



Revista CENIC Ciencias Biológicas

ISSN: 0253-5688

ISSN: 2221-2450

Centro Nacional de Investigaciones Científicas

Larrea Murrell, Jeny Adina; Romeu Alvarez, Beatriz; Lugo Moya, Daysi; Rojas Badía, Marcia M.
Aspectos fundamentales del monitoreo de calidad de las aguas: el río almendares como caso de estudio
Revista CENIC Ciencias Biológicas, vol. 53, núm. 2, 2022, Mayo-Agosto, pp. 148-159
Centro Nacional de Investigaciones Científicas

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181271968004>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UAEH
redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto

Aspectos fundamentales del monitoreo de calidad de las aguas: el río almendares como caso de estudio

Fundamental aspects of water quality monitoring: the almendares river as a case study

Jeny Adina Larrea Murrell (0000-0002-6067-6331)^{a,*}

Beatriz Romeu Alvarez (0000-0002-4265-290X)^a

Daysi Lugo Moya (0000-0002-8401-1430)^a

Marcia M. Rojas Badía, (0000-0003-4958-1873)^a

^a Universidad de La Habana

* adina@fbio.uh.cu

Recibido: 21 de enero de 2021;

Aceptado: 05 de mayo de 2022;

RESUMEN

Los ecosistemas dulceacuícolas son importantes fuentes de agua dulce y recursos imprescindibles para el desarrollo de diferentes actividades económicas. El monitoreo de la calidad de agua de estos sistemas es importante para su preservación y para prevenir riesgos para la salud humana. El presente trabajo aborda los principales aspectos informados en la literatura (2012-2022) relacionados con el monitoreo de la calidad de las aguas en ecosistemas dulceacuícolas superficiales. Se analizan ejemplos de investigaciones realizadas en diferentes partes del mundo que ilustran los aspectos a tener en cuenta durante un monitoreo de calidad de agua, particularizando el caso del río Almendares (La Habana, Cuba), el cual ha sido evaluado por un periodo de más de 15 años.

Palabras claves: ecosistemas dulceacuícolas, indicadores calidad de agua, contaminación, monitoreo, calidad de agua.

ABSTRACT

Freshwater ecosystems are important sources of freshwater and essential resources for the development of different economic activities. Monitoring the water quality of these systems is important for their preservation and to prevent risks to human health. The present work addresses the main aspects reported in the literature related to the monitoring of water quality in superficial freshwater ecosystems. Examples of research carried out in different parts of the world are analyzed, illustrating the aspects to be taken into account during water quality monitoring, particularly the case of the Almendares River (Havana, Cuba), which has been evaluated for a period of more than 15 years.

Keywords: freshwater ecosystems, water quality indicators, contamination, monitoring, water quality

INTRODUCCION

Los ecosistemas dulceacuícolas y en particular, los ríos, son importantes fuentes de agua dulce y recursos imprescindibles para el desarrollo de diferentes actividades socioeconómicas (Kebede *et al.*, 2020; Cygan *et al.*, 2021). Sin embargo, el incremento de la población, la expansión de las actividades industriales y agrícolas y la contaminación fecal producida por el ser humano, constituyen importantes factores para el rápido deterioro de los ecosistemas dulceacuícolas (Häder *et al.*, 2020; Lusiana *et al.*, 2022). Por esta razón se hace necesario el monitoreo y control de la calidad del agua utilizada para diferentes fines.

Para el diseño e implementación de un programa de monitoreo de la calidad de las aguas en ecosistemas dulceacuícolas superficiales, se deben tener en cuenta: los objetivos del estudio, la descripción del área de estudio y de los sitios de muestreo, los indicadores de calidad de agua a ser analizados, la frecuencia y periodo de muestreo, el plan para el control y aseguramiento de la calidad, los recursos humanos, técnicos y financieros, así como el procesamiento e informe de los datos (Bartram y Ballance, 1996; Behmel *et al.*, 2016; APHA, 2017). El presente trabajo aborda los principales aspectos reportados en la literatura relacionados con el monitoreo de la calidad de las aguas en ecosistemas dulceacuícolas superficiales. Se analizan ejemplos de investigaciones realizadas en diferentes partes del mundo que ilustran los aspectos a tener en cuenta durante un monitoreo de calidad de agua, particularizando el caso del río Almendares (La Habana, Cuba), el cual ha sido evaluado por un periodo de más de 15 años.

Se realizó una búsqueda bibliográfica de artículos completos, en español e inglés, publicados en bases de datos electrónicas como PubMed, Scopus, SciFinder, Scielo, Global Health y Google Académico, utilizando combinaciones de los términos: monitoreo calidad de agua, indicadores de contaminación fecal, indicadores calidad de agua, ecosistemas acuáticos, análisis multivariado.

La revisión realizada es de tipo narrativo donde se seleccionaron publicaciones de los últimos 10 años, entre 2012 y 2022. Esta literatura posteriormente se complementó con publicaciones de otros años, obteniéndose un total de 72 documentos, contando con artículos científicos publicados, tesis, normas de calidad y libros de textos. Se consultó literatura relacionada con campos como ciencia ambiental y ecología.

MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN ECOSISTEMAS DULCEACUÍCOLAS

Objetivos del monitoreo

El objetivo es el fin a que se dirige una acción, por lo que debe estar bien definido desde el principio, ya que de este dependerá en gran medida el diseño del programa de monitoreo, la selección de las variables a analizar y además el costo económico del programa de monitoreo (Behmel *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2020), aspecto a tener en cuenta fundamentalmente en países en vías de desarrollo.

Los objetivos de un muestreo, pueden estar relacionados con la verificación de que la calidad de un cuerpo de agua es apropiada para el uso que se le da (recreativo, potable, agrícola, etc.) (W.H.O, 2017; Akhtar *et al.*, 2021). También pudiera ser afín con la determinación de las características de un ecosistema acuático y cómo puede ser afectado por la presencia de contaminantes derivados de las actividades antropogénicas, lo cual se conoce como monitoreo de impacto. En este sentido, Baptista y Santos (2016), reportaron los resultados acerca de la implementación de un programa de monitoreo de la calidad de agua superficial de la Reserva

Natural Paul do Boquilobo, en Portugal, dirigido a analizar el impacto de las actividades antropogénicas en la calidad del agua de esta reserva, clasificada también como sitio RAMSAR. Por otra parte, un monitoreo también puede tener como objetivo el proveer información precisa sobre la evaluación de la presencia de un contaminante de preocupación emergente (anteriormente denominados contaminantes emergentes) en agua potable o en alguna otra fuente de agua (Riva *et al.*, 2018; Reichert *et al.*, 2019; Ighalo y Adeniyi, 2020).

Otro objetivo pudiera ser el de proveer información útil para el manejo de un ecosistema. Por ejemplo, a partir del estudio de la calidad del agua en ecosistemas dulceacuícolas de la Reserva de Biosfera Sierra del Rosario, Cuba (Larrea *et al.*, 2013), se determinó incluir en el Plan de Manejo de este sitio, la evaluación de la calidad química y microbiológica de ecosistemas dulceacuícolas de esta área. Por otra parte, la optimización de un programa de monitoreo de la calidad de agua, que implique la evaluación e identificación de las estaciones de muestreo apropiadas, puede ser también un objetivo de estudio (Camara *et al.*, 2019)

Descripción del área de estudio

Para la descripción del área de estudio se debe considerar: la extensión del área, las condiciones ambientales y procesos (incluyendo actividades antropogénicas) que afectan la calidad del agua, la información meteorológica e hidrológica del sitio de estudio, la descripción de los cuerpos de agua a monitorear (arroyos, afluentes, lagos, acuíferos, aguas subterráneas) y los usos actuales y potenciales del agua (W.M.O., 2013; Behmel *et al.*, 2016; Alilou *et al.*, 2018).

En el caso de que no existan antecedentes sobre el área de estudio, las condiciones ambientales y procesos que afectan la calidad del agua, se debe realizar un reconocimiento del área y un estudio preliminar para la selección de las estaciones de muestreo que tenga en cuenta: composición de las rocas, vegetación terrestre y acuática, vida salvaje, clima, distancia a partir de cuerpos de agua salada, actividades antropogénicas, color y olor del agua, presencia de residuos, etc. (Bartram y Ballance, 1996; W.M.O., 2013). Este estudio preliminar debe ser de corta duración y contribuye a refinar los aspectos logísticos del monitoreo, lo que a su vez tributa a economizar los recursos, ya que a partir del mismo se puede determinar si se necesitan más o menos estaciones de muestreo; lo que permite ganar en conocimiento sobre la calidad del agua de varios puntos en el ecosistema.

Selección de las estaciones de muestreo

La selección de las estaciones de muestreo dependerá de los objetivos del monitoreo, la morfología e hidrodinámica del cuerpo de agua, fuentes contaminantes y de los recursos disponibles (Alilou *et al.*, 2018). Según el tipo de fuente de agua, se deben considerar como criterios de selección: la ubicación de las fuentes contaminantes (vertimientos de aguas residuales industriales y domésticas, terrenos agrícolas, vertederos de residuos sólidos, etc.), la accesibilidad a los puntos de muestreo (rápido y seguro) y la representatividad, es decir que el punto de muestreo deber ser ubicado en un lugar que presente un flujo regular y de ser posible permita tener una referencia para su futura ubicación (Bartram y Ballance, 1996; W.M.O., 2013; Chen y Han, 2018).

Particularmente en ríos y quebradas, debe ubicarse un punto de monitoreo aguas arriba, que generalmente se inicia en la cabecera de la cuenca, el cual servirá como punto de referencia (Awoke *et al.*, 2016). Además, los puntos de monitoreo deben ser ubicados aguas arriba y aguas abajo de una descarga de agua residual. También se deben ubicar estaciones de muestreo en los afluentes del río y a aproximadamente 100 m de distancia del punto de unión del afluente con el

cauce principal (Awoke *et al.*, 2016). Esto último permite analizar el impacto del afluente en la calidad del agua de la corriente principal.

El número de estaciones de muestreo dependerá de las características del ecosistema acuático (morfología, hidrodinámica, fuentes contaminantes, etc.). Sin embargo, después de un estudio preliminar, el monitoreo de la calidad de agua puede ser refinado incrementando o disminuyendo el número de estaciones de muestreo (Wang *et al.*, 2018; Camara *et al.*, 2019). Mediante el empleo de análisis multivariado, las estaciones de muestreo con características similares pueden agruparse y luego seleccionar una representación de cada grupo, lo cual contribuirá a disminuir los costos del monitoreo.

Frecuencia y periodo de monitoreo

De acuerdo a las características del ecosistema y al objetivo del monitoreo se establece la frecuencia de monitoreo (W.M.O., 2013). Para la periodicidad de muestreo, si lo que se desea conocer, son las características de la calidad del agua por un largo periodo de tiempo, una frecuencia mensual o bimensual es aceptable. Si por el contrario, el objetivo del monitoreo es controlar la calidad del agua (ej: fuente de agua potable), se deben realizar muestreos semanales. En caso de que se sospeche o se detecten variaciones significativas de la calidad del agua en una estación de muestreo, deben tomarse muestras puntuales diarias o muestras compuestas (Bartram y Ballance, 1996; APHA, 2017). Debe tenerse el cuidado de siempre muestrear a la misma hora del día y tomar en consideración la influencia de las mareas en el caso de estaciones estuarinas, así como los periodos poco lluviosos y lluviosos, donde puede existir sequía o inundaciones en el ecosistema.

Con respecto al periodo de monitoreo, este dependerá del cuerpo de agua y sus características específicas. Algunos ecosistemas acuáticos se consideran intermitentes, debido a que su curso o parte del mismo se seca durante los periodos poco lluviosos. Esta característica, debe tenerse en cuenta a la hora de establecer el periodo y la frecuencia de muestreo. De igual forma, en aquellas regiones donde existan marcadas diferencias entre las estaciones del año, estas deben ser consideradas. Por ejemplo, en Cuba existen dos estaciones marcadas: periodo lluvioso (mayo-octubre) y periodo poco lluvioso (noviembre-abril) (INSMET, 2022), por lo que se deben tener en cuenta estos periodos a la hora de llevar a cabo un monitoreo de la calidad de agua. Hossen *et al.* (2018) y Sukanya y Joseph (2020) muestrearon los ríos Halda y Karamana respectivamente, en la India, durante los periodos de monzón y periodos de no-monzón, observando diferencias significativas entre ambas estaciones. De igual forma, Matta *et al.* (2020) tomaron muestras del río Ganga al norte de la India en la región del Himalaya durante las cuatro estaciones (invierno, verano, monzón y post-monzón), apreciando el impacto de la contaminación, particularmente en los meses de monzón con el arrastre de los suelos producto de la lluvia, con la consiguiente acumulación de basura en el río.

Para lograr una buena representatividad en el muestreo y que luego se puedan brindar conclusiones válidas sobre la calidad de un ecosistema acuático, se deben realizar análisis espaciales y temporales a lo largo del ecosistema, lo que permitirá evaluar los parámetros de calidad de agua más significativos, teniendo en cuenta las actividades que puedan afectar la salud del ecosistema acuático y los principales contaminantes presentes, de acuerdo a las actividades que se realicen (ej: agrícola, industrial, recreativas, etc.) (Isiyaka *et al.*, 2019; Akhtar *et al.*, 2021).

Indicadores de calidad de agua

Los indicadores que se seleccionen para el monitoreo, dependerán de los objetivos del mismo y de los usos del agua (agua potable, irrigación, cría de animales, uso industrial, uso recreativo, etc.). También depende de las normas vigentes en cada país en el que se realiza la evaluación de la calidad del agua. Para tener una idea rápida y general de cómo se encuentra la calidad de un ecosistema, se sugiere utilizar los indicadores: temperatura, conductividad eléctrica (CE), pH, oxígeno disuelto (OD) y sólidos totales disueltos (STD) (W.M.O., 2013; Tavakoly Sany *et al.*, 2019; Panikkar *et al.*, 2022), los cuales se pueden determinar *in situ* mediante el uso de un multímetro. La temperatura es un parámetro crítico en los ecosistemas acuáticos, ya que de ella depende el tipo de vida acuática (psicrófilos, mesófilos, termófilos, hipertermófilos), regula las concentraciones de oxígeno disuelto y afecta los diferentes procesos físicos, químicos y biológicos que se llevan a cabo en los ecosistemas acuáticos (Sutadian *et al.*, 2018). El pH especifica cuán ácida o alcalina está el agua. Por lo general valores entre 6,5-8,5 se consideran en un rango aceptable (Norma Cubana 22, 1999; W.H.O, 2017). El oxígeno disuelto es un indicador primario de calidad de agua, el cual es esencial para la respiración aerobia (Ahmed *et al.*, 2020). El límite mínimo permisible establecido en las normas de calidad de agua es de 3 mg.L⁻¹, por debajo de este valor se compromete la vida acuática (Norma Cubana 22, 1999; W.H.O, 2017). La conductividad eléctrica indica el potencial del agua de conducir la corriente y está relacionado con el contenido iónico del agua (Ahmed *et al.*, 2020). En cambio, los sólidos totales disueltos constituyen los sólidos inorgánicos y orgánicos que permanecen en el agua (Ahmed *et al.*, 2020). Elevados valores de STD pueden ser perjudiciales para la biota acuática debido a la salinidad o a cambios en la composición del agua. Las principales fuentes de elevadas concentraciones de STD lo constituyen los suelos erosionados, los desechos de la agricultura, de la ganadería, entre otras actividades humanas (Ewaid *et al.*, 2020). Sin embargo, ni en las normas cubana, ni en las normas internacionales aparecen los valores máximos permisibles para la conductividad y los sólidos totales disueltos.

En muchos casos se emplean sistemas multisensores que permiten realizar un registro diario y continuo de estos indicadores y por tanto, de la calidad de diferentes ecosistemas acuáticos (Chen y Han, 2018). El uso de estos indicadores tiene como ventaja, que se pueden medir *in situ*, son poco costosos, eficientes y pueden servir como alerta de contaminación.

En diferentes programas de monitoreo, la existencia de una fuente contaminante, constituye una razón importante para la selección de los indicadores de calidad de agua (Tavakoly Sany *et al.*, 2019). En caso de que se conozca la presencia de algún tipo de contaminación, por ejemplo contaminación por desechos orgánicos, se deben determinar los indicadores: Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Total (COT), nitrógeno orgánico disuelto, fósforo total, coliformes termotolerantes (CTE) y *Escherichia coli* (Dadi *et al.*, 2018). La DBO es la cantidad de oxígeno consumido por las actividades biológicas en el agua, particularmente por bacterias y protozoos. Si los niveles de DBO sobrepasan las concentraciones de oxígeno disuelto, entonces puede verse afectada la biota acuática (Ahmed *et al.*, 2020). La Norma Cubana 22 (1999) establece para aguas de uso recreativo un valor máximo de 3 mg.L⁻¹ de DBO. En el caso de la DQO, esta representa la cantidad de oxígeno que se necesita para descomponer los desechos orgánicos biodegradables y no biodegradables en el agua a causa de las descargas de aguas residuales (Ewaid *et al.*, 2020). El COT representa la cantidad de compuestos orgánicos presentes en una muestra de agua y resulta muy atractivo como indicador de materia orgánica no-biodegradable (Lee *et al.*, 2020). Sin embargo, a pesar de ser indicadores de materia orgánica, en las normas no aparecen regulados los valores máximos permisibles de la DQO o el COT. Sólo se encuentra normada la concentración de DQO en las descargas de aguas residuales que van hacia los ríos o embalses (Norma Cubana 27, 2012).

El fósforo es esencial para el crecimiento de las plantas y usualmente controla el crecimiento de algas y plantas acuáticas en ecosistemas dulceacuícolas y se encuentra en concentraciones limitantes en estos sistemas (Halim *et al.*, 2018). En el caso del nitrógeno, su exceso puede provocar el sobrecrecimiento de algas y plantas acuáticas, provocando el bloqueo de la luz hacia aguas profundas y la disminución del oxígeno disuelto por la descomposición de las plantas cuando mueren, contribuyendo a la eutrofización de las aguas (Shen *et al.*, 2020). Las fuentes de fósforo y nitrógeno incluyen fertilizantes, desechos humanos y de animales y sistemas sépticos (Halim *et al.*, 2018). En la Norma Cubana 22 (1999) se plantea que el nitrógeno y el fósforo estarán en las aguas destinadas al baño, en una proporción que no ocasione eutrofización de las masas de agua. Sin embargo, no precisa cuáles son las concentraciones máximas permisibles de estos nutrientes. En tanto, la OMS plantea que las concentraciones de fósforo en forma de fosfatos y las concentraciones de nitrógeno en forma de nitrato no deben exceder los 0,5 mg.L⁻¹ y 50 mg.L⁻¹ respectivamente (W.H.O, 2017). En esta norma no se hace referencia al fósforo total o al nitrógeno orgánico disuelto. Por su parte, los coliformes termotolerantes y *E. coli*, son indicadores de contaminación fecal, por lo que pueden indicar la presencia de posibles patógenos en las aguas (Sutadian *et al.*, 2018). Estos indicadores bacteriológicos no deben exceder los 2 x10² UFC.100 mL⁻¹ en aguas con contacto directo ó 1x10³ UFC.100 mL⁻¹ en aguas con contacto indirecto (Norma Cubana 22, 1999; Norma Cubana 1021, 2014; W.H.O, 2021).

Si se está en presencia de la eutrofización de un cuerpo de agua, como resultado de descargas puntuales o debido al arrastre o drenaje a partir de suelos dedicados a la agricultura, se deben determinar los indicadores: nitratos (NO₃-N), nitritos (NO₂-N), amonio (NH₄-N), fósforo total, transparencia y clorofila *a* (De Oliveira *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2020). En cambio, para aguas dedicadas a la agricultura e irrigación se sugieren los indicadores: STD, boro, selenio, sodio, calcio, magnesio, CTE, *E. coli* y además se debe llevar un control de los pesticidas y herbicidas que se utilizan (Bartram y Ballance, 1996). La selección de estos indicadores se corresponde con el tipo de compuestos que se utilizan en la agricultura, así como de la composición de los suelos circundantes a los ecosistemas dulceacuícolas.

Para aguas residuales procedentes de efluentes industriales, se sugieren los indicadores: STD, DBO, DQO, trihalometanos, hidrocarburos aromáticos, fenoles, cianuro, benceno, arsénico, cadmio, cobre, plomo, manganeso, mercurio, zinc y sustancias per- y polifluoroalquílicas. La selección de los indicadores está en dependencia de los procesos industriales que se lleven a cabo en las industrias que se localizan cerca del ecosistema en estudio. Estos indicadores se encuentran recogidos en diferentes normas internacionales (USEPA, 2017; W.H.O, 2017; USEPA, 2020) y en la Norma Cubana 27 (2012) relacionada con el vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado.

Cuando se evalúa el proceso de recuperación ambiental (por ejemplo, un monitoreo de impacto) se deben determinar indicadores fisicoquímicos (temperatura, pH, OD, CE, nutrientes, DQO, DBO, clorofila *a*), indicadores bacterianos de contaminación fecal (*E. coli*, enterococos, coliformes termotolerantes) y se deben realizar estudios sobre comunidades de organismos (peces, macroinvertebrados, composición de comunidades bacterianas, etc.) que permitan analizar su respuesta a un determinado impacto (Awoke *et al.*, 2016; Baptista y Santos, 2016; Souza Beghelli *et al.*, 2016; Kebede *et al.*, 2020; Larrea *et al.*, 2020; Bedoya *et al.*, 2022). La determinación de los indicadores sugeridos para cada situación, se incluyen en diferentes guías como la guía para la calidad del agua recreativa canadiense (Health Canada, 2012), la guía para la calidad del agua potable (W.H.O, 2017), la guía para la calidad de aguas recreativas (W.H.O, 2021), la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2017) y las directrices cubanas para el agua potable (Norma Cubana 827, 2012; Norma Cubana 1021, 2014). Estas pautas son esenciales para verificar la calidad de un cuerpo de agua. Particularmente en Cuba, se debe actualizar la norma de calidad agua para lugares de baño en costas y en masas de

aguas interiores (Norma Cubana 22, 1999) de la misma forma que lo hicieron las normas cubanas para el agua potable (Norma Cubana 827, 2012), teniendo en cuenta que los coliformes totales no se utilizan para la evaluación de la calidad de agua y que para la determinación de los indicadores bacterianos de contaminación fecal también puede utilizarse la técnica de filtración por membrana.

Análisis estadísticos a los resultados del monitoreo

El empleo de métodos estadísticos multivariados para el análisis de los datos del monitoreo constituye una herramienta útil para evitar malas interpretaciones que puedan surgir del análisis de datos aislados (Isiyaka *et al.*, 2019). Estos métodos se han empleado con anterioridad para caracterizar y evaluar la calidad del agua de diferentes ecosistemas acuáticos. Entre los métodos multivariados más utilizados, se encuentran: el análisis jerárquico de conglomerado, el análisis discriminante (DA) y el análisis de componentes principales (PCA), los cuales permiten entender mejor los resultados y reducir la subjetividad en los procesos (Lusiana *et al.*, 2022)

Para el análisis jerárquico de conglomerado, el empleo del método de Ward utilizando distancias euclidianas como medida de similitud entre las estaciones de muestreo constituye un método muy eficiente (Manoj y Padhy, 2014). La aplicación del análisis de conglomerado a un estudio preliminar de la calidad del agua de diferentes estaciones de muestreo a lo largo de un ecosistema acuático, puede contribuir a la reducción de las estaciones de muestreo, si se obtienen grupos/conglomerados con diferentes características, por ejemplo, estaciones con bajo, medio y alto grado de contaminación (Isiyaka *et al.*, 2019).

A partir de los datos obtenidos de las publicaciones de Prats *et al.* (2006) y Rodríguez *et al.* (2006) con respecto a la calidad química y microbiológica de 14 estaciones de muestreo del río Almendres (La Habana, Cuba), se realizó un análisis de conglomerado (Figura 1). A una distancia de corte del 70% se forman tres grupos, un primer grupo que incluye a las estaciones: Puente de Hierro, Puente Avenida 23, Puente de Piedra, Puentes Grandes Avenida 51, Santoyo 2 y María del Carmen, las cuales se caracterizaron por presentar concentraciones de nitritos, nitratos, amonio, fosfatos y coliformes termotolerantes intermedias. El segundo grupo incluyó a la estación Río Cristal, la cual presentó los valores más bajos de los indicadores evaluados. En tanto, el tercer grupo incluyó las estaciones Puentes Grandes, Mordazo, Santoyo, Santoyo 1, Puente 100 y Boyeros, Paila y Fábrica de Helados Coppelia, las cuales se caracterizaron por las concentraciones más altas de los indicadores de calidad determinados. A partir de este análisis, se puede reducir la cantidad de estaciones de muestreo, seleccionando una de cada grupo, por ejemplo, Río Cristal (grupo 2), Paila (grupo 3) y Puente de Hierro (grupo 1) que representan tres regiones diferentes en cuanto a la calidad del agua del río Almendares.

En el caso del análisis discriminante, este determina las variables que discriminan entre dos o más grupos/conglomerados, lo cual permite analizar las variables más significativas que influyen en la separación espacial de los grupos (estaciones de muestreo) y eliminar aquellas variables no significativas (Bilgin, 2018; Abed *et al.*, 2019). En cuanto al análisis de componentes principales, este brinda información acerca de los parámetros más significativos debido a variaciones espaciales y temporales que describen el total de los datos. Mediante este análisis se excluyen los parámetros menos significativos con un mínimo de pérdida de información original (Tripathi y Singal, 2019; Yang *et al.*, 2020). Un ejemplo, se puede apreciar en el trabajo de Arpajón *et al.* (2011), quienes a través de un análisis de componentes principales detectaron que las concentraciones de nutrientes (nitratos, nitritos, amonio y fosfatos) y de bacterias heterótrofas totales permiten separar las estaciones del río Almendares en tres grupos (alto, medio y bajo) de acuerdo al nivel de contaminación.

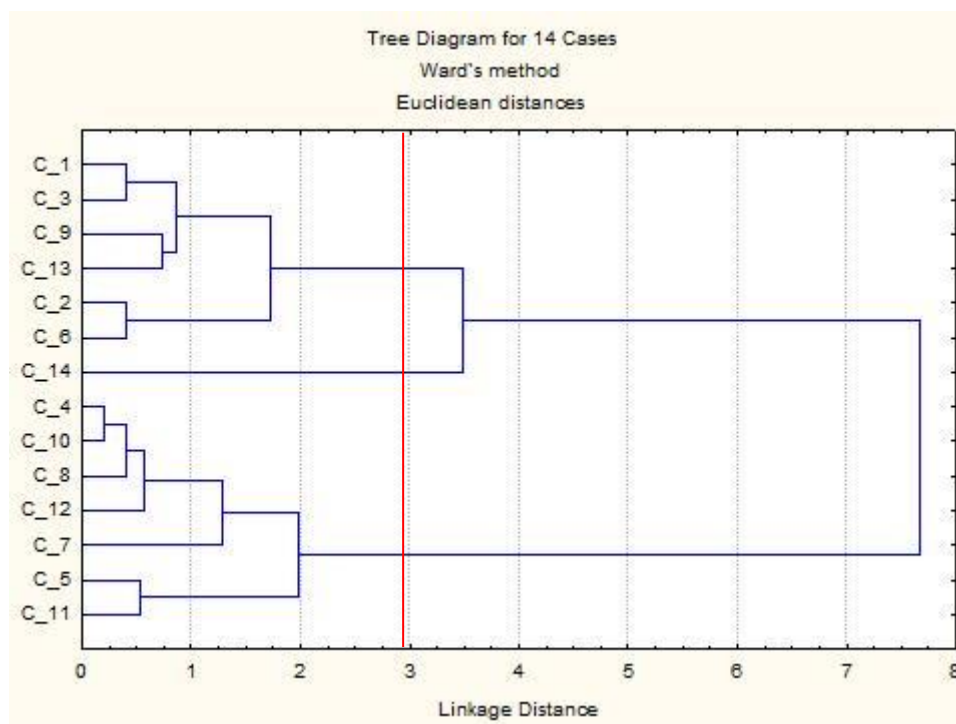


Fig. 1. Análisis de conglomerado para la selección de las estaciones de muestreo. La línea roja indica a la distancia que se realizó el corte (70%). Para esta distancia se forman tres grupos para un nivel de confianza del 100%. Estaciones de muestreo: C_1: Puente de Hierro; C_2: Puente de Piedra; C_3: Puente Avenida 23; C_4: Puentes Grandes; C_5: Mordazo; C_6: Puentes Grandes Avenida 51; C_7: Santoyo; C_8: Santoyo 1; C_9: Santoyo 2; C_10: Puente 100 y Boyeros; C_11: Paila; C_12: Fabrica de Helados Coopelia; C_13: Maria del Carmen; C_14: Río Cristal.

Índices de calidad de agua

Los índices de calidad permiten predecir cambios y características en la calidad del agua mediante la consideración de múltiples parámetros (Isiyaka *et al.*, 2019; Akhtar *et al.*, 2021). Estos índices surgen como una herramienta simple para evaluar la calidad de los recursos hídricos, fundamental en procesos decisivos de políticas públicas y en el seguimiento de sus impactos (Uddin *et al.*, 2021). Según Ruiz (2017) para que un índice sea considerado útil debe cumplir ciertos criterios:

1. Discriminar los cambios inducidos por nutrientes, efectos estacionales y climáticos
2. Ser sensible a varios niveles de enriquecimiento
3. Ser geográficamente generalizados
4. Ser aplicable a largo plazo y su metodología debe ser sencilla

Los índices de calidad del agua tienen como objetivo fundamental evaluar la calidad del agua para diferentes usos, por lo cual es calculado a partir de indicadores físico-químicos y microbiológicos de contaminación directamente relacionados con el nivel de riesgo sanitario presente en el agua (Akhtar *et al.*, 2021; Lusiana *et al.*, 2022; Panikkar *et al.*, 2022). El índice puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o incluso un color (Tripathi y Singal, 2019). El desarrollo de los índices del nivel trófico en ecosistemas acuáticos no están encaminados a un interés académico, sino a simplificar la interpretación de

los datos de su monitoreo y, de esta forma, comunicar la información de la calidad del agua de una forma fácil a la población y a los gestores ambientales (Ruiz, 2017; Akhtar *et al.*, 2021). Para calcular el índice de calidad de las aguas Dunnette (1979) recomienda seleccionar parámetros que respondan a cinco categorías reconocidas: nivel de oxígeno (Oxígeno disuelto, DQO, DBO), eutrofización (nutrientes, clorofila *a*), aspectos de salud (indicadores bacterianos de contaminación fecal), características físicas (temperatura, color) y sustancias disueltas (STD). Estas cinco categorías permiten caracterizar de forma global la calidad y el estado de salud de ecosistemas dulceacuícolas. Existen diferentes índices de calidad de agua como son: el Índice de Calidad de Agua del Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME WQI, siglas en inglés), el Índice de la Fundación Nacional de Salud (NSF, siglas en inglés), el Índice de Oregón, el Índice de Bascarón, el Índice de Casa, entre otros (Sutadian *et al.*, (2016), para ampliar sobre índices de calidad de agua y sus usos). En la Tabla 1 se muestran los índices más utilizados, los parámetros que se seleccionan para su cálculo, así como la interpretación del valor final en cada caso. De todos estos índices, el más empleado es el CCME WQI, debido a que es flexible en cuanto al empleo de los parámetros a seleccionar, lo cual permite hacer modificaciones de acuerdo a las condiciones locales del ecosistema a analizar (Sutadian *et al.*, 2016; Maansi *et al.*, 2022). Teniendo en cuenta estos aspectos, los índices de calidad del agua se convierten en una medida importante para la evaluación y el manejo de las aguas superficiales.

Tabla 1. Índices de calidad de agua más utilizados

Índices de calidad de agua	Parámetros seleccionados	Interpretación final del valor del índice
CCME WQI	Al menos 4 parámetros. El número máximo de parámetros no se especifica	excelente calidad (95-100) buena calidad (80-94) fair calidad (65-79) calidad marginal (45-64) pobre calidad (0-44)
NSF	11 parámetros: oxígeno disuelto (OD), Coliformes termotolerantes (CTE), pH, demanda bioquímica de oxígeno—5 días (DBO5), temperatura, fósforo total (PT), nitratos (NO3), turbidez, sólidos total (ST), pesticidas y compuestos tóxicos	excelente calidad (90-100) buena (70-89) media (50-69) mala (25-49) muy mala (0-24)
Índice de Oregón	8 parámetros: OD, pH, CTE, DBO5, ST, NO3+ amonio, PT, temperatura	excelente calidad (90-100) buena (85-89)

Índice de Bascarón	26 parámetros: pH, DBO5, OD, temperatura, Coliformes totales (CT), color, turbidez, reducción del permanganato, detergentes, dureza, pesticidas, aceites y grasas, sulfatos (SO ₄), NO ₃ , cianuros, sodio, CO ₂ libre, nitrógeno del amonio (amonio-N), cloruro (Cl), conductividad, magnesio (Mg), fósforo (P), nitritos (NO ₂), calcio (Ca) and aspecto aparente	fair (80-84) pobre (60-79) muy pobre (10-59) buena calidad (91-100) aceptable (61-90) regular (31-60) mala (16-30) muy mala (0-15)
Índice de Casa	9 parámetros para calidad de agua en general: OD, Nitrógeno amoniacal, DBO5, sólidos suspendidos (SS), NO ₃ , pH, temperatura, cloruros (Cl), y coliformes totales (CT)	agua altamente contaminada (10-30) agua moderadamente contaminada (31-50) agua de razonable calidad (51-70) agua de elevada calidad (71-100)

MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DEL RÍO ALMENDARES

El río Almendares se localiza en la provincia de La Habana, Cuba. Constituye la corriente principal de la Cuenca Almendares-Vento (402 km²), con 49,8 km de longitud. La cuenca hidrográfica Almendares-Vento es la corriente superficial más importante de La Habana desde el punto de vista económico, social, de salud, cultural, recreativo y urbanístico. A lo largo de su recorrido se asientan grandes parques científico-recreativos como son los Jardines Botánico y Zoológico, así como las viviendas de más de medio millón de personas (Domínguez *et al.*, 2012). Al final de su recorrido se encuentra el Parque Metropolitano de La Habana, complejo socio-ecológico-cultural dedicado a la recreación de la población. En este sitio, las aguas del río constituyen el centro recreativo fundamental, de ahí que el monitoreo de la calidad de esta agua resulte de vital importancia, a fin de garantizar la salud de los que disfrutan de ella (Domínguez *et al.*, 2012). Sus aguas se utilizan, además, para la agricultura, la pesca y la industria (Arpajón *et al.*, 2011). Se conoce que recibe descargas de aguas residuales de más de 240 fuentes contaminantes provenientes de diferentes sectores de la economía y la urbanización que vierten sus aguas residuales sin tratamiento o ineficientemente tratada (Izquierdo *et al.*, 2020). Esto se debe, en parte, a la ausencia de una infraestructura sanitaria adecuada y a una insuficiente cobertura de saneamiento de las aguas residuales domésticas e industriales (de Freitas y Westbrook, 2016). Actualmente el río Almendares es prácticamente una corriente anaeróbica a la cual se le continúan incorporando residuales domésticos crudos provenientes de las barriadas colindantes a las márgenes (de Freitas y Westbrook, 2016). Además, producto del desarrollo de la actividad pesquera en el estuario existen objetos enterrados parcial o totalmente en el cieno

limo-arenoso como restos de embarcaciones de madera o plástico y pilotes de antiguos muelles. También ingresan al cauce principal del río cuatro arroyos: Paila, Marinero, Mordazo y Santoyo; aportando una carga contaminante adicional (Domínguez *et al.*, 2012).

En el río Almendares se ha evaluado de forma sistemática la calidad del agua desde el año 2003, donde se ha verificado que las aguas de este río no son apropiadas para la recreación, para la pesca o para uso agrícola (Olivares-Rieumont *et al.*, 2005; Prats *et al.*, 2008; Arpajón *et al.*, 2011; Izquierdo *et al.*, 2020; Larrea *et al.*, 2020; Barroso *et al.*, 2021; Larrea *et al.*, 2022) a pesar de las medidas de saneamiento y gestión ambiental que se han desarrollado en los últimos 15 años.

Como parte del monitoreo que se ha llevado a cabo en este ecosistema, inicialmente se realizaron estudios preliminares con el objetivo de contar con una referencia acerca de los niveles de contaminación química y microbiológica de las aguas y sedimentos del río, debido a que no se contaba con datos previos (Olivares-Rieumont *et al.*, 2005; Prats *et al.*, 2006). A partir de estos estudios, se seleccionaron las estaciones de muestreo y los indicadores de calidad de agua a determinar, haciendo un mejor uso de los recursos disponibles para realizar el monitoreo de la calidad de las aguas del río Almendares.

En los estudios preliminares realizados por Olivares-Rieumont *et al.* (2005) y Prats *et al.* (2006), se seleccionaron 14 estaciones de muestreo que incluían puntos en la corriente principal del río y en los tributarios. Además, para la ubicación de estas estaciones se tuvieron en cuenta, la presencia de diferentes fuentes puntuales y no puntuales de contaminación, que incluían: fábricas, industrias, un vertedero de residuos sólidos, así como tierras dedicadas a la actividad agrícola. Posteriormente y atendiendo a similitudes en cuanto a la calidad del agua de algunas estaciones, estas se redujeron a nueve estaciones de muestreo (Arpajón *et al.*, 2011; Knapp *et al.*, 2012). En los estudios de Larrea *et al.* (2020) sólo se muestrean tres de las nueve estaciones de muestreo seleccionadas en el río Almendares, atendiendo al objetivo de realizar un monitoreo de impacto para analizar como los contaminantes de este ecosistema afectan la estructura de la comunidad bacteriana. Estas tres estaciones (Río Cristal, Paila y Puente de Hierro) presentan diferentes niveles de contaminación de acuerdo a los indicadores físico-químicos y microbiológicos determinados (amonio, fosfatos, DQO, nitratos, nitritos, coliformes termotolerantes y *E. coli*) y son representativas de la calidad del agua a lo largo del río Almendares.

Para los muestreos de las aguas de este ecosistema, se han tomado en consideración los periodos poco lluviosos y periodos lluviosos, estableciéndose comparaciones entre ambas estaciones (Prats *et al.*, 2006; Knapp *et al.*, 2012). Por lo general, los muestreos han tenido una frecuencia bimensual dentro de cada época del año; aunque en ocasiones se han realizado muestreos puntuales o con una frecuencia quincenal en función del objetivo del estudio (Olivares-Rieumont *et al.*, 2005; Knapp *et al.*, 2012).

En el río Almendares, atendiendo a las diferentes fuentes contaminantes, se han utilizado disímiles indicadores de calidad de agua, los cuales se relacionan a continuación, indicando entre paréntesis el rango de valores reportados en la literatura para los mismos en este ecosistema: la temperatura (25-30° C), conductividad eléctrica (600-6300 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$), pH (6,5-9,6), oxígeno disuelto (0,2-5,3 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$), sólidos totales disueltos (400-4200 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$), DBO, DQO (16-6400 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$), nitrato (1,8-71,8 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$), nitrito (0,02-1,9 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$), amonio (0,2-5,9 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$), fosfato (0,1-4,6 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$), hidrocarburos aromáticos policíclicos (49,5 $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$), cadmio (0,23-0,81 $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$), cobre (0,05-0,49 $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$), plomo (2,86-73,29 $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$), zinc (10,05-11,96 $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$), clorofila *a* (0-75,8 $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$), coliformes termotolerantes (1×10^3 - 2×10^6 UFC.100 mL^{-1}), *Escherichia coli* (0- 1×10^6 UFC.100 mL^{-1}) y enterococos (1×10^2 - 1×10^6 UFC.100 mL^{-1}) (Olivares-Rieumont *et al.*, 2005; Prats *et al.*, 2006; Arpajón *et al.*, 2011; Santana-Romero *et al.*, 2012; Larrea *et al.*, 2020). Además para determinar el impacto de los contaminantes sobre la ecología del río, se han

estudiado las comunidades bacterianas (Larrea *et al.*, 2020), la actividad proteolítica extracelular (Izquierdo *et al.*, 2020), la actividad de fosfatasas ácidas (Larrea *et al.*, 2022) y la presencia de genes de resistencia a antibióticos (Graham *et al.*, 2011; Knapp *et al.*, 2012). Como puede apreciarse los valores de nutrientes, metales pesados, DQO e indicadores bacterianos de contaminación fecal, se encuentran por encima de los límites máximos permisibles establecidos en las normas cubanas, así como en normas internacionales (Norma Cubana 22, 1999; Norma Cubana 27, 2012; USEPA, 2017; W.H.O, 2017)

Entre los contaminantes directamente identificados en el cuerpo de agua del río Almendares se encuentran diversas especies metálicas como plomo y zinc en concentraciones superiores a los límites máximos permitidos según las normas internacionales de calidad del agua y sedimentos, así como antibióticos (Olivares-Rieumont *et al.*, 2005; Veranes, 2013). Además, se han obtenido concentraciones elevadas de contaminantes químicos como compuestos orgánicos (Santana-Romero *et al.*, 2012) y nutrientes inorgánicos como amonio, nitrito, nitrato y fosfato (Larrea *et al.*, 2020). Asimismo, se han detectado altas concentraciones de los indicadores de contaminación fecal *E. coli*, coliformes termotolerantes y enterococos (Izquierdo *et al.*, 2020; Larrea *et al.*, 2020). Estos resultados son una evidencia del deterioro de la calidad de las aguas del río Almendares.

A pesar de que se cuenta con información acerca del comportamiento de diferentes indicadores de calidad de agua en el río Almendares, no se ha utilizado con anterioridad un índice de calidad de agua, que permitiría resumir todos los datos colectados y que facilitaría la comunicación de estos resultados a los decisores de las políticas ambientales.

En la actualidad, este río continúa siendo objeto de estudio de diferentes investigaciones encaminadas al mejoramiento de la calidad de sus aguas.

CONCLUSIONES

El monitoreo de calidad de agua, resulta complejo y costoso. Es por esto que la realización de un estudio preliminar que permita conocer las características del ecosistema, contribuye no solo a la selección de las estaciones de muestreo, sino también de los indicadores de calidad de agua que serán determinados; todo lo cual contribuye a refinar el monitoreo, aprovechar bien los recursos y reducir los costos. Dentro del monitoreo, el empleo de un índice de calidad de agua y de métodos estadísticos multivariados, constituyen herramientas útiles que facilitan la comunicación de los resultados a los gestores ambientales; por lo que se recomienda su empleo en la evaluación de la calidad del agua de ecosistemas acuáticos como el río Almendares.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Proyecto Sectorial del Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos: “Evaluación de la calidad de ecosistemas dulceacuícolas del occidente de Cuba: riesgos y efectos para el medio ambiente y la salud humana (2022-2025)”. Los autores agradecen a la profesora DrC. Mayra Heydrich Pérez por sus sugerencias en la concepción de este artículo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abed, S. A., Ewaid, S. H. y Al-Ansari, N. (2019). Evaluation of water quality in the Tigris River within Baghdad, Iraq using multivariate statistical techniques. *J. Phys.: Conf. Ser.*, 1294 (072025).
- Ahmed, U., Mumtaz, R., Anwar, H., Mumtaz, S. y Qamar, A. M. (2020). Water quality monitoring: from conventional to emerging technologies. *Water Supply*, 20(1), 28-45. doi: <https://doi.org/10.2166/ws.2019.144>
- Akhtar, N., Ishak, M. I. S., Ahmad, M. I., Umar, K., Md Yusuff, M. S., Anees, M. T., Qadir, A. y Ali Almanasir, Y. K. (2021). Modification of the Water Quality Index (WQI) process for simple calculation using the multi-criteria decision-making (MCDM) method: a review. *Water*, 13(905). doi: <https://doi.org/10.3390/w13070905>
- Alilou, H., Nia, A. M., Keshtkar, H., Han, D. y Bray, M. (2018). A cost-effective and efficient framework to determine water quality monitoring network locations. *Science of The Total Environment*, 624 283-293.
- APHA. (2017). Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater. In American Public Health Association, A. W. W. A., and Water Environment Federation. (Ed.), (23rd ed.).
- Arpajón, Y., Romeu, B., Rodríguez, A., Heydrich, M., Rojas, N. y Lugo, D. (2011). Impacto de los nutrientes inorgánicos sobre la comunidad bacteriana del río Almendares (Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 11, 731-738.
- Awoke, A., Beyene, A., Kloos, H., Goethals, P. L. M. y Triest, L. (2016). River water pollution status and water policy scenario in Ethiopia: raising awareness for better implementation in developing countries. *Environmental Management*, 58 (4), 694-706. doi: 10.1007/s00267-016-0734-y
- Baptista, C. y Santos, L. (2016). Water quality monitoring in the Paul do Boquilobo Biosphere Reserve. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 94, 180-187. doi: 10.1016/j.pce.2015.11.008.
- Barroso, P., Bocourt, L., Lugo, D. y Romeu, B. (2021). Detección de β -lactamasas de espectro extendido en *Escherichia coli* aisladas de ecosistemas dulceacuícolas de La Habana. *Revista Cubana de Medicina Tropical*, 73(2), e577.
- Bartram, J. y Ballance, R. (Eds.). (1996). *Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes.*: CRC Press.
- Bedoya, K., Galeano, L., Hincapié, M. M., Mesa, J. A. y Alzate, J. F. (2022). Bacterial diversity analysis of freshwater sources for human use in rural areas of the tropical Andean region of Colombia. *Infectio*, 26(1), 11-18.
- Behmel, S., Damour, M., Ludwig, R. y Rodriguez, M. J. (2016). Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. *Science of The Total Environment*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.235>
- Bilgin, A. (2018). Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) method and discriminant analysis method: a case study Coruh River Basin. *Environ Monit Assess*, 190(554). doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6927-5>
- Camara, M., Jamil, N. R., Abdullah, A. F. B. y Hashim, R. B. (2019). Spatiotemporal assessment of water quality monitoring network in a tropical river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 729.
- Cygan, A., Klos, A. y Wieczorek, P. (2021). Using macroelement content to characterize surficial water quality of artificial reservoirs. *Water, Air and Soil Pollution*, 232(408), 1-15. doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05350-6>

- Chen, Y. y Han, D. (2018). Water quality monitoring in smart city: A pilot project. *Automation in Construction*, 89, 307-316. doi: 10.1016/j.autcon.2018.02.008
- Dadi, D., Mengistie, E., Terefe, G., Getahun, T., Haddis, A., Birke, W., Beyene, A., Luis, P. y Bruggen, B. V. D. (2018). Assessment of the effluent quality of wet coffee processing wastewater and its influence on downstream water quality. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 18(2), 201-211. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.10.007>
- de Freitas, N. S. y Westbrook, A. (2016). Havana's wastewater treatment plants: changes over time and estimate of replacement cost. *Cuba in Transition*, 26, 160-171.
- De Oliveira, T. F., de Sousa Brandão, I. L., Mannaerts, C. M., Hauser-Davis, R. A., Ferreira de Oliveira, A. A., Fonseca Saraiva, A. C., Araujo de Oliveira, M. y Ishihara, J. H. (2020). Using hydrodynamic and water quality variables to assess eutrophication in a tropical hydroelectric reservoir. *Journal of Environmental Management*, 256(109932). doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109932
- Domínguez, J., Borroto, J., Pérez, E. y Martínez, A. (2012). Determinación de parámetros del modelo de calidad de agua del Río Almendares. VII Taller de Medio Ambiente [revista en internet], 1-7.
- Dunnette, D. (1979). A Geographically Variable Water Quality Index Used In Oregon. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 51, 53-61.
- Ewaid, S. H., Abed, S. A., Al-Ansari, N. y Salih, R. M. (2020). Development and Evaluation of a Water Quality Index for the Iraqi Rivers. *Hydrology*, 7, 67. doi: <https://doi.org/10.3390/hydrology7030067>
- Graham, D. W., Olivares - Rieumont, S., Knapp, C. W., Lima, L., Werner, D. y Bowen, E. (2011). Antibiotic Resistance Gene Abundances Associated with Waste Discharges to the Almendares River near Havana, Cuba. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 418-424.
- Häder, D.-P., Banaszak, A. T., Villafañe, V. E., Narvarte, M. A., González, R. A. y Helbling, E. W. (2020). Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. *Science of the Total Environment*, 713(136586). doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136586>
- Halim, M. A., Sharmin, S., Rahman, H. M. H., Haque, M. M., Rahman, M. S. y Islam, M. S. (2018). Assessment of water quality parameters in baor environment, Bangladesh: A review. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 6(2), 269-263.
- Health Canada. (2012). Guidelines for Canadian Recreational Water Quality, Third Edition. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada. Ottawa, Ontario. (Catalogue No H129-15/2012E).
- Hossen, M. A., Hoque, A., Jishan, R. A. y Barua, P. (2018). Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index (WQI): A Case Study of the Halda River, Chittagong. *Appl. J. Envir. Eng. Sci.*, 4(4), 447-455.
- Ighalo, J. O. y Adeniyi, A. G. (2020). A comprehensive review of water quality monitoring and assessment in Nigeria. *Chemosphere*, 260(127569). doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127569>
- INSMET. (2022). Instituto Nacional de Meteorología. El clima de Cuba. www.met.inf.cu. Consulted 1-5-2022.
- Isiyaka, H. A., Mustapha, A., Juahir, H. y Phil-Eze, P. (2019). Water quality modelling using artificial neural network and multivariate statistical techniques. *Modeling Earth Systems and Environment*, 5, 583-593 doi: 10.1007/s40808-018-0551-9
- Izquierdo, K., Larrea, J. A., Lugo, D. y Rojas, M. M. (2020). Proteolytic enzyme activity and its relationship with physicochemical and microbiological indicators in freshwater ecosystems of western Cuba. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231, 1-15. doi: 10.1007/s11270-020-04909-z

Kebede, G., Mushi, D., Linke, R. B., Dereje, O., Lakew, A., Hayes, D. S., Farnleitner, A. H. y Gra, W. (2020). Macroinvertebrate indices versus microbial fecal pollution characteristics for water quality monitoring reveals contrasting results for an Ethiopian river. *Ecological Indicators*, 108, 105733. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105733>

Knapp, C. W., Lima, L., Olivares-Rieumont, S., Bowen, E., Werner, D. y Graham, D. W. (2012). Seasonal variations in antibiotic resistance gene transport in the Almendares River, Havana, Cuba. *Frontiers in Microbiology*, 3, 1-11.

Larrea, J., Romeu, B., Lugo, D. y Rojas, M. (2022). Acid phosphatase activity in freshwater ecosystems of western Cuba and its relationship with water quality. *Water, Air and Soil Pollution*, 233(57). doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05514-y>

Larrea, J. A., Heydrich, M., Romeu, B., Lugo, D., Mahillon, J. y Rojas, M. M. (2020). Bacterial community structure of Almendares and San Juan rivers. Relationship with water quality. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 8(2), 1-14.

Larrea, J. A., Rojas, M. M., Romeu, B., Rojas, N. y Heydrich, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: Revisión de la literatura. *Revista CNIC Ciencias Biológicas*, 44(3), 1-12.

Lee, H.-S., Hur, J., Hwan, Y.-H. y Shin, H.-S. (2020). A Novel Procedure of Total Organic Carbon Analysis for Water Samples Containing Suspended Solids with Alkaline Extraction and Homogeneity Evaluation by Turbidity. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 3901. doi: [10.3390/ijerph17113901](https://doi.org/10.3390/ijerph17113901)

Li, B., Yang, G. y Wan, R. (2020). Multidecadal water quality deterioration in the largest freshwater lake in China (Poyang Lake): Implications on eutrophication management. *Environmental Pollution*, 260(114033). doi: [10.1016/j.envpol.2020.114033](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114033)

Lusiana, E. D., Mahmudi, M., Hutahaeen, S. M., Darmawan, A., Buwono, N. R., Arsad, S. y Musa, M. (2022). A Multivariate Technique to Develop Hybrid Water Quality Index of the Bengawan Solo River, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*, 23(2), 123-131. doi: <https://doi.org/10.12911/22998993/144420>

Maansi, Jindal, R. y Wats, M. (2022). Evaluation of surface water quality using water quality indices (WQIs) in Lake Sukhna, Chandigarh, India. *Applied Water Science*, 12, 2. doi: <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01534-x>

Manoj, K. y Padhy, P. K. (2014). Multivariate statistical techniques and water quality assessment: Discourse and review on some analytical models. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES*, 5(3), 607-626.

Matta, G., Kumar, A., Nayak, A., Kumar, P., Kumar, A. y Tiwari, A. K. (2020). Determination of water quality of Ganga River System in Himalayan region, referencing indexing techniques. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(19). doi: [10.1007/s12517-020-05999-z](https://doi.org/10.1007/s12517-020-05999-z)

Norma Cubana 22. (1999). NC 22: Lugares de baño en costas y en masas de aguas interiores. Requisitos higiénicos sanitarios. Cuba.

Norma Cubana 27. (2012). NC 27: Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado—Especificaciones. Cuba.

Norma Cubana 827. (2012). NC 827: Agua potable-Requisitos sanitarios. Cuba.

Norma Cubana 1021. (2014). NC 1021: Higiene Comunal-Fuentes de abastecimiento de agua-Calidad y protección sanitaria. Cuba.

Olivares-Rieumont, S., De La Rosa, D., Lima, L., Graham, D. W., D'Alessandro, K., Borroto, J., M., Martínez, F. y Sánchez, J. (2005). Assessment of heavy metal levels in Almendares river sediments - Havana City, Cuba. *Water Research*, 39, 3945-3953.

Panikkar, P., Saha, A., Prusty, A. K., Sarkar, U. K. y Das, B. K. (2022). Assessing hydrogeochemistry, water quality index (WQI), and seasonal pattern of plankton community in

different small and medium reservoirs of Karnataka, India. *Arabian Journal of Geoscience*, 15, doi: <https://doi.org/10.1007/s12517-021-09291-6>

Prats, J., Garcia-Armisen, A., Larrea, J. y Servais, P. (2008). Comparison of culture-based methods to enumerate *Escherichia coli* in tropical and temperate freshwaters. *Letters in Applied Microbiology*, 46(2).

Prats, J., Larrea, J., García-Armisen, T., Lugo, D., Rodríguez, A., Servais, P., Rojas, N. y Heydrich, M. (2006). Potential risk due to the microbial pollution in the Almendares river, Havana Cuba. . *Contribution to the Education and Environmental Protection.*, 7, 25-34.

Reichert, G., Hilgert, S., Fuchs, S. y Azevedo, J. C. R. (2019). Emerging contaminants and antibiotic resistance in the different environmental matrices of Latin America. *Environmental Pollution*, 255(113140). doi: 10.1016/j.envpol.2019.113140

Riva, F., Castiglioni, S., Fattore, E., Manenti, A., Davoli, E. y Zuccato, E. (2018). Monitoring emerging contaminants in the drinking water of Milan and assessment of the human risk. . *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(3), 451-457. doi: 10.1016/j.ijheh.2018.01.008

Rodríguez, A. J., Arpajón, Y., Castaño, Z., Marsán, R., Lugo, D., Roevros, N., Chou, L., Rojas, N. y Heydrich, M. (2006, 05/02/2008 10:01:07). Análisis de contaminantes inorgánicos tóxicos en las aguas del río Almendares, Cuba., from file:///F:/ENMA/PDF%20CONYMA%202006/Data/HTML/Pag...20Análisis%20de%20contaminantes%20inorganicos.htm

Ruiz, T. M. (2017). Análisis comparativo de índices de eutroficación en lagunas costeras del estado de Sonora, México. Tesis en opción al grado de Doctor en Ciencias, La Paz, California Sur.

Santana-Romero, J. L., Valdés-Callado, M., Olivares-Rieumont, S. y Lima-Cazorla, L. (2012). Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos ligeros en aguas superficiales de los ríos Almendares y Luyanó en La Habana. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, 43, 1-7.

Shen, L. Q., Amatulli, G., Sethi, T., Raymond, P. y Domisch, S. (2020). Estimating nitrogen and phosphorus concentrations in streams and rivers, within a machine learning framework. *Sci Data*, 7(161), 1-11. doi: <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0478-7>

Souza Beghelli, F. G., Silva Lira, V., Martins Pompêo, M. L., de Lima, R., Páscoli, M. y Moschini-Carlos, V. (2016). Can a one-sampling campaign produce robust results for water quality monitoring? A case of study in Itupararanga reservoir, SP, Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 28(e6), 1-14.

Sukanya, S. y Joseph, S. (2020). Water quality assessment using environmetrics and pollution indices in a tropical river, Kerala, SW Coast of India. *Current World Environment*, 15 (1), 11-23.

Sutadian, A. D., Muttill, N., Yilmaz, A. G. y Perera, B. J. C. (2016). Development of river water quality indices—a review. *Environ Monit Assess*, 188(58), 1-29. doi: 10.1007/s10661-015-5050-0

Sutadian, A. D., Muttill, N., Yilmaz, A. G. y Perera, B. J. C. (2018). Development of a water quality index for rivers in West Java Province, Indonesia. *Ecological Indicators*, 85, 966-982. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.11.04

Tavakoly Sany, S. B., Monazami, G., Rezayi, M., Tajfard, M. y Borgheipour, H. (2019). Application of water quality indices for evaluating water quality and anthropogenic impact assessment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 3001-3012. doi: 10.1007/s13762-018-1894-5

Tripathi, M. y Singal, S. K. (2019). Use of Principal Component Analysis for parameter selection for development of a novel Water Quality Index: A case study of river Ganga India. *Ecological Indicators*, 96(1), 430-436. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.025>.

Uddin, M. G., Nash, S. y Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122(107218). doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>.

USEPA. (2017). *Water Quality Standards Handbook*. Chapter 3: Water Quality Criteria (Vol. EPA-823-B-17-001). Washington, DC. : EPA Office of Water, Office of Science and Technology.

USEPA. (2020). Basic information about the Integrated Risk Information System. [cited 2020May 9]. . Washington, DC.

Veranes, O. (2013). Evaluación de la resistencia a antibióticos y a metales pesados en aislados bacterianos del Río Almendares. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 44(3), 35-37.

W.H.O. (2017). *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum* (Vol. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO). Geneva.

W.H.O. (2021). *Guidelines on recreational water quality. Volume 1: coastal and fresh waters*. (Vol. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.). Geneva.

W.M.O. (2013). Planning of water quality monitoring systems. In *World Meteorological Organization. Technical Report series No. 3* (Ed.), (pp. 128). Geneva, Switzerland: WMO-No. 1113.

Wang, T., Zou, X., Li, B., Yao, Y., Zang, Z., Li, Y., Yu, W. y Wang, W. (2018). Preliminary study of the source apportionment and diversity of microplastics: Taking floating microplastics in the South China Sea as an example. *Environmental Pollution*. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.110>.

Yang, W., Zhao, Y., Wang, D., Wu, H., Lin, A. y He, L. (2020). Using Principal Components Analysis and IDW Interpolation to Determine Spatial and Temporal Changes of Surface Water Quality of Xin'anjiang River in Huangshan, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17 (2942). doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph17082942>

Este artículo no presenta conflicto de interés

ROL DE LOS AUTORES

Jeny Adina Larrea Murrell: Conceptualización, Análisis, Metodología, Escritura del artículo original, Revisión y edición.

Beatriz Romeu Alvarez: Metodología, Escritura del artículo original, Recursos, Revisión y edición.

Daysi Lugo Moya: Metodología, Revisión y edición

Marcia M. Rojas Badía: Metodología, Supervisión, Revisión y edición