Naturaleza y TECNOLOGÍA
Número Especial "Verano de la Investigación DCNE 2026"
ISSN 2007-672X
Universidad de Guanajuato

MICROPLÁSTICOS Y BACTERIAS RESISTENTES: EXPLORANDO LA PLASTISFERA DEL RÍO GUANAJUATO

Edith Adanary Hernández Ramos[a], Carmen Citlali Ramírez Hernández[b], Juana López Godinez[a], Juan Pablo Huchin Mian[a], Patricia Nayeli Alva Murillo[a*]

[a] Departamento de Biología, División de Ciencias Naturales y Exactas, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato. Noria Alta S/N, Col. Noria Alta, C.P. 36050, Guanajuato, Guanajuato, México.
*pn.alva@ugto.mx

[b] Lic. Químico Farmacéutico Biólogo, Departamento de Farmacia, División de Ciencias Naturales y Exactas, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato. Noria Alta S/N, Col. Noria Alta, C.P. 36050, Guanajuato, Guanajuato, México.

Resumen

Los microplásticos (MPs) pueden albergar comunidades microbianas únicas, conocidas como plastisfera, que incluyen bacterias patógenas y resistentes a antibióticos. En México existen pocos estudios sobre MPs en ríos, y ninguno había explorado el potencial de resistencia antimicrobiana asociado a estas partículas en el río Guanajuato. En este trabajo se evaluó la presencia de MPs y el perfil de resistencia bacteriana en agua superficial de la cuenca alta del río Guanajuato, en temporada seca. Se aislaron 18 MPs (6 ± 1.73 MPs/L) en el río Guanajuato, predominantemente de tipo fibra y de color negro. A partir de la plastisfera se recuperaron bacterias sembradas en agares selectivos, obteniéndose colonias con distintas morfologías, entre ellas una compatible con el género *Staphylococcus*. Este aislado fue evaluado frente a ciprofloxacina mediante microdilución en caldo, mostrando una concentración mínima inhibitoria mayor a 32 µg/mL, clasificándose como resistente según los criterios del CLSI. Estos resultados sugieren que, incluso en zonas con baja influencia humana directa, los MPs pueden actuar como reservorios de bacterias con resistencia antimicrobiana clínicamente relevante, con implicaciones para la salud humana, animal y ambiental bajo un enfoque One Health. Este trabajo aporta evidencia preliminar sobre

esta problemática en Guanajuato y sienta las bases para estudios futuros de identificación molecular y caracterización de la resistencia en la plastisfera del río.

Palabras clave: microplásticos; plastisfera; resistencia antimicrobiana; río Guanajuato; ciprofloxacina

MICROPLASTICS AND RESISTANT BACTERIA: EXPLORING THE PLASTISPHERE OF THE GUANAJUATO RIVER

Abstract

Microplastics (MPs) can harbor unique microbial communities, known as the plastisphere, which include pathogenic and antibiotic-resistant bacteria. Few studies on MPs in rivers exist in Mexico, and none had previously explored the antimicrobial resistance potential associated with these particles in the Guanajuato River. This study assessed the presence of MPs and the bacterial resistance profile in surface water from the upper basin of the Guanajuato River during the dry season. Eighteen MPs were isolated (6 ± 1.73 MPs/L), predominantly fiber-shaped and black in color. Bacteria recovered from the plastisphere were seeded on selective agars, yielding colonies with distinct morphologies, including one isolate compatible with the genus *Staphylococcus*. This isolate was evaluated against ciprofloxacin by broth microdilution, showing a minimum inhibitory concentration greater than 32 µg/mL, classifying it as resistant according to CLSI criteria. These results suggest that, even in areas with low direct human influence, MPs can act as reservoirs of clinically relevant antimicrobial-resistant bacteria, with implications for human, animal, and environmental health under a One Health approach. This work provides preliminary evidence on this issue in Guanajuato and lays the groundwork for future studies on molecular identification and further characterization of resistance in the river's plastisphere.

Keywords: microplastics; plastisphere; antimicrobial resistance; Guanajuato River; ciprofloxacin.

1. Introducción

Cada año 130 millones de toneladas de residuos plásticos contaminan el aire, la tierra y el agua del planeta (Plastic Pollution and Biodiversity: A Global Overview, 2026). Para el 2040 esa cifra podría más que duplicarse, lo que equivale a verter un camión lleno de plástico en la naturaleza cada segundo. Estos contaminantes pueden tardar hasta 500 años en degradarse por completo; ello debido a factores como la luz ultravioleta, la temperatura, la abrasión física por el viento

Número Especial "Verano de la Investigación DCNE 2026"
ISSN 2007-672X
Universidad de Guanajuato

o el agua, así como por la actividad de algunos microorganismos (Thompson y col., 2009). Durante su desintegración, los plásticos se pueden fragmentar generando partículas más pequeñas conocidas como microplásticos (MPs) (Castañeta y col., 2020).

Los MPs se definen como partículas plásticas de 1 a 5 mm y se han convertido en contaminantes de todos los ambientes naturales, persistiendo por periodos prolongados (Guo y col., 2026). Los MPs presentan una gran variedad de características como diferencias en el tamaño, la densidad, la forma, su composición polimérica, el color, entre otras. Estos contaminantes plantean dos desafíos singulares: i) pueden ser consumidos por organismos debido a su tamaño pequeño, y ii) pueden adsorber otros contaminantes en su superficie, dando lugar a mayores concentraciones de sustancias nocivas (Siddique y col., 2025). En este sentido, los MPs pueden adsorber contaminantes químicos como hidrocarbonos policíclicos aromáticos, bifenilos policlorados, metales pesados, compuestos de perfluoroalquil, antibióticos (Siddique y col., 2025), entre otros. Además, pueden servir como vectores de bacterias, virus y hongos (Burgaud y col., 2026; Siddique y col., 2025).

Los MPs se han dispersado globalmente a través del movimiento atmosférico, las corrientes marinas y las descargas fluviales (Siddique y col., 2025). Al estar presentes en los ecosistemas acuáticos, los MPs pueden ser colonizados por microorganismos, formando comunidades únicas llamadas plastisfera (Zettler y col., 2013). Algunos estudios han detectado patógenos en MPs aislados de ambientes acuáticos, como *Vibrio parahaemolyticus*, *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, *Enterococci*, *Vibrio*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Arcobacter*, *Legionella*, *Mycobacterium*, *Klebsiella pneumoniae*, *K. quasipneumoniae*, *Raoultella ornithinolytica*, *Enterobacter kobei*, *Citrobacter freundii*, *Shigella* spp (Hernández-Sánchez y col., 2023; Mughini-Gras y col., 2021; Pazos y col., 2020; Silva y col., 2023; Silva y col., 2024; Tavşanoğlu y col., 2020), entre otros.

Investigaciones recientes muestran que las bacterias que habitan la plastisfera de los MPs (la comunidad microbiana única —que incluye bacterias, hongos, algas y protozoarios— que coloniza la superficie de los microplásticos en ambientes acuáticos) suelen ser resistentes a antibióticos de uso común, como quinolonas, anfenicoles, β-lactámicos, tetraciclinas, cefalosporinas y

aminoglucósidos (Silva y col., 2023; Tan y col., 2022). El tema no es menor, ya que la Organización Mundial de la Salud (OMS) ubica a la resistencia antimicrobiana entre las diez principales amenazas para la salud pública mundial; tan solo en 2019 causó 1.27 millones de muertes globalmente, cerca de medio millón atribuidas a *Enterobacteriaceae* resistentes (Murray y col., 2022). En México, el INEGI reportó que ese año las enfermedades infecciosas intestinales, a menudo vinculadas al agua contaminada, fueron la sexta causa de muerte en menores de un año.

Lo anterior cobra relevancia por la importancia del transporte fluvial de patógenos y genes de resistencia a través de MPs, que radica en implicaciones de riesgo para la salud humana, animal y ambiental. En este sentido, los ríos pueden ser una vía principal de transporte de MPs hacia mares y océanos. En México hay pocos reportes sobre la presencia de MPs en ecosistemas rivereños (Borges-Ramírez y col., 2019; Granados-Sánchez y col., 2024; Hernández-Carreón y Ríos-Arana, 2026; Hernández-Morales y col., 2025; Shruti y col., 2019), y a nuestro entender, solo hay un reporte del estado de Guanajuato (Antonio Galicia y col., 2022).

El río Guanajuato forma parte de la cuenca Lerma–Santiago, que finalmente vierte sus aguas en el océano Pacífico. Es una cuenca de la que dependen muchas actividades agrícolas e industriales del país, y también las comunidades que se abastecen de ella. Sin embargo, su agua se está deteriorando poco a poco, afectada por contaminantes emergentes como los MPs, junto con metales pesados y bacterias patógenas. Gran parte de este problema se origina en las zonas urbanas de la cuenca, donde se mezclan aguas residuales domésticas, escorrentía pluvial contaminada, basura mal gestionada y descargas industriales, poniendo en riesgo tanto al ecosistema como a la economía y el bienestar de quienes dependen del río. No obstante, por su fácil dispersión, los MPs pueden afectar áreas remotas y poco pobladas, como ríos de baja contaminación.

Por lo anterior, en el presente estudio se evaluó la presencia de bacterias y su perfil de resistencia antimicrobiana, en microplásticos aislados en agua superficial de la cuenca alta del río Guanajuato.

2. Materiales y Métodos

2.1 Ciprofloxacina

Número Especial "Verano de la Investigación DCNE 2026"
ISSN 2007-672X
Universidad de Guanajuato

Se preparó una solución stock de 1,280 µg/mL de ciprofloxacina en HCl 0.1 N.

La ciprofloxacina se seleccionó como antibiótico de prueba frente al aislado compatible con *Staphylococcus* debido a su uso documentado como marcador fenotípico de resistencia en especies de este género recuperadas de matrices acuáticas y ambientales, donde se han reportado altas prevalencias de resistencia (Oladipo *y col.*, 2023), lo que respalda su pertinencia para evaluar el potencial de resistencia clínicamente relevante en aislados de la plastisfera del río Guanajuato.

2.2 Aislamientos de MPs del agua superficial del Río Guanajuato.

El muestreo se realizó en la cuenca alta del Río Guanajuato en temporada seca (26 de mayo de 2026), en el sitio denominado Rancho (21°5'42" N, 101°11'35" O, 2310 metros sobre el nivel del mar). En botellas estériles se tomó un litro de agua superficial, colectándose tres réplicas (R1, R2 y R3), y se transportaron a los Laboratorios de Ecología, de Inmunomicrobiología Molecular y de Microbiología, del Departamento de Biología de la Universidad de Guanajuato, para su posterior procesamiento.

En esterilidad, se filtró el agua con un sistema de filtración al vacío y papel Whatman (poro de 2.5 µm). Los MPs se recuperaron al observar el filtro en un estereoscopio (Zeiss Stemi 305 y Leica EZ4), capturando fotografías digitales (ToupTek Photonics©) para su posterior conteo, medición e identificación del color (ImageJ v.1.54g).

2.3 Enriquecimiento de la comunidad bacteriana (plastisfera)

Una vez aislados físicamente, los MPs se transfirieron con pinzas a microtubos, en esterilidad. Se enjuagaron con agua desionizada estéril y se centrifugaron a 6,000 rpm durante 10 min. El sobrenadante se descartó y el botón de MPs se resuspendió en 10 mL de buffer de agua peptonada estéril (pH 7.2). Los tubos se incubaron 24 h a 37 °C y 180 rpm.

2.4 Aislamiento bacteriano

A partir del cultivo bacteriano enriquecido, se realizaron diluciones (1:100,000 y 1:1,000,000) en PBS estéril (pH 7.4), de las cuales se tomaron 50 µL para ser inoculados homogéneamente por duplicado en agares selectivos y se incubaron a 37 °C por 24 h. Los agares utilizados fueron: i) agar sal y manitol (*S. aureus*), ii) agar cromogénico (*E.*

Número Especial "Verano de la Investigación DCNE 2026"
ISSN 2007-672X
Universidad de Guanajuato

coli y coliformes fecales), iii) agar Slanetz-Bartley (enterococos intestinales), iv) agar kanamicina esculina azida (confirmación de enterococos intestinales), y v) agar tiosulfato citrato bilis sacarosa (TCBS, *Vibrio* spp.).

Se registraron la morfología macroscópica (tamaño, pigmentación, elevación, borde) y microscópica (tinción de Gram). Aquellas colonias con morfología distinta fueron criopreservadas en 20% de glicerol. La identificación de los aislados bacterianos por MALDI-TOF y/o secuenciación está en proceso.

2.5 Determinación de la concentración mínima Inhibitoria (CMI) frente a ciprofloxacina

Se seleccionó un aislado bacteriano para evaluar su resistencia a un antibiótico de la familia de las fluoroquinolonas, la ciprofloxacina. Para ello, se realizó un ensayo de microdilución en caldo, método de referencia reconocido por CLSI (Clinical and Laboratory Standards Institute) (CLSI, 2015).

Se resembró el aislado seleccionado, desde el criovial, en agar Mueller-Hinton (AMH). Se tomaron de 3–5 colonias morfológicamente similares y fueron resuspendidas en 5 mL de NaCl al 0.9% estéril. Se ajustó la turbidez comparando visualmente con el estándar McFarland 0.5, o mediante espectrofotometría a 625 nm (absorbancia objetivo: 0.08–0.13). Este estándar corresponde a una concentración aproximada de 1–2 × 10^8 UFC/mL.

Posteriormente, se tomaron 50 µL de la suspensión 0.5 McFarland (≈10^8 UFC/mL) y se colocaron en 10 mL de caldo Mueller-Hinton ajustado a cationes (CMHAC), para obtener una dilución 1:200 (~5 × 10^5 UFC/mL), que fue la solución de trabajo del inóculo.

En una microplaca de 96 pozos, se dispensaron 100 µL de CMHAC estéril en los pozos 1 al 11 de cada fila y 200 µL en el pozo 12 (control negativo). Se preparó la solución de trabajo de ciprofloxacina, diluyendo 1:20 el stock en CMHAC, para tener una concentración de 64 µg/mL. De esta solución se colocaron 100 µL en el pozo 1, mezclando y transfiriendo 100 µL al pozo 2, estas diluciones dobles continuaron hasta el pozo 10. Se retiraron y desecharon 100 µL del pozo 10. El pozo 11 no recibió antibiótico (control de crecimiento positivo). Del inóculo bacteriano previamente preparado, se adicionaron 100 µL a los pozos 1–11, dando la concentración final de 5 × 10^5 UFC/mL.

Número Especial "Verano de la Investigación DCNE 2026"
ISSN 2007-672X
Universidad de Guanajuato

Todo se realizó por triplicado. La placa se incubó a 37 °C por 24 h sin agitación. Se determinó la CMI al observar la turbidez en los pozos. Adicionalmente, se midió la densidad óptica a 620 nm (DO_{620}), utilizando como blanco el CMHAC.

3. Resultados y Discusión

El muestreo se realizó en la cuenca alta del río Guanajuato debido a que, aunque esta zona presenta una influencia antropogénica directa limitada, la elevada capacidad de dispersión atmosférica de los MPs permite que estos contaminantes alcancen incluso sitios remotos y poco poblados (Allen y col., 2019), por lo que su estudio resulta clave para establecer una línea base de contaminación previa a la influencia de las descargas urbanas que ocurren aguas abajo.

Al acceder al sitio de muestreo, el río no presentaba flujo de agua, observándose transparente con tonalidad verde; no obstante, se encontraron MPs en todas las muestras de agua recolectadas. Una vez filtrada el agua de cada réplica (R1, R2 y R3) se logró determinar un total de 18 MPs a lo largo de las tres réplicas, lo que corresponde a una concentración con una variación de 3 a 9 partículas/L y una media de 6 ± 1.73 MPs por litro. El rango del tamaño fue de 847.23 a 3,222.25 µm, con un promedio de 1,630.75 ± 194.86 µm. El 100% de los MPs presentó una morfología tipo fibra (Figura 1). El color predominante de los MPs fue el negro (17/18 o 94%), seguido del azul (1/18 o 6%) (Figura 2).

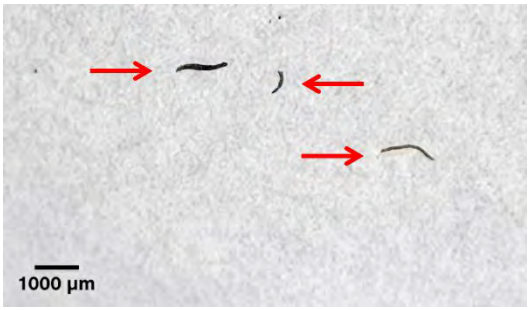


Figura 1. Microplásticos recuperados de la cuenca alta del río Guanajuato. Los MPs están señalados con flechas rojas.

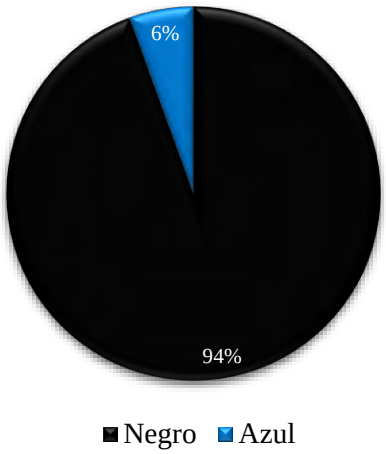


Figura 2. Proporción de colores de los microplásticos aislados en la cuenca alta del Río Guanajuato.

Número Especial "Verano de la Investigación DCNE 2026"
ISSN 2007-672X
Universidad de Guanajuato

Cabe señalar que no se incluyó un control de agua del río libre de MPs, ya que al momento del muestreo no se contaba con certeza de la ausencia de estas partículas en el agua circundante, y su recolección en tales condiciones no resultaba viable. Esta limitación se considerará en el diseño de muestreos futuros, a fin de fortalecer la comparación entre la comunidad bacteriana asociada a los MPs y la presente en el agua libre de estas partículas.

Los resultados anteriores están dentro del rango reportado para el río Bravo/Grande, donde se detectaron de 0.4 a 17 partículas/L, con tamaño que varía entre 12.62 a 4,282.25 µm, y con el 71.94% de los MPs en forma de fibra (Hernández-Carreón & Ríos-Arana, 2026). En los ríos Jalpan, Escanela, Ayutla y Santa María de la Reserva de la Biosfera de la Sierra Gorda, se encontraron desde 4.35 hasta 110.87 MPs/L, con una media de 28.8 partículas por litro (Granados-Sánchez y col., 2024), lo que excede lo reportado en el presente trabajo. La principal morfología de los MPs fueron las fibras, aunque también hubo fragmentos, films y esferas. Además, se identificaron MPs azules (32%), naranjas (11%), verdes (10%), entre otros, observándose mayor diversidad que lo presentado en este estudio.

En cuanto al río Guanajuato, en el grupo de trabajo se reportó una abundancia de 550 MPs en el agua superficial en la cuenca alta en temporada seca, con fragmentos de un tamaño promedio de 68.79 ± 186.64 µm y filamentos de 916.54 ± 1020.18 µm (Antonio Galicia y col., 2022). La diferencia entre este estudio y lo reportado por Antonio Galicia y colaboradores (2022), a pesar de tratarse de la misma zona y época del año, probablemente refleja la variabilidad interanual propia de los sistemas fluviales, donde factores como la intensidad de las lluvias previas, el nivel de estiaje alcanzado, y cambios en las actividades humanas cercanas al cauce (agrícolas, ganaderas o de tránsito) pueden modificar de un año a otro la cantidad y el tipo de MPs que llegan y se acumulan en el agua superficial. Asimismo, la heterogeneidad espacial y temporal característica de los MPs —que tienden a distribuirse de forma irregular incluso dentro de un mismo cuerpo de agua— puede generar diferencias notables entre muestreos realizados en años distintos, aun cuando el sitio y la temporada de colecta sean los mismos.

Es importante notar que las diferencias en la forma de reportar la abundancia de MPs entre ambos trabajos —conteos totales por zona en Antonio Galicia *y col.* (2022), frente a

concentración por litro y por réplica en el presente estudio— responden a los distintos objetivos y diseños de muestreo de cada trabajo, más que a una discrepancia en los hallazgos.

El predominio de MPs tipo fibra y de color negro, detectados en una zona de la cuenca alta del río Guanajuato con escasa población humana, sugiere que estas partículas no se originaron localmente, sino que fueron transportadas desde zonas urbanas o de mayor actividad vehicular. En dichas zonas, el desprendimiento de microfibras sintéticas durante el lavado de textiles y su descarga en aguas residuales domésticas (Kärkkäinen & Sillanpää, 2021; Vassilenko y col., 2021), junto con la generación de partículas de desgaste de neumáticos -cuya coloración característica se debe al negro de carbono presente en su composición-, constituirían las principales fuentes (Foetisch y col., 2024; Reynolds y col., 2024). Posteriormente, estas partículas habrían alcanzado el sitio remoto de muestreo mediante dispersión atmosférica, un mecanismo de transporte de MPs previamente documentado en cuencas de montaña alejadas de fuentes directas de contaminación (Allen y col., 2019).

Una vez aislados los MPs, estos se lavaron en esterilidad y se colocaron en buffer de agua peptonada, para recuperar los microorganismos asociados a estos, detectando crecimiento en dos de las tres réplicas (R2 y R3). Estos cultivos microbiológicos se diluyeron para inocular agares selectivos dirigidos a la detección de microorganismos indicadores de la calidad del agua y de patógenos que colonizan la plastisfera de MPs en ambientes acuáticos, como *S. aureus*, *E. coli*, coliformes fecales, enterococos intestinales y *Vibrio* spp. (Hernández-Sánchez y col., 2023; Silva y col., 2023), lo que permite evaluar de forma dirigida el papel de los MPs como vehículos de microorganismos de relevancia para la salud pública.

En la réplica 2 y 3, en agar sal y manitol crecieron colonias con una sola morfología, de color blanco, con textura cremosa, superficie lisa y circulares (Tabla 1); además, el color del agar viró de rojo a amarillo. En agar cromogénico se detectaron colonias con dos morfologías diferentes. Una de ellas era color blanco, circular y de textura cremosa; mientras que, la otra fue blanca, de textura cremosa y borde rugoso en forma de flor. Por su parte, en los agares Slanetz-Bartley,

Número Especial "Verano de la Investigación DCNE 2026"
ISSN 2007-672X
Universidad de Guanajuato

kanamicina esculina azida y TCBS no se observó crecimiento.

Tabla 1. Morfología macroscópica de las colonias bacterianas.

ID	Agar	Morfología macroscópica
R2-1	C	Colonia blanca, borde redondo, textura cremosa
R2-1	C	Colonia blanca, borde en forma de flor, textura cremosa
R2-1	SM	Colonia blanca, borde redondo, textura cremosa
R2-2	C	Colonia blanca, borde redondo, textura cremosa
R2-2	SM	Colonia blanca, borde redondo, textura cremosa
R3-1	C	Colonia blanca, borde redondo, textura cremosa
R3-1	C	Colonia blanca, borde en forma de flor, textura cremosa
R3-2	C	Colonia blanca, borde redondo, textura cremosa
R3-2	C	Colonia blanca, borde en forma de flor, textura cremosa
R3-2	SM	Colonia blanca, borde redondo, textura cremosa

C, agar cromogénico. SM, agar sal y manitol. La clave de identificación de cada aislado indica la réplica de origen (R1, R2 o R3), seguida del número consecutivo asignado a la colonia con morfología distintiva recuperada en esa réplica.

Cada colonia con morfología macroscópica diferente se criopreservó para su posterior identificación por MALDI-TOF o secuenciación. Además, se realizó la tinción de Gram, obteniendo los resultados que se muestran en la tabla 2.

La colonia R3-2, que creció en agar sal y manitol, fue seleccionada para el ensayo de resistencia antimicrobiana debido a que, por su morfología macroscópica, su fermentación del agar sal y manitol y su morfología microscópica (cocos Gram positivos en forma de racimos), es compatible con el género *Staphylococcus*.

Tabla 2. Tinción Gram y morfología microscópica de los aislados bacterianos.

ID	Agar	Morfología microscópica	
R2-1	C	Gram (-)	Bacilos
R2-1	C	Gram (-)	Bacilos
R2-1	SM	Gram (+)	Cocos
R2-2	C	Gram (-)	Bacilos
R2-2	SM	Gram (-)	Cocos
R3-1	C	Gram (-)	Bacilos
R3-1	C	Gram (-)	Cocos
R3-2	C	Gram (-)	Bacilos
R3-2	C	Gram (-)	Bacilos
R3-2	SM	Gram (+)	Cocos

C, agar cromogénico. SM, agar sal y manitol. La clave de identificación de cada aislado indica la réplica de origen (R1, R2 o R3), seguida del número consecutivo asignado a la colonia con morfología distintiva recuperada en esa réplica.

Este género reviste particular relevancia clínica y epidemiológica, ya que incluye especies como *S. aureus*, consideradas de alta prioridad por la OMS debido a su capacidad de desarrollar resistencia a meticilina y a otros antimicrobianos, entre ellos las fluoroquinolonas (ciprofloxacina) (WHO, 2024). Por ello, evaluar el perfil de resistencia de este aislado permite explorar si los MPs del río Guanajuato podrían actuar como reservorio y vehículo de bacterias potencialmente patógenas y resistentes a antimicrobianos de uso clínico común.

Se realizó el ensayo para determinar la CMI de la ciprofloxacina mediante el método de microdilución en caldo según la CLSI. Se emplearon 10 diluciones dobles seriadas del antibiótico, utilizando como máxima

Número Especial "Verano de la Investigación DCNE 2026"
ISSN 2007-672X
Universidad de Guanajuato

concentración 32 µg/mL. Los resultados indicaron que este aislado bacteriano fue resistente a la ciprofloxacina, ya que se observó turbidez en todas las concentraciones del antibiótico (Tabla 3). Para corroborarlo, se midió la densidad óptica a 620 nm, detectando valores de absorbancia mayores a los observados en el control de esterilidad, en todas las condiciones en las que a las bacterias se les trató con ciprofloxacina, independientemente de la concentración del antibiótico (Tabla 3). Por lo tanto, la CMI se determinó en > 32 µg/mL.

Tabla 3. CMI de la ciprofloxacina.

Ciprofloxacina (µg/mL)	DO_{620} ± DE	Crecimiento visible
32	0.206 ± 0.018	Sí
16	0.149 ± 0.017	Sí
8	0.140 ± 0.022	Sí
4	0.126 ± 0.007	Sí
2	0.112 ± 0.055	Sí
1	0.157 ± 0.016	Sí
0.5	0.190 ± 0.029	Sí
0.25	0.219 ± 0.008	Sí
0.125	0.247 ± 0.010	Sí
0.0625	0.267 ± 0.016	Sí
Control +	0.436 ± 0.031	Si
Control −	0.048 ± 0.005	No

Control +, control de crecimiento. Control -, control de esterilidad. DE, desviación estándar. Se muestra el promedio de la DO_{620} de cada tratamiento por triplicado, al cual se le restó el valor de la DO_{620} del blanco (caldo Mueller-Hinton ajustado a cationes).

Cabe mencionar que la DO_{620} no siguió un patrón estrictamente monotónico, con valores bajos en concentraciones intermedias (1–2 µg/mL: 0.157 y 0.112) frente a concentraciones menores (0.0625–0.5 µg/mL) y mayores (4–32 µg/mL) (Tabla 3). Esto podría reflejar dispersión técnica entre réplicas, evidenciada por la mayor desviación estándar en 2 µg/mL, además de posible interferencia óptica por solubilidad incompleta de la ciprofloxacina a concentraciones altas, generando turbidez no atribuible al crecimiento bacteriano. Esta variabilidad no compromete la CMI, ya que el criterio CLSI es la turbidez visible, observada consistentemente en todos los pozos, con DO_{620} superior al control de esterilidad (0.048) en todas las concentraciones. Como limitación, se reconoce la falta de controles con antibiótico sin inóculo, a considerar en ensayos futuros.

Este resultado no representa una resistencia límite o marginal, sino un nivel de resistencia considerablemente alto, que rebasa por mucho el punto de corte establecido por el CLSI para *Staphylococcus* spp. frente a ciprofloxacina (susceptible ≤1 µg/mL, intermedio 2 µg/mL, resistente ≥4 µg/mL) (Lewis, 2024), por lo que el aislado se clasifica sin ambigüedad como resistente a este antibiótico. Considerando que el mecanismo de acción de la ciprofloxacina es

a través de inhibir las enzimas ADN girasa (topoisomerasa II) y la topoisomerasa IV bacterianas, el nivel de resistencia tan elevado sugiere la participación de mecanismos robustos y posiblemente múltiples, como mutaciones en los genes que codifican la ADN girasa y la topoisomerasa IV (región QRDR), la sobreexpresión de bombas de eflujo, o la adquisición de determinantes de resistencia mediados por plásmidos (Correia y col., 2017; Huynh y col., 2023).

Este hallazgo cobra particular relevancia si se analiza bajo el enfoque One Health, que reconoce la estrecha interconexión entre la salud humana, animal y ambiental (Adisasmito y col., 2022). Que una bacteria potencialmente patógena, colonizando la plastisfera de MPs presentes en un río, presente un nivel tan alto de resistencia a un antibiótico de uso clínico común, tiene implicaciones que trascienden lo ambiental. Para la salud humana, representa un riesgo para las comunidades que emplean el agua del río para consumo, riego o recreación, pues su exposición podría comprometer la eficacia de tratamientos antimicrobianos de primera línea. Para la salud animal, tanto la fauna silvestre como el ganado que se abreva directamente del río pueden actuar como reservorios y vectores de diseminación de estas bacterias resistentes. Mientras que, para el ambiente, los MPs funcionan como una superficie de colonización y transporte que facilita la persistencia, dispersión y posible transferencia horizontal de genes de resistencia entre distintas comunidades microbianas del ecosistema acuático. En conjunto, estos resultados refuerzan la necesidad de vigilar a los MPs no solo como contaminantes físicos, sino como vehículos activos en la propagación de la resistencia antimicrobiana entre los tres componentes del enfoque One Health.

4. Conclusiones

Este estudio evidencia que los MPs presentes en la cuenca alta del río Guanajuato, aunque en una zona con escasa influencia humana, ya albergan bacterias con resistencia antimicrobiana relevante para la salud pública. Esto sugiere que los MPs pueden funcionar como vehículos de dispersión de patógenos incluso en sitios remotos.

Como siguiente paso, se completará la identificación molecular de los aislados por MALDI-TOF y/o secuenciación del gen ribosomal 16s o del genoma completo, y se ampliará el panel de antibióticos evaluados, para caracterizar con mayor profundidad el perfil de resistencia de la plastisfera y su

papel en la dinámica de contaminación del río bajo un enfoque One Health.

5. Agradecimientos y financiamiento

Los autores agradecen a la Mtra. Mayra Cecilia Rodríguez Solís, la Mtra. María del Carmen Sánchez Leyva y a Luis Rafael Cardoso Reyes por su apoyo técnico; a Osvaldo Rivera Palacios por el acompañamiento en la toma de muestras. También se agradece a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (PEE-2025-G-688) el apoyo económico brindado para la realización de este proyecto.

Referencias bibliográficas

Adisasmito, W. B., Almuhairi, S., Behravesh, C. B., Bilivogui, P., Bukachi, S. A., Casas, N., Becerra, N. C., Charron, D. F., Chaudhary, A., Ciacci Zanella, J. R., Cunningham, A. A., Dar, O., Debnath, N., Dungu, B., Farag, E., Gao, G. F., Hayman, D. T. S., Khaitsa, M., Koopmans, M. P. G., … Zhou, L. (2022). One Health: A new definition for a sustainable and healthy future. *PLoS Pathogens*, *18*(6). https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1010537

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, *12*(5). https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5

Antonio Galicia, Z. I., Cuevas Rodríguez, G., & Huchin, M. J. P. (2022). Distribución espacial y temporal de microplásticos en agua superficial en la cuenca del río Guanajuato. In *Naturaleza y Tecnología* (Vol. 9, Number 4).

Borges-Ramírez, M. M., Dzul Caamal, R., & Rendón von Osten, J. (2019). Occurrence and seasonal distribution of microplastics and phthalates in sediments from the urban channel of the Ria and coast of Campeche, Mexico. *Science of the Total Environment*, *672*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.472

Burgaud, G., Henry, N., Corre, E., Pujo-Pay, M., Conan, P., Hingant, M., Meistertzheim, A. L., Barbe, V., Paul-Pont, I., ter Halle, A., Eyheraguibel, B., Ludwig, W., Kedzierski, M., Briand, J. F., Siano, R., Meyneng, M., Lepère, C., & Ghiglione, J. F. (2026). A comprehensive pan-European exploration of fungal plastisphere dynamics along river-to-sea continuums. *Journal of Hazardous Materials*, *514*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2026.142613

Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F., & Manzano, C. A. (2020). Microplásticos: un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y posibles riesgos para la salud pública por exposición. *Bolivian Journal of Chemistry*, *37*(3).

CLSI. (2015). M45. Methods for Antimicrobial Dilution and Disk

Susceptibility Testing of Infrequently Isolated or Fastidious Bacteria ; Proposed Guideline. In *Guidelines CLSI* (Vol. 35, Number 17).

Correia, S., Poeta, P., Hébraud, M., Capelo, J. L., & Igrejas, G. (2017). Mechanisms of quinolone action and resistance: where do we stand? In *Journal of Medical Microbiology* (Vol. 66, Number 5). https://doi.org/10.1099/jmm.0.000475

Foetisch, A., Grunder, A., Kuster, B., Stalder, T., & Bigalke, M. (2024). All black: a microplastic extraction combined with colour-based analysis allows identification and characterisation of tire wear particles (TWP) in soils. *Microplastics and Nanoplastics*, *4*(1). https://doi.org/10.1186/s43591-024-00102-9

Granados-Sánchez, R. R., Sedeño-Díaz, J. E., & López-López, E. (2024). Microplastic pollution and associated trace metals in freshwater ecosystems within protected natural areas: the case of a biosphere reserve in Mexico. *Frontiers in Environmental Science*, *12*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1441340

Guo, Y., Stibora, M., Kooi, M., Strokal, M., Hofstra, N., & Koelmans, A. A. (2026). Global modeling of the role of microplastics in riverine pathogen transport, exposure, and risks. *Water Research*, *299*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2026.125877

Hernández-Carreón, S., & Ríos-Arana, J. V. (2026). Microplastic presence in the río Bravo/Grande along the Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico–El Paso, Texas, United States of America Metroplex. *Microplastics*, *5*(1). https://doi.org/10.3390/microplastics5010034

Hernández-Morales, G., López-Mendez, M. C., Rico-Barragán, A. A., Pérez-Moreno, J., Peña-Montes, C., Peralta-Pelaez, L. A., & González-Moreno, H. R. (2025). Microplastic pollution in tropical river: Fourier transform infrared spectroscopy-based characterization of abundance and polymer composition in water and sediments from Filobobos river, Mexico. *Hydrology*, *12*(5). https://doi.org/10.3390/hydrology12050124

Hernández-Sánchez, C., Pestana-Ríos, Á. A., Villanova-Solano, C., Domínguez-Hernández, C., Díaz-Peña, F. J., Rodríguez-Álvarez, C., Lecuona, M., & Arias, Á. (2023). Bacterial colonization of microplastics at the beaches of an oceanic island, Tenerife, Canary Islands. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *20*(5). https://doi.org/10.3390/ijerph20053951

Huynh, T. Q., Tran, V. N., Thai, V. C., Nguyen, H. A., Giang Nguyen, N. T., Tran, M. K., Truc Nguyen, T. P., Le, C. A., Ngan Ho, L. T., Surian, N. U., Chen, S., & Hoai Nguyen, T. T. (2023). Genomic alterations involved in fluoroquinolone resistance development in Staphylococcus aureus. *PLoS ONE*, *18*(7 July). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0287973

Kärkkäinen, N., & Sillanpää, M. (2021). Quantification of different microplastic fibres discharged from textiles in machine wash and tumble drying.

Environmental Science and Pollution Research, *28*(13). https://doi.org/10.1007/s11356-020-11988-2

Lewis, J. S. (2024). CLSI M100 : Performance Standards for Antimicrobial Susceptibility Testing 34th Edition. In *Clinical and Laboratory Standards Institute,*.

Mughini-Gras, L., van der Plaats, R. Q. J., van der Wielen, P. W. J. J., Bauerlein, P. S., & de Roda Husman, A. M. (2021). Riverine microplastic and microbial community compositions: A field study in the Netherlands. *Water Research*, *192*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116852

Murray, C. J., Ikuta, K. S., Sharara, F., Swetschinski, L., Robles Aguilar, G., Gray, A., Han, C., Bisignano, C., Rao, P., Wool, E., Johnson, S. C., Browne, A. J., Chipeta, M. G., Fell, F., Hackett, S., Haines-Woodhouse, G., Kashef Hamadani, B. H., Kumaran, E. A. P., McManigal, B., … Naghavi, M. (2022). Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019: a systematic analysis. *The Lancet*, *399*(10325). https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)02724-0

Oladipo, A. O., Oladipo, O. G., & Bezuidenhout, C. C. (2023). Detection of mecA positive staphylococcal species in a wastewater treatment plant in South Africa. *Environmental Science and Pollution Research International*, *30*(55). https://doi.org/10.1007/s11356-023-30319-9

Pazos, R. S., Suárez, J. C., & Gómez, N. (2020). Study of the plastisphere: Biofilm development and presence of faecal indicator bacteria on microplastics from the Río de la Plata estuary. *Ecosistemas*, *29*(3). https://doi.org/10.7818/ECOS.2069

Plastic Pollution and Biodiversity: a Global Overview. (2026).

Reynolds, R. L., Molden, N., Kokaly, R. F., Lowers, H., Breit, G. N., Goldstein, H. L., Williams, E. K., Lawrence, C. R., & Derry, J. (2024). Microplastic and associated black particles from road-tire wear: implications for radiative effects across the cryosphere and in the atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *129*(19). https://doi.org/10.1029/2024JD041116

Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Rodriguez-Espinosa, P. F., & Rodríguez-González, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *Science of the Total Environment*, *654*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.054

Siddique, A., Hubab, M., Rasheela, A. R. P., Samad, R., Al-Ghouti, M., Sayadi, S., & Zouari, N. (2025). Microplastics and their role in the emergence of antibiotic resistance in bacteria as a threat for the environment. In *Environmental Chemistry and Ecotoxicology* (Vol. 7, pp. 614–622). KeAi Communications Co. https://doi.org/10.1016/j.enceco.2025.03.006

Silva, I., Rodrigues, E. T., Tacão, M., & Henriques, I. (2023). Microplastics accumulate priority antibiotic-resistant pathogens: Evidence from the riverine plastisphere. *Environmental Pollution*, *332*.

https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121995

Silva, I., Rodrigues, E. T., Tacão, M., & Henriques, I. (2024). Plastisphere in a low-pollution mountain river: Influence of microplastics on survival of pathogenic bacteria. *Chemosphere*, *368*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143800

Silva, I., Tacão, M., & Henriques, I. (2024). Hidden threats in the plastisphere: Carbapenemase-producing Enterobacterales colonizing microplastics in river water. *Science of the Total Environment*, *922*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171268

Tan, B., Li, Y., Xie, H., Dai, Z., Zhou, C., Qian, Z. J., Hong, P., Liang, Y., Ren, L., Sun, S., & Li, C. (2022). Microplastics accumulation in mangroves increasing the resistance of its colonization Vibrio and Shewanella. *Chemosphere*, *295*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133861

Tavşanoğlu, Ü. N., Başaran Kankılıç, G., Akca, G., Çırak, T., & Erdoğan, Ş. (2020). Microplastics in a dam lake in Turkey: type, mesh size effect, and bacterial biofilm communities. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(36). https://doi.org/10.1007/s11356-020-10424-9

Thompson, R. C., Moore, C. J., Saal, F. S. V., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: Current consensus and future trends. In *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 364, Number 1526). https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053

Vassilenko, E., Watkins, M., Chastain, S., Mertens, J., Posacka, A. M., Patankar, S., & Ross, P. S. (2021). Domestic laundry and microfiber pollution: Exploring fiber shedding from consumer apparel textiles. *PLoS ONE*, *16*(7 July). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250346

WHO. (2024). *WHO bacterial priority pathogens list, 2024: bacterial pathogens of public health importance to guide research, development and strategies to prevent and control antimicrobial resistance.*

Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the "plastisphere": Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science and Technology*, *47*(13). https://doi.org/10.1021/es401288x