Ciencia e Ingeniería
Revista Interdisciplinar de Estudios en Ciencias Básicas e Ingenierías
ISSN 2389-9484
Año 2025, julio-diciembre, Vol. 12, N.º 2, e15702613
Facultades de Ciencias Básicas y Aplicadas e Ingeniería.
Universidad de La Guajira
La Guajira, Riohacha, Colombia
http://revistas.uniguajira.edu.co/index.php/cei
Este documento fue depositado en Zenodo. DOI:
https://www.doi.org/10.5281/zenodo.15702613
Para cita prefiera el ARK:
https://n2t.net/ark:/60540/15702613

METALES PESADOS EN AGUAS DE LA CUENCA DEL RÍO MANZANARES, VENEZUELA

Heavy metals in waters of the Manzanares River basin, Venezuela

Aristide Márquez
https://orcid.org/0000-0003-1426-5264
aristd@gmail.com *
Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela

Sabrina Benítez
https://orcid.org/0009-0008-2393-5040
sabrinabenitez23@gmail.com
Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela

RESUMEN

La cuenca del río Manzanares, ubicada en el estado Sucre, Venezuela, enfrenta un deterioro significativo de la calidad de sus aguas debido a la contaminación por metales pesados. Este estudio tuvo como objetivo determinar las concentraciones (mg.L^{-1}), cargas másicas (ton•día^{-1}) y calidad del agua mediante índices de contaminación (HIP y MI). Se realizaron muestreos en diez estaciones durante las temporadas de lluvia (septiembre 2017) y sequía (abril 2018). Las concentraciones de metales pesados se analizaron utilizando espectrofotometría de absorción atómica con llama aire-acetileno. Además, se calcularon las cargas másicas para evaluar los aportes hacia el Golfo de Cariaco. Los resultados mostraron que las concentraciones más altas se registraron durante la sequía en las subcuencas media y baja. En septiembre de 2017, el gradiente decreciente fue Fe (30,22) >Ni (3,60) >Zn (3,37) >Mn (1,78) >Co (1,27) >Cd (1,16) >Cr (0,92) >Cu (0,27) >Pb (0,0022); mientras que en abril de 2018 fue Fe (34,45) >Mn (17,69) >Zn (11,33) >Cr (1,98) >Ni (1,32) >Cd (1,09) >Pb (1,08) >Cu (0,43) >Co (0,36). Las cargas másicas hacia el golfo oscilaron entre 736,92 - 66,3 Fe; 60,99 - 52,61 Mn; 3,19 - 0,38 Cu; 96,01 - 4,18 Ni; 11,48 - 26,26 Zn; 33,63 - 0,036 Cr; 35,20 - 0,049 Co; 1,98^{-08} - 16,38 Pb y 0,060 - 0,005 Cd. Los índices HIP (>100) y MI (>1) confirmaron un alto nivel de contaminación y compromete la aptitud del agua para consumo humano y uso en la agricultura y recreación. Se concluye que la cuenca requiere estrategias urgentes de manejo ambiental para mitigar la contaminación y preservar este ecosistema clave.

Palabras clave: agua, concentraciones, metales pesados, índices de contaminación, río Manzanares.

ABSTRACT

The Manzanares River basin, located in Sucre State, Venezuela, is experiencing significant water quality deterioration due to heavy metal contamination. This study aimed to determine the concentrations (mg·L^{-1}), mass loads (ton·day^{-1}), and water quality through contamination indices (HIP and MI). Sampling was conducted at ten stations during the rainy season (September 2017) and the dry season (April 2018). Heavy metal concentrations were analyzed using flame atomic absorption spectrophotometry with an air-acetylene flame. Additionally, mass loads were calculated to assess contributions to the Cariaco Gulf. The results showed that the highest concentrations were recorded during the dry season in the middle and lower sub-basins. In September 2017, the decreasing gradient was Fe (30.22) > Ni (3.60) > Zn (3.37) > Mn (1.78) > Co (1.27) > Cd (1.16) > Cr (0.92) > Cu (0.27) > Pb (0.0022), while in April 2018 it was Fe (34.45) > Mn (17.69) > Zn (11.33) > Cr (1.98) > Ni (1.32) > Cd (1.09) > Pb (1.08) > Cu (0.43) > Co (0.36). Mass loads to the gulf ranged from 736.92–66.3 Fe; 60.99–52.61 Mn; 3.19–0.38 Cu; 96.01–4.18 Ni; 11.48–26.26 Zn; 33.63–0.036 Cr; 35.20–0.049 Co; 1.98–08–16.38 Pb; and 0.060–0.005 Cd across both seasons sampled. The HIP (>100) and MI (>1) indices confirmed a high level of contamination, rendering the water unsuitable for human consumption or other uses such as agriculture or recreation. It is concluded that urgent environmental management strategies are required to mitigate contamination and preserve this critical ecosystem.

Keywords: water, concentrations, heavy metals, pollution indices, Manzanares river.

Recibido: 16-06-2024
Aceptado: 01-05-2025
Publicado: 01-07-2025

CC BY NC ND

INTRODUCCIÓN

La calidad y disponibilidad de los recursos hídricos como los ríos son fundamentales para sustentar y mejorar la economía, así como para elevar el nivel de vida, y ayudar a la sustentabilidad de los pueblos, ya que sirven como fuente de agua potable, rutas de transporte, espacios recreativos y agua de riego agrícola (Sulistyowati et al., 2023). Por otra parte, los ríos son una vía importante en el ciclo hidrológico de la Tierra, permitiendo que los sedimentos, las sales y los elementos químicos ingresen a los océanos (Prasad et al., 2022). En el ambiente, los metales pesados suelen estar presentes en cantidades extremadamente pequeñas, pero debido a las actividades antropogénicas, sus concentraciones han aumentado. Estos elementos son emitidos a los ríos por actividades tanto naturales como humanas (Majeed y Ibraheem, 2024).

Los metales pesados en solución acuosa no siempre presentan efectos tóxicos directos sobre el ambiente; en cambio, tienden a bioacumularse y persistir haciéndose fatales cuando se consumen incluso en bajas concentraciones. Además, estos compuestos no son biodegradables y causan efectos perjudiciales sobre el ambiente y la salud humana (Rizk et al., 2022). Los metales pesados ingresan a los ecosistemas acuáticos a través del ciclo hidrológico y se acumulan continuamente para degradar el recurso hídrico a lo largo del tiempo (Prasad et al., 2022). Pueden encontrarse en fase disuelta y particulada, siendo afectados por el caudal, las reacciones químicas, los parámetros de calidad del agua, incluidas las temperaturas, el pH, el oxígeno disuelto, cantidad de sólidos, conductividad, ruta de transporte de cada metal y procesos de advección-difusión (Prasad et al., 2022; Khalilzadeh y Mirbagheri, 2023; Suryanto et al., 2023). Los metales pueden ingresar al ambiente por medios naturales (fuentes litogénicas, meteorización, erosión, procesos de bioturbación) o acciones humanas que incluyen eliminación de residuos, fabricación industrial y minería, actividades agrícolas y de navegación (Singh et al., 2024).

El monitoreo químico del agua es un desafío tanto técnico como financiero, sin embargo, para evitar los problemas de contaminación y escasez causados por el impacto de las actividades antrópicas, los recursos hídricos deben estar sujetos a criterios básicos de sostenibilidad (Kutlu et al., 2023; Suryanto et al., 2023). Los aportes y la contaminación por metales pesados deben detectarse a tiempo, antes de que cause efectos nocivos en los ecosistemas y la salud pública (Suryanto et al., 2023). Los estudios de las concentraciones y las cargas másicas de metales, así como la contaminación por metales pesados proporcionan información útil para la gestión sostenible de los recursos hídricos utilizados para el suministro de agua potable (Khalilzadeh y Mirbagheri, 2023). Los índices de contaminación se refieren a muchos modelos matemáticos que se han utilizado para inferir sobre la contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos (Majeed y Ibraheem, 2024), y son herramientas que permiten determinar si la acumulación de estos elementos se debe a mecanismos naturales o antropogénicos (Afify et al., 2022).

Las aguas del río Manzanares y sus tributarios son utilizadas para suministro de agua potable, de regadío, para la pesca de subsistencia y actividades turísticas (Márquez et al. 2000; Márquez et al. 2002; Salazar et al. 2018); sin embargo, el cauce del Manzanares está colmatado de sedimentos, y muestra un caudal empobrecido y contaminado, producto de una problemática ambiental compleja que se desarrolla en toda la cuenca (Castro-Moreno et al., 2017). Las aguas de la cuenca alta y media están impactadas por los desechos generados por las actividades agrícolas y las descargas de aguas servidas domésticas sin tratamiento (Salazar et al., 2018; Márquez et al., 2019); y la cuenca baja por los desechos urbanos que llegan al río a través de los canales de desagüe, actividades portuarias y el vertido de desechos líquidos y sólidos (Márquez et al., 2019). Por otra parte, Márquez et al. (2019) señalan que los sedimentos de toda

la cuenca están afectados, ya que los niveles de estos metales sobrepasan los valores que están regulados por las normativas internacionales.

La determinación de concentración nos da una medida de la cantidad del elemento presente o disuelto en el agua, y la carga másica la masa del elemento por unidad de tiempo que es transportada por la corriente del río. En este aspecto, estos estudios son necesarios en la cuenca del río Manzanares porque, aunque se han medido las concentraciones de metales, especialmente en la cuenca baja, se desconocen las cargas másicas de cada metal dentro de la cuenca. Por otra parte, esta investigación representa el primer reporte del aporte másico de sólidos a la zona marina costera, y en especial al golfo de Cariaco, el cual representa una zona de importancia pesquera y ecológica. El objetivo principal de esta investigación fue evaluar la calidad del agua en la cuenca del río Manzanares mediante la determinación de las concentraciones y cargas másicas de metales pesados (Cu, Fe, Mn, Ni, Zn, Co, Cd, Cr, Pb) y el cálculo de índices de contaminación (HIP y MI). Estos resultados buscan proporcionar información clave para establecer estrategias de manejo ambiental que mitiguen los impactos de la contaminación y contribuyan a la conservación de este ecosistema fluvial, fundamental para el suministro de agua potable, actividades agrícolas, recreativas y pesqueras en el golfo de Cariaco.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del río Manzanares tiene un área aproximada de 1.652 km^2, con una descarga estimada en $600 \cdot 10^6$ $m^3 \cdot año^{-1}$, la cual se ha ido incrementado (más del 20 %) a $771 \cdot 10^6$ $m^3 \cdot año$ (Márquez et al., 2000; Márquez et al. 2002; Márquez et al. 2019). La cuenca se ubica en el extremo nororiental costero de Venezuela en el estado Sucre). El río nace en el macizo del Turimiquire a una altura de 2.300 msnm El cauce tiene una longitud de 81 km, posee una pendiente mínima de 15 % y un gasto medio de 1,23 $m^3 \cdot s^{-1}$ (Figura 1).

Figura 1. Área de estudio mostrando los sitios de muestreos en la cuenca del río Manzanares.

El cauce principal del río recibe cerca de diez ríos, 13 riachuelos y quebradas por su margen derecho y 14 ríos principales y seis secundarios por el margen izquierdo (Márquez et al., 2000; Ruíz et al., 2005). En el año 1970 se construyó un canal de Aliviadero (marcado con la letra H en el mapa), en el sector Puerto de la Madera para prevenir las inundaciones en la ciudad de Cumaná, debido a la crecida del río durante el período de lluvia. Según Salazar et al. (2018) y Márquez et al. (2019) la cuenca está regida por un período de sequía comienza a partir de diciembre y finaliza en junio. El período de lluvia inicia en julio y finaliza en noviembre, teniendo sus máximos valores en el bimestre agosto-septiembre.

Diseño del muestreo

La cuenca del río Manzanares fue dividida en tres secciones o subcuencas, cuenca Alta (río Yoraco y río Aricagua), Media (entre río Arenas y río Cancamure) y Baja (Puerto la Madera sector Aliviadero hasta la desembocadura del Manzanares en el golfo de Cariaco). Esta división se realizó por diferencias del gradiente altitudinal de acuerdo con lo señalado en Márquez et al. (2019). Se realizaron dos muestreos aleatorios de diez estaciones cada uno, el 26 de septiembre del año 2017 (lluvia) y el 3 de abril del 2018 (sequía), en el canal principal del Manzanares y varios de sus tributarios, los cuales fueron geo-referenciadas con un GPS marca Garmin 12xl. Las estaciones fueron (río Yoraco (A), Las Trincheras (B), río Aricagua (C), río Arenas (D), Quebrada Seca (E), río San Juan (F), río Cancamure (G), Puerto de la Madera (H), Puente Gómez Rubio (I) y desembocadura del río Manzanares (Figura 1).

Medición de los caudales

El caudal se determinó mediante un flujómetro, siguiendo los principios del método descrito en Chow (1994). Se utilizó un flujómetro TSK de 7,5 de longitud y 8,5 cm de diámetro de flujo mínimo de 8 $cm \cdot s^{-1}$ y máximo de 3 $m \cdot s^{-1}$, en vez de un molinete, pero el principio es el mismo. El rango de calibración fue de 0,25 - 2,33 $m \cdot s^{-1}$. Se tomaron medidas del ancho del río y se realizaron tres mediciones, dos en cada extremo y uno en el centro del río; la profundidad de cada sitio también fue medida. Los caudales finales fueron reportados en $m \cdot s^{-1}$ y se calcularon utilizando Ec.1

$$Q = A \times V \qquad (1)$$

Dónde:

Q = caudal o gasto ($m^3 \cdot s^{-1}$)

A = área de la sección transversal (m^2)

V = velocidad media del agua en el punto ($m \cdot s^{-1}$)

Recolección y análisis de las muestras

Con un recipiente plástico de 10 L se recolectaron muestras de agua superficial y se colocaron en envases de 1 L. Las muestras se preservaron en congelación a -20 ºC hasta su procesamiento. La temperatura, conductividad y pH se midieron *in situ* utilizando una sonda multiparamétrica Waterproof Tester EZDO modelo 7200 con una precisión de ± 0,10 ºC; 1µS cm^{-3} y ± 0,010 unidades respectivamente. La concentración de oxígeno disuelto se determinó por el método de Winkler, la precisión del método es de ± 0,03 $mL \cdot L^{-1}$ (Aminot y Chaussepied, 1983). La saturación de oxígeno disuelto (% O_2sat) se obtuvo mediante una ecuación empírica (Weiss, 1970).

Los sólidos totales, suspendidos y disueltos se determinaron por gravimetría, utilizando la metodología propuesta en el estándar método (APHA, 1995). Para los sólidos totales la muestra bien mezclada se evaporó en una capsula de porcelana previamente pesada, luego se secó por una hora a 103-105 ºC. La técnica cubre un rango de 10 hasta 20.000 $mg \cdot L^{-1}$. Para los sólidos suspendidos un volumen de muestra bien mezclada se filtró a través de un filtro estándar de fibra de vidrio, previamente pesado. El residuo retenido en el filtro se secó a 103 – 105 ºC por una hora, y luego hasta peso constante. La técnica cubre un rango de 4 hasta 20.000 $mg \cdot L^{-1}$. Para los sólidos disueltos un volumen de muestra bien mezclada se filtró a través de un filtro de fibra de vidrio. El agua filtrada se evaporó en una capsula de porcelana previamente pesada, luego se secó por una hora a 180 ºC. La operación se repitió hasta peso constante. La técnica cubre un rango de 10 hasta 20.000 $mg \cdot L^{-1}$.

Determinación de los metales pesados totales en el agua (cobre, hierro, manganeso, níquel, zinc, cobalto, cadmio, cromo, plomo)

Un litro de agua por triplicado fue filtrado sobre membranas filtrantes de celulosa tipo HA con poros de 0,45 µm de diámetro. El material retenido en el filtro fue tratado por digestión con una mezcla de ácido nítrico y clorhídrico concentrado. Las cuantificaciones fueron realizadas por espectrofotometría de absorción atómica con llama aire-acetileno y corrector de fondo de deuterio, utilizando un equipo Perkin Elmer modelo 3110 (APHA, 1995).

Cálculo de las cargas másicas

La carga másica ($ton \cdot día^{-1}$) de sólidos y metales pesados de toda la cuenca se estimó multiplicando la concentración de cada elemento de interés, por el caudal medido en ese mismo sitio. Esto se realizó para cada uno de los dos meses muestreados, y fueron calculadas utilizando Ec. 2.

$$C = Q \times Ci \qquad (2)$$

Dónde:

Q = caudal

C = carga másica

Ci = concentración del elemento

Descarga de sólidos y metales pesados a la zona marina costera y golfo de Cariaco

El golfo de Cariaco recibe la descarga de sólidos y metales pesados provenientes de las aguas que pasan por la estación Puerto de la Madera (estación H, en la Figura 1) que corresponde a un aliviadero construido en el año 1970 para evitar las inundaciones, y las que llegan a desembocadura del río Manzanares (estación 10). Para estimar la magnitud de estas descargas, se sumaron las cargas másicas de los sólidos durante los dos muestreos, lo mismo se hizo con los metales pesados en esas dos estaciones. La descarga se calculó utilizando la Ec.3.

$$QHJ = QH + QJ \qquad (3)$$

Donde:

QH= descarga del elemento en la estación Puerto de la Madera

QJ = descarga del elemento en la estación desembocadura del Manzanares

QHJ = descarga total del elemento al golfo de Cariaco

Índices de calidad por metales

Se calcularon a través de los índices de contaminación de metales pesados HIP y MI (Heavy Metal Pollution Index y Metal index), desarrollados por Mohan et al. (1996) y Tamas y Cini (2004) respectivamente. Se realizó una modificación en el HIP y MI, incorporando los valores sugeridos para aguas de Tipo IA y AB de la normativa venezolana (Decreto 883 de la Gaceta Oficial República de Venezuela), puesto que estos índices utilizan los valores estandarizados para cada país. Se realizó una evaluación de la cuenca total, por estaciones y por muestreos. La importancia de utilizar estos índices es que toma en consideración los efectos cinegéticos y antagónicos de un metal sobre otro, caso que no es considerado en el Decreto 883 de la legislación venezolana. El juicio para interpretar estos índices es que si el HPI>100, indica que existe contaminación. Igualmente, si MI>1 existe contaminación. Los cálculos de los índices (HIP) se realizaron a partir de Ec. 4 y Ec. 5 y MI a través de Ec. 6. Los criterios empleados para clasificar la calidad del agua usando el MI se fundamentaron en lo propuesto en Lyulco et al. (2001) y Caerío et al. (2005), tal como se especifica en la Tabla 1.

$$\mathrm{HIP} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \mathrm{W}i * \mathrm{Q}i}{\sum_{i=1}^{n} \mathrm{W}i} \qquad (4)$$

Donde:

HIP= índice de contaminación de metales pesados

W_i = peso por unidad del ith parámetro en la normativa estándar de referencia = $(1 \cdot S_i^{-1})$

Q_i= subíndice del ith parámetro; se calculó con Ec.5

n= número de parámetros considerados

$$Qi = \sum_{i=1}^{n} \frac{(Mi(-)Ii)}{(Si-Ii)} * 100 \qquad (5)$$

Donde:

M_i= valor promedio del metal pesado monitoreado de los ith parámetros

I_i= valor ideal del ith parámetro (tabulado en la normativa estándar (WHO)

S_i= valor reglamentado en la normativa estándar del ith parámetro. Países que no tienen normativa, toman los valores estipulados por la Organización Mundial de la Salud (WHO).

$$MI = \sum_{i=1}^{n} \frac{Ci}{(MAC)i} \qquad (6)$$

Donde:

MI= índice de metal

C_i= concentración medida para cada metal

MAC = concentración máxima permitida para cada metal (tabulada en la normativa estándar).

Tabla 1. Clasificación de MI según Lyulco et al. (2001) y Caerío et al. (2005)

MI	Característica	Clase
<0,30	Muy pura	I
0,30-1,0	Pura	II
1,0-2,0	Ligeramente afectada	III
2,0-4,0	Moderadamente afectada	IV
4,0-6,0	Fuertemente afectada	V
>6	Seriamente afectada	VI

Análisis estadístico

Se realizó la comprobación de la normalidad de los datos, mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Anderson-Darlin, las cuales señalaron que los datos no son paramétricos; luego se procedió a determinar las variaciones estadísticas en las concentraciones de los metales, parámetros fisicoquímicos, caudales y en las cargas másica, en las diferentes estaciones de muestreo, durante los meses de septiembre de 2017 y abril de 2018 y en las tres subcuencas del río Manzanares (Alta, Media y Baja). Para determinar las variaciones estadísticas, fue empleado el análisis de Kruskal-Wallis, por no cumplirse los supuestos de normalidad y homocedasticidad. La asociación entre los distintos metales con el caudal, temperatura, pH, conductividad, solidos, oxígeno disuelto se realizó a través del análisis de componentes principales (ACP) (Johnson y Wichern, 1992).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caudales y parámetros fisicoquímicos (t, conductividad pH, oxígeno disuelto y de saturación, sólidos y metales)

El caudal promedio en septiembre del 2017 fue de 44,9 $m \cdot s^{-1}$, variando entre un mínimo de 4,57 $m \cdot s^{-1}$ en la estación río Yoraco (cuenca alta) y un máximo de 159,5 $m \cdot s^{-1}$ en la desembocadura. En abril del 2018, se redujo a 7,93 $m \cdot s^{-1}$, con un mínimo de 0,15 $m^3 \cdot s^{-1}$ en el río Yoraco y valor máximo de 22 $m^3 \cdot s^{-1}$, en la estación Quebrada Seca, cuenca media (Tabla 2).

La temperatura (t) en el muestreo de septiembre de 2017 presentó un promedio de 27,9 °C en toda la cuenca. El valor mínimo de temperatura se detectó en la estación Las Trincheras, en la cuenca alta, con 23 °C y el máximo de 30,8 °C, en la estación Puerto de la Madera, cuenca baja. Para el muestreo de abril del 2018 fue de 28 °C, con un mínimo de 21,6 °C en la estación Las Trincheras, cuenca alta; y un máximo de 36 °C en Puente Gómez Rubio, cuenca baja (Tabla 2). Para septiembre del 2017 se apreció un promedio en la conductividad de 274,8 $mS \cdot cm^{-3}$; el mínimo en la estación río Cancamure, cuenca media, con un valor de 70 $mS \cdot cm^{-3}$; y el máximo en la estación río Yoraco, cuenca alta, con 479 $mS \cdot cm^{-3}$. En abril del 2018 fue de 339,7 $mS \cdot cm^{-3}$; el mínimo se observó en la estación río Arenas, con un valor de 141 $mS \cdot cm^{-}3$; y el máximo de 615 $mS \cdot cm^{-3}$ en Puente Gómez Rubio (Tabla 2).

El pH en el río Manzanares para septiembre de 2017 mostró un promedio de 7,71. El valor mínimo fue de 7,31 y el valor máximo de 8,25, ambos registrados en las estaciones Gómez Rubio (cuenca baja) y Las Trincheras en la cuenca alta. Para el estudio de abril del 2018 el promedio fue de 7,82. El valor mínimo fue de 6,41, en la estación Puerto de la Madera, cuenca baja y el valor máximo de 8,55 en la estación el río Aricagua, cuenca alta (Tabla 2). El promedio de oxígeno disuelto en septiembre del 2017 fue de 7,78 $mg \cdot L^{-1}$. El mínimo valor registrado fue de 7,44 $mg \cdot L^{-1}$ en río Arenas; y el máximo de 8,3 $mg \cdot L^{-1}$ en Las Trincheras en la cuenca alta. En el muestreo de abril del 2018, el promedio fue de 6,18 $mg \cdot L^{-1}$, y el mínimo de 4,85 $mg \cdot L^{-1}$ en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja y el máximo de 6,82 $mg \cdot L^{-1}$ se observó en Puerto de la Madera. Por otra parte, las concentraciones de oxígeno de saturación (O_2sat) oscilaron entre 94 - 106 % y promedio de 99 % en septiembre del 2017 y entre 64 - 91 % con promedio de 78,22 % en abril del 2018. Durante abril se apreció instauración en toda la cuenca, reflejando procesos biológicos de consumo de oxígeno en las aguas (Tabla 2).

Las concentraciones de sólidos totales para septiembre del 2017 a lo largo de toda la cuenca del Manzanares arrojaron un promedio de 246 $mg \cdot L^{-1}$; el mínimo fue de 80 $mg \cdot L^{-1}$ en la estación río Arenas, cuenca media y el máximo de 340 $mg \cdot L^{-1}$en Puerto de la Madera, cuenca baja. Para abril de 2018, el promedio fue de 252 $mg \cdot L^{-1}$. El mínimo fue de 78 $mg \cdot L^{-1}$ en la estación río Cancamure, cuenca media; y el máximo de 384 $mg \cdot L^{-1}$ en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja (Tabla 3).

La concentración de sólidos suspendidos en septiembre de 2017 mostró un promedio de 37 $mg \cdot L^{-1}$; el valor mínimo fue de 3 $mg \cdot L^{-1}$, en la estación río Arenas, cuenca media y el máximo de 88 $mg \cdot L^{-1}$, en río Cancamure, cuenca media. Para abril 2018 fue de 5,02 $mg \cdot L^{-1}$; el mínimo fue de 0,60 $mg \cdot L^{-1}$, estación río San Juan, cuenca media y un máximo de 16 $mg \cdot L^{-1}$, en Puerto de la Madera, cuenca baja (Tabla 3). Los sólidos disueltos para septiembre del 2017 arrojaron un promedio de 209 $mg \cdot L^{-1}$. El mínimo fue de 52 $mg \cdot L^{-1}$ en la estación Río Cancamure, cuenca media y el máximo de 324 $mg \cdot L^{-1}$, en la estación Puerto de la Madera, cuenca baja. Para 2018 se observó un promedio de 247,82 $mg \cdot L^{-1}$ en toda la cuenca. El mínimo

fue de 76 mg·L^{-1}en estación Río Cancamure, cuenca media y el máximo de 377,6 mg·L^{-1}, en la estación desembocadura del Río Manzanares, cuenca baja (Tabla 3).

Tabla 2. Valores de los parámetros fisicoquímicos del caudal (Q), temperatura (t), conductividad (C.E), pH, Oxígeno disuelto y de saturación (O_2; O_2 Sat) en la cuenca del río Manzanares.

Mes	Estación	Cuenca	Q	t	C. E	pH	O_2	O_2 Sat
S-2017	R. Yoraco	A	4,68	24,30	479	8,17	7,87	94
S-2017	R. Trincheras	A	16,74	23,00	416	8,25	8,30	97
S-2017	R. Aricagua	A	10,69	26,50	396	7,98	7,68	96
S-2017	R. Arenas	M	5,69	28,90	105	7,79	7,44	97
S-2017	Q. Seca	M	80,36	28,30	250	7,52	7,44	96
S-2017	R. San Juan	M	8,42	29,60	278	7,98	7,82	103
S-2017	R. Cancamure	M	32,55	29,50	70	7,34	7,73	102
S-2017	P. de la Madera	B	103,01	30,80	221	7,41	7,92	106
S-2017	P. Gómez Rubio	B	26,95	28,70	258	7,31	7,66	99
S-2017	D. Manzanares	B	159,50	29,40	275	7,33	7,92	104
Min			4,68	23,00	70	7,31	7,44	94,14
Max			159,50	30,80	479	8,25	8,30	106,38
$\bar{x}$			44,86	27,90	275	7,71	7,78	99,29

Mes	Estación	Cuenca	Q	t	C. E	pH	O_2	O_2 Sat
A-2018	R. Yoraco	A	0,15	22,50	336	8,20	6,39	74
A-2018	R. Trincheras	A	1,98	21,60	336	8,39	6,10	69
A-2018	R. Aricagua	A	2,02	23,70	344	8,55	6,06	72
A-2018	R. Arenas	M	4,14	29,10	141	7,84	6,27	82
A-2018	Q. Seca	M	22,00	28,20	483	7,53	6,18	79
A-2018	R. San Juan	M	4,65	28,30	280	8,21	6,69	86
A-2018	R. Cancamure	M	13,30	32,00	179	8,25	6,64	91
A-2018	P. de la Madera	B	7,35	29,80	220	6,41	6,14	81
A-2018	P.Gómez Rubio	B	2,64	36,00	615	7,62	5,68	83
A-2018	D. Manzanares	B	21,06	30,60	463	7,22	4,85	65
Min			0,15	21,60	141	6,41	4,85	64,85
Max			22,00	36,00	615	8,55	6,69	91,02
$\bar{x}$			7,93	28,18	340	7,82	6,10	78,22

Min= mínimo; Max= máximo; $\bar{x}$= promedio; S-2017= septiembre de 2017; A-2018= abril de 2018

Tabla 3. Concentraciones de sólidos totales (ST), disueltos (SD), suspendidos (SS) y metales pesados (mg/L) en aguas de la cuenca del río Manzanares.

Mes	Estación	Cuenca	ST	SS	SD	Fe	Mn	Cu	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
S-2017	R. Yoraco	A	320	19,00	301	27,58	0,91	0,60	1,94	5,10	1,64	1,03	ND	0,91
S-2017	R. Trincheras	A	280	5,33	275	9,76	0,46	0,43	1,59	2,05	0,51	1,07	ND	0,60
S-2017	R. Aricagua	A	320	43,75	276	18,83	1,22	0,19	3,42	2,33	1,16	1,36	2^{-04}	0,60
S-2017	R. Arenas	M	80	3,33	77	13,66	1,68	0,20	3,34	5,29	0,81	1,14	ND	0,70
S-2017	Q. Seca	M	320	76,00	244	35,64	2,29	0,31	8,63	2,76	0,84	0,78	ND	1,00
S-2017	R. San Juan	M	280	76,00	204	23,59	0,81	0,25	2,84	1,61	0,69	1,22	ND	0,53
S-2017	R. Cancamure	M	140	88,00	52	18,87	0,65	0,20	2,94	1,29	0,55	0,98	ND	0,42
S-2017	P. de la Madera	B	340	16,00	324	29,69	4,53	0,41	3,82	6,71	0,79	1,09	6^{-03}	2,20
S-2017	P. Gómez Rubio	B	180	21,00	159	90,45	3,78	0,08	2,98	2,97	0,30	2,14	4^{-03}	1,74
S-2017	D. Manzanares	B	200	26,00	174	34,30	1,50	0,07	4,50	3,55	1,93	1,85	1^{-02}	2,94
Min			80	3,33	52	9,76	0,46	0,07	1,59	1,29	0,30	ND	ND	0,42
Max			340	88,00	324	90,45	4,53	0,60	8,63	6,71	1,93	2,14	1^{-02}	2,94
$\bar{x}$			246	37,44	209	30,24	1,78	0,27	3,60	3,37	0,92	1,27	2^{-03}	1,16

Mes	Estación	Cuenca	ST	SS	SD	Fe	Mn	Cu	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
A-2018	R. Yoraco	A	312	2,40	309	40,00	9,30	0,61	2,50	20,40	ND	ND	ND	ND
A-2018	R. Trincheras	A	236	11,20	235	32,70	8,40	0,33	0,70	24,90	0,90	ND	ND	ND
A-2018	R. Aricagua	A	248	0,80	247	38,50	6,10	0,92	5,60	11,70	ND	ND	ND	5,10
A-2018	R. Arenas	M	88	0,80	87	82,10	59,70	0,66	1,20	16,50	8,10	0,9	1^{-03}	0,60
A-2018	Q. Seca	M	292	5,00	287	44,00	18,30	0,37	ND	8,60	3,70	ND	ND	ND
A-2018	R. San Juan	M	196	0,60	195	34,90	24,00	0,30	0,10	7,90	5,10	2,6	2^{-03}	0,10
A-2018	R. Cancamure	M	78	1,40	76	12,30	5,60	0,24	0,60	4,90	ND	ND	2^{-03}	ND
A-2018	P. de la Madera	B	340	16,00	324	2,11	0,32	0,02	0,27	0,09	0,06	0,08	ND	0,16
A-2018	P. Gómez Rubio	B	346	5,60	340	22,20	16,40	0,70	ND	3,90	1,90	ND	2,00	2,20
A-2018	D. Manzanares	B	384	6,40	378	35,70	28,80	0,20	2,20	14,40	ND	ND	9,00	2,70
Min			78	0,60	76	2,11	0,32	0,02	ND	0,09	ND	ND	ND	ND
Max			384	16,00	378	82,10	59,70	0,92	5,60	24,90	8,10	2,60	9,00	5,10
$\bar{x}$			252	5,02	248	34,45	17,69	0,43	1,32	11,33	1,98	0,36	1,08	1,09

Min= mínimo; Max= máximo; $\bar{x}$= promedio; ND0 no detectado; A= alta; M= media, B= baja; S-2017= septiembre de 2017; A-2018= abril de 2018

Concentraciones de metales pesados

Las concentraciones promedio de metales pesados ($mg \cdot L^{-1}$) presentaron un orden decreciente, de Fe (30,24) >Ni (3,60) >Zn (3,37) >Mn (1,78) >Co (1,27) >Cd (1,16) >Cr (0,92) >Cu (0,27) >Pb (0,0022) para septiembre del 2017 y Fe (34,45) >Mn (17,69)>Zn (11,33)> Cr (1,98)>Ni (1,32) >Cd (1,09) >Pb (1,08) >Cu (0,43) >Co (0,36) para abril del 2018 (Tabla 3).

El promedio del hierro fue de 30,24 $mg \cdot L^{-1}$ en septiembre en 2017, con un mínimo de 9,76 $mg \cdot L^{-1}$ en la estación Las Trincheras; y máximo de 90,45 $mg \cdot L^{-1}$ en Puente Gómez Rubio de la cuenca baja. Durante abril del 2018 fue de 34,45 $mg \cdot L^{-1}$. El mínimo 2,11 $mg \cdot L^{-1}$ se apreció en la estación Puerto de la Madera de la cuenca baja y el máximo de 82,10 $mg \cdot L^{-1}$, en río Arenas en la cuenca media. El promedio de manganeso en septiembre 2017 fue de 1,78 $mg \cdot L^{-1}$, el mínimo de 0,46 $mg \cdot L^{-1}$ se determinó en Las Trincheras, cuenca alta y el máximo de 4,53 $mg \cdot L^{-1}$ en Puerto de la Madera, cuenca baja. En abril del 2018 fue de 17,69 $mg \cdot L^{-1}$. El mínimo de 0,32 $mg \cdot L^{-1}$ se detectó en Puerto de la Madera, cuenca baja, y el máximo de 59,79 $mg \cdot L^{-1}$ en río Arenas cuenca media. El promedio de cobre fue de 0,27 $mg \cdot L^{-1}$ en septiembre, con mínimo de 0,07 $mg \cdot L^{-1}$ en la estación desembocadura del Manzanares y un máximo de 0,60 $mg \cdot L^{-1}$, en la estación río Yoraco en cuenca alta. En abril del 2018 fue de 0,43 $mg \cdot L^{-1}$; el mínimo 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ se determinó en Puerto de la Madera, cuenca baja y el máximo (0,92 $mg \cdot L^{-1}$) en el río Aricagua, cuenca alta. El promedio del níquel en septiembre 2017 fue de 3,60 $mg \cdot L^{-1}$. El mínimo de 1,59 $mg \cdot L^{-1}$ se observó en Las Trincheras, cuenca alta y el máximo de 8,63 $mg \cdot L^{-1}$ en Quebrada Seca, cuenca media. En abril 2018 fue de 1,32 $mg \cdot L^{-1}$, y el mínimo (no detectado) se ubicó en Quebrada Seca, cuenca media; el máximo de 5,60 $mg \cdot L^{-1}$ se detectó en la estación río Aricagua, cuenca alta (Tabla 3).

Las concentraciones de zinc detectadas en septiembre 2017 arrojaron un promedio de 3,37 $mg \cdot L^{-1}$; el valor mínimo de 1,29 $mg \cdot L^{-1}$ se observó en río Cancamure, cuenca media, y el máximo 6,71 $mg \cdot L^{-1}$ en Puerto de la Madera, cuenca baja. En abril de 2018 fue de 11,33 $mg \cdot L^{-1}$, con un mínimo de 0,09 $mg \cdot L^{-1}$ en la Puerto de la Madera y un máximo de 24,9 $mg \cdot L^{-1}$ en Las Trincheras. Se determinaron concentraciones promedio de cromo 0,93 $mg \cdot L^{-1}$, en septiembre del 2017; el valor mínimo de 0,30 $mg \cdot L^{-1}$ y el máximo de 1,93 $mg \cdot L^{-1}$, se observaron en Puente Gómez Rubio y desembocadura del Manzanares respectivamente, ambas ubicadas en la cuenca baja. En abril 2018 fue de 1,98 $mg \cdot L^{-1}$, y el máximo de 8,10 $mg \cdot L^{-1}$ se ubicó en río Arenas, de la cuenca media. Las concentraciones de cobalto para septiembre 2017 arrojaron un promedio de 1,27 $mg \cdot L^{-1}$, con mínimo de 0,78 $mg \cdot L^{-1}$ en Quebrada Seca, cuenca media y máximo de 2,14 $mg \cdot L^{-1}$ en Puente Gómez Rubio, ubicada en la cuenca baja. En abril 2018 fue de 0,36 $mg \cdot L^{-1}$, con valores no detectables para varias estaciones y un máximo de 2,60 $mg \cdot L^{-1}$ en río San Juan, cuenca media (Tabla 3).

Las concentraciones de plomo mostraron un promedio de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$, en septiembre del 2017; no se detectó plomo en varias estaciones, y el máximo de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ se observó en la desembocadura del Manzanares. En abril 2018 el promedio fue de 1,08 $mg \cdot L^{-1}$; el valor máximo de 9,00 $mg \cdot L^{-1}$ se determinó en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja. La concentración promedio de cadmio en septiembre del 2017 fue de 1,16 $mg \cdot L^{-1}$, con mínimo de 0,42 $mg \cdot L^{-1}$ y el máximo de 2,94 $mg \cdot L^{-1}$, ubicadas en río Cancamure y la desembocadura del Manzanares, respectivamente. En abril de 2018 el promedio fue de 1,09 $mg \cdot L^{-1}$ y el máximo de 5,10 $mg \cdot L^{-1}$ en río Aricagua, cuenca alta (Tabla 3).

Cargas másicas de sólidos totales, suspendidos, disueltos y metales pesados

La carga másica de sólidos totales para septiembre del 2017 arrojó un promedio de 988,97 ton·día^{-1}, con un mínimo de 39,35 ton·día^{-1} en la estación río Arenas, cuenca media y un máximo de 3.026,02 ton·día^{-1} en la estación Puerto de la Madera, cuenca baja. En abril 2018 la carga másica promedio fue de 183,60 ton·día^{-1}, el mínimo se encontró en la estación río Yoraco, cuenca alta, con 4,04 ton·día^{-1}, y el máximo de 698,72 ton·día^{-1} en la estación desembocadura del Manzanares, cuenca baja (Tabla 4). El promedio de cargas másicas de sólidos suspendidos en septiembre del 2017 fue de 143,74 ton·día^{-1}. El mínimo fue de 1,64 ton·día^{-1} en la estación río Arenas, cuenca media; y el máximo de 527,68 ton·día^{-1} en la estación Quebrada Seca, cuenca media. En abril del 2018 el promedio fue de 3,68 ton·día^{-1}. El mínimo fue de 0,031 ton·día^{-1} en la estación el río Yoraco, ubicadas en la cuenca alta; y el máximo de 11,65 ton·día^{-1} en la estación desembocadura del Manzanares, cuenca baja (Tabla 4). Para los sólidos disueltos se determinó en el muestreo del 2017 una carga másica promedio de 845,23 ton·día^{-1}. El mínimo fue de 37,71 ton·día^{-1} en la estación río Arenas, cuenca media; y el máximo de 2883,62 ton·día^{-1} en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja. En abril del 2018 el promedio se observado fue de 180,01 ton·día^{-1}; el mínimo con 4,00 ton·día^{-1} en la estación río Yoraco, cuenca alta; y el máximo de 687,07 ton·día^{-1} en la estación desembocadura del Manzanares, cuenca baja (Tabla 4).

Para hierro la carga másica promedio de fue de 131 ton·día^{-1} durante septiembre del año 2017. El mínimo de 6,72 ton·día^{-1} se observó en río Arenas en la cuenca media y el máximo de 473 ton·día^{-1} en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja. Para abril 2018 fue de 22,53 ton·día^{-1}, el mínimo de 0,52 ton·día^{-1} fue observado en río Yoraco, cuenca alta y el máximo 83,6 ton·día^{-1}en la estación Quebrada Seca, cuenca media (Tabla 4). Para manganeso, en el mes de septiembre 2017 la media fue de 9,11 ton·día^{-1}, el mínimo de 0,37 ton·día^{-1} se detectó en río Yoraco ubicada en la cuenca alta y el máximo de 40,32 ton·día^{-1}, en Puerto de la Madera (cuenca baja). Durante abril 2018 el promedio fue de 13,12 ton·día^{-1} y siendo el río Yoraco la zona con el mínimo de 0,12 ton·día^{-1}. El máximo de 52,40 ton·día^{-1}, se apreció en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja (Tabla 4). En septiembre el promedio de la carga másica de Cu fue de 0,76 ton·día^{-1}; mínimo de 0,14 ton·día^{-1} se determinó en la estación río San Juan, cuenca media y máximo de 2,23 ton·día^{-1} en la estación Puerto de la Madera, cuenca baja. En abril el valor fue de 0,21 ton·día^{-1}, el mínimo de 0,008 ton·día^{-1} se apreció en la estación río Yoraco, cuenca alta y el máximo de 0,70 ton·día^{-1}, en la estación Quebrada Seca en la cuenca media (Tabla 4). La carga másica promedio de Ni en septiembre 2017 fue de 18,11 ton·día^{-1}. El mínimo de 0,78 ton·día^{-1} se determinó en río Arenas, cuenca media y el máximo de 62,01 ton·día^{-1}, en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja. En abril 2018 el promedio fue 0,65 ton·día^{-1}, y el máximo 4,00 ton·día^{-1} se ubicó en la desembocadura del río Manzanares, cuenca baja (Tabla 4).

Tabla 4. Cargas másicas de sólidos totales (ST), disueltos (SD), suspendidos (SS) y metales pesados (ton•día^{-1}) en aguas de la cuenca del río Manzanares.

Mes	Estación	ST	SS	SD	Fe	Mn	Cu	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
S-2017	R. Yoraco	129	7,68	122	11,15	0,37	0,24	0,78	2,06	0,66	0,42	ND	3,68^{-04}
S-2017	R. Trincheras	405	7,71	397	14,12	0,67	0,62	2,30	7,38	0,74	1,55	ND	8,68^{-04}
S-2017	R. Aricagua	295	40,40	255	17,39	1,13	0,55	3,16	1,89	1,07	1,26	1,85^{-04}	5,54^{-04}
S-2017	R. Arenas	39	1,64	38	6,72	0,83	0,21	1,64	1,15	0,40	0,56	9,84^{-05}	3,44^{-04}
S-2017	Q. Seca	2.222	527,68	1694	247,45	15,90	1,32	59,92	36,73	5,83	5,42	ND	6,94^{-03}
S-2017	R. San Juan	204	55,26	148	17,15	0,59	0,15	2,06	2,01	0,50	0,89	ND	3,85^{-04}
S-2017	R. Cancamure	394	247,48	146	53,07	1,83	0,87	8,27	4,53	1,55	2,76	ND	1,18^{-03}
S-2017	P. de la Madera	3.026	142,40	2.884	264,24	40,32	2,23	34,00	11,48	7,03	9,70	ND	1,96^{-02}
S-2017	P. Gómez Rubio	419	48,90	370	210,61	8,80	0,47	6,94	15,62	0,70	4,98	0,014	4,05^{-03}
S-2017	D. Manzanares	2.756	358,30	2.398	472,68	20,67	0,96	62,01	0,00	26,60	25,49	2,0^{-08}	4,05^{-02}
Min		39	1,64	38	6,72	0,37	0,15	0,78	0,00	0,40	0,42	ND	3,44^{-04}
Max		3.026	527,68	2.884	472,68	40,32	2,23	62,01	36,73	26,60	25,49	0,014	4,05^{-02}
$\bar{x}$		989	143,74	845	131,46	9,11	0,76	18,11	8,28	4,51	5,30	0,0014	7,48^{-03}

Mes	Estación	ST	SS	SD	Fe	Mn	Cu	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
A-2018	R. Yoraco	4	0,03	4	0,52	0,12	0,01	0,03	0,26	ND	ND	ND	ND
A-2018	R. Trincheras	40	1,92	40	5,59	1,44	0,06	0,12	4,26	0,15	ND	ND	ND
A-2018	R. Aricagua	43	0,14	43	6,70	1,06	0,16	0,97	2,04	ND	ND	ND	8,88^{-04}
A-2018	R. Arenas	31	0,29	31	29,37	21,35	0,24	0,43	5,90	2,90	0,32	3,58^{-04}	2,15^{-04}
A-2018	Q. Seca	555	9,50	546	83,64	34,78	0,70	ND	16,35	7,03	ND	ND	ND
A-2018	R. San Juan	79	0,24	79	14,02	9,64	0,12	0,04	3,17	2,05	1,04	8,04^{-04}	4,02^{-05}
A-2018	R. Cancamure	90	1,61	87	14,13	6,44	0,28	0,69	5,63	ND	ND	1,84^{-03}	ND
A-2018	P. de la Madera	216	10,16	206	1,34	0,20	0,01	0,17	0,06	0,04	0,05	ND	9,91^{-05}
A-2018	P. Gómez Rubio	79	1,28	78	5,06	3,74	0,16	ND	0,89	0,43	ND	4,00^{-01}	5,02^{-04}
A-2018	D. Manzanares	699	11,65	687	64,96	52,40	0,36	4,00	26,20	ND	ND	16,38	4,91^{-03}
Min		4	0,03	4	0,52	0,12	0,01	ND	0,06	ND	ND	ND	ND
Max		699	11,65	687	83,64	52,40	0,70	4,00	26,20	7,03	1,04	16,38	4,91^{-03}
$\bar{x}$		184	3,68	180	22,53	13,12	0,21	0,65	6,48	1,26	0,14	1,68	6,66^{-04}

Min= mínimo; Max= máximo; $\bar{x}$= promedio; ND= no detectado; S-2017= septiembre de 2017; A-2018= abril de 2018

Para zinc en septiembre el valor fue de 8,28 ton·día^{-1}; el valor mínimo de 4,46^{-6} ton·día^{-1} se determinó en la desembocadura del Manzanares y el máximo de 36,7 ton·día^{-1} en Quebrada Seca, cuenca media. En abril el valor fue de 6,48 ton·día^{-1}; el mínimo de 0,058 ton·día^{-1} se apreció en Puerto de la Madera, cuenca baja, y el máximo de 26,20 ton·día^{-1} en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja (Tabla 4). La carga másica de Cr fue de 4,51 ton·día^{-1} en septiembre. El mínimo de 0,40 ton·día^{-1} se detectó en río Arenas, cuenca media y el máximo 26,60 ton·día^{-1}, en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja. Para abril 2018 el valor fue 1,26 ton·día^{-1} con valores no detectados en varias estaciones, y un máximo de 7,03 ton·día^{-1} en Quebrada Seca de la cuenca media (Tabla 4). Para cobalto en el mes de septiembre 2017 el valor fue de 5,30 ton·día^{-1}; el mínimo de 0,42 ton·día^{-1} se observó en río Yoraco, cuenca alta, y el máximo de 25,49 ton·día^{-1} en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja. Durante abril 2018 el valor fue de 0,14 ton·día^{-1}, con valores no detectados en varias estaciones, y un máximo de 1,04 ton·día^{-1} en la estación río San Juan, cuenca media (Tabla 4). La carga másica promedio de plomo durante septiembre del 2017 fue de 0,0014 ton·día^{-1}; el máximo de 0,014 ton·día^{-1} apreciado en Puente Gómez Rubio, cuenca media. Durante abril de 2018 el valor fue de 1,68 ton·día^{-1}, con máximo de 16,38 de detectado en la desembocadura del río Manzanares, cuenca baja (Tabla 4). La carga másica de cadmio en septiembre 2017 fue de 7,48 $^{-3}$ ton·día^{-1}; el mínimo de 3,48^{-3} ton·día^{-1} se encontró en río Yoraco, cuenca alta, mientras que el máximo de 4,05^{-2} ton·día^{-1} se determinó en la desembocadura del Manzanares, cuenca baja. Para abril de 2018, el valor fue de 6,66^{-4} ton·día^{-1}, y el máximo de 4,91^{-3} ton·día^{-1} se determinó en la desembocadura del río Manzanares, cuenca baja (Tabla 4).

Cargas másicas promedios de metales pesados por subcuencas

Se determinó que la concentración promedio de las cargas másicas de la mayoría de los metales aumenta desde la cuenca alta hasta las cuencas media y baja, con mayores aportes de los ríos con caudales más grandes. Los promedios para hierro y manganeso se detectaron en la cuenca baja en septiembre de 2017 (315,85 ton·día^{-1} Fe y 23,26 ton·día^{-1} Mn) y en la media durante abril de 2018 (81,10 ton·día^{-1} Fe y 4,79 ton·día^{-1} Mn). Para cobre se detectaron en la cuenca baja (1,22 ton·día^{-1} Cu en septiembre) y en la media (0,64 ton·día^{-1} Cu), y para níquel 34,32 ton·día^{-1} Ni en septiembre 2017 y 17,97 ton·día-1 Ni en la cuenca media y baja durante abril 2018. Para zinc el promedio máximo se apreció en la cuenca media para ambos meses (11,10 ton·día^{-1} Ni). Para cobalto durante septiembre el mayor promedio se detectó en la cuenca baja (13,3 ton·día^{-1} Co) y en abril 2018 en la media (2,40 ton·día^{-1} Co), para plomo se determinó en la cuenca baja (5,59 ton·día^{-1} Pb en septiembre y 2,46-05 ton·día^{-1} Pb en abril), mientras que para cadmio se determinaron para la cuenca baja (1,84-03 ton·día^{-1} Cd en abril 2018) y en la media (2,14-02 ton·día^{-1} Cd en septiembre 2017) (Tabla 5).

Tabla 5 Cargas másicas (ton•día^{-1}) de sólidos y metales pesados por sub-cuencas (alta, media y baja), durante septiembre 2017 y abril 2018.

Cuenca	Muestreo		Fe	Mn	Cu	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
ALTA	S-2017	Min	11,15	0,37	0,24	0,78	1,89	0,66	0,42	ND	$3,68^{-4}$
		Max	17,39	1,13	0,62	3,16	7,38	1,07	1,55	$1,85^{-4}$	$8,68^{-4}$
		$\bar{x}$	14,22	0,72	0,47	2,08	3,78	0,82	1,07	$6,16^{-5}$	$5,97^{-4}$
	A-2018	Min	0,52	0,12	0,01	0,03	0,26	ND	ND	ND	ND
		Max	6,70	1,44	0,16	0,97	4,26	0,15	ND	ND	$8,88^{-4}$
		$\bar{x}$	4,27	0,87	0,07	0,38	2,19	0,05	ND	ND	$2,96^{-4}$
MEDIA	S-2017	Min	6,72	0,59	0,15	1,64	1,15	0,40	0,56	ND	$3,44^{-4}$
		Max	247,45	15,90	1,32	59,92	36,73	5,83	5,42	$9,84^{-5}$	$6,94^{-3}$
		$\bar{x}$	81,10	4,79	0,64	17,97	11,10	2,07	2,40	$2,46^{-5}$	$2,21^{-3}$
	A-2018	Min	14,02	6,44	0,12	0,00	3,17	ND	ND	ND	ND
		Max	247,45	15,90	1,32	59,92	36,73	5,83	5,42	$9,84^{-5}$	$6,94^{-3}$
		$\bar{x}$	81,10	4,79	0,64	17,97	11,10	2,07	2,40	$2,46^{-5}$	$2,21^{-3}$
BAJA	S-2017	Min	210,61	8,80	0,47	6,94	ND	0,70	4,98	ND	$4,05^{-3}$
		Max	472,68	40,32	2,23	62,01	15,62	26,60	25,49	$1,40^{-2}$	$4,05^{-2}$
		$\bar{x}$	315,85	23,26	1,22	34,32	9,04	11,44	13,39	$4,66^{-3}$	$2,14^{-2}$
	A-2018	Min	1,34	0,20	0,01	ND	0,06	ND	ND	ND	$9,91^{-5}$
		Max	64,96	52,40	0,36	4,00	26,20	0,43	0,05	$1,64^{+1}$	$4,91^{-3}$
		$\bar{x}$	23,79	18,78	0,18	1,39	9,05	0,16	0,02	5,59	$1,84^{-3}$

Min= mínimo; Max= máximo; $\bar{x}$= promedio; ND= no detectado; S-2017= septiembre de 2017; A-2018= abril de 2018

Aportes de sólidos y metales pesados a la zona marino - costera y golfo de Cariaco

El aporte másico de sólidos y metales pesados hacia la zona marino - costera y golfo de Cariaco fue 5782 ton•día^{-1} y 915 ton•día^{-1} de solidos totales para septiembre del 2017 y abril del 2018 respectivamente, y de 501 ton•día^{-1} y 22 ton•día^{-1} para los sólidos suspendidos. Por otra parte, los sólidos disueltos aportados fueron de 5.281 ton•día^{-1} y 893 ton•día^{-1} respectivamente. De igual manera, los aportes de metales pesados para septiembre del 2017 y abril del 2018, fueron de 736,92 y 66,3 ton•día^{-1} de Fe; 60,99 ton•día^{-1} y 52,61 ton•día^{-1} de Mn; 3,19 ton•día^{-1}Cu y 0,38 ton•día^{-1} de Cu; 96,01 ton•día^{-1} y 4,18 ton•día^{-1} de Ni; 11,48 ton•día^{-1} y 26,26 ton•día^{-1} de Zn; 33,63 ton•día^{-1} y 0,036 ton•día^{-1} de Cr; 35,20 ton•día^{-1} Co y 0,049 ton•día^{-1} de Co; $1,98^{-08}$ ton•día^{-1} Pb y 16,38 ton•día^{-1} de Pb; mientras para Cd fue de 0,060 ton•día^{-1}y 0,005 ton•día-1 (Tabla 6).

Tabla 6. Aporte de sólidos y metales pesados (ton•día^{-1}) hacia la zona marino - costera y golfo de Cariaco.

	ST	SS	SD	Fe	Mn	Cu
S-2017	5.782	501	5.281	736,92	60,99	3,19
A-2018	915	22	893	66,30	52,61	0,38

	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
S-2017	96,01	11,48	33,63	35,20	1,98^{-08}	0,060
A-2018	4,18	26,26	0,036	0,049	16,38	0,005
S-2017= septiembre 2017; A-2018= abril 2018						

Índices de contaminación (HPI) y MI

Se determinó que el HPI general fue de 8.407> 100; cien es el valor máximo permitido para este índice, lo cual indica que las aguas del río Manzanares y sus tributarios están fuertemente contaminadas por metales pesados. De igual manera los valores del índice de metales MI, presentó para la mayoría de los metales valores superiores a 1, el cual es el valor mayor permitido para este segundo índice, la excepción la muestra el cobre con un valor de 0,35; lo cual indica que este metal es el único que no contribuye a la contaminación de la cuenca (Tabla 7).

Tabla 7. Valores de HIP y MI (en negritas valores MI<1).

Contaminación general en la cuenca	HIP	Fe	Mn	Cu	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
	8407	32,34	97,37	0,35	4,92	1,47	28,97	1,62	13,47	112,48
MI										
Contaminación por estaciones	HIP	Fe	Mn	Cu	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
R. Yoraco	4.780	27,58	9,10	0,60	3,88	1,02	32,82	2,06	0	90,72
R. Trincheras	3.241	9,76	4,58	0,43	3,19	0,41	10,22	2,13	0	59,75
R. Aricagua	3.387	18,83	12,20	0,19	6,84	0,47	23,11	2,73	0	60,29
R. Arenas	3.842	13,66	16,75	0,20	6,68	1,06	16,17	2,27	0	69,81
R. Quebrada Seca	5.219	35,64	22,86	0,31	17,27	0,55	16,17	1,57	0	100,31
R. San Juan	2.837	23,59	8,12	0,25	5,67	0,32	13,84	2,45	0,01	52,92
R. Cancamure	2.629	18,87	6,49	0,20	5,87	0,26	11,07	1,96	0,01	42,34
R. P. de la Madera	11.203	29,69	45,34	0,41	7,65	1,34	15,78	2,17	9,65	220,08
P. Gómez Rubio	9.352	90,45	37,76	0,08	5,96	0,59	5,92	4,27	7,26	173,53
D. Manzanares	19.970	34,30	15,03	0,07	9,00	0,71	38,57	3,71	37,27	294,47
MI										
Contaminación por meses	HIP	Fe	Mn	Cu	Ni	Zn	Cr	Co	Pb	Cd
S-2017	7.912	30,24	17,82	0,27	7,20	0,67	18,42	2,53	5,42	116,42
A-2018	9.778	38,04	196,22	0,48	2,87	2,52	43,78	0,78	23,91	118,89

Cuando se analizan los índices por estaciones de muestreo se observó el mismo impacto por metales ya que los valores de HIP son mayores a 100. El Cobre no contribuye a la contaminación puesto que los valores de MI<1. Igualmente, Zn no contribuye en las estaciones las Trincheras, río Aricagua, Quebrada Seca, río San Juan, Río Cancamure, Puente Gómez Rubio y la desembocadura del Manzanares, ya que MI<1. El Plomo igualmente contribuye a la contaminación solo en Puerto la Madera, Gómez Rubio y la desembocadura del Manzanares. Durante los meses de muestreo, se observó contaminación influida por la mayoría de los metales, excepto para cobre y zinc durante el mes de septiembre del 2017 y para cobalto durante abril del 2018, ya que los valores de MI<1.

Parámetros estadísticos

Las variables fisicoquímicos de las aguas de la cuenca del río Manzanares no mostrarón variaciones estadisticas significativas a nivel de las diferentes estaciones. A nivel de sub-cuencas solo la temperatura, el pH, los sólidos totales y disueltos y el plomo mostraron variaciones. Cuando consideramos los muestreos que incluyeron meses de sequía y lluvia, se observaron variaciones, sólo para el caudal, concentración de oxígeno disuelto, solidos suspendidos y los metales Ni, Zn y Co (Tabla 8 y Tabla 9).

Tabla 8. Estadísticos de Kruskal-Wallis (P<0,05) para las variables fisicoquímicas y metales pesados del río Manzanares

Variable	Factor	p	G.S	Variable	Factor	p	G.S	Variable	Factor	p	G.S
Q	Muestreo	0,01	S	SS	Muestreo	0	S	Co	Muestreo	0	S
	Estaciones	0,28	NS		Estaciones	0,94	NS		Estaciones	0,76	NS
	Subcuencas	0,07	NS		Subcuencas	0,61	NS		Subcuencas	0,75	NS
	Muestreo	0,91	NS	SD	Muestreo	0,27	NS	Cd	Muestreo	0,14	NS
	Estaciones	0,07	NS		Estaciones	0,16	NS		Estaciones	0,27	NS
	Subcuencas	0	S		Subcuencas	0,02	S		Subcuencas	0,05	NS
C.E	Muestreo	0,32	NS	Fe	Muestreo	0,25	NS	Cr	Muestreo	0,76	NS
	Estaciones	0,15	NS		Estaciones	0,58	NS		Estaciones	0,74	NS
	Subcuencas	0,06	NS		Subcuencas	0,97	NS		Subcuencas	0,48	NS
pH	Muestreo	0,31	NS	Mn	Muestreo	0	S	Pb	Muestreo	0,62	NS
	Estaciones	0,09	NS		Estaciones	0,92	NS		Estaciones	0,17	NS
	Subcuencas	0	S		Subcuencas	0,78	NS		Subcuencas	0,01	S
O_2	Muestreo	0	S	Ni	Muestreo	0	S	Cu	Muestreo	0,15	NS
	Estaciones	0,82	NS		Estaciones	0,81	NS		Estaciones	0,67	NS
	Subcuencas	0,86	NS		Subcuencas	0,82	NS		Subcuencas	0,16	NS
ST	Muestreo	0,80	NS	Zn	Muestreo	0,01	S				
	Estaciones	0,18	NS		Estaciones	0,82	NS				
	Subcuencas	0,05	S		Subcuencas	0,59	NS				
G.S=grado de significancia, S=significativo, NS=no significativo; P=Valor de significancia											

Tabla 9. Estadísticos de K.-Wallis (P<0,05) para cargas másicas de los sólidos y metales pesados

Variable	Factor	p	G.S	Variable	Factor	P	G.S
ST	Muestreo	0,03	S	Ni	Muestreo	0	S
	Estaciones	0,15	NS		Estaciones	0,81	NS
	Subcuencas	0,08	NS		Subcuencas	0,51	NS
SS	Muestreo	0	S	Zn	Muestreo	0,82	NS
	Estaciones	0,54	NS		Estaciones	0,63	NS
	Subcuencas	0,19	NS		Subcuencas	0,48	NS
SD	Muestreo	0,04	S	Co	Muestreo	0	S
	Estaciones	0,15	NS		Estaciones	0,99	NS
	Subcuencas	0,10	NS		Subcuencas	0,56	NS
Cu	Muestreo	0,01	S	Cd	Muestreo	0	S
	Estaciones	0,47	NS		Estaciones	0,56	NS
	Subcuencas	0,54	NS		Subcuencas	0,09	NS
Fe	Muestreo	0,03	NS	Cr	Muestreo	0,04	S
	Estaciones	0,43	NS		Estaciones	0,79	NS
	Subcuencas	0,11	NS		Subcuencas	0,32	NS
Mn	Muestreo	0,65	NS	Pb	Muestreo	0,21	NS
	Estaciones	0,27	NS		Estaciones	0,28	NS
	Subcuencas	0,04	S		Subcuencas	0,24	NS

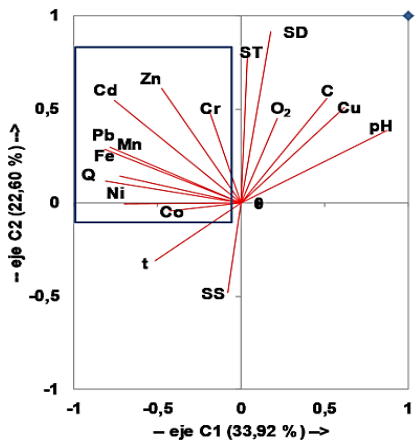
G.S=Grado de significancia, S=significativo, NS=no significativo; P=Valor de significancia

Análisis de componentes principales (ACP)

Las proyecciones ortogonales mostraron que, para el mes de septiembre del 2017, los dos primeros componentes explican el 56,52 % de la varianza total de los datos (Figura 2A) y para abril del 2018 el 50,27 %, siendo en ambos casos el componente C1 es mayor peso para explicar las variaciones observadas en la distribución de los diferentes parámetros fisicoquímicos y metales pesados. La distribución en los valores de C1 y C2 refleja la complejidad en la química del agua, así como de la geología de la cuenta, que incluye su relieve, tipo de suelos y vegetación. Para septiembre del 2017, mes que corresponde a la temporada de lluvia, en el cuadrante de valores negativos del componente C1 y en el positivo del componente C2 se aprecia una asociación de los metales Fe, Mn, Zn, Cr, Co, Pb y Cd con el caudal, indicando dependencia de las concentraciones de los metales con el caudal, al mismo tiempo fuente de origen similar para los metales. El cobre al igual que los parámetros fisicoquímicos pH, conductividad, oxígeno disuelto se asocian de manera opuesta al caudal lo cual es indicativo que estos valores descienden con el aumento del caudal. El cobre también está asociado con los sólidos totales y disueltos. Para abril del 2018 que corresponde a sequía (Figura 2B), la situación es un poco diferente, se aprecia tanto el C1 una independencia de los metales con el caudal, solo Mn y Pb se asocian positivamente con el caudal en el componente C1; y Cr y Co lo hacen de manera opuesta. Igualmente, Cd se asocia a las concentraciones de sólidos. Por otra parte, en el componente C2, los metales Fe, Zn, Cu y Ni se asocian con el pH y opuestamente a O_2, lo cual indica que estos metales pueden tener orígenes similares. Estos metales que también se asocian de manera contraria a los sólidos totales y disueltos en el componente C1. Se puede inferir que durante época de lluvia los metales en su mayoría excepto Cu dependen del caudal y en sequía son independientes de este parámetro, excepto Pb y Mn.

Las variables fisicoquímicas en la cuenca del río Manzanares se asocian con los regímenes climáticos, geológicos y antrópicos de cada sub-cuenca. La geología en la cuenca alta de la región contiene rocas metamórficas del Mesozoico, con unidades sedimentarias con diversos grados de metamorfismo y transformaciones de los materiales que dan lugar al desarrollo y evolución de los suelos, se equilibran en intensidad a las pérdidas por lavado y erosión, y ambos tipos de procesos son mayores a las ganancias de materiales; también los suelos son fértiles, con epipedón mólico, formación de estructura, redistribución de carbonatos y de aluminosilicatos (Elizalde et al., 1985). Por otra parte, los caudales son importantes en la dilución de los metales, especialmente durante los meses de lluvia, reflejando un comportamiento típico de la temporalidad de la zona de estudio. Márquez et al. (2002) reportaron registros históricos (1982-1990) de precipitación y caudales del río Manzanares, causantes de dilución en las concentraciones de los metales pesados. Según Medina et al. (2013) los caudales en la cuenca del río Manzanares han disminuido en un 39 % en las últimas tres décadas.

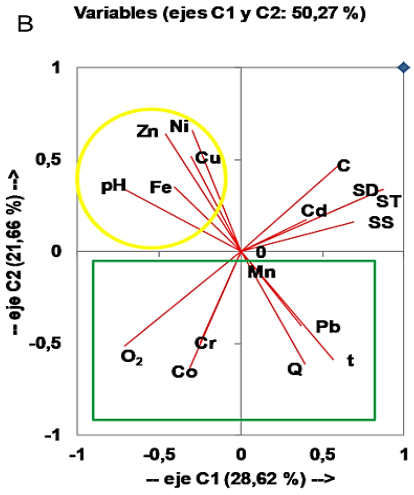
A



	C1	C2
Valor propio	5,77	3,84
% varianza	33,92	22,60
% acumulado	33,92	56,52

Contribuciones de las variables (%):			Vectores propios	
	C1	C2	C1	C2
Q	8,51	0,00	-0,29	0,00
t	4,58	2,50	-0,21	-0,16
C	4,54	8,15	0,21	0,29
pH	13,38	3,87	0,37	0,20
O_2	0,81	5,22	0,09	0,23
ST	0,03	16,94	0,02	0,41
SS	0,11	6,09	-0,03	-0,25
SD	0,55	21,74	0,07	0,47
Cu	6,63	6,80	0,26	0,26
Fe	9,19	0,53	-0,30	0,07
Mn	11,70	2,12	-0,34	0,15
Ni	11,45	0,35	-0,34	0,06
Zn	3,93	9,67	-0,20	0,31
Pb	10,71	2,26	-0,33	0,15
Cr	0,58	5,93	-0,08	0,24
Co	3,24	0,05	-0,18	-0,02
Cd	10,05	7,76	-0,32	0,28

B



	C1	C2
Valor propio	4,86	3,68
% varianza	28,62	21,66
% acumulado	28,62	50,27

Contribuciones de las variables (%):			Vectores propios	
	C1	C2	C1	C2
Q	3,152	10,105	0,178	-0,318
t	6,534	9,334	0,256	-0,306
C	7,403	6,027	0,272	0,246
pH	10,457	3,151	-0,323	0,178
O_2	10,433	7,119	-0,323	-0,267
ST	15,678	3,101	0,396	0,176
SS	9,814	0,710	0,313	0,084
SD	15,678	3,101	0,396	0,176
Cu	1,897	7,186	-0,138	0,268
Fe	3,328	3,392	-0,182	0,184
Mn	0,048	0,310	-0,022	-0,056
Ni	1,745	11,871	-0,132	0,345
Zn	4,381	11,198	-0,209	0,335
Pb	2,860	4,467	0,169	-0,211
Cr	1,249	6,614	-0,112	-0,257
Co	2,038	11,485	-0,143	-0,339
Cd	3,305	0,830	0,182	0,091

Figura 2. Proyección ortogonal de los componentes principales en septiembre 2017 (A) y abril 2018 (B).

Los parámetros fisicoquímicos, mostraron cambios significativos en las diferentes sub-cuencas sólo para la temperatura, el pH, los sólidos disueltos y totales, y el plomo, lo cual corrobora la complejidad de la cuenca total (Tabla 8 y 9). Las mayores temperaturas se determinaron en cuenca baja, coincidiendo con lo señalado por Medina et al. (2013), quienes indicaron que la temperatura decrece desde la cuenca alta hasta la baja, ya que este parámetro depende de factores como la altitud, la latitud y el caudal del río. En abril del 2018, en la época seca, la estación Puente Gómez Rubio, ubicada en la cuenca baja del río Manzanares, presentó la conductividad más elevada (615 $mS \cdot cm^{-3}$), la cual es una medida del origen geológico de la cuenca y de los vertidos antrópicos al río. Las altas temperaturas no sólo aceleran la evaporación de las aguas, sino que aceleran los procesos microbianos y la degradación de la materia orgánica en el agua, bajando los niveles de oxígeno disuelto. Estos procesos pueden liberar metales desde la materia orgánica (Moore y Ramammorthy, 1984).

El pH presentó los máximos (8,55) en la cuenca alta cuyo relieve contiene rocas carbonatadas y a la vez presenta la menor intervención antrópica. Este valor es comparable al reportado por Medina et al. (2013) quienes observaron un promedio de pH de 8,61 en las estaciones de la misma cuenca. La meteorización de estas rocas produce iones carbonatos y especialmente bicarbonatos que incrementan la conductividad en agua en la cuenca alta, especialmente durante los meses de lluvia. La mayor oxigenación de las aguas se registró en la cuenca alta (Las Trincheras, 8,3 $mg \cdot L^{-1}$) y está asociado a riberas con vegetación boscosa con una alta tasa de fotosíntesis, los valores descienden hacia la cuenca baja debido a los aportes de sustancias antropogénicas que consumen el oxígeno en el agua. El grado de oxigenación es importante ya que condicionan el estado de oxidación de los metales en el agua y su toxicidad. A concentraciones de oxígeno más bajas, los metales se encuentran en sus estados de oxidación más bajos y se hacen más tóxicos, tal como ocurre con el cromo (Moore y Ramammorthy, 1984; Salomons y Förstner, 1984). Según Cude (2001), los valores normales de oxígeno disuelto para los ecosistemas acuáticos se encuentran entre 6,5 y 8 $mg \cdot L^{-1}$, siendo 5 $mg \cdot L^{-1}$ la concentración mínima requerida. Un valor menor a 3 $mg \cdot L^{-1}$ implica condiciones de eutrofización. Fuentes et al. (2008), reportaron valores de oxígeno disuelto en la cuenca del Manzanares desde 1,70 $mg \cdot L^{-1}$ hasta 7,00 $mg \cdot L^{-1}$, y señalaron que en la cuenca baja presentó valores más bajos por la presencia de grandes cantidades de materia orgánica y altas temperaturas.

La mayor concentración de sólidos totales se determinó en abril de 2018 en comparación con septiembre de 2017. Esto fue originado por procesos de dilución durante la época de lluvia y a una mayor evaporación de las aguas en abril, lo que concentra los niveles de sólidos disueltos y suspendidos en el agua. La cuenca alta presentó concentraciones altas que tienden a diluirse hacia la cuenca media en donde hay zonas de baja energía; luego vuelven a elevarse hasta valores altos en la cuenca, produciendo una fuerte sedimentación en esa zona, lo cual está produciendo una colmatación del cauce principal del río. Las cargas másicas de sólidos a su vez mostraron un comportamiento contrario a las concentraciones, ya que los caudales se incrementan durante el periodo de lluvia, y estas dependen del caudal.

La acumulación de sólidos procedentes de diferentes fuentes a lo largo del curso de los ríos en la cuenca, como aguas residuales, efluentes industriales, escorrentía agrícola y actividades mineras (procesos de deforestación), son una fuente de metales pesados para las aguas de la cuenca. Entre 1985-2022 ha ocurrido una deforestación de 9.200 hectáreas en la cuenca alta y media, lo que representa aproximadamente 0,70 hectáreas diarias, esto es considerado un valor alto para una cuenca de montaña, como la que representa la del Manzanares (MAPSBIOMAPS Venezuela). Salazar et al. (2018) y Márquez et al. (2019) indican que, la erosión causada por la deforestación y la agricultura en la cuenca media, aunado a la resuspensión de los sedimentos del lecho río causado por empresas areneras que operan en

la cuenca media y baja, contribuyen a elevar los valores de sólidos, los cuales incorporan metales pesados al agua. La presencia de sólidos en las aguas no solo afecta la sedimentación de los causes de los ríos, sino que produce una serie de efectos fisiológicos, moleculares, de comportamiento y reproducción en los organismos que habitan los ecosistemas acuáticos (Mikołajczyk1 y Nawrocki, 2019).

Las concentraciones y cargas másicas de metales en la cuenca del Manzanares se asociaron con los regímenes climáticos, geológicos y antrópicos de cada sub-cuenca. En este aspecto los caudales se incrementan durante el período de lluvia y disminuyen en sequía, afectando las concentraciones y el comportamiento de los metales en la cuenca. En aguas bajas o sequía las concentraciones de Fe, Mn, Cu, Ni, Cd y Zn fueron más altas que en lluvia debido al menor tiempo de residencia de las aguas. Para Ni, el Co y el Pb se observó un efecto contrario. La concentración de algunos metales como Mn, Ni, Zn y Co experimentaron variaciones significativas con el período de lluvia y sequía, lo mismo ocurrió con las cargas másicas. Situación similar se observó para el plomo a nivel de subcuencas. De manera general el transporte aumentó desde la cuenca alta hasta la baja debido al impacto de las actividades humanas y procesos mecánicos indicados anteriormente, que contribuyen a la dispersión de los sólidos y de los metales. El caudal de los ríos juega un rol importante debido a procesos de dilución durante aguas altas (lluvia) e incrementos durante la época de aguas bajas (sequía) debido al menor tiempo de residencia y al aporte por degradación de materia orgánica, tal como se evidencia por los descensos del pH y del oxígeno de saturación, lo cual es indicativo de procesos bacterianos. Según Márquez et al. (2000) y Salazar et al. (2018) los metales pesados se aportan continuamente a la zona por procesos geoquímicos y antropogénicos, pero se detectan mejor las altas concentraciones en la sequía, cuando el río tiene menor caudal, y las aguas mayor tiempo de residencia.

Los promedios mayores durante septiembre 2017 fueron para Fe, Ni y Zn, y los menores para Cr, Cu y Pb, mientras que en aguas bajas (abril del 2018) los valores fueron más altos que en lluvia, excepto en Ni, Co y el Pb. Por otra, parte las cargas másicas ($ton \cdot día^{-1}$) presentaron una variabilidad asociada al caudal de cada estación y de cada sub-cuenca, debido al incremento y descenso de las aguas, estableciéndose valores máximos entre las cuencas media y baja con gradientes decrecientes: Fe>Ni>Mn>Zn>Cr>Cu>Cd>Pb para septiembre del 2017 y Fe>Mn>Zn>Pb>Cr>Ni>Cu>Co>Cd en abril respectivamente. Las concentraciones de metales pesados determinados en esta investigación son mayores, a los reportados por Márquez et al. (2000; 2002). Los autores señalaron valores en $mg \cdot L^{-1}$ de Fe 22,67; Mn 0,31; Zn 0,14; Cu 0,045; Cr 0,0099; Ni 0,042; Pb 0,025; Cd 0,0033 e indicaron que esos valores superan los del Decreto 883 de Venezuela. Márquez et al. (2000) indicaron que los metales en las aguas de la desembocadura del Manzanares están asociados en parte a las arcillas (caolinita) transportadas en suspensión por las aguas. Por otra parte, Martínez et al. (2005) señalaron que los metales presentan desorción desde partículas suspendidas, debido a intercambio catiónico y reportaron elevadas concentraciones de Mn y Pb adsorbidos en oxihidróxidos de Mn reactivos. De igual manera, Martínez et al. (2006) señalaron que hay una fracción disuelta asociada principalmente a ácidos húmicos.

Los resultados de los índices utilizados en esta investigación corroboran que las aguas en la cuenca del río Manzanares están fuertemente impactadas, ya que los valores del HPI = 8.407 son mayores al valor 100 establecido. Para otros lugares del mundo, como el canal Commodore, Lago Nigeria se ha reportado problemática similar (Addey et al., 2018). Los valores del índice de metales MI detectados en la cuenta del río Manzanares, indican que ocho de los nueve metales evaluados contribuyen a la contaminación en toda la cuenca, la única excepción la representa el cobre. Los índices de metales (MI), obtenidos superan ampliamente el límite de umbral (MI<1), ya que los valores fueron MI > 6, el cual es indicativo de una grave contaminación, tal como se especifica en la Tabla 4. Sin embargo, los MI también dieron información

de que en la cuenca hay metales como Cu que no contribuyen a la contaminación puesto que los valores de MI<1. Situación similar fue apreciada cuando el análisis fue hecho para las diferentes estaciones, en donde se determinó que Zn no contribuye en las estaciones las Trincheras, río Aricagua, Quebrada Seca, río San Juan, Cancamure, Puente Gómez Rubio y la desembocadura del Manzanares ya que MI<1. Plomo igualmente sólo contribuye a la contaminación en Puerto la Madera, Gómez Rubio y la desembocadura del Manzanares. Cuando se analizó el impacto de la contaminación por meses de muestreo, se observó que Cu y Zn no contribuyeron durante el mes de septiembre del 2017 y Cobalto durante abril del 2018, ya que los valores de MI<1. Los resultados muestran que las aguas de la cuenca entran dentro de la clase fuerte y seriamente afectada por Fe, Mn, Ni, Cr, Cd y Pb, según lo especificado por Lyulco et al. (2001) y Caerío et al. (2005) (Tabla 1).

La implementación de estos índices en esta investigación, representan el primer estudio para la evaluación de los cuerpos de agua en Venezuela. La importancia de haber utilizado estos índices radica en que se pudo verificar cuales metales realmente tienen mayor contribución a la contaminación en cuenca del río Manzanares, ya que estos índices toman en cuenta los efectos sinérgicos y antagónicos, cosa que no es considerada en lo establecido en las normas venezolanas (Decreto 883). Estudios similares que han aplicado estos índices, han sido realizados en cuencas fluviales de India y Pakistán por Lyulko et al. (2001); Caerío et al. (2005) y Addey et al. (2018). Los HIP y MI reportados en esta investigación son mayores a los reportados por Manoj et al. (2012) para el Subarnarekha (India) en el cual, el valor del HPI fue 49,12 y donde se indicó que las fuentes de contaminación eran principalmente antropogénicas. Reza y Singh (2010) para los ríos de Angul-Talcher, India, indicó que el valor de HPI fue de 36,19 en verano y 32,37 en invierno, señalando contaminación de esas aguas.

Según Márquez et al. (2019), el origen de los metales en la cuenca del Manzanares no es fácil de comprender, debido a que las tres cuencas presentan características diferentes entre sí. En la cuenca alta hay prácticas agrícolas, tanto animal como vegetal que pueden introducir metales como Zn, Cr, Ni, Cu y Pb; estos metales están presentes en los fertilizantes (Dueñas-Rivadeneira y Intriago Flor, 2022). Hay también asentamientos rurales descontrolados, descargas de aguas residuales, deforestación. Mientras que en la media y baja hay descargas de aguas industriales (central azucarero), quema de caña de azúcar y residuos atmosféricos provenientes de la combustión, descargas de desechos sólidos vertidos por las poblaciones acentuadas en su margen, contaminación por aguas servidas, degradación del ambiente por minería, desechos del matadero de reses, descargas de las enlatadoras de pescado, residuos provenientes del mercado municipal, astillero naval y puerto de embarcaciones de la ciudad de Cumana, entre otros.

Márquez et al. (2000) indicaron que el aporte de Cd, Cr y Pb a la cuenca no es continuo, y señalaron posibles orígenes cercanos a la desembocadura, donde estos metales se usaban en aleaciones y compuestos antidetonantes (especialmente el plomo en años pasados). Martínez y Senior (2001) y Martínez et al. (2005), determinaron en la cuenca del rio Manzanares altas concentraciones de Pb y Ni que han sido transportados en el material en suspensión. Márquez et al. (2019) determinaron metales en los sedimentos de la cuenca, e indicaron que estos metales pueden ser transferidos desde el sedimento a la columna de agua. También señalan un riesgo eco-toxicológico para la biota del de cuenca del río Manzanares debido a la presencia en el sedimento de Cd, Hg, Ni, Pb y Zn.

CONCLUSIONES

Las aguas del río Manzanares presentan una contaminación crítica con elevadas concentraciones de metales pesados, superando los límites establecidos por normativas internacionales y nacionales.

Se observó un impacto estacional ya que durante la sequía se intensifica la acumulación de metales en las subcuencas media y baja debido a la disminución del caudal, mientras que durante la temporada de lluvias se observa una mayor relación entre los metales y el flujo hídrico.

Se aprecian aportes significativos de metales desde la cuenca del río Manzanares hacia al golfo de Cariaco lo cual representa un riesgo ambiental para este ecosistema marino costero.

Se determinó inadecuación del agua, ya que los valores altos en los índices HIP y MI confirman que las aguas no son aptas para consumo humano ni para actividades recreativas o agrícolas.

Los resultados confirman la necesidad de una gestión ambiental, siendo imperativo la implementación de estrategias sostenibles que incluyan monitoreo continuo, tratamiento de aguas residuales y regulación estricta de actividades antropogénicas en toda la cuenca para reducir los niveles de contaminación.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue realizada con datos históricos tomados por la División Costa Afuera Orienta (PDVSA), y desarrollado por el Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela. Este estudio formó parte de la Tesis de Maestría en Oceanografía Química: Evaluación de la carga másica e índice de calidad por metales pesados en las aguas de la cuenca del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela, desarrollada por la señorita Sabrina Benítez, en el Postgrado de Ciencias Marinas del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela.

LITERATURA CITADA

Addey, C., Ayoola, N., Omobolaji, A., y Oginni, E. (2018). Heavy metals pollution index of surface water from Commodore channel, Lagos, Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology,* 12(6): 191-197. https://doi.org/10.5897/AJEST2018.2486

Afify, D., A. Afify, M. Amaal y S. Abde. (2022). Heavy Metal Contamination of the River Nile Environment, Rosetta Branch, Egypt. *Water Air Soil Pollution*. 233: 302. https://doi.org/10.1007/s11270-022-05759-7

Aminot, A. y D. Chhaussepied, (1983). *Dosage del' Oxygéne dissous.* En*: Aminot, A., Chaussepied, M.* (Eds), Manuel des Analyses Chimiques en milieu Marin.Centre National Pour L'"Explotation des Oceans (pp.125), France. CNEXO. https://bibliotheques.mnhn.fr/medias/detailstatic.aspx?INSTANCE=exploitation&RSC_BASE=HORIZON&RSC_DOCID=105037

APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18 Eds. APHA-AHWA.DC, USA.

Caerío S., M. Costa, T. Ramos, F. Fernandes., Silveira N., Coimbra A. y M. Painho. (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators*. 5:155-169. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.02.001

Castro-Moreno, A., R. Contreras-Gaspar, L. Pérez-Gómez, I. Cotoret-Brito, M. L. Cerillos, P. Torres-Arzayus, R. Zamora y D. Arcia. (2017). En: *Cumaná 500 años: una historia ilustrada*. Banco Interamericano de Desarrollo (Eds). Programa Ciudades Emergentes y Sostenibles, 1ª Edición. https://drive.google.com/file/d/13qaqj5F88NUQ2zrS3QTMzYdeJP8MvDqy/view

Chow, V. (1994). *Hidráulica de canales abiertos*. McGraw (Hill Eds), Colombia. https://webooks.co/images/team/academicos/ingenieria/civil/11.Hidraulica%20de%20Canales%20Abiertos%20-%20Ven%20Te%20Chow.pdf

Cude, C. (2001). Water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness. *American Journal of Water Resources.* 37(1): 125-137.

Dueñas-Rivadeneira, J. P. y F. G. Intriago Flor. (2022). Contenido de metales pesados (Cu, Pb, Ni, Cd) en abonos orgánicos y las materias primas para su elaboración. *La Técnica: Revista de las Agrociencias*. https://doi.org/10.33936/la_tecnica.v0i27.3674

Decreto 883 de la gaceta oficial de la república de Venezuela de 1995. *Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquido*s en Venezuela. https://www.lurconsultores.com/wp-content/uploads/2017/07/1995-Decreto-883.pdf

Elizalde, G., J. Viloria y A. Rosales. (1985). Geografía *de suelos de Venezuela*. En: Geo. Venezuela. https://bibliofep.fundacionempresaspolar.org/media/1016/gv_t2_c15_p402_537_lres_single_preview.pdf

Fuentes, M. V., W. Senior, I. Fermín y L. Troccoli. (2008). Estudio fisicoquímico y bacteriológico del Río Manzanares, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela.* 47 (2): 149-158. http://saber.udo.edu.ve/index.php/boletiniov/article/view/848

Johnson, R.A. y D. W. Wichern. (1992). *Applied multivariate statistical analysis*, 3 Edition. Prentice Hall International (Eds). New York, USA:

Khalilzadeh, P. y S. A. Mirbagheri. (2023). Simulation and modelling of heavy metals and water quality parameters in the river. *Scientific Reports*. 13(1):3020. https://doi.org/10.1038/s41598-023-29878-1

Kutlu, B. (2023). Contamination and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of the Munzur Stream, Turkey. *Polish Journal of Environmental Studies*. 32(1): 587-597. doi: 10.15244/pjoes/154734 OI: 10.15244/pjoes/154734

Lyulko, I., Ambalova., T., y Vasiljeva, T, (2001). To integrated water quality assessment in Latvia, MTM (Monitoring Tailor – Made) III, Proceedings of International Workshop on Information for Sustainable Water Management, Netherlands.

Majeed, O. S. y A. K. Ibraheem. (2024). Using Heavy Metals Pollution Indices for Assessment of Tigris River Water within Al-Tarmiya City, Northern Baghdad, Iraq. *Ecological Engineering y Environmental Technology*, 25(3): 113–123. https://doi.org/10.12912/27197050/178457

Manoj, K., P. Kumar y S. Chaudhury. (2012). Study of Heavy Metal Contamination of the River Water through index Analysis Approach and Environmetrics. *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences*. 1(10): 7-15. Website: www.bepls.com

MAPSBIOMAPS Venezuela. Datos y mapas de Venezuela. https://venezuela.mapbiomas.org

Márquez, A., W. Senior y G. Martínez. (2000). Concentraciones y comportamiento de metales pesados en una zona estuarina de Venezuela. *Interciencia.* 25 (6): 284-291. https://www.redalyc.org/pdf/339/33904803.pdf

Márquez, A., W. Senior, G. Martínez y J. Castañeda. (2002). Environmental conditions of the waters of the Manzanares River, Cumana-Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*. 41 (1y2): 15-24. http://ri2.bib.udo.edu.ve/handle/123456789/4054?locale=pt

Márquez, A., I. Fermín, W. Senior, R. De La Cruz, A. Benítez, A. Díaz, E. González, E. Hernández, M. González, D. Hernández, M. Ocque, J. Acosta, A. Lemus, M. Patiño y O. Rodulfo. (2019). *Evaluación de riesgo ambiental por metales pesados en sedimentos de la cuenca del Río Manzanares, Venezuela*. En: V Botello A., y S. Villanueva (Eds.). Las Costas Mexicanas, Contaminación, Impacto Ambiental, Vulnerabilidad y Cambio Climático. UAC, UNAM.https://www.researchgate.net/publication/341230741_Evaluacion_de_riesgo_ambiental_por_metales_pesados_en_sedimentos_de_la_cuenca_del_rio_Manzanares_Venezuela

Martínez, G. y W. Senior. (2001). Especiación de metales pesados (Cd, Zn, Cu y Cr) en el material en suspensión de la pluma del Río Manzanares, Venezuela. *Interciencia* 26 (2): 53-61. https://www.redalyc.org/pdf/339/33905302.pdf

Martínez, G., W. Senior y A. Márquez. (2005). Distribution and speciation of heavy metals in the suspended material of the surface waters of the Manzanares river. Sucre state, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 44 (2): 75-87. http://ri2.bib.udo.edu.ve/bitstream/123456789/4085/1/03-Gregorio%20Martinez.pdf

Martínez, G., W. Senior y A. Márquez. (2006). Especiación de metales en la fracción disuelta de las aguas de la cuenca baja y pluma del Río Manzanares, Venezuela. *Ciencias Mar*inas. 32 (002):239-257. http://dx.doi.org/10.7773/cm.v32i21.1064

Medina, L., J. Castañeda, I. Fermín, G. Pérez-Castresana y F. López-Monroy. (2013). Variación espacio-temporal del caudal y el transporte de nutrientes en el Río Manzanares. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela,* 52 (2): 67-75. http://saber.udo.edu.ve/index.php/boletiniov/article/view/1169

Mikołajczyk, T. y P. Nawrocki. (2019). Forest management practices and the occurrence of suspended solids in rivers and streams and their influence on ichthyofaune and river ecosystems. *Forest Research Papers*. 80 (4): 269–276. https://doi.org/ 10.2478/frp-2019-0027.

Mohan, S., P. Nithila y J. Reddy. (1996). Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal of Environmental Science and Health. Part A*. 31 (2): 83-289. https://doi.org/10.1080/10934529609376357

Moore, J. y S. Ramammorthy. (1984). *Heavy metal in natural waters*. Pergamon Press (Eds), U. K. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5210-8.

Prasad, M., R. S. Aswal, A. Joshi, G. Anil Kumar y F. C. Ramola. (2022). A systematic study on occurrence, risk estimation and health implications of heavy metals in potable water from different sources of

Garhwal Himalaya, India. *Scientific Reports* 12:20419. https://doi.org/10.1038/s41598-022-24925-9

Reza, R., y Sing, G. (2010). Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. *International Journal of Environmental Science & Technology* (7):785-792. https://www.researchgate.net/publication/46122896_Heavy_metal_contamination_and_its_indexing_approach_for_river_water/link/5d4001c7a6fdcc370a6bd82c/download?_tp=eyJjb250ZXh0Ijp7ImZpcnN0UGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIiwicGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIn19

Rizk, R., T. Juzsakova, M. Ben Ali, M. A. Rawash, E. Domokos, A. Hedfi, M. Almalki, F. Boufahja, H. Shafik y A. Rédey. (2022). Comprehensive environmental assessment of heavy metal contamination of surface water, sediments and Nile Tilapia in Lake Nasser, Egypt. *Ecological Indicators.* 34(1):101748. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.101748.

Ruíz, L., S. K. Salazar, J. Pérez y C. Alfonsí. (2005). Diversidad íctica del sistema hidrográfico Río Manzanares, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*. 39 (2): 91-107.

Salazar, S. K., C. Alfonsí, B. Gómez, J. A. Bello, W. Senior y L. Troccoli. (2018). *Estado de conservación del sistema hidrográfico del Río Manzanares, región Caribe Oriental de Venezuela*. En: Rodríguez-Olarte, D. (Eds). 2018. En: Rodríguez-Olarte, D. (Editor). Ríos en riesgo de Venezuela. Volumen 2. Colección Recursos hidrobiológicos de Venezuela. Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA). Barquisimeto, Lara. Venezuela. https://www.mysciencework.com/publication/download/estado-conservacion-del-sistema-hidrografico-del-rio-manzanares-region-caribe-oriental-venezuela-86bd764f/3de84ac2d25b15cbc6cb8be530fd0fb3

Salomons, W. y U. Förstner. (1984). *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag (Eds), Berlin, Heilderberg, New York, Tokyo. https://doi.org/10.1007/978-3-642-69325-0

Senior, W., y Godoy, G. 1991. Estudio fisicoquímico del Río Manzanares, Cumaná, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela,* 29 (1 y 2):160-172. http://saber.udo.edu.ve/index.php/boletiniov/article/view/848

Singh, V., G. Ahmed, S. Vedika, P. Kumar, S. K. Chaturvedi, S. Nand Rai, E. Vamanu y A. Kumar. (2024). Toxic heavy metal ions contamination in water and their sustainable reduction by eco-friendly methods: isotherms, thermodynamics and kinetics study. *Scientific Reports*. 14:7595. https://doi.org/10.1038/s41598-024-58061-3

Sulistyowati, L., N. Nurhasanah, E. Riani y M. R. Cordova. (2023). Heavy metals concentration in the sediment of the aquaticenvironment caused by the leachate discharge from a landfill. *Global Journal of Environmental Science and Management*. 9(2): 323-336. https://doi: 10.22034/gjesm.2023.02.11

Suryanto Hertika, A. M., D. Arfiati, E. Dewi Lusiana y R. Putra. (2023). Performance of Metallothionein Biomarker from *Sulcospira testudinaria* to Assess Heavy Metal Pollution in the Brantas River Watershed, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*. 24(3): 276–286. https://doi.org/10.12911/22998993/157470

Tamas, G. y R. Cini (2004). Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata (Tuscany, Italy) Possible risks from arsenic for public health in the province of Siena. *Science of The Total Environment Journal*. 327: 41-51. https://doi: 10.1016/j.scitotenv.2003.10.011

Weiss, R. (1970). The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater, Deep Sea Research, 17, (4) 721–735. https://doi.org/10.1016/0011-7471(70)90037-9

BIODATA

Aristide Márquez: Lic. en Química, MSc. Oceanografía Química; Dr. En Ciencias Marinas. Investigador y Profesor de Postgrado en Ciencias Marinas. Jefe de los laboratorios de biogeoquímica, elementos nutritivos y de metales pesados en ecosistemas marinos, costeros y fluviales. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela. Dep. de Oceanografía. Publicaciones: Biodiversidade Brasileira, 12(2): 1-10, (2022). Foro Iberoam. Rec. Mar. Acui. 11: 162-177 (2023). Foro Iberoam. Rec. Mar. Acui. 11:142-154 (2023). Acta Oceanográfica del Pacífico. 6(1). 65-81 (2024). Bol. Inst. Oceanogr. Venez. 63 (01): 01-20 (2024). Boletín Instituto del Mar Perú. 39 (2): 64-82. (2024). Foro Iberoam. Rec. Mar. Acui. 12: 485-507 (2024). Revista Ciencia e Ingeniería, 12 (1), e14533410, (2025).

Sabrina Benítez: Ing. Químico, MSc. Oceanografía Química. Postgrado en Ciencias Marinas del Instituto Oceanográfico de Venezuela. Universidad de Oriente.