



Aptitud para el riego agrícola del agua superficial de la subcuenca Mampostón, Mayabeque, Cuba

Suitability for agricultural irrigation of Mampostón sub-basin surface water, Mayabeque, Cuba

 Lilibet Guerrero-Domínguez^{1*},  María Aurora Mesa-Pérez²,  Daylén Hernández-Rodríguez²,
 Oscar Díaz-Rizo³,  José Miguel Sánchez-Pérez⁴

¹Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas (INCA), carretera San José-Tapaste, km 3½, Gaveta Postal 1, San José de las Lajas, Mayabeque, Cuba. CP 32 700.

²Universidad Agraria de La Habana "Fructuoso Rodríguez Pérez", carretera a Tapaste y Autopista Nacional, San José de las Lajas, Mayabeque, Cuba.

³Instituto Superior de Tecnología y Ciencias Aplicadas (InSTEC), Universidad de La Habana, La Habana, Cuba.

⁴Laboratoire de Écologie Fonctionnelle et Environnement de Toulouse (EcoLab), France, CNRS.

RESUMEN: Es común encontrar afectaciones en la producción agrícola derivadas de la calidad de las aguas, por lo que la evaluación de su aptitud para el riego es determinante para asegurar la inocuidad de los alimentos. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la calidad químico-física y microbiológica del agua superficial de la subcuenca Mampostón, para su uso en el riego agrícola. Se determinaron los parámetros pH, conductividad eléctrica (CE), aniones y cationes mayoritarios, metales pesados (MP), carbono orgánico disuelto (COD) y particular (COP), demanda química (DQO) y biológica de oxígeno (DBO₅) y contenido de coliformes totales y fecales. La variabilidad espacio-temporal de estos parámetros se determinó mediante ANOVA bifactorial, es decir, se estableció que las diferencias radicaron en los efectos principales (estaciones de monitoreo y época de muestreo) y no en la interacción entre los mismos. El análisis de la variabilidad espacial indicó que las estaciones G2, G3 (río Ganuza) y M5 (río Mampostón), presentaron aportes orgánicos y de sales solubles que establecen limitaciones para su uso. Las concentraciones medias de Pb disuelto superaron los límites permisibles en las estaciones G1, G2, G4 (río Ganuza), M2, M3 (río Mampostón) y P1 (derivadora Pedroso), lo que inhabilita su explotación. El contenido de coliformes fecales compromete la calidad del agua en la estación M5 (río Mampostón). El agua del resto de las estaciones de muestreo en la derivadora Pedroso y la presa Mampostón son aptas para su uso en el riego agrícola. Debe diseñarse un programa de monitoreo y una estrategia de manejo en el área.

Palabras clave: riego, metales pesados.

ABSTRACT: It is common to find effects on agricultural production derived from water quality, so the evaluation of its aptitude for irrigation is decisive to ensure food safety. The present work aimed to evaluate the chemical-physical and microbiological quality of the surface water of Mampostón sub-basin, for its use in agricultural irrigation. The parameters pH, electrical conductivity (EC), majority anions and cations, heavy metals (HM), dissolved organic carbon (DOC) and particular (POC), chemical (COD) and biological oxygen (BOD₅) demand and content of total and fecal coliforms. The spatio-temporal variability of these parameters was determined by bifactorial ANOVA, establishing that the differences were in the main effects (monitoring stations and sampling time) and not in the interaction between them. The analysis of spatial variability indicated that stations G2, G3 (Ganuza river) and M5 (Mampostón river), presented organic and soluble salts contributions that establish limitations for their use. The average concentrations of dissolved Pb exceeded the permissible limits in stations G1, G2, G4 (Ganuza river), M2, M3 (Mampostón river) and P1 (Pedroso diverter dam), which disables their exploitation. The content of fecal coliforms compromises the quality of the water in station M5 (Mampostón river). The water from the rest of the sampling stations in the Pedroso diverter dam and the Mampostón dam are suitable for use in agricultural irrigation. A monitoring program and management strategy should be designed in the area.

Key words: irrigation, heavy metals.

*Autor para correspondencia: liligd@inca.edu.cu

Recibido: 13/06/2019

Aceptado: 17/03/2021

Este artículo se encuentra bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution-NonCommercial (CC BY-NC 4.0).
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



INTRODUCCIÓN

La calidad del agua para riego está determinada por la cantidad y el tipo de sales que la constituyen, siendo los principales parámetros establecidos para medir la aptitud agrícola de un agua, la relación de adsorción de sodio (SAR) y la conductividad eléctrica (CE), esto se debe a que el riesgo más importante relacionado con el riego está en crear suelos salinos (1).

No obstante, la calidad del agua para riego, si esta proviene de sitios cercanos a fuentes contaminantes, no debe ser determinada solamente teniendo en cuenta los parámetros antes mencionados. Cada vez más a las aguas, tanto superficiales como subterráneas, arriban contaminantes químicos (ya sea orgánicos o inorgánicos), que son puestos a disposición de las plantas y que pueden provocar su acumulación en éstas, con la consecuente magnificación a lo largo de las cadenas tróficas (2). El hombre como último eslabón de la mayoría de las cadenas alimentarias se ve involucrado en este ciclo, observándose afectaciones inmunológicas, embriológicas, neurológicas y sistémicas (3). Estas aguas pueden verse afectadas también por contaminantes biológicos que, al igual que los químicos, pueden afectar la cadena trófica, provocando graves enfermedades. Estos contaminantes pueden ser: helmintos, protozoos, bacterias y virus (4).

En Cuba el monitoreo de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas se realiza a partir de la red de calidad de agua (RedCal), perteneciente al Instituto de Recursos Hidráulicos, utilizando como instrumento para la integración de los resultados analíticos el Índice de Calidad de las Aguas Superficiales (ICAsup). Dentro de los indicadores que lo componen están: pH (acidez o basicidad), conductividad eléctrica (CE: contenido de sales solubles), oxígeno disuelto (ODSAT: estado del cuerpo de agua con respecto a su contenido de oxígeno disuelto), demanda química de oxígeno por el método del dicromato (DQO: materia orgánica presente) y coliformes fecales (densidad de bacterias fecales) (5). Otros países poseen su propio índice teniendo en cuenta además el contenido de N-NH_4 , N-NO_3 y PO_4 (6,7).

Desde el punto de vista regulatorio, Cuba cuenta con normas para la determinación de la calidad de agua potable (8) y regula los vertimientos a cuerpos de aguas terrestres y el alcantarillado (9). Sin embargo, la evaluación de contaminantes metálicos inorgánicos no se realiza de forma programada y extendida en el país, sino a nivel de proyectos de investigación que financian los estudios de una determinada área de interés.

La subcuenca Mampostón, objeto del presente estudio, cubre un área de 157,8 km². Se encuentra fuertemente antropizada, pues recibe el vertimiento directo de siete industrias, numerosas granjas agropecuarias, poblados y carreteras. El agua superficial es utilizada desde el punto de vista agrícola para el riego de hortalizas (1 026,63 ha) y en el cultivo del arroz (*Oryza sativa* L.), con una extensión de 67,60 ha, según datos del Ministerio de la Agricultura (10).

Existe, además, una gran extensión cultivada con pastos y cultivos forestales que no recibe riego directo (11). Por lo anteriormente expuesto el presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la calidad químico-física y microbiológica del agua superficial de la subcuenca Mampostón para su uso en el riego agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

La subcuenca Mampostón es de origen cársico y su extensión abarca los territorios comprendidos al Norte por la presa Mampostón, al Este por la derivadora Pedroso, al Oeste por las lomas Cueto-Ganuzo y al Sur por las lomas de Güines (Figura 1).



Figura 1. Ubicación geográfica de la subcuenca Mampostón y estaciones de muestreo.

Los muestreos se realizaron aguas arriba y aguas abajo de los siete focos contaminantes directos (Tabla 1) reportados por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (11), con 100 m de separación entre ellos para un total de 16 estaciones de muestreo: cuatro sobre el afluente Ganuzo (G1-G4), cinco en el afluente Mampostón (M1-M5), tres en la derivadora Pedroso (P1-P3), uno en la salida del agua hacia Güines (P4) y tres en la presa Mampostón (PM1-PM3). Los muestreos se realizaron al finalizar las dos épocas del año diferenciadas por el clima en Cuba (época lluvia y época poca lluvia).

Evaluación de parámetros químico-físicos

En las 16 estaciones de muestreo se tomaron muestras de agua colectadas en recipientes plásticos inertes de cinco litros de capacidad. Las muestras se tomaron manualmente a un metro de la superficie, siempre en la zona media del río. En los embalses se utilizó un bote de remo para la colecta.

La preparación de las muestras para los análisis se realizó en Cuba (laboratorios de química de la Universidad Agraria de La Habana) y en Francia (laboratorios Ecolab, Toulouse). La filtración para las determinaciones de metales pesados (MP) se realizó acorde con la metodología de Casanueva y colaboradores (12). Las muestras para determinaciones orgánicas (COD y análisis multielemental) se filtraron con un filtro de fibra de vidrio GMA de 70 µm previamente lavado con HCl 1 N.

Tabla 1. Empresas relacionadas con la carga contaminante del sitio en estudio.

Foco contaminante	Estaciones de muestreo	Coordenadas	Residual	Categoría
Pasteurizadora "Aljibe"	G1-G2	N 22° 55' 47.59" O 82° 7' 4.02"	Orgánico: Desechos Lácteos	III
Fábrica de Ron "San José"	G2-G3	N 22° 55' 48.8" O 82° 6' 58.06"	Orgánico: vinaza entre otros	V
Fábrica de Pintura "Raúl Cepero Bonilla"	G3-G4	N 22° 55' 40.77" O 82° 5' 45.5"	Inorgánico: químicos complejos	I
CEPAM	antes de M1	N 22° 56' 14.71" O 82° 5' 26.77"	Orgánicos: desechos del proceso de cría de alevines	III
Fábrica de Aluminio	M1-M2	N 22° 56' 27.11" O 82° 4' 39.45"	Inorgánico: desechos sólidos	V
Planta de Asfalto	M2-M3	N 22° 55' 49.95" O 82° 5' 0.20"	Inorgánico y orgánico: residuos sólidos y gaseosos	V
Instituto de Ciencia Animal	M4-M5	N 22° 54' 8.44" O 82° 2' 19.18"	Orgánico: Albañales y desechos de cría animal	III

pH y CE

Ambos indicadores se midieron en los laboratorios de química de la UNAH, mediante el método potenciométrico utilizando un pHmetro modelo PHSJ-3F con una sensibilidad de 0,001.

Aniones mayoritarios

Los aniones (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) se determinaron, en los laboratorios de química de la UNAH, utilizando procedimientos volumétricos establecidos por la RedCal en su monitoreo de la calidad del agua (13).

Composición orgánica de las fases disuelta y particular transportada en suspensión

Ambos parámetros se determinaron en los laboratorios EcoLab (Toulouse, Francia). La oxidación catalítica se realizó a 680 °C en un equipo TOC-5000 Shimadzu. El CO_2 resultante se cuantificó por detección infrarroja y comparación con una curva patrón a 0, 2, 5 y 10 ppm de diftalato de potasio (14). La lectura se realizó en un equipo NA 2100 Protein de ThermoFisher mediante combustión a 1800 °C y posterior separación de la mezcla de gases por cromatografía en fase gaseosa. Para la cuantificación se compararon los resultados con una curva patrón de ácido aspártico con 36,09 % de C, 5,30 % de H, 12,52 % de N y 0 % de S.

A partir de los resultados de la fase particular (COP y NOP) se estimó la relación C/N con la finalidad de establecer el origen de la materia orgánica.

DBO₅ y DQO

Ambos parámetros se determinaron, utilizando procedimientos establecidos por la RedCal en su monitoreo de la calidad del agua (13). A partir de sus resultados se calculó la relación DBO₅/DQO con vistas a determinar la degradabilidad de la materia orgánica presente (15).

Composición de cationes mayoritarios y metales pesados en la fase disuelta

Ambos procedimientos se llevaron a cabo en los laboratorios EcoLab (Toulouse, Francia). No se realizó ningún tratamiento de concentración, la medición se realizó directamente utilizando un equipo ICPMS. Para la validación de los resultados se utilizó el material de referencia internacionalmente certificado SLRS-5 (16), que es un indicador externo de la calidad de la manipulación. En las determinaciones de ICPMS se dopó cada muestra con una concentración conocida de $^{115}\text{In}/^{187}\text{Re}$ (2,032 $\mu\text{g L}^{-1}$) como estándar interno, con el objetivo de corregir cualquier desviación en el análisis, siguiendo las fórmulas:

$$\delta\text{In}/\text{Re} = \frac{C(\text{In})_{\text{muestrax}}}{C(\text{Re})_{\text{muestrax}}} \times 100$$

$$C_{\text{rectificada}} = C_{\text{medida}} \cdot \frac{\delta\text{In}}{R_e}$$

donde:

$\delta\text{In}/\text{Re}$: identifica la relación entre la concentración dopada la lectura del equipo C(In): representa la concentración de In C(Re): representa la concentración de Re

Cx: rectificada indica el factor de corrección para los metales evaluados

Además, se utilizaron controles de calidad (HNO_3 0,37N, STD-2B en diluciones 100, 50, 25 y 5 %, EPOND-1 y SLRS-5) cada ocho muestras, para calcular el ruido de fondo del equipo y determinar la pérdida de sensibilidad en el tiempo. En todos los casos esta fue corregida a partir de la corrección del estándar interno.

Determinación de parámetros microbiológicos

Las determinaciones se realizaron en los laboratorios de microbiología de la UNAH. El conteo de microorganismos se realizó a partir de las muestras de agua tomadas en las estaciones de monitoreo Aljibe (G2), ICA (M5) y Violento (M3), las dos primeras por recibir una carga contaminante orgánica importante (derivados lácteos y desechos animales) y la última por estar ubicada entre ellas, como forma de control del proceso de depuración del propio río.

Para el aislamiento de microorganismos totales se utilizó la técnica de diluciones cuantitativas y siembra en placa Petri (17), con un orden de dilución de hasta 10^9 para bacterias. El aislamiento se realizó en medio de cultivo Agar Nutriente con incubación por 72 h. La identificación morfofisiológica se realizó según la técnica descrita por Bergey (18). Para el conteo de microorganismos coliformes fecales se utilizó el método del número más probable NMP (19) y la norma cubana que determina la calidad microbiológica del agua (20).

Análisis Estadísticos

Las diferencias espacio-temporales en la composición del pH, CE, elementos mayoritarios y la composición orgánica se determinó a partir de un análisis de varianza multivariado de clasificación doble (ANOVA bifactorial), con el objetivo de conocer si existía variabilidad por la interacción de ambos factores (Estaciones de muestreo y Época de muestreo) o sólo por sus efectos principales (factores por separado). A los parámetros con diferencias significativas se les realizó posteriormente la dística de Duncan ($p < 0,05$).

El contenido de metales pesados y de coliformes fecales se comparó con la norma cubana para agua potable (8) y con la norma de la OMS para agua de riego (4).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de varianza bifactorial para la determinación de las diferencias espacio-temporales en la composición del agua superficial de la subcuenca Mampostón mostró que,

para el caso de la interacción entre los factores propuestos (Estaciones de muestreo y Época de muestreo), no existen diferencias estadísticamente significativas en ninguno de los parámetros analizados (Tabla 2), por lo que se valoraron los efectos principales por separado.

Diferencias espaciales en la composición físico-química de las aguas superficiales de la subcuenca Mampostón

pH y CE

El pH de las aguas superficiales de la subcuenca Mampostón presentó poca variabilidad espacial (Tabla 3), lo que está en consonancia con el poderoso efecto tampón que producen los iones HCO_3^- y Ca^{2+} al ser disueltos (21). La media general fue de 7,26, pero sin diferencias significativas entre las estaciones de monitoreo para $p > 0,05$.

Las determinaciones de CE fueron superiores a los $318 \mu\text{S cm}^{-3}$, lo que indicó que no existen problemas de permeabilidad del agua en el suelo de acuerdo a lo señalado anteriormente (22).

Espacialmente existen diferencias estadísticamente significativas en la CE de los diferentes hidrosistemas evaluados (ríos y presas), teniendo una mayor concentración de sales disueltas el río Ganza y una menor concentración la presa Mampostón. Sin embargo, al desglosar en el gráfico de barras (Figura 2), las diferentes estaciones de muestreo, puede observarse claramente cómo estas diferencias están relacionadas con el aporte antrópico en las estaciones G2 y G3 sobre el río Ganza y M5 sobre el río Mampostón.

Tabla 2. Análisis multivariado de clasificación doble para el caso de la interacción de los factores evaluados.

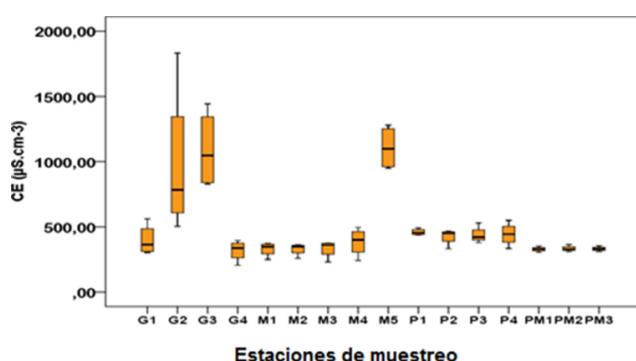
Factores	Parámetros	Suma de cuadrados tipo II	Media cuadrática	F	p
Efectos de la interacción entre estaciones de muestreo y época de muestreo	pH	2,10	0,14	0,303	0,992 ns
	CE	359871,93	23991,46	0,648	0,813 ns
	Materia Orgánica	COD	15,48	0,847	0,623 ns
		COP	1691,15	0,662	0,800 ns
		NOP	31,05	1,069	0,420 ns
		DQO	7788,21	0,586	0,864 ns
		DBO ₅	9487,52	1,845	0,072 ns
	Aniones mayoritarios	HCO_3^-	2141,54	1,010	0,761 ns
		SO_4^{2-}	40,92	0,599	0,853 ns
		Cl^-	210,66	1,719	0,097 ns
		NO_3^-	1,80	0,783	0,686 ns
	Cationes mayoritarios	Na^+	18,49	0,538	0,898 ns
		K^+	18,39	1,271	0,275 ns
		Mg^{2+}	4,44	0,652	0,809 ns
		Ca^{2+}	346,01	0,916	0,556 ns
	Metales pesados	Cr total	99,85	0,872	0,599 ns
		Cu^{2+}	79,40	0,897	0,574 ns
		Zn^{2+}	31086,79	0,950	0,524 ns
		As total	0,06	0,702	0,763 ns
		Pb^{2+}	3400,21	0,923	0,550 ns

F-F de Fisher; p-probabilidad; ns-no existen diferencias estadísticamente significativas

Tabla 3. Determinación de las diferencias espaciales para los parámetros pH y CE.

Parámetro	Hidrosistema	N	$\bar{x}$	DE ($\bar{x}$)	F	p
pH	Río Ganuza	16	6,79	0,53	1,15	0,33 ns
	Río Mampostón	16	6,81	0,44		
	Derivadora Pedroso	16	7,29	0,82		
	Presa Mampostón	16	7,38	0,64		
CE	Río Ganuza	16	696,18 a	272,9	9,60	0,000*
	Río Mampostón	16	496,40 b	89,68		
	Derivadora Pedroso	16	441,30 b	60,02		
	Presa Mampostón	26	330,61 c	20,04		

N- número de muestras; $\bar{x}$ - media aritmética; DE ($\bar{x}$)- Desviación estándar de la media; F- F de Fisher; p- probabilidad; ns- no existen diferencias estadísticamente significativas; letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas según Duncan para $p < 0,05$



Las cajas representan los valores del 25-75 % de la muestra. La media es representada como una línea negra horizontal. Las barras verticales representan el error estándar de la media (N=64)

Figura 2. Conductividad eléctrica de la fase disuelta.

El uso del agua de estas tres estaciones de muestreo para el riego, implica riesgo de salinización del suelo, ya que los valores observados son superiores a la norma FAO (23). La CE está influenciada, tanto por la conductividad eléctrica específica (CEi) de los iones disueltos en agua, como por los aportes de materia orgánica (MO) provenientes del medio que pueden disociarse (como ácidos débiles), liberando iones hidronio con elevada CEi. Al respecto se informó que, mientras mayor cantidad de ambos exista, mayor será la CE de un agua en un sitio determinado (21,24).

Elementos mayoritarios (aniones y cationes)

El Ca^{2+} fue el catión predominante (Tabla 4), el que al parecer su aporte es antrópico, en forma orgánica (G2), a partir del proceso de producción de yogurt de soya, lo que puede inducir la precipitación de metales tóxicos (24). El resto de las diferencias espaciales que se constataron son provocadas por diferentes procesos geopedológicos locales (25) y coincide con informes realizados en esta misma área en la década anterior (26). Los cationes Na^+ y K^+ , presentaron mayores concentraciones en las estaciones G1, G2 y G3, indicando aportes antrópicos como parte del vertimiento de residuales de las fábricas de productos lácteos y de ron. Los procesos productivos que se realizan en estas empresas introducen concentraciones elevadas de sales, principalmente NaCl , NaHCO_3 , $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ y KNO_3 .

El agua superficial que corre por los ríos Ganuza y Mampostón, así como, la que se embalsa en la derivadora Pedroso y la presa Mampostón presentaron elevados contenidos de HCO_3^- disuelto, en una composición variable, espacialmente de acuerdo con la geología del área (Tabla 5), lo que coincide con los resultados obtenidos anteriormente (26).

Las diferencias espaciales en las concentraciones de Cl^- y NO_3^- , se relacionan con los procesos productivos anteriormente referidos (empresas cuyo vertimiento se realiza en las aguas del afluente Ganuza), incluyéndose para el primer anión el vertimiento de residuales proveniente del Instituto de Ciencia Animal (M5).

La clasificación de las aguas superficiales que circulan por la cuenca se consideran como bicarbonatadas, sulfatadas cálcico sódicas ($\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Ca}^{2+} = \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+$), correspondiendo a la constitución litológica del área. Al respecto otros autores señalan que la disolución de la calcita produce aguas con una relación Ca/Mg entre 4-50 mmol L^{-1} (26), siendo en el presente estudio entre 8,38-21,55 mmol L^{-1} .

Composición orgánica de las fases disuelta y particular transportada en suspensión

La evaluación del contenido de carbono orgánico disuelto (COD) mostró que existieron diferencias espaciales estadísticamente significativas entre la estación de monitoreo G3 y el resto. Las estaciones con mayor concentración de carbono orgánico particular (COP) fueron G2 y G3, el resto poseen valores inferiores de COP. Por lo que se consideró que se observó una amplia variabilidad en las determinaciones de carbono (Tabla 4).

La relación entre el C y el N que se transporta en la materia en suspensión se mostraron a través de la relación C/N. Los valores de C/N entre 2,6 y 8,0 indicaron predominio de materia orgánica de carácter autóctono, ya sea por la fotosíntesis o quimiosíntesis bacteriana o por la presencia de fitoplancton fluvial (27,28). Siguiendo el criterio anteriormente referido, las estaciones de monitoreo donde predomina la materia orgánica autóctona son G2 y G3. Esto podría deberse a que los residuales de la fábrica de yogurt y de ron son fácilmente degradables y originan un intenso crecimiento microbiano en la superficie del agua, observable a simple vista por la formación de una película de floculación (29).

Tabla 4. Variación espacial de los cationes mayoritarios y metales pesados en aguas superficiales de la subcuenca Mampostón.

Cationes (estadísticos)		Río Ganuza				Río Mampostón					Derivadora Pedroso				Presa Mampostón			F	p	
		G1	G2	G3	G4	M1	M2	M3	M4	M5	P1	P2	P3	P4	PM1	PM2	PM3			
Elementos mayoritarios		(mg L ⁻¹)																		
Ca ²⁺	$\bar{x}$	60,9bc	119,3a	78,3b	43,8cd	47,7cd	41,3cd	39,0d	71,9bc	57,9bc	73,2bc	64,8bc	57,9bc	52,2bc	38,8d	38,0d	38,8d	4,5	0,000*	
	DE ($\bar{x}$)	16,7	32,4	31,1	6,7	19,7	10,6	21,2	29,2	25,9	15,8	23,3	7,6	19,0	8,7	9,4	9,2			
Mg ²⁺	$\bar{x}$	4,2	5,6	7,2	4,2	4,2	4,4	4,1	5,4	3,9	5,9	5,8	5,8	6,2	4,6	4,6	4,7	0,6	0,8 ns	
	DE ($\bar{x}$)	1,0	1,3	0,8	0,5	0,8	0,7	1,2	3,3	0,4	4,6	3,9	4,1	4,6	0,4	0,5	0,8			
Na ⁺	$\bar{x}$	10,7b	63,3a	59,7a	11,4b	13,1b	13,6b	12,9b	15,7b	10,8b	13,0b	12,9b	12,3b	11,7,b	14,6b	14,8b	15,2b	37,9	0,000*	
	DE ($\bar{x}$)	5,6	10,7	4,8	7,0	2,3	2,8	4,2	10,4	2,6	4,4	3,3	2,3	3,6	2,9	3,8	4,5			
K ⁺	$\bar{x}$	5,8bc	9,9b	22,0a	4,4bc	4,1bc	4,6bc	4,5bc	5,3bc	4,9bc	2,7c	3,2bc	2,3c	2,3c	4,6bc	4,4bc	4,4bc	5,5	0,000*	
	DE ($\bar{x}$)	3,6	3,8	14,3	1,0	1,5	0,9	0,5	3,3	1,9	0,9	0,8	0,5	0,6	0,6	0,4	0,5			
Metales Pesados		(µg L ⁻¹)																	-	-
Cr total	$\bar{x}$	7,4	23,6	19,3	8,4	9,3	6,3	8,0	13,4	8,0	7,1	10,0	8,0	7,0	16,2	8,9	4,9	0,4	0,9 ns	
	DE ($\bar{x}$)	5,2	16,5	11,1	3,1	5,9	3,8	1,2	9,4	3,5	2,6	5,7	4,5	4,7	9,7	4,0	1,7			
Cu ²⁺	$\bar{x}$	3,4	4,8	9,1	5,0	10,3	4,6	4,8	24,3	2,6	4,0	2,8	3,2	2,4	4,1	3,7	2,6	0,9	0,5 ns	
	DE ($\bar{x}$)	2,5	2,2	5,7	1,4	5,2	2,7	2,7	19,7	1,7	1,4	1,4	2,3	1,6	2,5	1,2	1,5			
Zn ²⁺	$\bar{x}$	25,8 b	78,8 b	277,4 a	32,2 b	329,7a	30,3 b	26,8 b	33,7 b	41,0 b	53,4 b	264,3 a	36,0 b	23,3 b	40,4 b	33,5 b	36,1 b	30,9	0,000*	
	DE ($\bar{x}$)	13,9	36,1	143,4	12,7	173,7	18,5	16,1	17,3	22,7	22,4	138,2	22,0	11,7	12,2	7,1	15,4			
As total	$\bar{x}$	0,7	0,4	0,7	0,5	0,5	0,7	0,5	0,9	0,5	0,5	0,5	0,4	0,5	0,7	0,7	0,7	1,0	0,4 ns	
	DE ($\bar{x}$)	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1			
Pb ²⁺	$\bar{x}$	27,2 b	97,2 a	12,8 c	38,6 b	4,6 c	20,5 b	87,9 a	5,4 c	3,6 c	85,5 a	10,0 c	6,8 c	2,0 c	2,8 c	2,4 c	2,4 c	35,4	0,000*	
	DE ($\bar{x}$)	15,3	64,4	8,4	20,1	3,8	10,9	32,9	2,5	1,9	33,2	1,1	4,0	0,6	1,1	0,9	0,5			

$\bar{x}$ - media aritmética; DE ($\bar{x}$)- Desviación estándar de la media; F- F de Fisher; p- probabilidad; ns- diferencias no significativas para la misma fila y letras diferentes en la misma fila- diferencias estadísticamente significativas según Duncan para p<0,05

Por otra parte, valores de C/N entre 8,1 y 12,0 indicaron un carácter alóctono, proveniente de contaminación por residuales de empresas pecuarias que vierten directamente a la subcuenca Mampostón, por lo que valores superiores a 12,1 se consideran que proviene de suelos fertilizados (25). Las estaciones de muestreo con materia orgánica de origen animal son: G1, G4, M1, M3, M4, M5, P1, P3 y P4; presentaron un origen edáfico de materia orgánica las estaciones de muestreo: M2, P2, PM1, PM2 y PM3 (Tabla 6).

DBO₅ y DQO

Desde el punto de vista espacial, la estación con mayor DBO₅ y DQO fue la M5, seguida de G3 (Tabla 6). El resto de las estaciones no presentan diferencias significativas para ambos parámetros. Según la Sociedad Americana de Salud Pública (30), el agua potable tiene una DBO₅ de 0,75-1,5 mg L⁻¹ de oxígeno y se considera que el agua está contaminada si la DBO₅ es mayor de 5,0 mg L⁻¹, los desechos industriales y agrícolas contienen niveles de DBO₅ y DQO por encima de la centena.

Por otra parte, la relación DBO₅/DQO indicó que la materia orgánica es fácilmente biodegradable en las estaciones G2, G3, M4 y M5 con valores iguales o superiores a 0,5 (15). Aspecto que se relaciona estrechamente con el tipo de residual vertido en estos puntos.

Metales pesados

Los valores que se reportan de metales pesados para el estándar internacional SLRS-5 satisficieron las especificaciones de la literatura especializada (20), para la certificación satisfactoria del trabajo de procesamiento de las muestras y el funcionamiento del equipo, ya que todos los valores medidos en el material de referencia oscilaron entre el 80 % y el 120 % del factor de recubrimiento, con respecto a los valores certificados (Tabla 7). Esto indicó que los valores que se reportaron para las muestras de la subcuenca son confiables.

Entre los metales pesados evaluados sólo mostraron diferencias estadísticas en su distribución espacial el Zn²⁺ y el Pb²⁺.

Tabla 5. Variación espacial de los aniones mayoritarios en las aguas superficiales de la subcuenca Mampostón.

Aniones mayoritarios (estadísticos)	Río Ganguza				Río Mampostón				Derivadora Pedroso				Presa Mampostón				F	p
	G1	G2	G3	G4	M1	M2	M3	M4	M5	P1	P2	P3	P4	PM1	PM2	PM3		
HCO ₃ ⁻	x	343,5b	364,0 b	305,7 b	280,7 bc	199,7cd	186,7 cd	288,7 bc	351,0b	523,2 a	262,0 bc	275,2 bc	232,5 bc	289,7 bc	135,0 d	133,2 d	140,0 d	0,000*
DE (x)		67,3	140,1	9,9	23,7	25,2	61,7	65,1	16,4	42,3	43,1	61,9	51,0	49,2	12,9	14,1	12,1	
Cl ⁻	x	25,7b	54,7a	21,5c	23,7c	22,2c	17,7cd	22,7c	44,0a	23,2c	18,7cd	20,0c	26,0b	14,2cd	14,7cd	15,2cd	3,0	0,02 ns
DE (x)		2,7	14,5	2,3	3,8	3,1	4,1	3,28	2,6	14,1	3,7	2,5	4,0	2,9	0,9	0,5	0,9	
NO ₃ ⁻	x	2,4b	2,4b	15,0a	1,4b	0,8b	1,1b	1,1b	4,1b	0,8b	2,0b	0,9b	1,9b	0,8b	0,8b	0,8b	22,4	0,000*
DE (x)		2,0	2,1	2,4	0,6	0,1	0,5	0,5	2,8	0,1	0,1	0,1	1,5	0,1	0,1	0,2	0,1	
SO ₄ ²⁻	x	20,5	20,7	16,7	20,7	20,7	13,5	22,2	16,2	41,0	16,2	16,5	19,2	20,0	20,2	20,2	2,1	0,2ns
DE (x)		1,7	7,4	2,8	9,5	7,1	2,3	6,2	3,2	22,4	4,6	5,9	13,3	6,8	0,9	0,8	1,2	

x̄- media; DE (x̄)- Desviación estándar de la media; F- F de Fisher; p- probabilidad; ns- diferencias no significativas y letras diferentes en la misma fila- diferencias estadísticamente significativas según Duncan para p<0,05)

Tabla 6. Variación espacial de la composición orgánica en las aguas superficiales de la subcuenca Mampostón.

Parámetros	Río Ganguza				Río Mampostón					Derivadora Pedroso					Presa Mampostón			F	p
	G1	G2	G3	G4	M1	M2	M3	M4	M5	P1	P2	P3	P4	PM1	PM2	PM3			
	(mg L ⁻¹)																		
COD	x	8,3bc	7,4bc	17,1a	6,7bc	12,3b	7,5c	8,1bc	5,5c	5,2c	5,0c	4,6c	6,7bc	6,0bc	8,7bc	9,3bc	6,7bc	2,9	0,020 ns
DE (x)		3,8	4,4	2,9	2,3	3,3	3,6	3,3	1,8	1,3	1,9	1,9	4,4	2,6	2,8	3,4	2,5		
COP	x	24,2c	172,1a	107,4a	8,1c	13,7c	9,8c	10,1c	22,0c	67,7b	76,1b	30,0bc	29,3bc	28,5bc	32,0bc	52,5b	43,7bc	3,9	0,001*
DE (x)		20,4	74,5	69,6	5,8	14,2	8,6	8,2	17,8	63,7	67,7	25,0	25,3	18,0	24,1	43,0	37,7		
NOP	x	2,7c	21,5a	13,7b	0,8c	1,0c	0,7c	0,9c	1,9c	7,0c	7,8c	2,2c	2,6c	2,5c	2,9c	3,9c	2,7c	4,2	0,000*
DE (x)		2,3	11,5	13,2	0,2	0,9	0,5	0,6	1,3	6,7	5,7	1,4	2,3	1,7	2,1	3,6	2,3		
Relación C/N		8,9	8,0	7,2	10,1	13,7	14	11,2	11,5	9,6	9,7	13,6	11,2	11,4	12,0	13,4	16,1	-	-
DBO ₅	x	17,0c	27,2c	178,5b	4,7c	3,9c	1,8c	7,4c	7,3c	482,2a	1,8c	8,7c	8,5c	2,6c	1,8c	1,7c	1,9c	8,7	0,000*
DE (x)		11,8	25,1	92,1	2,0	2,2	0,9	7,1	6,4	298,1	0,4	6,3	6,5	1,0	0,6	0,8	0,4		
DQO	x	39,2c	55,5c	355,7b	15,2c	14,5c	8,0c	17,2c	11,2c	664,5a	8,0c	19,5c	30,0c	11,7c	8,4c	8,7c	8,5c	11,1	0,000*
DE (x)		11,0	17,1	281,7	9,3	10,4	1,2	11,6	9,3	317,8	1,8	10,3	26,4	4,7	2,4	1,9	2,0		
Relación DBO ₅ /DQO		0,4	0,5	0,5	0,3	0,2	0,2	0,4	0,6	0,7	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	-	-

x̄- media; DE (x̄)- Desviación estándar de la media; F- F de Fisher; p- probabilidad; ns- diferencias no significativas para la misma fila y letras diferentes en la misma fila- diferencias estadísticamente significativas según Duncan para p<0,05)

Tabla 7. Validación del trabajo analítico en el procesamiento de muestras para la determinación de metales pesados.

Metal	Concentración medida	Estándar Internacional SLRS-5	Concentración certificada ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Factor de Recubrimiento (%)
Cr	0,36 $\pm$ 0,1		0,31 $\pm$ 0,003	115
Cu	13,8 $\pm$ 0,1		17,4 $\pm$ 1,3	80
Zn	0,8		0,8 $\pm$ 0,1	99
As	0,46		0,41 $\pm$ 0,003	114
Pb	0,078		0,081 $\pm$ 0,006	97

El Zn^{2+} presentó su mayor concentración en las estaciones G3, M1 y P2 (Tabla 5); sin embargo, en ninguno de los casos sobrepasa la Norma Cubana para agua potable (8) y la Norma de la OMS para agua de riego (4) que fijan el valor máximo de este elemento en 5 000 $\mu\text{g L}^{-1}$ para una explotación segura, por lo que las concentraciones reportadas no constituyen una limitante para su uso.

En cuanto al contenido medio de Pb, existe una extendida contaminación por este elemento en las aguas superficiales de los afluentes Ganuza y Mampostón y una estación de la derivadora Pedroso. Las estaciones de muestreo con mayores concentraciones son G2, M3 y P1, con diferencias estadísticas, respecto al resto de las estaciones. Un segundo grupo con contenido medio de Pb en solución, está constituido por las estaciones G1, G4 y M2. En todos los casos, presumiblemente, porque el poco caudal de ambos afluentes produce un retroceso de las aguas en algunos puntos y, por tanto, la materia orgánica y los cationes aportados por los vertimientos de las industrias quedan estancados, acumulándose en los sedimentos hasta el comienzo de la época de lluvia (31). Estas seis estaciones de muestreo exceden los niveles permisibles establecidos para agua potable por la regulación cubana (8) y los reglamentos de la OMS para agua de riego (4) fijados en 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

A pesar del uso de combustibles sin plomo, desde el año 2000 en Cuba, el Pb es un metal de poca movilidad, lo que resulta en su acumulación en suelos de zonas de alto tráfico, debido a la contaminación de décadas anteriores (32). Por lo tanto, el contenido de Pb acumulado en los suelos alrededor de la fábrica de asfalto (estación M2) y la carretera nacional (estación M3) puede haber sido arrastrado por la lluvia, el viento o las actividades humanas, y depositado en estas áreas del río. Otra fuente de este elemento puede estar relacionada con desechos de la fábrica de pintura (G4), punto anterior a la estación M2 y las fugas de aceites usados en las calderas de la pasteurizadora "El Aljibe", que contamina las estaciones G1 y G2.

Es de notar que la contaminación del agua de la estación P1 (derivadora Pedroso) pudo deberse al vertimiento negligente en sus márgenes de residuos sólidos urbanos y aguas albañales, aspecto notificado a las autoridades pertinentes y corregidas con posterioridad.

Diferencias temporales en la composición físico-química de las aguas superficiales de la subcuenca Mampostón

Existe poca variabilidad estacional en los parámetros físico-químicos evaluados (Tabla 8). Estos resultados indicaron la influencia antrópica sobre la composición de las aguas superficiales en el territorio, ya que las diferencias

estacionales propias de la concentración de elementos en época poco lluviosa, se ven eliminadas por los constantes aportes recibidos, a partir de los residuales de las empresas. Además, se informó que este fenómeno también puede deberse al sistema de intercambio bidireccional de agua entre la derivadora Pedroso y la presa Mampostón que puede ocurrir, tanto a través del canal artificial, como a través del río (31). Existen diferencias significativas en el pH, que se incrementa 0,6 unidades en época poco lluviosa, aunque su carácter continúa oscilando alrededor de la neutralidad.

El contenido de SO_4^{2-} disuelto en el agua, es superior en época poco lluviosa (Tabla 8). Las concentraciones de SO_4^{2-} encontradas no se justifican litológicamente y constituyen un aporte antrópico, de acuerdo con lo informado por otros autores (21). El contenido de SO_4^{2-} y Cl^- en cuencas cársicas depende de la presencia de yeso (inexistente en esta subcuenca) o rocas salinas, respectivamente, o de procesos producidos por la actividad del hombre y que se encuentran relacionados con la fertilización agrícola, que se incrementa en los meses de octubre-febrero, según reportes de la Delegación de la Agricultura de Mayabeque (33).

Estos resultados indicaron la influencia antrópica sobre la composición de las aguas superficiales en el territorio, ya que las diferencias estacionales propias de la concentración de elementos en época poco lluviosa, se ven eliminadas por los constantes aportes recibidos a partir de los residuales de las empresas. Además, se informó que este fenómeno también puede deberse al sistema de intercambio bidireccional de agua entre la derivadora Pedroso y la presa Mampostón que puede ocurrir, tanto a través del canal artificial, como a través del río (31).

Contenido de microorganismos totales y coliformes fecales

En cuanto al conteo microbiano total en agua (Tabla 9), así como las concentraciones de coliformes fecales, mostraron que la presencia de coliformes fecales en el agua de la estación Aljibe (G2) no supera los límites permisibles para agua de uso agrícola, por lo que la restricción del uso del agua de esta estación para el riego se debe a su contenido de Na^+ y Pb^{2+} y no a la presencia de patógenos fecales.

El agua en el tramo del río Mampostón, comprendido por la estación de muestreo M5, acorde con este indicador, no debe utilizarse en el riego de cultivos de raíces y hojas, así como para cosechas de tallo largo, si el riego aplicado es por goteo; ni en agricultura de labor intensiva o altamente mecanizada (34). En el caso de la estación Violento (M3) los resultados muestran que el agua no debe ser utilizada para el riego, sin importar el tipo de cultivo.

Tabla 8. Determinación de las diferencias temporales de los parámetros evaluados.

Parámetro		Época	$\bar{x}$	DE ($\bar{x}$)	F	p
pH		Poca Lluvia	7,4 a	0,5	8,20	0,006*
CE		Lluvia	6,8 b	0,5		
(μS cm ⁻³)		Poca Lluvia	477,2	289,8	0,37	0,542 ns
Aniones mayoritarios	HCO ₃ ⁻	Lluvia	526,0	345,0		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	279,9	122,2	0,581	0,449 ns
	SO ₄ ²⁻	Lluvia	258,9	96,3		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	22,6 a	11,0	4,394	0,04*
Cationes mayoritarios	Cl ⁻	Lluvia	17,9 b	6,1		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	25,7	18,4	0,642	0,426 ns
	NO ₃ ⁻	Lluvia	22,7	10,3		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	4,0	2,4	0,172	0,68 ns
	Na ⁺	Lluvia	3,2	2,0		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	18,6	16,9	0,066	0,798 ns
	K ⁺	Lluvia	19,6	17,0		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	7,3	6,3	0,906	0,345 ns
	Mg ²⁺	Lluvia	4,9	3,6		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	5,3	3,0	0,706	0,404 ns
Materia orgánica	Ca ²⁺	Lluvia	4,8	1,3		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	52,7	23,2	2,295	0,135 ns
	COD	Lluvia	62,8	29,8		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	9,0	5,1	3,77	0,05 ns
	COP	Lluvia	6,7	4,0		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	53,4	35,6	1,10	0,29 ns
	NOP	Lluvia	64,4	51,2		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	6,5	3,8	0,99	0,32 ns
	DBO ₅	Lluvia	7,8	5,3		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	179,0	60,0	0,10	0,74 ns
Metales pesados	DQO	Lluvia	79,0	29,0		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	223,7	39,5	0,79	0,37 ns
	Cr total	Lluvia	169,0	79,6		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	9,5	4,1	0,70	0,40 ns
	Cu ²⁺	Lluvia	9,9	2,1		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	4,3	2,4	0,98	0,32 ns
	Zn ²⁺	Lluvia	6,6	3,1		
	(mg L ⁻¹)	Poca Lluvia	97,0	54,3	0,71	0,40 ns
	(mg L ⁻¹)	Lluvia	91,9	35,1		
	As total	Poca Lluvia	0,6	0,2	0,31	0,57 ns
	(mg L ⁻¹)	Lluvia	0,6	0,3		
	Pb ²⁺	Poca Lluvia	28,1	9,2	0,06	0,79 ns
	(mg L ⁻¹)	Lluvia	31,9	7,5		

$\bar{x}$ - media; DE ($\bar{x}$)- Desviación estándar de la media; F- F de Fisher; p- probabilidad; ns- diferencias no significativas; letras diferentes en la misma columna para cada parámetro indican diferencias estadísticamente significativas según Duncan para p<0,05

Tabla 9. Conteo de microorganismos totales y coliformes fecales en tres estaciones de muestreo de la subcuenca Mampostón.

Estación de monitoreo	Microorganismos totales (UFC mL ⁻¹)	Morfotipos	Coliformes fecales (UFC mL ⁻¹)
G2	13x10 ³	6	11x10 ³
M3	2x10 ⁵	8	2x10 ⁵
M5	2.8x10 ⁵	7	2x10 ⁶

UFC-Unidades formadoras de colonias

La evaluación de las diferencias espacio-temporales de los parámetros físico-químicos permitió establecer la influencia de las diversas fuentes contaminantes del territorio, sobre la composición media de las aguas superficiales con respecto a una gran diversidad de parámetros y además comprobar la aptitud para el riego en las estaciones de muestreo evaluadas. Este enfoque ha sido utilizado ampliamente en la evaluación del aporte antrópico a los suelos y las aguas, tanto superficiales como subterráneas (35-38).

Este trabajo ha permitido establecer una herramienta de trabajo para el diseño de un plan de manejo adecuado, con vistas a revertir los impactos de la contaminación orgánica e inorgánica por parte del Consejo Territorial de Cuencas Hidrográficas, teniendo en cuenta que la implementación de un trabajo coordinado entre decisores y gestores medioambientales garantiza poner en práctica estrategias de compensación ecológica y la optimización de la estructura industrial, como bases para obtener un ecosistema sostenible (39).

CONCLUSIONES

- La variabilidad espacial es el factor determinante para explicar la varianza de los diferentes parámetros evaluados relativos a la calidad de las aguas en la subcuenca Mampostón. Su análisis permite determinar la aptitud para el riego de 16 estaciones de muestreo, a partir del conocimiento de los principales contaminantes y sus fuentes de vertimiento.
- Las estaciones de muestreo G2, G3 (río Ganuza) y M5 (río Mampostón), presentan aportes orgánicos y de sales solubles que establecen limitaciones para su uso en el riego agrícola. Mientras que las concentraciones medias de Pb disuelto, inhabilitan la explotación de las estaciones G1, G2, G4 (río Ganuza), M2 y M3 (río Mampostón) y P1 (derivadora Pedroso). La estación M5 además presenta concentraciones peligrosas a la salud humana de coliformes fecales.
- El resto de las estaciones ubicadas en la derivadora Pedroso y la presa Mampostón, cumplen con todas las normas de calidad para el riego agrícola.
- Debe diseñarse un programa de monitoreo y manejo del área, que posibilite la evaluación del riesgo de exposición a contaminantes y la implementación de un plan de acción que permita su mitigación.

BIBLIOGRAFÍA

1. Wilcox LV. Classification and use of irrigation waters. Circular No.969, Washington, D.C: US Department of Agriculture; 1955. 19 p.
2. Chang F-J, Tsai Y-H, Chen P-A, Coyne A, Vachaud G. Modeling water quality in an urban river using hydrological factors-Data driven approaches. 2015;151.
3. Wu X, Cobbina SJ, Mao G, Xu H, Zhang Z, Yang L. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016;23(9):8244-59.
4. Chang A, Pan G, Asano T, Schonning T. WHO guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater. *Wastewater Use in Agriculture*. Vol. 2. World Health Organization; 2006. 397 p.
5. García-Fernández JM, Gutiérrez-Díaz JB. Un índice para evaluar la calidad de los recursos hídricos superficiales en cuencas hidrográficas (ICAsp 2014). *Voluntad Hidráulica*. 2015;113.
6. Quiroz Fernández LS, Izquierdo Kulich E, Menéndez Gutiérrez C. Aplicación del índice de calidad de agua en el río Portoviejo, Ecuador. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*. 2017;38(3):41-51.
7. Rodríguez-Miranda JP, Serna-Mosquera JA, Sánchez-Céspedes JM. Índices de calidad en cuerpos de agua superficiales en la planificación de los recursos hídricos. *Revista Logos, Ciencia & Tecnología*. 2016;8(1):159-67.
8. Oficina Nacional de Normalización. Norma Cubana Obligatoria NC 827. Agua potable. Requisitos sanitarios. La Habana: ONN; 827, 2017. p. 1-13.
9. Oficina Nacional de Normalización. Norma Cubana Obligatoria NC 27. Vertimiento de Aguas Residuales a las aguas terrestres y al Alcantarillado. Especificaciones. La Habana: ONN; 27, 2012. p. 1-14.
10. Oficina Nacional de Estadística e Información. Anuario Estadístico de Cuba. La Habana: ONEI. 2020;447.
11. Barranco-Rodríguez G. La problemática ambiental y la ordenación de la cuenca hidrográfica Mayabeque, Cuba. *Mapping*. 2005;(101):44-51.
12. Casanueva-Marengo MJ, Díaz-de Alba MI, Granado-Castro MD, Galindo-Riaño MD. Metales en ecosistemas acuáticos. Métodos de análisis y especiación química analítica de metales en aguas. Editorial Académica Española; 2018. 292 p. Available from: <https://www.morebooks.de/store/es/book/metales-en-ecosistemas-acu%C3%A1ticos-m%C3%A9todos-de-an%C3%A1lisis-y-especiaci%C3%B3n/isbn/978-620-2-13914-4>
13. Aguinaga S. Manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes. Dirección Nacional de Medio Ambiente; 1996. 174 p. Available from: <https://www.yumpu.com/es/document/read/14893851/manual-de-procedimientos-analiticos-para-aguas-y-efluentes>
14. N'guessan YM, Probst J-L, Bur T, Probst A. Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, SW France): where do they come from? *Science of the total environment*. 2009;407(8):2939-52.
15. Aznar-Jimenez A. Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista Manuel de gestión ambiental*. 2000;2(23):12-9.
16. NRC-CNRC (National Research Council of Canada. Ottawa. Canada). River water reference material for trace metals. 2009. Available from: <http://www.speciation.net/Database/Materials/National-Research-Council-of-Canada-NRC--CNRC/SLRS5-River-water-reference-material-for-trace-metals-;i1230>
17. Oblitas Terrones YG. Identificación de coliformes totales, coliformes fecales y *Escherichia coli* aisladas del agua potable del distrito de Cajamarca. : Universidad Privada Antonio Guillermo Urrel; 2016. 124 p. Available from: <http://repositorio.upagu.edu.pe/handle/UPAGU/454>

18. Bergey DH. Bergey's Manual of determinative bacteriology. Board and trustees. 7th Ed. Baltimore; 2010. 1268 p. Available from: <https://www.biodiversitylibrary.org/item/41848>
19. Quevauviller P, Maier EA. Quality assurance and quality control for environmental monitoring. In: Quality assurance in environmental monitoring—sampling and sample pretreatment. VCH Weinheim New York; 1995. p. 1-25.
20. Oficina Nacional de Normalización. Microbiología del agua. Detección y enumeración de coliformes. Técnica del número más probable (NMP) . La Habana; 1995, 2015 . Available from: <https://especialidades.sld.cu/higiene-pidemiologia/?s=NC+1095>
21. Álvarez A, Gutiérrez JE, Facundo JR, González R. Análisis hidrogeoquímico de las aguas de la subcuenca Mampostón. Ciencias de la Tierra y el Espacio. 2010;11:1-9.
22. Hernández-Baranda Y, Rodríguez-Hernández P, Peña-Icart M, González-Hernández P, Nicolás- López S, Tomás F. Caracterización química y agronómica de las aguas residuales del yacimiento Castellano, Pinar del Río. Cultivos Tropicales. 2018;39(3):11-7.
23. Ayers RS, Westcot DW. Water quality for agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome; 1985. 97 p.
24. Cartone A, Casolani N, Liberatore L, Postiglione P. Spatial analysis of grey water in Italian cereal crops production. Land Use Policy. 2017;68:97-106.
25. Paneque J, Fuentes E, Mesa A, Echemendía A. El mapa nacional de suelos escala 1: 25 000. In: Memorias del XI Congreso Latinoamericano y II Congreso Cubano de la Ciencia del Suelo, La Habana, Memorias,(DR Villegas y D. Ponce de León, eds.). 1991. p. 1345-7.
26. Fagundo-Castillo JR, González P. Hidrogeoquímica . España: Academia Española; 2012 . 364 p. Available from: <https://www.libreriauniversitaria.it/hidrogeoquimica-fagundo-castillo-juan-reynerio/book/9783847356127>
27. Bardhan P, Karapurkar SG, Shenoy DM, Kurian S, Sarkar A, Maya MV, et al. Carbon and nitrogen isotopic composition of suspended particulate organic matter in Zuari Estuary, west coast of India. Journal of Marine Systems. 2015;141:90-7.
28. Kendall C, Silva SR, Kelly VJ. Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States. Hydrological Processes. 2001;15(7):1301-46. <https://doi.org/10.1002/hyp.216>
29. Mayea S, Carone M, Novo R, Boado I, Silveira E. Microbiología Agropecuaria. Tomo II. Félix Varela; 2009. 281 p.
30. APHA-AWWA-WPCF. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales . 17.^a ed. American Public Health Association Enc. New York.: Editorial Díaz de Santos, S.A.; 1992 . Available from: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=307542>
31. Mesa-Pérez MA, Díaz-Rizo O, García-Acosta H, Alarcón-Santos OA, Sánchez-Pérez JM. Relationship between micro-granulometric profile and chemical sediment composition in Mampostón sub-watershed, Mayabeque, Cuba. Journal of South American Earth Sciences. 2020;101:102538.
32. Guo G, Wu F, Xie F, Zhang R. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. Journal of Environmental Sciences. 2012;24(3):410-8.
33. Ministerio de la Agricultura de Cuba. Informe anual sobre los resultados agrícolas de la provincia Mayabeque. Mayabeque: Ministerio de la Agricultura. 2014; p. 34.
34. Ríos-Tobón S, Agudelo-Cadavid RM, Gutiérrez-Builes LA. Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. Revista Facultad Nacional de Salud Pública. 2017;35(2):236-47.
35. Scheili A, Rodriguez MJ, Sadiq R. Seasonal and spatial variations of source and drinking water quality in small municipal systems of two Canadian regions. Science of the Total Environment. 2015;508:514-24.
36. Cabrera Alfonso JR, Ponce de León Lima D, Cervantes Beyra R, Vargas Rodríguez H, Domínguez Palacio D. Distribución espacial de la calidad de las aguas subterráneas utilizadas para el riego. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias. 2015;24(3):13-21.
37. Zhou X, Lei K, Khu S-T, Meng W. Spatial flow analysis of water pollution in eco-natural systems. Ecological Indicators. 2016;69:310-7.
38. Zhao J, Lin L, Yang K, Liu Q, Qian G. Influences of land use on water quality in a reticular river network area: A case study in Shanghai, China. Landscape and Urban Planning. 2015;137:20-9.
39. Liu Y, Bralts VF, Engel BA. Evaluating the effectiveness of management practices on hydrology and water quality at watershed scale with a rainfall-runoff model. Science of the Total Environment. 2015;511:298-308.