” *Oncorhynchus mykiss* (Salmonidae), por lo que, estos valores pueden deberse a una descarga puntual en el momento de muestreo, ya que según Naylor *et al.* (2000) los criaderos de peces pueden producir un remanente estándar que aumente los niveles de este componente en sus desagües. En relación a la EM-36, el valor tan alto de amonio se explica en la existencia de cultivos intensivos de “arroz” *Oryza sativa* (Poaceae) en las orillas de todo el tramo bajo, y la dependencia de la agricultura intensiva de la aplicación de fertilizantes sintéticos como el nitrato de amonio y la urea (Geisseler & Scow, 2014).

En cuanto a la CE, el pH y el OD, la tendencia entre temporadas fue diferente a las anteriores, con valores superiores, en líneas generales, en la temporada seca (Fig. 2G-2H). Variaciones estacionales similares se observan también en Fan *et al.* (2012), y es que la concentración de OD puede influir en el balance de carbonatos en el agua y, por tanto, influir en el valor del pH del mismo. Los valores menores de CE en el agua durante la temporada lluviosa sugieren que se produce una dilución de la concentración de iones resultado de estos eventos meteorológicos (Mei *et al.*, 2014). Ocurre lo contrario con la TB (Fig. 2J), que aumentó en la temporada de lluvias como consecuencia de la suspensión de sedimentos producto de las mismas (Itayama *et al.*, 2015). Por otra parte, los valores de CE y de TB se incrementaron en la estaciones de muestreo del tramo bajo, como consecuencia del aumento y acumulación de efluentes orgánicos e inorgánicos en relación a la



**Fig. 2.** Concentración por temporadas (Lluviosa y Seca) de las 15 variables fisicoquímicas evaluadas a lo largo de las 25 estaciones de muestreo situadas en el cauce principal de la cuenca del río Utcubamba

primera, y debido a la ausencia casi total de vegetación riparia en las tierras bajas para la segunda (Anbumozhi *et al.*, 2005; Singh & Mishra, 2014). Los valores de pH y de OD se mantuvieron razonablemente constantes a lo largo de todo el cauce principal de la cuenca. Cabe mencionar, que los valores de OD en el tramo medio de la cuenca aumentaron ligeramente a causa que esta parte del río se caracteriza por la presencia de numerosos saltos de agua de mayor o menor magnitud debido al relieve abrupto característico de esta área, que provocan un aumento en la concentración de OD en el agua (Leibowitz *et al.*, 2017).

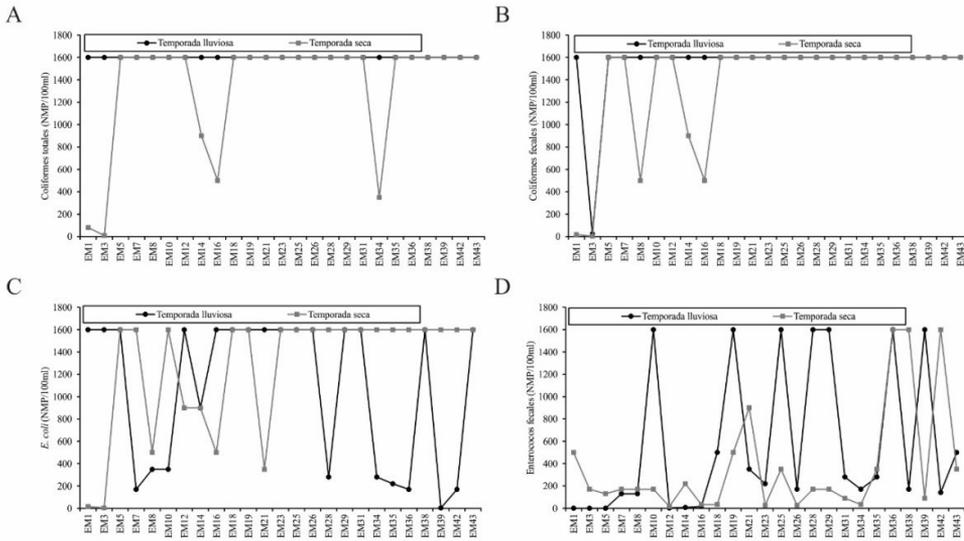
Otras dos variables que presentaron concentraciones mayores en la temporada seca son los CLO y los SULFA (Fig. 2K y 2L). Valores similares fueron obtenidos por Wunderlin *et al.* (2001) en su estudio sobre la calidad del agua en el río Suquía (Argentina), explicados a partir del aumento de la dilución en la época lluviosa. De igual manera, las concentraciones más elevadas de estos compuestos se dieron en el tramo bajo de la cuenca, coincidiendo con los cultivos intensivos de "arroz" que ocupan los márgenes del río y que a través de los fertilizantes, especialmente el cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) y el sulfato cúprico ( $\text{CuSO}_4$ ), ampliamente utilizados en la región, descargan por infiltración los efluentes de esta actividad directamente al río (Zia *et al.*, 2013).

La temperatura mostró una línea ascendente al disminuir la altitud, con un ligero aumento en los valores obtenidos en la estación seca, paralelo a la temperatura ambiental característica en el área de estudio (Fig. 2M).

Las variables de DUR y ALCA, mostraron una variabilidad dispar entre tramos de cuenca y entre temporadas de

muestreo (Fig. 2N y 2O), derivada de la geología del área de estudio, compuesto principalmente por calcitas y dolomitas (Segnini & Chacón, 2005). Finalmente, las variables microbiológicas examinadas, CT, CF, EC y EF, mostraron la misma disposición tanto entre tramos de cuenca como entre temporadas de muestreo (Fig. 3A-3D). Se usó la metodología del Número Más Probable (NMP) para el análisis de estos parámetros microbiológicos. Es preciso aclarar, que por razones de cálculo y análisis estadístico los valores mayores de 1600 NMP/100 mL se reemplazaron mediante un arreglo matemático por un valor de 2000 NMP/100 mL para cuantificar estas cuatro variables, por lo que, los valores más altos aparecieron en ambas temporadas y en numerosas estaciones de muestreo. El origen de esta polución deriva de la contaminación antropogénica (Odonkor & Ampofo, 2013), evidenciado en que tanto el grupo de los coliformes como los enterococos fecales son utilizados como indicadores de contaminación fecal en aguas (McQuaig *et al.*, 2012)..

Los parámetros fisicoquímicos que mostraron diferencias significativas en sus resultados entre los tramos alto, medio y bajo de la cuenca fueron CE ( $p = 0,001$ ), DUR ( $p = 0,001$ ), T ( $p = 0,035$ ), TB ( $p = 0,002$ ), CF ( $p = 0,002$ ), CLO ( $p = 0,018$ ), CT ( $p = 0,015$ ), EC ( $p = 0,029$ ) y EF ( $p = 0,057$ ). Paralelamente, CE ( $p = 0,000$ ), OD ( $p = 0,042$ ), TB ( $p = 0,047$ ), CT ( $p = 0,032$ ) y EC ( $p = 0,020$ ), presentaron diferencias significativas entre las dos temporadas de muestreo. Las diferencias obtenidas entre temporadas en relación a la CE y T se dan de igual manera en Custodio Villanueva & Chanamé Zapata (2016) en el río Mantaro (Perú); sin embargo, ninguna coincide con las diferencias obtenidas en otros estudios que realizaron este mismo análisis pero en realidades diferentes (Boyer



**Fig. 3.** Concentración por temporadas (lluviosa y seca) de las cuatro variables microbiológicas evaluadas a lo largo de las 25 estaciones de muestreo situadas en el cauce principal de la cuenca del río Utcubamba

*et al.*, 1999; Montoya, 2008).

Todos los parámetros fisicoquímicos evaluados se situaron por debajo de los límites marcados por los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua de ríos de la sierra en la categoría IV (conservación del medio acuático) (MINAM, 2015), salvo la CE en la EM-24, en la temporada seca (Tabla 1). En esta estación se obtuvo un valor de 1120  $\mu\text{S/cm}$ , superior a los 1000  $\mu\text{S/cm}$  permitidos. Cabe destacar, que aguas arriba de la estación de muestreo situada en esta quebrada (El Chido), hay establecidas una granja avícola y una porcina, que vierten sus efluentes al curso del río sin tratamiento previo. Por tanto, este valor es debido a las fuertes relaciones entre la CE y la contaminación potencial producida por granjas de aves de corral (Seeboonruang, 2012) y de cerdos (Xu *et al.*, 2015). Asimismo, dos variables, AMO y SULFA, mostraron valores elevados en dicha estación, 9,12 y 121,84 mg/L, respectivamente, y las razones derivan de las antes expuestas.

Otros parámetros fisicoquímicos con valores próximos a los límites marcados para la conservación del ambiente acuático en ríos de sierra fueron  $\text{DBO}_5$  y DQO. La  $\text{DBO}_5$  alcanzó su valor más alto (9,35 mg/L) en la EM-42, en temporada lluviosa. Por su parte, la DQO lo hizo en la EM-33 (26,89), en temporada de lluvias también, y la razón de presentar un valor tan elevado de este factor orgánico en un afluente (quebrada Honda) representa principalmente contribución de fuentes no puntuales, como las aguas residuales de la ganadería (Chung *et al.*, 2005). Este antecedente se confirma al localizarse ganado vacuno en las cercanías de la quebrada aguas arriba de la estación de muestreo.

Los NITRA en la EM-41 alcanzaron un valor de 4,97 mg/L. Esta estación está situada en la quebrada La Peca, en el tramo bajo de la cuenca, y se caracteriza por la presencia de numerosos cultivos (“café” mayoritariamente) en sus márgenes. El abuso de fertilizantes, esencialmente el nitrato de amonio ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) en las tareas

**Tabla 1**  
Valores obtenidos en las dos temporadas de muestreo de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de la calidad de agua de los afluentes del río Utcubamba

EM	Temporada	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NITRA (mg/L)	NITRO (mg/L)	FOSFA (mg/L)	AMO (mg/L)	CE (µS/cm)	pH (1:1)	OD (mg/L)	TB (UNT)	CLO (mg/L)	SULFA (mg/L)	T (°C)	DUR (mg/L)	ALCA (mg/L)	CT (NMP/100 ml)	CF (NMP/100 ml)	EC (NMP/100 ml)	EF (NMP/100 ml)
EM2	H	2,87	25,99	1,48	0,01	0,00	0,06	116,50	8,11	7,80	88,12	6,39	2,78	12,10	62,06	65,25	1600	1600	1600	0
	S	3,83	20,41	0,45	0,02	0,09	0,14	202,00	8,25	8,12	1,65	13,66	2,78	14,60	60,00	124,00	33	17	17	70
EM4	H	3,88	25,03	1,22	0,01	0,02	0,00	154,30	8,27	7,81	93,47	8,52	7,34	13,10	78,80	102,66	1600	300	1600	6
	S	1,34	20,95	0,47	0,02	0,08	0,30	203,00	8,09	7,85	5,61	5,25	7,34	12,40	60,80	127,00	240	240	240	300
EM6	H	1,69	18,91	0,74	0,01	0,04	0,00	130,30	7,95	8,28	64,51	10,30	15,24	13,40	61,07	80,04	500	500	500	7
	S	2,59	14,71	0,20	0,00	0,04	0,00	173,50	8,20	8,13	3,61	3,15	4,10	13,80	85,05	79,00	130	130	130	7
EM9	H	1,80	21,49	0,00	0,00	0,01	0,00	90,80	8,14	8,44	8,17	2,49	9,25	14,10	42,36	67,86	80	50	50	4
	S	6,28	16,75	0,00	0,00	0,24	0,05	145,90	8,37	8,75	1,41	4,20	1,26	12,40	68,25	71,00	50	50	50	2
EM11	H	0,97	21,07	1,57	0,04	0,07	0,00	134,40	8,07	8,36	830,32	7,92	7,98	14,50	71,91	91,35	1600	1600	1600	6
	S	6,44	14,05	1,95	0,12	0,09	0,00	213,00	8,65	9,18	5,01	4,17	9,77	14,50	66,15	173,00	280	110	110	170
EM13	H	2,24	21,31	0,00	0,01	0,09	0,00	126,30	8,13	8,02	17,30	4,82	9,16	15,90	76,00	80,91	1600	350	350	170
	S	5,16	12,61	0,95	0,00	0,31	0,00	179,10	7,76	8,06	7,62	11,56	1,87	15,20	50,40	81,00	33	26	26	14
EM15	H	1,11	21,43	0,00	0,00	0,00	1,87	181,70	8,44	8,29	33,25	4,48	8,25	15,70	107,00	121,80	1600	1600	1600	4
	S	5,69	14,89	0,00	0,00	0,00	0,17	244,00	8,60	8,27	3,50	5,12	1,56	15,60	128,10	120,00	80	50	50	110
EM17	H	2,16	21,25	2,12	0,00	0,27	0,86	332,00	8,51	7,97	359,52	4,48	41,07	16,80	224,00	207,93	1600	1600	1600	30
	S	6,08	13,93	0,88	0,04	0,15	0,10	332,00	8,65	8,01	20,00	5,15	17,97	17,10	157,50	154,00	900	500	500	27

**Tabla 1**  
(Continuación)

EM20	H	1,02	20,17	0,44	0,05	0,64	3,32	206,00	8,26	8,42	363,85	7,58	47,77	17,10	124,00	100,92	1600	1600	1600	1600
	S	1,68	14,23	1,18	0,08	0,97	0,97	173,20	8,29	8,43	54,68	16,81	19,49	16,60	78,75	60,00	1600	1600	1600	500
EM22	H	1,43	21,49	0,22	0,00	0,08	0,00	161,10	8,10	8,18	43,31	4,82	23,75	17,30	96,00	66,00	300	240	240	70
	S	1,24	14,11	0,07	0,00	0,06	0,00	205,00	8,35	8,39	3,48	9,46	18,89	16,40	99,75	76,00	1600	1600	1600	2
EM24	H	8,38	20,47	1,76	0,01	0,37	9,12	376,00	8,30	8,34	755,37	45,11	7,94	17,30	134,00	104,00	1600	1600	1600	1600
	S	6,26	11,47	2,23	0,03	0,15	3,28	1120,00	8,57	8,35	9,55	121,84	68,42	17,70	232,58	161,00	1600	1600	1600	1600
EM27	H	4,98	20,59	0,76	0,01	0,17	0,00	133,40	8,30	8,45	37,54	3,79	3,69	18,80	87,00	69,00	500	300	13	2
	S	3,56	17,41	0,21	0,01	0,07	0,00	195,40	8,55	8,44	9,21	6,30	3,08	19,40	154,35	100,00	350	80	22	14
EM30	H	6,93	20,95	0,65	0,01	0,13	0,00	111,10	8,26	8,81	95,47	3,10	12,50	19,80	77,00	63,00	900	900	280	1100
	S	2,86	20,59	0,34	0,00	0,03	2,33	147,50	8,42	8,87	8,40	17,86	3,39	19,80	115,50	111,00	1600	280	280	34
EM32	H	2,14	18,07	0,07	0,03	0,02	0,08	326,00	8,43	8,69	308,15	3,79	22,89	19,40	184,00	127,00	1600	1600	1600	1600
	S	2,73	9,61	1,23	0,00	0,17	1,59	344,00	8,37	7,31	408,18	18,91	58,68	22,90	163,80	186,00	1600	1600	1600	90
EM33	H	2,12	26,89	0,18	0,00	0,00	0,03	302,00	8,32	8,43	1100,00	4,20	10,11	19,30	166,00	134,00	1600	1600	1600	280
	S	4,57	9,34	0,94	0,00	0,30	1,26	139,00	8,41	7,92	3,09	8,41	3,08	23,20	92,80	40,02	34	34	1600	350
EM37	H	4,54	23,47	0,31	0,01	0,12	0,27	271,00	8,12	8,12	1100,00	7,72	9,76	20,70	149,00	140,00	1600	1600	280	170
	S	8,63	17,22	0,34	0,00	0,31	0,23	423,00	8,52	7,96	2,82	9,46	20,71	22,60	113,60	135,72	27	7	1600	350
EM38	H	4,79	13,57	3,01	0,03	0,28	1,74	350,00	8,10	8,19	1100,00	8,61	24,60	21,90	187,00	152,00	1600	1600	1600	170
	S	3,77	12,01	2,35	0,03	0,66	2,13	372,00	8,46	8,57	42,33	29,42	27,15	22,60	67,20	108,00	1600	1600	1600	1600
EM40	H	6,73	20,04	2,22	0,03	0,37	1,03	511,00	8,40	7,95	239,20	5,17	47,76	23,40	258,00	243,00	1600	1600	13	170
	S	4,39	13,87	0,94	0,02	0,66	3,52	621,00	8,23	7,05	19,65	19,97	58,43	23,70	244,13	78,00	1600	1600	1600	90
EM41	H	7,25	20,07	4,77	0,01	0,32	0,96	312,00	8,47	8,19	1100,00	2,92	28,91	21,30	189,00	142,00	1600	1600	220	170
	S	4,21	14,05	1,14	0,02	0,25	0,15	260,00	8,58	8,10	4,67	15,76	8,86	22,50	84,00	116,00	1600	280	280	1600

H = temporada de lluvias; S = temporada seca.

agrícolas propias de este cultivo y su cercanía a fuentes de agua aumenta sus concentraciones en el recurso hídrico (Tully *et al.*, 2012).

El valor más elevado obtenido del análisis de los FOSFA se exhibió en la EM-20, en este caso en la temporada seca. La particularidad de esta estación, situada en el río Sonche, es que está localizada aguas abajo del vertedero local de la ciudad de Chachapoyas, capital de la región Amazonas. Este basurero está ubicado en el valle del Sonche, y los residuos son lanzados directamente al valle, sin un manejo previo, desde la carretera situada en la parte superior del valle. Los altos niveles de fosfatos en el agua de la EM-20 tienen un origen similar a los observados en Cieszynska *et al.* (2012), resultado de la basura depositada aguas arriba del río Vistula (Polonia).

Finalmente, los parámetros microbiológicos, debido a la técnica utilizada de fermentación en tubos múltiples con tres diluciones y cinco réplicas, no pudieron compararse con los ECA establecidos para esta categoría de conservación, ya que el límite marcado por esta, es de 2000 NMP/100 mL y con la metodología usada no es posible calcular resultados precisos por encima de este valor. Así, los resultados obtenidos para las cuatro variables estudiadas alcanzaron su valor más alto en numerosas estaciones de muestreo, tanto en la temporada lluviosa como en la seca. Las concentraciones de CT mostraron un valor mínimo de 9 NMP/100 mL en la EM-3 del cauce principal, motivado por las características físicas de la misma, con una estructura de la cobertura arbórea casi intacta y una gran diversidad de especies vegetales ribereñas nativas que regulan y aseguran la estabilidad de las orillas (Acosta *et al.*, 2009). Ocurre lo mismo con CF y EC,

cuyos valores más bajos aparecen en la misma estación. A pesar de la presencia de ganado en las cercanías de la EM-1 y EM-2, que arrastra purines y estiércol de los vacunos y otros animales aumentando los niveles de estas bacterias en el agua (Olsen *et al.*, 2012; Valenzuela *et al.*, 2012), la excelente calidad mantenida por el bosque situado en la EM-3 le confiere la capacidad de actuar adecuadamente como filtro frente a la entrada de sedimentos y sustancias químicas en el cauce, acumulando los mismos en sus márgenes (Suárez *et al.*, 2002). Los EF, íntimamente relacionados con EC, como indicadores de contaminación fecal, presentaron su concentración más baja (0 NMP/100 mL) en la temporada de lluvias, en las tres primeras estaciones de muestreo del río (EM-1, EM-2 y EM-3). La proporción entre coliformes fecales y estreptococos fecales puede servir para localizar el origen de la contaminación fecal en fuentes de agua contaminadas (Murrell *et al.*, 2013). Geldreich & Kenner (1969) indican que si la relación CF/ EF es superior a 4,0 el origen de la contaminación fecal es humano, si la relación CF/EF es menor a 0,7 es animal, y si esta se encuentra entre 4,0 y 0,7 el origen es mixto. De esta forma, y teniendo en cuenta la ausencia de localidades con poblaciones superiores a los 500 habitantes aguas arriba de las tres estaciones de muestreo mencionadas, se puede decir que el origen de la contaminación es animal, ya que las relaciones calculadas para estas tres estaciones fueron menores a 0,7.

#### Agrupación de variables

Se presentan correlaciones lógicas entre DUR y ALCA, derivada de la geología de la cuenca (Chidya *et al.*, 2011), y entre DBO<sub>5</sub> y DQO, cuya relación puede provenir tanto de efluentes agrícolas como de aguas residuales domésticas (Shrestha & Kazama, 2007).

También se dieron correlaciones significativas entre CF, EC y OD, asociadas con la contaminación fecal que se da en las dos temporadas de muestreo a lo largo de toda la cuenca. CF y EC están estrechamente vinculadas a los residuos orgánicos de origen fecal tanto humanos como animales (Gemmell & Schmidt, 2012), mientras que la presencia en este grupo del OD puede deberse a bacterias indicadoras de contaminación fecal suspendidas en el agua (Tshibanda *et al.*, 2014). De igual manera, se manifiestan altas correlaciones entre las cuatro variables microbiológicas (CT, CF, EC y EF).

TB se correlacionó positivamente con NITRA, FOSFA y CE entre otras variables, lo que refleja el enlace de partículas suspendidas (Buck *et al.*, 2004).

Finalmente, cabe destacar la relación existente entre AMO y CLO, ligada al uso de fertilizantes químicos en los cultivos agrícolas del área de drenaje de los tramos alto y medio, y de manera directa en los márgenes del tramo bajo.

### Conclusiones

Los análisis realizados a lo largo de 43 estaciones en dos temporadas de muestreo en la cuenca del río Utcubamba, indican que las principales fuentes de contaminación de este sistema hídrico derivan de la escorrentía agrícola, resultante del uso de fertilizantes y plaguicidas, de las descargas domésticas de efluentes orgánicos sin tratamiento previo directamente al agua del río, de la implantación de canteras de extracción de materiales, de la eliminación de residuos sólidos en vertederos ubicados cerca de la red fluvial, así como de la presencia de granjas de aves y cerdos que también contribuyen con efluentes orgánicos e inorgánicos al aumento de concentraciones

bacterianas y químicas en el sistema, y de la deforestación ribereña, que supone un inconveniente para la recuperación del sistema a partir de la capacidad de retención e infiltración propia de los ecosistemas riparios. Cabe destacar que, si bien, el recurso hídrico no es apto para consumo y uso recreativo humano en toda la cuenca, en parte debido a las concentraciones de bacterias, la mayor parte de los parámetros físicoquímicos determinados en el agua del río Utcubamba, tanto por temporada como por estación de muestreo, se encuentran dentro de los límites permisibles establecidos por los estándares de calidad ambiental (ECA) para agua de ríos de la sierra en la categoría IV (conservación del ambiente acuático). Solamente la CE, en la EM-24 de la temporada seca supera estos límites.

Por último, el empleo de análisis no paramétricos permitió exponer qué variables mostraron diferencias significativas entre los tres tramos de cuenca (CE, DUR, T, TB, CF, CLO, CT, EC y EF), y entre temporadas (CE, OD, TB, CT, y EC). Asimismo, los análisis de correlación entre variables mostraron relaciones significativas entre los parámetros microbiológicos (CT, CF, EC y EF), que indican contaminación de origen fecal humano y/o animal, entre indicadores de contaminación natural (DUR y ALCA), y entre parámetros físicoquímicos (TB, CE, NITRA y FOSFA), que indican contaminación de origen agrícola, principalmente.

### Literatura citada

- Acosta, R.; B. Ríos; M. Rieradevall & N. Prat. 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. *Limnetica* 28: 35-64.

- Anbumozhi, V.; J. Radhakrishnan & E. Yamaji.** 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering* 24: 517-523.
- Beyene, A.; Y. Kassahun; T. Addis; F. Assefa; A. Am-salu; W. Legesse; H. Kloos & L. Triest.** 2012. The impact of traditional coffee processing on river water quality in Ethiopia and the urgency of adopting sound environmental practices. *Environmental monitoring and assessment* 184: 7053-7063.
- Bohrerova, Z.; E. Park; K. Halloran & J. Lee.** 2016. Water Quality Changes Shortly After Low-Head Dam Removal Examined With Cultural and Microbial Source Tracking Methods. *River Research and Applications* 33: 113-122.
- Boyer, J. N.; J. W. Fourqurean & R. D. Jones.** 1999. Seasonal and long-term trends in the water quality of Florida Bay (1989–1997). *Estuaries* 22: 417-430.
- Bu, H.; W. Meng; Y. Zhang; & J. Wan.** 2014. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators* 41: 187-197.
- Buck, O.; D. K. Niyogi & C. R. Townsend.** 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution* 130: 287-299.
- Cain, D. J.; S. N. Luoma & W. G. Wallace.** 2004. Linking metal bioaccumulation of aquatic insects to their distribution patterns in a mining-impacted river. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 1463-1473.
- Chávez, J.; D. Leiva & F. Corroto.** 2016. Caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas residuales en la ciudad de Chachapoyas, Región Amazonas. *Ciencia Amazónica* 6: 16-27.
- Chidya, R. C. G.; S. M. I. Sajidu; J. F. Mwatseteza & W. R. L. Masamba.** 2011. Evaluation and assessment of water quality in Likangala river and its catchment area. *Physics and Chemistry of the Earth* 36: 865-871.
- Chung, Y. C.; Y. H. Li & C. C. Chen.** 2005. Pollutant removal from aquaculture wastewater using the biopolymer chitosan at different molecular weights. *Journal of environmental science and health* 40: 1775-1790.
- Cieszynska, M.; M. Wesolowski; M. Bartoszewicz; M. Michalska & J. Nowacki.** 2012. Application of physicochemical data for water-quality assessment of watercourses in the Gdansk Municipality (South Baltic coast). *Environmental monitoring and assessment* 184: 2017-2029.
- Custodio Villanueva, M. & F. C. Chanamé Zapata.** 2016. Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria* 7: 33-44.
- DIGESA (Dirección General de Salud).** 2007. Protocolo de monitoreo de la calidad sanitaria de los recursos hídricos superficiales. Dirección General de Salud Ambiental. Disponible en: [http://www.digesa.minsa.gob.pe/depa/informes\\_tecnicos/PROTOCOLO-MONITOREO-CALIDAD-RECURSOS-HIDRICOS-SUPERFICIALES-\(CONTINENTALES\).pdf](http://www.digesa.minsa.gob.pe/depa/informes_tecnicos/PROTOCOLO-MONITOREO-CALIDAD-RECURSOS-HIDRICOS-SUPERFICIALES-(CONTINENTALES).pdf)
- Fan, X.; B. Cui; K. Zhang; Z. Zhang & H. Shao.** 2012. Water quality management based on division of dry and wet seasons in Pearl River Delta, China. *Clean – Soil, Air, Water* 40: 381-393.
- García-Huamán, F. T.; J. T. Torres-Delgado & S. E. Vergara-Medrano.** Calidad ecológica del agua del río Utcubamba en relación a parámetros fisicoquímicos y biológicos. Amazonas, Perú. 2011. *SCIÉNTO* 14: 7-19.
- Geisseler, D. & K. M. Scow.** 2014. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms: A review. *Soil Biology and Biochemistry* 75: 54-63.
- Geldreich, E. & B. Kenner.** 1969. Concepts of faecals streptococci in stream pollution. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 41: 336-352.
- Gemmell, M. E. & S. Schmidt.** 2012. Microbiological assessment of river water used for the irrigation of fresh produce in a sub-urban community in Sobantu, South Africa. *Food Research International* 47: 300-305.
- Hammer Ø.; D. A. T. Harper & P. D. Ryan.** 2001. Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Hooda, P. S.; A. C. Edwards; H. A. Anderson & A. Miller.** 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Science of the Total Environment* 250: 143-167.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática).** 2008. Censos Nacionales 2007: XI de Población y VI de Vivienda. Lima, Perú.
- Itayama, T.; P. R. Hawkins; P. Leelahakriengkrai; S. Kullasoot; N. Whangchai; C. Chitmanat; Y. Peerapornpisal & B. Sirithunyalug.** 2015. Bioassessment of dry season water quality in the Ping river around Chiang Mai city, Thailand. *Chiang Mai Jour-*

nal of Science 42: 349-366.

- Kagalou, I.; I. Leonardos; C. Anastasiadou & C. Neofytou.** 2012. The DPSIR approach for an integrated river management framework. A preliminary application on a Mediterranean site (Kalamas River-NW Greece). *Water resources management* 26: 1677-1692.
- Kanu, I. & O. K. Achi.** 2011. Industrial effluents and their impact on water quality of receiving rivers in Nigeria. *Journal of applied technology in environmental sanitation* 1: 75-86.
- Karabulut, A.; B. N. Egoh; D. Lanzanova; B. Grizzetti; G. Bidoglio; L. Pagliero; F. Bouraoui; A. Aloe; A. Reynaud; J. Maes; I. Vandecasteele & S. Mubareka.** 2016. Mapping water provisioning services to support the ecosystem–water–food–energy nexus in the Danube river basin. *Ecosystem Services* 17: 278-292.
- Kibena, J.; I. Nhapi & W. Gumindoga.** 2014. Assessing the relationship between water quality parameters and changes in landuse patterns in the Upper Manyame River, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth* 67: 153-163.
- Lee, S. W.; S. J. Hwang; S. B. Lee; H. S. Hwang & H. C. Sung.** 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning* 92: 80-89.
- Leibowitz, Z. W.; L. A. F. Brito; P. V. De Lima; E. M. Eskinazi-Sant'Anna & N. O. Barros.** 2017. Significant changes in water pCO<sub>2</sub> caused by turbulence from waterfalls. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters* 62: 1-4.
- McQuaig, S.; J. Griffith & V. J. Harwood.** 2012. Association of fecal indicator bacteria with human viruses and microbial source tracking markers at coastal beaches impacted by nonpoint source pollution. *Applied and environmental microbiology* 78: 6423-6432.
- Mei, K.; L. Liao; Y. Zhu; P. Lu; Z. Wang; R. A. Dahlgren & M. Zhang.** 2014. Evaluation of spatial-temporal variations and trends in surface water quality across a rural-suburban-urban interface. *Environmental Science and Pollution Research* 21: 8036-8051.
- Milovanovic, M.** 2007. Water quality assessment and determination of pollution sources along the Axios/Vardar River, Southeastern Europe. *Desalination*, 213: 159-173.
- MINAM (Ministerio del Ambiente).** 2015. Modificación de los Estándares Nacionales de calidad ambiental para agua y disposiciones complementarias para su aplicación. Decreto Supremo N° 015-2015-MINAM. Lima, Perú. Disponible en: <http://www.ana.gob.pe/sites/default/files/normatividad/files/ds-ndeg-015-2015-minam.pdf>
- Miserendino, M. L.; R. Casaux; M. Archangelsky; C. Y. Di Prinzio; C. Brand & A. M. Kutschker.** 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment* 409: 612-624.
- Montoya, Y.** 2008. Caracterización de la biodiversidad acuática y de la calidad de las aguas de la quebrada Los Andes, El Carmen de Viboral, Antioquia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó* 27: 85-91.
- Murrell, J.; M. Rojas Badía; B. Romeu Álvarez; N. Rojas Hernández & M. Pérez.** 2013. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC Ciencias Biológicas* 44: 24-34.
- Naylor, R. L.; R. J. Goldberg; J. H. Primavera; N. Kautsky; M. C. Beveridge; J. Clay; C. Folke; J. Lubchenco; H. Mooney & M. Troell.** 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405: 1017-1024.
- Odonkor, S. T. & J. K. Ampofo.** 2013. *Escherichia coli* as an indicator of bacteriological quality of water: An overview. *Microbiology research* 4: 5-11.
- Pal, A.; Y. He; M. Jekel; M. Reinhard & K. Y. H. Gin.** 2014. Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environment international* 71: 46-62.
- Olsen, R. L.; R. W. Chappell & J. C. Loftis.** 2012. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis—literature review and Illinois River watershed case study. *Water research* 46: 3110-3122.
- Prat, N.; M. Rieradevall, M. & P. Fortuño.** 2012. Metodología F.E.M. para la evaluación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. Universidad de Barcelona. Disponible en: [http://www.ub.edu/fem/docs/protocols/fem\\_%20prot\\_cast\\_2012.pdf](http://www.ub.edu/fem/docs/protocols/fem_%20prot_cast_2012.pdf)
- Rodríguez-Arias, C. & M. Silva Benavides.** 2015. Calidad del agua en la microcuenca alta de la quebrada Estero en San Ramón de Alajuela, Costa Rica. *Revista Pensamiento Actual* 15: 85-97.
- Sangani, M. H.; B. J. Amiri; A. A. Shabani; Y. Sakieh &**

- S. Ashrafi.** 2015. Modeling relationships between catchment attributes and river water quality in southern catchments of the Caspian Sea. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 4985-5002.
- Seeboonruang, U.** 2012. A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. *Journal of environmental management* 101: 134-142.
- Segnini, S. & M. M. Chacón.** 2005. Caracterización físico-química del hábitat interno y ribereño de los ríos andinos en la cordillera de Mérida, Venezuela. *Eco-tropicos* 18: 38-61.
- Shrestha, S. & F. Kazama.** 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software* 22: 464-475.
- Singh, K. P.; A. Malik & S. Sinha.** 2005. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques: A case study. *Analytica Chimica Acta* 538: 355-374.
- Singh, S. & A. Mishra.** 2014. Spatiotemporal analysis of the effects of forest covers on stream water quality in Western Ghats of peninsular India. *Journal of Hydrology* 519: 214-224.
- Statistix.** 2003. User Manual, Release 8.0. Analytical Software, Tallahassee, FL.
- Suárez, M.; V. A. Gutiérrez; M. Rosario; M. D. M. Sánchez-Montoya; J. Alba Tercedor; M. Álvarez; J. Avilés; N. Bonada; J. Casas; P. Jáimez-Cuellar; A. Munné; I. Pardo; N. Prat; M. Rieradevall; M. J. Salinas; M. Toro & S. Vivas.** 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica* 21: 135-148.
- Tshibanda, J. B.; N. Devarajan; N. Birane; P. M. Mwanamoki; E. K. Atibu; P. T. Mpiana; K. Prabakar; J. M. Ilunga; W. Wildi & J. Poté.** 2014. Microbiological and physicochemical characterization of water and sediment of an urban river: N'Djili river, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 3-4: 47-54.
- Tully, K. L.; D. Lawrence & T. M. Scanlon.** 2012. More trees less loss: nitrogen leaching losses decrease with increasing biomass in coffee agroforests. *Agriculture, ecosystems and environment* 161: 137-144.
- Valenzuela, E.; R. Godoy; L. Almonacid & M. Barrientos.** 2012. Calidad microbiológica del agua de un área agrícola-ganadera del centro sur de Chile y su posible implicancia en la salud humana. *Revista chilena de infectología* 29: 628-634.
- Villamarín, C.; M. Rieradevall; M. J. Paul; M. T. Barbour & N. Prat.** 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.
- Wang, Y. B.; C. W. Liu; P. Y. Liao & J. J. Lee.** 2014. Spatial pattern assessment of river water quality: implications of reducing the number of monitoring stations and chemical parameters. *Environmental monitoring and assessment* 186: 1781-1792.
- Wunderlin D. A.; M. P. Díaz; M. V. Amé; S. F. Pesce; A. C. Hued & M. A. Bistoni.** 2001. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A Case Study: Suquia river basin (Córdoba-Argentina). *Water research* 35: 2881-2894.
- Xu, J.; Y. Zhao; G. Zhao & H. Zhang.** 2015. Nutrient removal and biogas upgrading by integrating freshwater algae cultivation with piggery anaerobic digestate liquid treatment. *Applied Microbiology y Biotechnology* 99: 6493-6501.
- Yu, Y. S.; S. Zou & D. Whittemore.** 1993. Non-parametric trend analysis of water quality data of rivers in Kansas. *Journal of Hydrology* 150: 61-80.
- Zia, H.; N. R. Harris; G. V. Merrett; M. Rivers & N. Coles.** 2013. The impact of agricultural activities on water quality: A case for collaborative catchment-scale management using integrated wireless sensor networks. *Computers and electronics in agriculture* 96: 126-138.