



Efecto potencialmente tóxico de un efluente de lavado de vehículos sobre bacterias heterótrofas

Potentially toxic effect of a carwash effluent on heterotrophic bacteria

Presentación: 01/05/2025

Aprobación: 23/06/2025

Publicación: 30/06/2025

Julio Marín

 0000-0003-2770-5978

Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Maracaibo 4011-A, estado Zulia, Venezuela.

Autor para la correspondencia: jmarin@fing.luz.edu.ve

Paola Bruzual

Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Maracaibo 4011-A, estado Zulia, Venezuela.

paobruzual@gmail.com

Caneldy Pacheco

Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Maracaibo 4011-A, estado Zulia, Venezuela.

canelca2021@gmail.com

Laugeny Díaz

 0000-0002-8263-081X

Laboratorio de Microorganismos Fotosintéticos, Departamento de Biología, Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia, Maracaibo 4011-A, estado Zulia, Venezuela.

ldiaz@fec.luz.edu.ve

Resumen

Se evaluó el efecto potencialmente tóxico de un efluente de lavado de vehículos sobre bacterias heterótrofas de dos orígenes diferentes: agua del estuario Lago de Maracaibo y suelo fértil. Se aplicó la técnica estándar de conteo en placas con un periodo de exposición de 24 h al efluente en proporciones de 25, 50, 75 y 100 %, calculando finalmente las concentraciones inhibitorias que afectan al 10, 50 y 90 % de la comunidad de ensayo (CI_{10} , CI_{50} y CI_{90}), mediante

análisis Probit. El efluente presentó altos niveles de color, sólidos totales, materia orgánica, aceites y grasas, hidrocarburos totales y sulfato. El efecto tóxico del efluente fue bajo, con valores de CI_{50} entre 93,3 y 96,7 % y unidades de toxicidad entre 1,03 y 1,07; mostrando la elevada capacidad de estas bacterias para tolerar ambientes altamente contaminados.

Palabras claves: Análisis Probit, Efecto ecotoxicológico, Efluentes industriales, Hidrocarburos, Inhibición del crecimiento.

Abstract

The potentially toxic effect of a vehicle wash effluent on heterotrophic bacteria from two different origins was evaluated: water from the Lake Maracaibo estuary and fertile soil. The standard plate count technique was applied with a 24-h exposure period to the effluent in proportions of 25, 50, 75, and 100 %, and the inhibitory concentrations affecting 10, 50, and 90 % of the essay community (IC_{10} , IC_{50} , and IC_{90}) were finally calculated by Probit analysis. The effluent presented high levels of color, total solids, organic matter, oils and fats, total hydrocarbons, and sulfate. The toxic effect of the effluent was low with IC_{50} values between 93.3 and 96.7 % and toxicity units between 1.03 and 1.07, demonstrating the high capacity of these bacteria to tolerate highly contaminated environments.

Keywords: Ecotoxicological effect, Growth inhibition, Hydrocarbons, Industrial effluents, Probit analysis.

Introducción

Los efluentes resultantes del lavado de vehículos (ELV) son una mezcla compleja de sustancias procedentes del conjunto de actividades llevadas a cabo en los establecimientos destinados a este fin, entre las que se encuentran: lavado de automóviles (interior y exterior), lavado de neumáticos y tapicería, lustrado de rines y carrocerías, lavado de motores y chasis, aspirado y secado, entre otras. Aunado a esto, se tienen los numerosos productos químicos que se usan durante el proceso de lavado, como: detergentes para automóviles, desengrasantes y limpiadores de motor, removedores de alquitrán, siliconas, ceras autobrillantes, etc.; además de grandes volúmenes de agua (entre 50 y 380 L/vehículo). Todo esto contribuye con la magnitud y diversidad de los contaminantes presentes en estos residuos líquidos, entre los cuales se encuentran: hidrocarburos del petróleo, aceites y grasas, metales pesados, detergentes o surfactantes, sólidos suspendidos, etc. (Al-Odwani et al., 2007; Fall et al., 2007; Boussu et al., 2007; Sarmadi et al., 2021).

Las sustancias presentes en estos efluentes tienen un alto poder contaminante, siendo algunas de naturaleza tóxica y recalcitrante, pudiendo causar efectos adversos significativos sobre los organismos que habitan los ecosistemas naturales receptores, si se descargan sin tratamiento previo. Esto se debe a su grado de toxicidad y potencial de bioacumulación, además de generar interferencias en el intercambio gaseoso y la transferencia de energía en dichos ecosistemas (Boussu et al., 2007; Tekere et al., 2016; Sarmadi et al., 2021; Talebzadeh et al., 2021). Es por ello que resulta de importancia científica y ambiental conocer el efecto potencialmente tóxico que ocasionan estos residuos mediante pruebas de toxicidad. De esta manera, aplicando ensayos específicos con determinados individuos de prueba y calculando diferentes índices de toxicidad se pueden detectar dichos efectos, para entonces extenderlos al ámbito de poblaciones, comunidades o ecosistemas, de acuerdo con la identificación de

especies biológicas en riesgo (Al-Odwani et al., 2007; Nguegang et al., 2019; APHA et al., 2023).

Las evaluaciones ecotoxicológicas representan un medio rápido, fácil de usar y rentable para analizar la calidad de las aguas residuales y su impacto en los ecosistemas acuáticos (Park et al., 2023). También proporcionan información científica crucial a la legislación ambiental para establecer límites permisibles de descarga al ambiente, regulando los vertidos y protegiendo la integridad de los ecosistemas receptores (Tekere et al., 2016). Los organismos utilizados como indicadores de prueba en estos ensayos son muy variados, entre los que se encuentran: bacterias heterótrofas, bacterias bioluminiscentes (*Aliivibrio fischeri*), microalgas (*Cyclotella*, *Nitzschia*, *Skeletonema*, *Chlorella*), insectos acuáticos (*Hydrophilus*, *Belostoma*), nemátodos (*Caenorhabditis*, *Panagrellus*), moluscos (*Anadara*, *Mytilus*), crustáceos (*Artemia*, *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Litopenaeus*) y peces (*Dario*, *Poecilia*, *Oncorhynchus*), entre otros (OECD, 2002; Bohórquez-Echeverry y Campos-Pinilla, 2007; USEPA, 2016; APHA et al., 2023).

Las bacterias heterótrofas desempeñan un papel fundamental en la degradación de compuestos orgánicos en ambientes acuáticos; su relativa sensibilidad a diversos contaminantes, distribución cosmopolita, importancia trófica, facilidad de cultivo en condiciones de laboratorio y corto periodo de replicación, las convierte en organismos de prueba ideales en ensayos ecotoxicológicos (Castro et al., 2002; Ren, 2004; Díaz-Borrego et al., 2007; Durve et al., 2012; Akhavan et al., 2015; Castro-Echavez y Marín-Leal, 2018). En estas pruebas se determinan ciertos índices numéricos que informan sobre los niveles de toxicidad, siendo los más usados: concentración inhibitoria para el 50 % de la población expuesta (CI_{50}), concentración letal para el 50 % de la población expuesta (CL_{50}), concentración efectiva para el 50 % de la población expuesta (CE_{50}), concentración más alta donde no se observa efecto (NOEC, por sus siglas en inglés) y concentración más baja donde se observa efecto (LOEC, por sus siglas en inglés) (USEPA, 2000; OECD, 2002; APHA et al., 2023).

El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar el efecto potencialmente tóxico de un ELV sobre bacterias heterótrofas de dos orígenes diferentes: agua del estuario Lago de Maracaibo (Venezuela) y suelo fértil, con la finalidad de aportar información válida acerca del impacto directo sobre esta comunidad microbiana cosmopolita y de alertar acerca de la necesidad de realizar estas evaluaciones a los efluentes industriales, ya que muchas veces son descargados al ambiente sin el tratamiento requerido. Los estudios ecotoxicológicos proporcionan la base científica necesaria para desarrollar y aplicar regulaciones ambientales efectivas, asegurando la preservación de la calidad de agua y el bienestar de las comunidades biológicas.

Materiales y métodos

Recolección y caracterización del efluente

Las muestras del efluente de lavado de vehículos (ELV) fueron recolectadas en una empresa de lavado de vehículos de la ciudad de Maracaibo (Venezuela) en botellas de vidrio de 2 L, previamente lavados y enjuagados con agua destilada-desionizada; específicamente en la tanquilla de drenaje que reúne todos los residuos líquidos del establecimiento. Dichas botellas fueron llenadas hasta el borde y tapadas fuertemente. Se transportaron inmediatamente al laboratorio bajo refrigeración, para iniciar los análisis correspondientes. En dicha empresa se ofrecen los siguientes servicios: lavado de vehículos, chasis y motores, encerado y pulido de carrocerías, entre otros; con el uso de detergentes industriales, desengrasantes, ceras y productos de lustrado.

Estos efluentes se caracterizaron desde el punto de vista fisicoquímico, mediante el análisis

de los siguientes parámetros: color verdadero y aparente (colorímetro Orbeco-Hellinge), turbidez (turbidímetro Orbeco-Hellinge), sólidos totales (ST, método gravimétrico), sólidos disueltos totales (SDT, método gravimétrico), sólidos suspendidos totales (SST, método gravimétrico), pH (pHmetro Oaklon serie 510), alcalinidad total (método volumétrico), dureza total (método volumétrico), conductividad eléctrica (medidor Oaklon serie 510), cloruro (método argentométrico), sulfato (método turbidimétrico), surfactantes aniónicos (método del azul de metileno), demanda biológica de oxígeno (DBO, método de las diluciones), demanda química de oxígeno (DQO, método volumétrico), aceites y grasas (método gravimétrico), hidrocarburos totales (método gravimétrico), fenoles totales (método de extracción con cloroformo), nitrógeno total Kjeldahl (NTK, método volumétrico) y fósforo total (P-total, método del vanadato-molibdato, previa digestión con persulfato de amonio), de acuerdo con los métodos estandarizados (APHA et al., 2023).

Bioensayo de toxicidad con bacterias heterótrofas

El procedimiento general para la evaluación del efecto potencialmente tóxico del ELV sobre bacterias heterótrofas de dos orígenes diferentes, se presenta en la Figura 1.

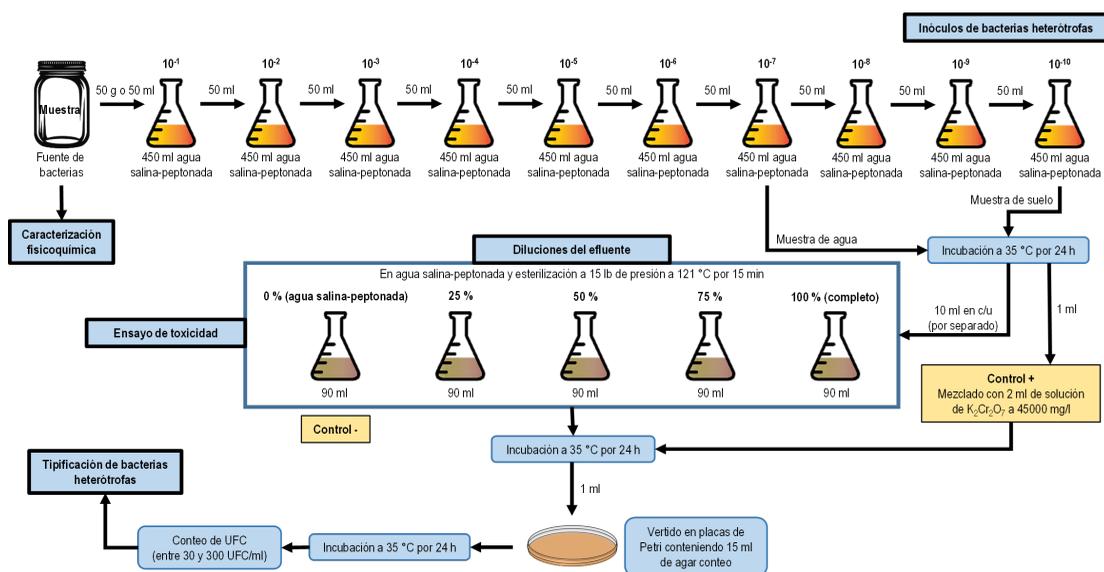


Fig. 1. Diagrama de flujo de la metodología usada para evaluar el efecto potencialmente tóxico del efluente de lavado de vehículos sobre bacterias heterótrofas de dos orígenes diferentes (agua del estuario Lago de Maracaibo y suelo fértil). UFC: unidades formadoras de colonias.

Inóculos de bacterias heterótrofas

En los ensayos de toxicidad del ELV se usaron inóculos de bacterias heterótrofas como organismos de prueba, a partir de dos orígenes diferentes:

- i) Muestra de agua superficial del estuario Lago de Maracaibo (Venezuela) (BHLM), la cual se recolectó en la orilla del Parque Recreativo Vereda del Lago (ciudad de Maracaibo), en una botella de vidrio de 2 L previamente lavada y esterilizada. Esta se caracterizó fisicoquímicamente, mediante el análisis de: turbidez (turbidímetro Orbeco-Hellinge), pH (pHmetro Oaklon serie 510), conductividad eléctrica (medidor

Oaklon serie 510), DQO (método volumétrico), NTK (método volumétrico, previa digestión ácida) y P-total (método del vanadato-molibdato, previa digestión con persulfato de amonio), de acuerdo con APHA et al., (2023).

- ii) Muestra de suelo fértil del área de árboles del Parque Recreativo Vereda del Lago (BHSF), recolectando aprox. 1 kg de los primeros 10 cm en una bolsa plástica de color negro. En esta muestra se analizaron: granulometría (tamices de 3,35; 2,36; 1,00; 0,841; 0,212; 0,149 y 0,075 mm), pH (pHmetro Oaklon serie 510), conductividad eléctrica (medidor Oaklon serie 510), materia orgánica (calcinación a 450 ± 5 °C, previa acidificación), NTK (método volumétrico, previa digestión ácida) y P-total (método del vanadato-molibdato, previa digestión ácida) (ISRIC y FAO, 2002; Carter y Gregorich, 2008).

Dichas muestras se trasladaron en refrigeración hasta el laboratorio, donde se realizaron diluciones seriadas hasta 10^{-7} (muestra de agua) y 10^{-10} (muestra de suelo), tomando 50,0 mL y 50,0 g, respectivamente, para diluirlos en 450 mL de agua salina-peptonada estéril (8 g de NaCl/L y 1 g de peptona/L) para la dilución 10^{-1} , de acuerdo con Sánchez et al. (2004). Las diluciones de 10^{-7} (muestra de agua) y 10^{-10} (muestra de suelo) se incubaron por 24 h a $35,0\pm 0,5$ °C (Figura 1).

Diluciones del efluente

El ELV fue sometido a diluciones con agua salina-peptonada, considerando las proporciones de 25, 50 y 75 % v/v (Pire et al., 2013), en matraces Erlenmeyer de 125 mL (cuadruplicado) y posteriormente se esterilizaron a 121 °C y 15 lb de presión por 15 min en un autoclave (Figura 1).

Controles positivos y negativos

Para los controles positivos se mezcló, por cuadruplicado, 1 mL de las diluciones 10^{-7} (muestra de agua) y 10^{-10} (muestra de suelo) de bacterias heterótrofas, por separado, con 2 mL de una solución de dicromato de potasio (Merck, Alemania) de 45.000 mg/L (para obtener una concentración final de cromo (VI) en la placa de 5.000 mg/L) (Castro-Echavez y Marín-Leal, 2018). Esta mezcla se incubó a $35,0\pm 0,5$ °C durante 24 h para luego verterla en 15 mL de agar conteo estéril (Hi-Media Laboratories, India) fundido (mantenido a 45 ± 1 °C en baño de María). En cuanto a los controles negativos, se mezclaron, por cuadruplicado, 10 mL de las diluciones 10^{-7} (muestra de agua) y 10^{-10} (muestra de suelo) de bacterias heterótrofas con 90 mL de agua salina-peptonada, por separado, en matraces Erlenmeyer de 125 mL, sin añadir el efluente (0 % efluente); inoculando 1 mL en 15 mL de agar conteo estéril fundido. Todos los controles fueron vertidos sobre placas de Petri estériles e incubados a $35,0\pm 0,5$ °C durante 24 h (Figura 1).

Ensayo de efecto de toxicidad

En este ensayo se usó la técnica de recuento de heterótrofos en placas; un procedimiento estandarizado para estimar el número de bacterias heterótrofas cultivables vivas en diferentes tipos de muestras (APHA et al., 2023), luego de la exposición de la comunidad bacteriana al ELV durante 24 h (Figura 1). Para ello, se agregaron 10 mL de las diluciones 10^{-7} (muestra de agua) y 10^{-10} (muestra de suelo) de bacterias heterótrofas, por separado, en 5 matraces Erlenmeyer que contenían 90 mL de las diferentes diluciones del efluente (por cuadruplicado): 0 (control negativo), 25, 50, 75 y 100 %, previamente esterilizadas, y se incubaron por 24

h a $35,0 \pm 0,5$ °C. Luego, se inoculó 1 mL de estos cultivos en 15 mL de agar conteo estéril fundido, se mezcló, se vertió sobre placas de Petri estériles y se incubaron por 24 h a $35,0 \pm 0,5$ °C. Transcurrido este tiempo, se procedió al conteo de las placas que presentaban un número de colonias entre 30 y 300 UFC (unidades formadoras de colonias), con un contador Quebec Darkfield modelo 3325, para obtener las UFC/mL (muestra de agua) o UFC/g (muestra de suelo) (Madigan et al., 2004; APHA et al., 2023).

Tipificación de bacterias heterótrofas

A partir de las placas resultantes del ensayo de toxicidad que contenían el efluente al 100 % (Figura 1), se seleccionaron aprox. 10 % de las colonias crecidas con macromorfología diferente (forma, borde, elevación y color) y se realizaron aislamientos bacterianos en agar nutriente (Hi-Media Laboratories, India), hasta obtener cultivos puros, los cuales fueron verificados por tinción de Gram (Castañeda, 2009). Estas cepas se codificaron y mantuvieron en caldo nutritivo (Hi-Media Laboratories, India), para entonces iniciar la identificación taxonómica mediante protocolos convencionales que incluyeron: descripción macromorfológica de las colonias (forma, borde, elevación y color) (Reynolds, 2002), tinciones diferenciales (tinción de Gram (respuesta, morfología y agrupación celular), tinción de esporas y de cápsulas), así como su respuesta ante 25 pruebas bioquímicas (Murray et al., 1999; MacFaddin, 2004; Castañeda, 2009; Garrity, 2010). Finalmente, los resultados fueron introducidos en el programa en línea ABIS, para identificar el género bacteriano correspondiente a cada cepa. La verificación de las pruebas se realizó mediante el uso de cepas controles ATCC.

Cálculos y análisis estadístico de datos

Se utilizó el programa Microsoft Excel ver. 7 para realizar los cálculos de estadística descriptiva (máximos, mínimos, rangos, medias aritméticas y desviaciones estándares) del análisis de parámetros fisicoquímicos en las muestras de ELV, agua del estuario y suelo fértil. Los cálculos de concentración inhibitoria (CI) para el tiempo de exposición de 24 h, se realizaron con el programa PriProbit versión 1,63; a fin conocer el efecto potencialmente tóxico del ELV sobre el 10, 50 y 90 % de la comunidad de ensayo (bacterias heterótrofas). A partir de estos valores, se hallaron las unidades de toxicidad (UT), según: $UT = 100/CI_{50}$ (Tonkes et al., 1999; USEPA, 2000). En general, la toxicidad del ELV se clasificó de la siguiente manera (Tonkes y Baltus, 1997; Nguengang et al., 2019): <1, no tóxico; 1–2, insignificamente tóxico; 2–10, ligeramente tóxico; 10–100, tóxico; y >100, altamente tóxico.

Resultados y discusión

Características fisicoquímicas y bacteriológicas de las muestras de agua y suelo

En la Tabla 1 se presentan los resultados de la caracterización fisicoquímica y bacteriológica de las muestras de agua superficial del estuario Lago de Maracaibo y de suelo fértil, usadas como fuentes de inóculo de bacterias heterótrofas en los ensayos de toxicidad. En la muestra de agua se observaron valores elevados de turbidez ($2,82 \pm 0,41$ UNT), conductividad eléctrica ($8,13 \pm 1,21$ mS/cm), materia orgánica (DQO = $456,3 \pm 28,7$ mg/L), NTK ($4,07 \pm 1,11$ mg/L) y P-total ($1,66 \pm 0,34$ mg/L); característicos de este sistema y que reflejan el desarrollo de un procesos de eutroficación en estado avanzado, destacando como fuente principal de contaminación el vertido de aguas residuales de origen doméstico e industrial no tratadas (Marín-Leal et al., 2017).

Parámetro	Muestra de agua del estuario Lago de Maracaibo	Muestra de suelo Fértil
Turbidez	2,82±0,41 UNT	-
pH	7,85±0,10	7,33±0,31
Conductividad eléctrica	8,13±1,21 mS/cm	2,04±0,96 mS/cm
Materia orgánica	456,3±28,7 mg/L ^a	0,25±0,03 %
Nitrógeno total Kjeldahl	4,07±1,11 mg/L	2,06±0,55 mg/kg
Fósforo total	1,66±0,34 mg/L	1,07±0,04 mg/kg
Granulometría	-	Arena tosca: 15,4 % Arena gruesa: 11,5 % Arena fina 54,9 % Limo/arcilla: 18,2 %
Densidad de bacterias heterótrofas	2,4x10 ⁷ UFC/mL	5,2x10 ¹⁰ UFC/g

a: medida como demanda química de oxígeno (DQO).

Tabla 1. Características fisicoquímicas y bacteriológicas de las muestras de agua superficial del Lago de Maracaibo y de suelo fértil (media aritmética ± desviación estándar, n= 3), usadas como fuentes de inóculo de bacterias heterótrofas en los ensayos de toxicidad.

En la muestra de suelo fértil, por su parte, se obtuvieron concentraciones variables de conductividad eléctrica (2,04±0,96 mS/cm), materia orgánica (0,25±0,03 %), NTK (2,06±0,55 mg/kg) y P-total (1,07±0,04 mg/kg) (Tabla 1). La conductividad eléctrica relativamente alta podría resultar de niveles de salinidad elevados, posiblemente por la cercanía al estuario, donde la salinidad puede estar por encima de 5,77 ups (Bautista, 1997); mientras que los contenidos bajos de materia orgánica, N y P serían indicativos de la mineralización completa de los compuestos de origen biológico (Celaya-Michel y Castellanos-Villegas, 2011). También, el análisis granulométrico mostró una alta proporción de arena fina (54,91 %), lo que permite clasificar al suelo utilizado como de grano fino, según el sistema unificado de clasificación de suelos (USDA, 2018). La densidad de bacterias heterótrofas de esta muestra fue menor a la encontrada en la muestra de agua del estuario, como resultado de una mayor disponibilidad de nutrientes esenciales, mayor superficie de adherencia, mayor estabilidad ambiental y menor dilución (Halverson, 2005); no obstante, ambas muestras contribuyeron con un inóculo adecuado para los ensayos de toxicidad.

Características fisicoquímicas del efluente

En cuanto a las características fisicoquímicas del efluente de lavado de vehículos (ELV), en la Tabla 2 se detallan los resultados de los análisis correspondientes. Fueron notorias las altas concentraciones de materia orgánica (DBO = 853,02±52,11 mg/L y DQO = 4.806,01±522,47 mg/L), ST (3.981,3±654,0 mg/L), SDT (2.821,3±482,4 mg/L), SST (1.134,0±332,2 mg/L), color verdadero (500±10 UC Pt-Co), aceites y grasas (2.348,47±223,08 mg/L), hidrocarburos totales (1.610,39±185,33 mg/L), surfactantes aniónicos (6,26±1,02 mg/L) y sulfato (421,14±32,10

mg/L); sobrepasando en la mayoría de los casos los límites permisibles de la legislación nacional para la descarga en cuerpos de agua naturales y/o redes cloacales (Decreto 883, 1995), lo que revela la necesidad de aplicar un tratamiento antes del vertido.

Parámetro	X±DE	Descarga en cuerpos de agua naturales*	Descarga en redes cloacales*
Sólidos totales (mg/L)	3.981,3±654,0	-	1.600
SDT (mg/L)	2.821,3±482,4	-	-
SST (mg/L)	1.134,0±332,2	80	400
Turbidez (UNT)	157,4±22,7	-	-
Color verdadero (UC Pt-Co)	500±10	500	-
Color aparente (UC Pt-Co)	1.000±10	-	-
pH	6,35±0,58	6-9	6-9
Alcalinidad total (mgCaCO ₃ /L)	91,6±10,5	-	-
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	1.994,7±355,6	-	-
Conductividad eléctrica (mS/cm)	412,0±62,7	-	-
Cloruro (mg/L)	133,32±2,21	1.000	-
Sulfato (mg/L)	421,14±32,10	1.000	400
DBO (mg/L)	853,02±52,11	60	350
DQO (mg/L)	4.806,01±522,47	350	900
Aceites y grasas (mg/L)	2.348,47±223,08	20 ^a	20 ^a
Hidrocarburos totales (mg/L)	1.610,39±185,33	20 ^b	150 ^b
Fenoles totales (mg/L)	0,03±0,01	0,5	0,5
Surfactantes aniónicos (mg/L)	6,26±1,02	2,0 ^c	8,0 ^c
NTK (mg/L)	1,07±0,98	40 ^d	40 ^d
Fósforo total (mg/L)	4,47±1,40	10	10

n= 3, X: media aritmética, DE: desviación estándar, SDT: sólidos disueltos totales, SST: sólidos suspendidos totales, DBO: demanda química de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, NTK: nitrógeno total Kjeldahl, -: no indicado, a: aceites y grasas vegetales y animales, b: aceites minerales e hidrocarburos, c: detergentes, d: nitrógeno total, *Decreto 883 (1995). Se indican en negrilla los parámetros que excedieron los límites permisibles de la legislación venezolana.

Tabla 2. Características fisicoquímicas del efluente de lavado de vehículos y límites permisibles de la legislación venezolana.

Las características fisicoquímicas del ELV se corresponden con las reportadas en distintas localidades del mundo para aguas residuales de este tipo (Boussu et al., 2007; Hashim y Zayadi, 2016; Phungula, 2016; Sarmadi et al., 2021). Messrouk et al. (2014) en un ELV de la ciudad de Ouargla (Argelia), encontraron concentraciones de SST, DBO y DQO de 105–14.702 mg/L, 200–2.350 mg/L y 1.018–36.120 mg/L, respectivamente, que se asemejan a las obtenidas en el presente estudio. Los altos niveles de materia orgánica (DBO y DQO), son indicativos de la presencia de diversos compuestos orgánicos, como aceites y grasas, surfactantes e hidrocarburos, derivados de las diferentes estructuras de los automóviles y procesos de lavado (Sarmadi et al., 2021). Los sólidos pueden provenir de la suciedad y sustancias químicas presentes en los vehículos, así como de los productos de limpieza usados durante el proceso (ceras, siliconas, detergentes, trapos, estopas, etc.) (Hashim y Zayadi, 2016; Sarmadi et al., 2021). El sulfato, de acuerdo con Sablayrolles et al. (2010), tiene su origen en los alquilbencenos sulfonatos lineales (LAS, por sus siglas en inglés), que son los componentes de muchos detergentes utilizados en empresas de lavado de vehículos; en tanto que la presencia de aceites y grasas puede deberse al uso de estos compuestos en distintas piezas de los vehículos, como: motor, engranajes, sistema de amortiguación, caja de velocidades, etc.; entrando a las aguas residuales luego del lavado (Sarmadi et al., 2021). Finalmente, los hidrocarburos comprenden una amplia gama de sustancias orgánicas con alto potencial de toxicidad, que tienen su origen en diferentes componentes de los vehículos, como la gasolina, gasoil, ceras y pulimentos (Sarmadi et al., 2021).

Efecto potencialmente tóxico del efluente

Los ensayos de toxicidad del ELV sobre bacterias heterótrofas develaron un efecto tóxico bajo en estos microorganismos (Tabla 3, CI_{50} de 95,5 y 95,6 % 24 h, respectivamente para BHLM y BHSF), con UT de 1,05 (entre 1 y 2: insignificamente tóxico) en ambos casos, a pesar de la presencia y en altas magnitudes de diversos compuestos químicos como aceites y grasas, hidrocarburos, etc. (Tabla 2). Es decir, que se requirieron proporciones de 95,5 y 95,6 % del efluente original para inhibir el crecimiento al 50 % de la comunidad de ensayo (BHLM y BHSF, respectivamente), indicando que es un grupo biológico de tolerancia alta a las condiciones que ofrece este líquido residual. Además, los valores de CI_{90} , superiores al 100 % (valores hipotéticos debido a la extrapolación estadística), indican que el efluente en su composición original no es capaz de inhibir el crecimiento de la comunidad total de bacterias heterótrofas de ensayo (Tabla 3); no obstante, pudiera afectar apreciablemente su supervivencia provocando un alto nivel de inactivación bacteriana (Feng et al., 2022).

Comunidad (%)	Bacterias heterótrofas del estuario Lago de Maracaibo		Bacterias heterótrofas del suelo fértil	
	CI (%)	Límite de confianza de 95 %	CI (%)	Límite de confianza de 95 %
10	90,7	86,5-93,0	90,8	89,8-91,6
50	95,5	93,3-96,7	95,6	95,0-96,1
90	100,5	100,4-100,7	100,6	100,5-100,8
UT	1,05	1,03-1,07	1,05	1,04-1,05

CI: concentración inhibitoria, UT: unidades de toxicidad.

Tabla 3. Concentración inhibitoria (CI) del efluente de lavado de vehículos sobre bacterias heterótrofas de distinto origen para un periodo de exposición de 24 h.

Los resultados de toxicidad encontrados resultan levemente menores que los observados por Plaza et al. (2008) para un consorcio de bacterias heterótrofas expuesto a aguas residuales contaminadas con hidrocarburos, con 8,07 a 14,20 UT [entre ligeramente tóxico (2-10) y tóxico (10-100)], mostrando la influencia de dichos microorganismos en la degradación de hidrocarburos y su toxicidad asociada, así como la dependencia trófica de grupos bacterianos específicos presentes. La capacidad de estos cultivos mixtos para degradar hidrocarburos y reducir la toxicidad los convierte en candidatos ideales para aplicaciones de restauración ambiental en entornos contaminados con hidrocarburos (Plaza et al., 2008). En este sentido, las bacterias heterótrofas presentan capacidades de resistencia, desintoxicación y/o metabolización de diversos compuestos químicos contaminantes (Kot-Wasik et al., 2004; Castro-Echavez y Marín-Leal, 2018; Dudhagara y Dave, 2018; Primadani et al., 2021; Pandolfo et al., 2023). Si bien la remediación microbiana es la tecnología más utilizada para tratar contaminantes tóxicos, el estrés tóxico dificulta la eficiencia y estabilidad de este proceso. De manera general, los microorganismos transfieren los contaminantes tóxicos al interior celular para su metabolismo, logrando la desintoxicación mediante la degradación de los mismos; sin embargo, la degradación y desintoxicación a veces no son completamente sincrónicas, pudiendo resultar letal para el desarrollo (Feng et al., 2022).

En la Figura 2 se resumen los mecanismos toxicogénicos de contaminantes químicos para algunos microorganismos, así como las vías de desintoxicación aplicadas a estos contaminantes. Los principales mecanismos toxicogénicos de los contaminantes tóxicos incluyen la unión covalente directa de sus grupos electrófilos a los grupos nucleófilos de las macromoléculas biológicas, al igual que la promoción de la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS, por sus siglas en inglés), que causan daño oxidativo a las células. Bajo estrés tóxico, los mecanismos de desintoxicación de estos microorganismos ante los contaminantes tóxicos incluyen la desintoxicación intracelular y extracelular. La mayor capacidad de desintoxicación se debe a su mecanismo de desintoxicación extracelular, que puede reducir los contaminantes tóxicos electrófilos extracelularmente a través de la vía de transferencia extracelular de electrones. La capacidad de desintoxicación extracelular de estos microorganismos puede incrementarse aún más mediante la mejora de la vía de transporte de electrones, la regulación de la síntesis de nicotinamida adenina dinucleótido (NAD⁺) y la modulación de la expresión de moléculas señalizadoras (Feng et al., 2022).

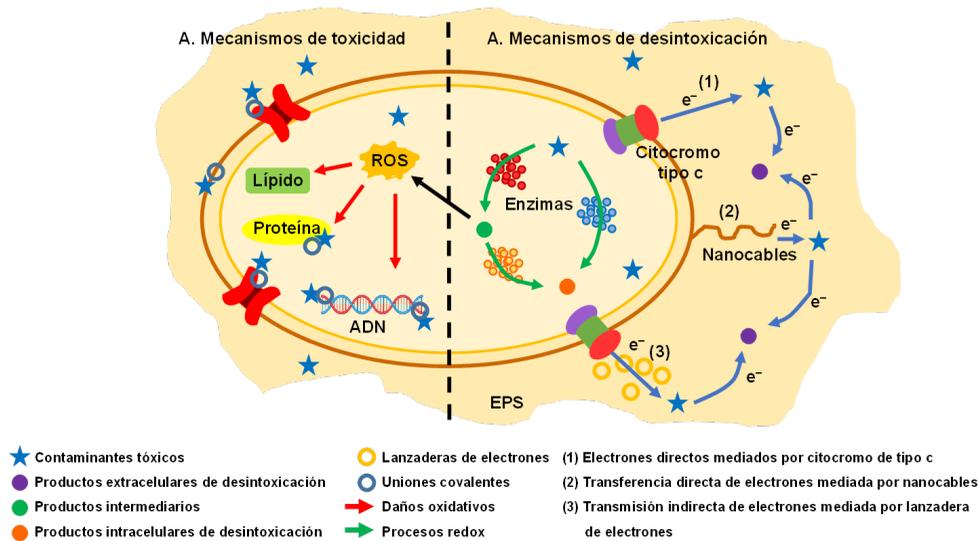


Fig. 2. Mecanismos toxicogénicos de contaminantes químicos y de desintoxicación de algunos microorganismos (modificado de Feng et al., 2022). ROS: especies reactivas de oxígeno (según sus siglas en inglés), ADN: ácido desoxirribonucleico, EPS: exopolisacáridos.

Por lo anterior, surge la necesidad de evaluar la toxicidad de estos efluentes sobre organismos de prueba de diferentes niveles tróficos, aislados de las posibles fuentes naturales receptoras de la región: microalgas, microcrustáceos, bivalvos, peces, entre otros. La determinación del grado de toxicidad de las aguas residuales industriales permitirá conocer los efectos tóxicos precisos que ocasionan sobre las comunidades biológicas autóctonas, sembrando las bases para la revisión de los límites permisibles de descarga de efluentes al medio natural, que suelen estar basados en concentraciones de sustancias químicas y no en UT que verdaderamente reflejen dichos efectos; y por ende, redunde en la conservación de nuestra biosfera.

Comparación de los niveles de toxicidad de algunos efluentes industriales

El potencial toxicológico de los efluentes industriales ha sido estudiado medianamente, usando diferentes condiciones de experimentación y organismos de prueba (Tabla 4). Organismos como *Aliivibrio fischeri* (bacteria bioluminiscente) y *Daphnia magna* (microcrustáceo) han mostrado niveles de tolerancia variable ante estos desechos contaminantes; mientras que *Porphyridium purpureum* (microalga) (CE_{50} 24 h = 8,9 a 225) (Pikula et al., 2019) ha develado ser uno de los más tolerantes, y *Selenastrum capricornutum* (microalga) de los más sensibles (CE_{50} 96 h = 0,29) (Bohórquez-Echeverry y Campos-Pinilla, 2007). Las bacterias heterótrofas, incluyendo las estudiadas en el presente trabajo, también han exhibido valores variables de tolerancia (entre 1,05 y 14,20 UT). En cuanto al nivel de toxicidad, los efluentes contaminados con metales pesados, como el Cr(VI), han resultado más perjudiciales (344,83 UT) (Bohórquez-Echeverry y Campos-Pinilla, 2007) con >100 UT (altamente tóxico). Adicionalmente, Liwarska-Bizukojc et al. (2005) determinaron que los surfactantes no aniónicos fueron más tóxicos que los aniónicos, para el caso de la microalga *Raphidocelis subcapitata*, lo cual sirve de referencia para establecer el nivel de afectación de los ELV sobre los ecosistemas naturales.

Efluente y país	Microorganismo de prueba	UT	IT y TE	Referencia
Mezcla de aguas residuales de 135 industrias, México	<i>Daphnia pulex</i> (microcrustáceo)	1,25 a 2,11	CL ₅₀ 24 h	García-González et al. (2005)
Lixiviado de vertederos, Lituania	<i>Daphnia magna</i> (microcrustáceo) y <i>Thamnocephalus platyurus</i> (microcrustáceo)	11,32 y 31,05	CE ₅₀ 24 h	Šaulienė et al. (2004)
Lavado de vehículos, Sudáfrica	<i>Daphnia pulex</i> (microcrustáceo)	32	CL ₅₀ 24 h	Nguegang et al. (2019)
Industria de pantallas de cristal líquido, Taiwán	<i>Daphnia similis</i> (microcrustáceo)	133,33	CL ₅₀ 48 h	Lee et al. (2016)
Efluentes sintéticos de Ni y Zn, México	<i>Artemia franciscana</i> (microcrustáceo)	Ni = 2,67 Zn = 2,23	CL ₅₀ 96 h	Jiménez et al. (2006)
Industria de curtido de cueros, Argentina	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (microalga) y <i>Raphidocelis subcapitata</i> (microalga)	10,64 y 8,85	CE ₅₀ 96 h	Sáenz et al. (2003)
Efluente sintético de Cr(VI), Colombia	<i>Selenastrum capricornutum</i> (microalga)	344,83	CE ₅₀ 96 h	Bohórquez-Echeverry y Campos-Pinilla (2007)
Extracto de partículas emitidas por vehículos, Rusia	<i>Porphyridium purpureum</i> (microalga) y <i>Heterosigma akashiwo</i> (microalga)	0,44 a 11,24 y 0,53 a 2,24	CE ₅₀ 24 h	Pikula et al. (2019)
Surfactantes aniónicos y no aniónicos, Polonia	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (microalga)	Aniónicos = 0,89 a 45,87 No aniónicos = 4,10 a 14,56	CI ₅₀ 24 h	Liawska-Bizukojc et al. (2005)
Industria textil, Túnez	<i>Aliivibrio fischeri</i> (bacteria bioluminiscente)	33,1	CE ₅₀ 30 min	Bedoui et al. (2015)
Lavado de vehículos, Sudáfrica	<i>Aliivibrio fischeri</i> (bacteria bioluminiscente)	<1 a 8,3	CE ₂₀ y CE ₅₀ 15 y 30 min	Phungula (2016)
Aguas residuales de 21 industrias, Korea del Sur	<i>Aliivibrio fischeri</i> (bacteria bioluminiscente)	1,78	CE50 30 min	Park et al. (2023)
Aguas residuales petroleras, Polonia	Consortio microbiano (bacterias del lodo de una refinería de petróleo)	8,07 y 14,20	CE ₅₀ 0 y 3 días	Plaza et al. (2008)
Lavado de vehículos, Venezuela	Bacterias heterótrofas	BHLM = 1,05 BHSF = 1,05	CI 24 h	Este trabajo

UT: unidades de toxicidad, IT: índice de toxicidad, TE: tiempo de exposición, CL: concentración letal, CE: concentración efectiva, CI: concentración inhibitoria, BHLM: bacterias heterótrofas del Lago de Maracaibo, BHSF: bacterias heterótrofas del suelo fértil.

Tabla 4. Comparación del nivel de toxicidad de diferentes efluentes industriales, incluyendo de lavado de vehículos y similares, para distintos microorganismos.

El grado de toxicidad de un efluente industrial depende de múltiples factores relacionados con su composición química, concentración y condiciones del medio en el que se descarga. Principalmente, está determinado por la presencia de sustancias peligrosas como metales pesados, compuestos orgánicos volátiles, solventes, detergentes o productos químicos específicos del proceso industrial. La toxicidad también varía según la biodisponibilidad de estos contaminantes; es decir, su capacidad para ser absorbidos por organismos vivos. Además, ciertos parámetros

fisicoquímicos como pH, temperatura, salinidad, DQO, etc. tienen gran repercusión, ya que afectan la solubilidad y reactividad de los contaminantes. También es importante considerar la sinergia o antagonismo entre los diferentes compuestos presentes, ya que pueden potenciar o disminuir su efecto tóxico conjunto. Finalmente, el impacto ambiental causado dependerá del tiempo de exposición, sensibilidad de las especies involucradas y capacidad del ecosistema para diluir o degradar los contaminantes (Sáenz et al., 2003; Fall et al., 2007; USEPA, 2016; Sarmadi et al., 2021). En este sentido, es evidente y necesaria la estandarización de las pruebas de toxicidad para efluentes industriales, definiendo condiciones precisas de experimentación y unidades de medición, con el fin de poder realizar comparaciones efectivas de los resultados de los análisis con los mismos organismos de prueba y bajo las mismas premisas.

Características de las bacterias heterótrofas aisladas

A partir de las cepas bacterianas aisladas durante los ensayos de toxicidad se identificaron 10 géneros en la muestra de agua del estuario Lago de Maracaibo y 8 en la de suelo fértil (Tabla 5). La similitud en las identificaciones de géneros con el programa en línea ABIS estuvo por encima del 85,4 %, considerando las pruebas bioquímicas realizadas a dichas cepas. Las principales características biológicas de estas bacterias y los reportes de su actividad bioquímica en ambientes contaminados, se presentan en la Tabla 6.

Cepa/origen	Tinción de Gram	Forma	Agrupación	Género	% de similitud*
Agua del estuario Lago de Maracaibo					
LM1	+	Bacilo	Cadenas	<i>Lactobacillus</i>	99,9
LM2	-	Bacilo	Pares	<i>Pseudomonas</i>	89,2
LM3	+	Coco	Pares	<i>Staphylococcus</i>	90,1
LM4	-	Bacilo	Pares	<i>Pectobacterium</i>	88,5
LM5	+	Coco	Pares	<i>Staphylococcus</i>	90,0
LM6	+	Coco	Individuales	<i>Kocuria</i>	81,2
LM7	-	Coco	Cadenas	<i>Pasteurella</i>	86,4
LM8	-	Bacilo	Pares	<i>Paraburkholderia</i>	90,1
LM9	-	Bacilo	Cadenas	<i>Tatumella</i>	98,3
LM10	-	Bacilo	Pares	<i>Vibrio</i>	90,0
LM11	+	Coco	Pares	<i>Streptococcus</i>	89,2
Suelo fértil					
SF1	+	Bacilo	Pares	<i>Clostridium</i>	90,1
SF2	+	Bacilo	Pares	<i>Mycobacterium</i>	88,0
SF3	+	Coco	Pares	<i>Jeotgalicoccus</i>	88,0
SF4	+	Bacilo	Cadenas	<i>Clostridium</i>	89,2
SF5	-	Bacilo	Pares	<i>Tatumella</i>	85,4
SF6	+	Coco	Pares	<i>Micrococcus</i>	86,4
SF7	-	Bacilo	Pares	<i>Brenneria</i>	94,5
SF8	+	Bacilo	Pares	<i>Mycobacterium</i>	88,0
SF9	+	Bacilo	Cadenas	<i>Bacillus</i>	99,0
SF10	+	Coco	Pares	<i>Staphylococcus</i>	86,0
SF11	+	Bacilo	Cadenas	<i>Clostridium</i>	99,0

*programa en línea ABIS.

Tabla 5. Características de las cepas de bacterias heterótrofas de dos orígenes diferentes, aisladas durante los ensayos de toxicidad del efluente del lavado de vehículo.

Las familias bacterianas mayormente representadas en la muestra de agua, fueron: Enterobacteriaceae (*Pectobacterium* y *Tatumella*) y Staphylococcaceae (2 cepas de *Staphylococcus*) con 18,1 % de los géneros identificados cada una, mientras que en el suelo fértil, fueron: Clostridiaceae (3 cepas de *Clostridium*) con 27,3 % y Mycobacteriaceae (2 cepas de *Mycobacterium*) con 18,1 %. Estas bacterias presentan una distribución general en el medio natural y han sido encontradas en ambientes contaminados con presencia de hidrocarburos, detergentes y metales pesados (Tabla 6), como es el caso del ELV. En este sentido, durante las pruebas de toxicidad lograron crecer las poblaciones con mayor capacidad adaptativa y que posiblemente podían usar los compuestos orgánicos presentes en el ELV como fuentes de carbono y/o energía (Primadani et al., 2021; Feng et al., 2022; Pandolfo et al., 2023). *Pseudomonas*, *Vibrio* y *Bacillus*, por ejemplo, han demostrado tener gran potencial en procesos de biorremediación debido a que tienen la capacidad de emplear gran diversidad de vías metabólicas y una amplia gama de fuentes de carbono y energía, lo que las hace muy eficientes en la degradación de hidrocarburos del petróleo y otros contaminantes orgánicos (Feknous et al., 2019; Hu et al., 2023; Aladwan et al., 2024).

Género	Características ^a	Actividad en ambientes contaminados ^b	Referencias
<i>Lactobacillus</i>	Gram +, anaeróbica facultativa, no móvil y no formadora de esporas, que fermenta la glucosa en lactosa. Presente en alimentos, ambiente general, cuerpo de animales invertebrados y vertebrados.	Remoción de acrilamida, aminas biógenas, N-nitrosaminas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bisfenol A, plaguicidas y metales pesados mediante degradación o adsorción.	Garrity (2010) ^a Abdelshafy et al. (2024) ^b
<i>Pseudomonas</i>	Gram -, móvil y aerobia estricta que se encuentra en el suelo, agua y medio marino. Bacilos rectos o ligeramente curvados, móviles. De distribución cosmopolita.	Usada en procesos de biorremediación debido a su diversidad de vías metabólicas y capacidad de secretar biosurfactantes para hacer que los sustratos hidrofóbicos sean más biodisponibles, facilitando así la degradación.	Garrity (2010) ^a Hu et al. (2023) ^b
<i>Staphylococcus</i>	Gram +, cocos anaerobios facultativos, no formadores de esporas e inmóviles. Presente en agua no tratada, suelo y materiales contaminados.	Presenta capacidades para la degradación de hidrocarburos del petróleo, plaguicidas y plásticos (poliestireno y polietileno) en ambientes contaminados.	Garrity (2010) ^a Emmanuel-Akerele et al. (2022) ^b
<i>Pectobacterium</i>	Bacilos Gram - que se presentan mayormente solos o en pares, a veces en cadenas. Móviles mediante flagelos peritricos, anaerobios facultativos. Patógeno específico de plantas.	Se ha reportado su potencial para procesos de biorremediación, mediante la capacidad de degradación de plaguicidas y ceras vegetales.	Garrity (2010) ^a Belal et al. (2020) ^b
<i>Kocuria</i>	Cocos Gram +, sin cápsula ni esporas, paredes celulares rígidas y aerobios o anaerobios facultativos. Se ha aislado de agua dulce, alimentos, sedimentos marinos y piel de mamíferos.	Tiene capacidad de degradar hidrocarburos aromáticos policíclicos acoplada a la reducción de Fe(III).	Garrity (2010) ^a Bai et al. (2023) ^b
<i>Pasteurella</i>	Bacterias Gram - muy pequeñas, inmóviles y no formadoras de esporas, de forma cocoide, ovalada o bacilo. Suelen presentar tinción bipolar. Tienen amplia distribución en el ambiente, incluyendo agua y suelo.	Degradación de hidrocarburos aromáticos policíclicos como el fluoranteno (productos: ácido 9-fluorenona-1-carboxílico, 9-fluorenona, ácido 9-hidroxi-1-fluoreno-carboxílico, 2-carboxibenzaldehído, ácido benzoico y ácido fenilacético).	Garrity (2010) ^a Kot-Wasik et al. (2004) ^b
<i>Paraburkholderia</i>	Gram -, anaerobia facultativa, ácido-tolerante, móvil por flagelos y con forma de bacilo corto, presente comúnmente en el suelo y otros ambientes.	Capacidad para degradar compuestos aromáticos y para formar nódulos radiculares que fijan el N ₂ atmosférico.	Garrity (2010) ^a Wilhelm et al. (2020) ^b
<i>Vibrio</i>	Gram -, anaerobia facultativa y altamente móvil, con uno a tres flagelos en forma de látigo en un extremo. Presenta forma de bastón curvo, no formadora de esporas, con amplia distribución en ambientes acuáticos.	Tiene a formar biopelículas y desempeñar funciones únicas en los ciclos biogeoquímicos. Posee capacidad de utilizar una amplia gama de hidrocarburos del petróleo como fuente única de carbono y energía, pudiéndose emplear para la biorremediación de sitios contaminados.	Garrity (2010) ^a Feknous et al. (2019) ^b

Tabla 6. Principales características y actividad en ambientes contaminados de los géneros bacterianos heterótrofos aislados durante los ensayos toxicológicos de las aguas residuales de la empresa de lavado de vehículos.

Género	Características ^a	Actividad en ambientes contaminados ^b	Referencias
<i>Streptococcus</i>	Gram +, inmóviles, no formadores de esporas, que se presentan en pares o cadenas. La mayoría son anaerobias facultativas, y otras anaerobias estrictas. Son importantes desde el punto de vista ecológico como parte de la flora microbiana normal de animales y plantas; y como indicadores de contaminación.	Se ha reportado su capacidad para degradar diversas sustancias, incluyendo el plástico. Tiene capacidad para degradar bifenilos policlorados, indicando su potencial para la recuperación de ambientes impactados antropogénicamente.	Garrity (2010) ^a Lin et al. (2022) ^b
<i>Clostridium</i>	Gram + formadora de esporas, con forma de bastón y se dispone en pares o cadenas cortas. Es anaerobia estricta, aerobia o aerotolerante. Habita el suelo, agua, sedimento, agua residual, vegetación y tracto intestinal de seres humanos y otros animales.	Ha sido propuesta como herramienta biotecnológica para la descontaminación de ambientes degradados por derrames de petróleo crudo, gracias a la versatilidad de su maquinaria enzimática.	Garrity (2010) ^a Primadani et al. (2021) ^b
<i>Mycobacterium</i>	Tiene forma de bacilo delgado, Gram +, aerobio obligado, inmóvil, no forma esporas, tienen forma de bastón, de crecimiento lento y viven libremente en el suelo y el agua.	Tiene capacidad para soportar condiciones ambientales adversas y se ha sugerido en aplicaciones de biorremediación por su capacidad para eliminar contaminantes de sitios impactados con petróleo crudo, particularmente hidrocarburos aromáticos policíclicos.	Garrity (2010) ^a Dudhagara y Dave (2018) ^b
<i>Jeotgalicoccus</i>	Coco Gram +, anaerobia facultativa, inmóvil, no formadora de esporas, de halotolerantes a halófilas. Con buena distribución en el ambiente, incluyendo ecosistemas marinos.	Gracias a su capacidad de remoción y resistencia multimetálica (Zn, Pb, Cu y Ni), se puede implementar en la biorremediación de metales pesados presentes en ecosistemas acuáticos.	Garrity (2010) ^a Kumari et al. (2022) ^b
<i>Tatumella</i>	Gram -, anaerobia facultativa, no encapsulada y no formadora de esporas. Con forma de bastón, inmóvil o con movilidad mediante un flagelo polar, subpolar o lateral. Presente en biomas del suelo, agua, insectos, agrícolas y plantas.	Ha sido aislada de ambientes adversos como aguas contaminadas, mostrando resistencia a antibióticos, desinfectantes y metales. Tiene capacidad para degradar compuestos aromáticos, herbicidas, plásticos y petróleo.	Garrity (2010) ^a Waruguru (2013) ^b
<i>Micrococcus</i>	Esferas Gram + en tétradas o grupos irregulares, inmóviles y no forman esporas. Aerobias con metabolismo estrictamente respiratorio. Se encuentra en una gran variedad de ecosistemas terrestres y acuáticos, incluidos el suelo, agua dulce y marina, arena y vegetación.	Cepas aisladas de suelos contaminados con petróleo y metales pesados han develado capacidad para degradar hidrocarburos como tolueno, naftaleno y hexano. Es una herramienta potencial para limpiar derrames de petróleo crudo.	Garrity (2010) ^a Aladwan et al. (2024) ^b
<i>Brenneria</i>	Gram -, forma de bastón, anaerobia facultativa, no formadora de esporas y móvil (peritrico-flagelada). Comúnmente presente en el suelo y ecosistemas de plantas.	Se ha identificado como patógeno especialista vegetal, particularmente de plantas leñosas, pudiendo permanecer en el suelo por cierto tiempo. Se enfoca principalmente en la degradación de tejidos vegetales.	Garrity (2010) ^a Pettifor et al. (2020) ^b
<i>Bacillus</i>	Gram +, con forma de bastón, esporulada, agrupada en pares, en cadenas o individual, móviles, aerobias o anaerobias facultativas (bajo ciertas condiciones). Se encuentra ampliamente distribuida en la naturaleza.	Presenta capacidad enzimática para degradar compuestos orgánicos y plásticos. Se ha propuesto para la limpieza ecológica in situ y ex situ de suelos contaminados con petróleo.	Garrity (2010) ^a Aladwan et al. (2024) ^b

Tabla 6. Continuación.

Nguegang et al., (2019) y Woźniak et al. (2023) han reportado la presencia de algunas especies de *Pseudomonas* y *Bacillus*, respectivamente, en ELV, señalando su nivel de tolerancia a contaminantes orgánicos e inorgánicos, así como su participación efectiva en los procesos de degradación de hidrocarburos y otras sustancias. La degradación más rápida y completa de la mayoría de los contaminantes orgánicos se produce en condiciones aeróbicas; el ataque intracelular inicial de estas sustancias es un proceso oxidativo, y la activación e incorporación de oxígeno es la reacción enzimática clave catalizada por oxigenasas y peroxidasas. Las vías de degradación periférica convierten los contaminantes orgánicos, paso a paso, en intermediarios del metabolismo intermedio central, como el ciclo de los ácidos tricarboxílicos. La biosíntesis de la biomasa celular se produce a partir de los metabolitos precursores centrales, como acetil-CoA, succinato y piruvato, mientras que los azúcares necesarios para otras biosíntesis y el crecimiento se sintetizan mediante gluconeogénesis (Das y Chandran, 2011; Pandolfo et al., 2023).

Conclusiones

La caracterización fisicoquímica del efluente de lavado de vehículos (ELV) mostró un alto nivel de contaminación, requiriéndose un tratamiento previo para poder ser dispuesto en cuerpos de aguas naturales y/o redes cloacales, de acuerdo con la legislación nacional vigente en materia de vertido. Los parámetros que sobrepasaron los límites permisibles de esta normativa, fueron: color verdadero, ST, SST, DQO, aceites y grasas, hidrocarburos totales y sulfato.

El ELV tuvo un efecto toxicológico bajo sobre las bacterias heterótrofas del agua del estuario Lago de Maracaibo y del suelo (CI_{50} 24 h cercana a 100 % de proporción del efluente), develando su alta capacidad de tolerancia ante los contaminantes presentes y cuyo crecimiento pudiera estar relacionado con su uso como fuentes de carbono y/o energía (principalmente aceites y grasas e hidrocarburos). Este hecho restringe la utilización de estos microorganismos como indicadores de prueba en ensayos de toxicidad para este tipo de efluentes, debido particularmente a su baja sensibilidad, que al ser contrastada con la de otros organismos reportados en la literatura científica para efluentes similares, resultó efectivamente baja.

Durante las pruebas de toxicidad se lograron aislar e identificar 10 géneros bacterianos heterótrofos a partir del inóculo de agua del estuario Lago de Maracaibo: *Lactobacillus*, *Pseudomonas*, *Staphylococcus*, *Pectobacterium*, *Kocuria*, *Pasteurella*, *Paraburkholderia*, *Tatumella*, *Vibrio* y *Streptococcus*; y 8 del de suelo fértil: *Microbacterium*, *Clostridium*, *Tatumella*, *Brenneria*, *Jeotgalicoccus*, *Microccus*, *Bacillus* y *Staphylococcus*, los cuales han sido reportados para ambientes contaminados con hidrocarburos del petróleo y otras sustancias presentes en los ELV.

Referencias

- Abdelshafy, A. M., Mahmoud, A. R., Abdelrahman, T. M., Mustafa, M. A., Atta, O. M., Abdelmegiud, M. H. & Al-Asmari, F. (2024). Biodegradation of chemical contamination by lactic acid bacteria: a biological tool for food safety. *Food Chemistry*, 460(Part 2), 140732. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2024.140732>
- Akhavan, S., Sharifian, S., Zolfaghari, M., Khalily, D. & Rashedi, H. (2015). Study on heavy metal resistant fecal coliforms isolated from industrial, urban wastewater in Arak, Iran. *International Journal of Environmental Research*, 9(4), 1217-1224. https://ijer.ut.ac.ir/article_1012_046d66429eddbcf6b4fa29aff1b557cb.pdf
- Aladwan, M. M., Dababneh, B. F., Farah, H. S. & Abusala, M. A. H. (2024). Identification of oil degrading bacteria from oil-contaminated soil in the Northeastern part of Jordan. *Journal of Ecological Engineering*, 25(5), 306-320. <https://doi.org/10.12911/22998993/186502>
- Al-Odwani, A., Ahmed, M. & Bou-Hamad, S. (2007). Carwash water reclamation in Kuwait. *Desalination*, 206(1-3), 17-28. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.560>
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). (2023). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 24th edition. Lipps, W. C., Braun-Howland, E. B. & Baxter, T. E. (Eds.). Washington, D.C.: American Public Health Association.
- Bai, B., Zhang, L., Dong, H. & Huang, Y. (2023). Coupled Fe(III) reduction and phenanthrene degradation by marine-derived *Kocuria oceani* FXJ8.057 under aerobic condition. *Journal of Hazardous Materials*, 459, 132237. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132237>
- Bautista, S. (1997). *Proceso de salinización en el Lago de Maracaibo*. Maracaibo: Instituto para el Control y la Conservación del Lago de Maracaibo.
- Bedoui, A., Tigini, V., Ghedira, K., Varese, G.C. & Ghedira, L. C. (2015). Evaluation of an eventual ecotoxicity induced by textile effluents using a battery of biotests. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 16700-16708. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4862-3>
- Belal, B. E., Sidkey, N. M., Gad, W. A. & El-Gendy, S. S. (2020). Biodegradation of organochlorine pesticides by means of *Pectobacterium wasabiae*. *International Journal of Oceanography & Aquaculture*, 4(1), 000183. <https://doi.org/10.23880/ijoac-16000183>
- Bohórquez-Echeverry, P. & Campos-Pinilla, C. (2007). Evaluación de *Lactuca sativa* y *Selenastrum capricornutum* como indicadores de toxicidad en aguas. *Universitas Scientiarum*, 12(2), 83-98. <https://www.redalyc.org/pdf/499/49910969006.pdf>
- Boussu, K., Kindts, K., Vandecasteele, C. & Van Der Brugger, B. (2007). Applicability of nanofiltration in the carwash industry. *Separation and Purification Technology*, 54(2), 139-146. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.08.024>
- Carter, M. R. & Gregorich, E. G. (2008). *Soil sampling and methods of analysis*. 2nd edition. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01052_5.x
- Castañeda, M. (2009). *Microbiología aplicada: manual de laboratorio*. México D. F.: Universidad Autónoma Metropolitana. <https://zaloamati.azc.uam.mx/items/dc777a0e-9304-490c-99d2-82610197ec9a>

- Castro, S., Espinola, C., Miguez, D. & Viana, F. (2002). *Los bioensayos como herramientas de evaluación de la toxicidad de los efluentes industriales en Uruguay*. Montevideo: Laboratorio Tecnológico del Uruguay. <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/items/2c5c5205-33a4-4026-bc0d-8c42b07fcef5>
- Castro-Echavez, F. L. & Marín-Leal, J. C. (2018). Comparación de la ecotoxicidad por metales pesados sobre bacterias heterótrofas de dos sitios contrastados del Lago de Maracaibo (Venezuela). *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 14(1), 9-17. <https://doi.org/10.18359/rfcb.2825>
- Celaya-Michel, H. & Castellanos-Villegas, A. E. (2011). Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana*, 29(3), 343-356. <https://www.redalyc.org/pdf/573/57321283013.pdf>
- Das, N. & Chandran, P. (2011). Microbial degradation of petroleum hydrocarbon contaminants: an overview. *Biotechnology Research International*, 2011, 941810. <https://doi.org/10.4061/2011/941810>
- Decreto 883. (1995). *Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos*. Gaceta Oficial N° 5021. Caracas: Asamblea Nacional de la República Bolivariana de Venezuela.
- Díaz-Borrego, L., Dupontt, J., Espina, K., Rincón, N., García, M. & Atencio, L. (2007). Utilización de sustratos orgánicos y resistencia a metales pesados por bacterias asociadas a *Lemna* spp. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 41(1), 27-43. <https://produccioncientificaluz.org/index.php/boletin/article/view/89>
- Dudhagara, D. R. & Dave, B. P. (2018). *Mycobacterium* as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) degrader. In: *Mycobacterium – Research and Development*. Ribón, W. (Ed.). London: IntechOpen Limited. <https://dx.doi.org/10.5772/intechopen.73546>
- Durve, A., Naphade, S., Bhot, M., Varghese, J. & Chandra, N. (2012). Characterisation of metal and xenobiotic resistance in bacteria isolated from textile effluent. *Advances in Applied Science Research*, 3(5), 2801-2806. <https://www.primescholars.com/articles/characterisation-of-metal-and-xenobiotic-resistance-in-bacteria-isolated-fromtextile-effluent.pdf>
- Emmanuel-Akerele, H. A., Akinyemi, P. O. & Igbogbo-Ekpunobi, O. E. (2022). Isolation and identification of plastic degrading bacteria from dumpsites Lagos. *Advances in Environmental Technology*, 1, 59-71. <https://doi.org/10.22104/AET.2022.5268.1428>
- Fall, C., Moleon, M., Ba, M., Delgado, C., Mulido, D. & Chavez, M. (2007). Carwash wastewater: characteristic, volume, and treatability by gravity oil separation, *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 6(2), 175-184. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62060206>
- Feknous, N., Branes, Z., Batisson, I. & Amblard, C. (2019). Growth of indigenous bacteria *Vibrio alginolyticus* and *Dietzia* sp. isolated from the east coast of Algeria in the presence of monoaromatic hydrocarbons. *Environment Protection Engineering*, 45(3), 127-137. <https://doi.org/10.5277/epe190309>
- Feng, H., Xu, L., Chen, R., Ma, X., Qiao, H., Zhao, N., Ding, Y. & Wu, D. (2022). Detoxification mechanisms of electroactive microorganisms under toxicity stress: a review. *Frontiers in Microbiology*. 13, 1084530. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1084530>
- García-González, V., Sánchez-Mesa, J. C., Pacheco-Salazar, V. F., Ávila-González, C. de J., Pavón-Silva, T. B. & Guerrero-González, P. (2005). *Respuestas de toxicidad de bioensayos empleados en la evaluación de aguas residuales de la industria*. Memorias. México D. F.:

Universidad Autónoma del Estado de México.

Garrity, G. M. (Ed.). (2010). *Bergey's manual of systematics bacteriology*. 2nd edition. New York: Springer.

Halverson, L. J. (2005). Bacteria, soil. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 2005, 115-122. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00135-1>

Hashim, N. H. & Zayadi, N. (2016). Pollutants characterization of car wash wastewater. *MATEC Web of Conferences*, 47, 05008. <https://doi.org/10.1051/mateconf/20164705008>

Hu, F., Wang, P., Li, Y., Ling, J., Ruan, Y., Yu, J. & Zhang, L. (2023). Bioremediation of environmental organic pollutants by *Pseudomonas aeruginosa*: mechanisms, methods and challenges. *Environmental Research*, 239(Part 1), 117211. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117211>

International Soil Reference and Information Centre – ISRIC & Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO. (2002). *Procedures for soil analysis*. Van Reeuwijk, L. P. (Ed.). Wageningen: International Soil Reference and Information Centre. https://www.isric.org/sites/default/files/ISRIC_TechPap09.pdf

Jiménez, J. G., Gelabert, R. & Brito, R. (2006). Efectos tóxicos del níquel y el zinc en *Artemia franciscana* (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca). *Universidad y Ciencia*, 22(1), 65-74. <https://www.redalyc.org/pdf/154/15402205.pdf>

Kot-Wasik, A., Dąbrowska, D. & Namieśnik, J. (2004). The importance of degradation in the fate of selected organic compounds in the environment. Part I. General considerations. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13(6), 607-616. <https://www.pjoes.com/pdf-87705-21564?filename=21564.pdf>

Kumari, S., Amit & Jamwal, R. (2022). Isolation and identification of *Jeotgalicoccus* sp. CR2 and evaluation of its resistance towards heavy metals. *Cleaner Waste Systems*, 3, 100062. <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2022.100062>

Lee, Y. C., Whang, L. M., Ngo, M. H., Chen, T. H. & Cheng, H. H. (2016). Acute toxicity assessment of TFT-LCD wastewater using *Daphnia similis* and *Cyprinus carpio*. *Process Safety and Environmental Protection*, 104 (Part B), 499-506, <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2016.03.003>

Lin, Q., Zhou, X., Zhang, S., Gao, J., Xie, M., Tao, L., Sun, F., Shen, C., Hashmi, M. Z. & Su, X. (2022). Oxidative dehalogenation and mineralization of polychlorinated biphenyls by a resuscitated strain *Streptococcus* sp. SPC0. *Environmental Research*, 207, 112648. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112648>

Liwerska-Bizukojc, E., Miksch, K., Malachowska-Jutz, A. & Kalka, J. (2005). Acute toxicity and genotoxicity of five selected anionic and nonionic surfactants. *Chemosphere*, 58(9), 1249-1253. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.031>

MacFaddin, J. (2004). *Pruebas bioquímicas para la identificación de bacterias de importancia clínica*. 3ra edición. Madrid: Editorial Panamericana.

Madigan, M., Martinko, J. & Parker, J. (2004). *Brock, biología de los microorganismos*. 9na edición. Madrid: Ediciones Prentice-Hall Inc.

Marín-Leal, J. C., Carrasquero-Ferrer, S. J., Pire-Sierra, M. C. & Behling de Calmón, E. H.

(2017). Dynamic of priority pollutants and wastewater adequacy in the Lake Maracaibo basin (Venezuela). Chapter 29. In: *Ecotoxicology in Latin America*. Araújo, C. V. M. & Shinn, C. (Eds.). Nueva York: Nova Science Publishers Inc.

Messrouk, H., Mahammed, M. H., Touil, Y. & Amrane, A. (2014). Physico-chemical characterization of industrial effluents from the town of Ouargla (South East Algeria). *Energy Procedia*, 50, 255-262. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.06.031>

Murray, P., Baron, E., Faller, M., Tenover, F. & Tenover, R. (1999). *Manual of clinical microbiology*. 6th edition. Washington D. C.: ASM Press.

Nguegang, B., Sibanda, T. & Tekere, M. (2019). Cultivable bacterial diversity, physicochemical profiles, and toxicity determination of car wash effluents. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 478. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7600-3>

Organisation for Economic Co-operation and Development – OECD. (2002). *Test No. 423: acute oral toxicity – Acute toxic class method*. OECD Guideline for Testing of Chemicals. Section 4. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. <https://doi.org/10.1787/9789264071001-en>

Pandolfo, E., Caracciolo, A. B. & Rolando, L. (2023). Recent advances in bacterial degradation of hydrocarbons. *Water*, 15(2), 375. <https://doi.org/10.3390/w15020375>

Park, J., Shin, K., Lee, H., Choi, S., Kim, G., Depuydt, S., De Saeger, J., Heynderickx, P. M., Wu, D., Asselman, J., Janssen, C. & Han, T. (2023). Evaluating ecotoxicological assays for comprehensive risk assessment of toxic metals present in industrial wastewaters in the Republic of Korea. *Science of the Total Environment*, 867, 161536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161536>

Pettifor, B. J., Doonan, J., Denman, S. & McDonald, J. E. (2020). Survival of *Brenneria goodwinii* and *Gibbsiella quercinecans*, associated with acute oak decline, in rainwater and forest soil. *Systematic and Applied Microbiology*, 43(2), 126052. <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2019.126052>

Phungula, S. P. (2016). *An evaluation of the water quality and toxicity of wastewater at selected car wash facilities in Tshwane, Gauteng*. Master's thesis. Pretoria: University of South Africa. <https://uir.unisa.ac.za/items/2f9c650e-11f0-477a-baa6-6720dd778905>

Pikula, K. S., Chernyshev, V. V., Zakharenko, A. M., Chaika, V. V., Waissi, G., Le Hong, H., To Trong, H., Tsatsakis, A. M. & Golokhvast, K. S. (2019). Toxicity assessment of particulate matter emitted from different types of vehicles on marine microalgae, *Environmental Research*, 179, 108785. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108785>

Pire, M., Castro, F., Marín, J. & Díaz, A. (2013). *Toxicidad e infiltración en el suelo del efluente de una tenería almacenado en lagunas*. Memorias del Congreso de Ciencias Ambientales (COPIME 2013). Buenos Aires: Consejo Profesional de Ingeniería Mecánica y Electricista.

Plaza, G. A., Jangid, K., Lukasik, K., Nalecz-Jawecki, G., Berry, C. J. & Brigmon, R. L. (2008). Reduction of petroleum hydrocarbons and toxicity in refinery wastewater by bioremediation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 81, 329-333. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9411-z>

Primadani, I. P. P., Ratnaningsih, R. & Rinanti, A. (2021). Removal of crude oil by *Thiobacillus* sp. and *Clostridium* sp. at various temperatures and concentration of pollutant in liquid

media. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 1098, 052034. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1098/5/052034>

Ren, S. (2004). Assessing wastewater toxicity to activated sludge: recent research and developments. *Environment International*, 30(8), 1151-1164. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.06.003>

Reynolds, J. (2002). *Laboratory procedures manual*. Dallas: Richland College.

Sablayrolles, C., Vialle, C., Vignoles, C. & Montrejaud-Vignoles, M. (2010). Impact of carwash discharge on stormwater quality (Toulouse, France). *Water, Science & Technology*, 62(12), 2737-2746. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.929>

Sáenz, M. E., Tortorelli, M. del C. & Freyre, L. R. (2003). Evaluación de la fitotoxicidad de efluentes industriales. *Limnetica*, 22(3-4), 137-146. <https://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-22-2-p-137.pdf>

Sánchez, T., León, J., Woolcott, J. & Arauco, K. (2004). Proteasas extracelulares producidas por bacterias marinas aisladas de aguas contaminadas con efluentes pesqueros. *Revista Peruana de Biología*, 11(2), 179-186. <http://www.scielo.org.pe/pdf/rpb/v11n2/v11n2a10.pdf>

Sarmadi, M., Zarei, A. A., Ghahrchi, M., Sepehrnia, B., Meshkinian, A., Moein, H., Nakhaei, S. & Bazrafshan, E. (2021). Carwash wastewater characteristics – a systematic review study. *Desalination and Water Treatment*, 225, 112-148. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26972>

Šaulienė, I., Motiekaitytė, V., Marčiulionienė, D. & Montvydienė, D. (2004). *Application of biotests for toxicity evaluation of leachate and toxic tolerant vegetation processes in exploited landfill*. Proceedings of the International Scientific Conference of 80 years Anniversary of Lithuanian University of Agriculture (Vandens telkinių apsauga ir valdymas [Protection and management of water bodies]). Kaunas: Lithuania, 194-198.

Talebzadeh, F., Valeo, C., Gupta, R. & Constabel, C. P. (2021). Exploring the potential in LID technologies for remediating heavy metal pollution from carwash wastewater. *Sustainability*, 13(16), 8727. <https://doi.org/10.3390/su13168727>

Tekere, M., Sibanda, T., Maphosa, F. & Momba, M. N. B. (2016). An evaluation of the water quality and toxicity of wastewater at selected car wash facilities in Tshwane, Gauteng. *Water SA*, 42(4), 603-610. <https://doi.org/10.4314/wsa.v42i4.09>

Tonkes, M. & Baltus, C. A. M. (1997). *Praktijkonderzoek aan complexe efflueten met de totaal effluent milieubezwaarlijkheid (TEM) – Methodiek. RIZA – rapportnummer 97.033*. Lelystad: Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA). <https://www.ircwash.org/biblio/author/9383>

Tonkes, M., de Graaf, P. J. F. & Graansma, J. (1999). Assessment of complex industrial effluents in the Netherlands using a whole effluent toxicity (or WET) approach. *Water Science Technology*, 39(1), 55-61. [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00253-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00253-X)

U. S. Department of Agriculture – USDA. (2018). *Using soil textural triangle*. Washington D. C.: United States Department of Agriculture. <https://www.sdsoilhealthcoalition.org/wp-content/uploads/2020/01/Using-Textural-Triangle-lesson-3-021318.pdf>

U. S. Environmental Protection Agency – USEPA. (2000). *Glossary*. Understanding and accounting for method variability in WET applications under the NPDES program.

Washington D. C.: United States Environmental Protection Agency. <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/f-glossy.pdf>

U. S. Environmental Protection Agency – USEPA. (2016). *2015 annual effluent guidelines review report*. Washington D. C.: United States Environmental Protection Agency. https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2016-06/documents/2015-annual-eg-review-report_june-2016.pdf

Waruguru, W. L. (2013). *Determination of bacterial load and diversity in selected sites in Lake Nakuru, Kenya and their ability to degrade plastics and petroleum oil*. Master's thesis. Eldoret: University of Eldoret. <http://erepository.uoeld.ac.ke/handle/123456789/1588>

Wilhelm, R. C., Murphy, S. J. L., Feriancek, N. M., Karasz, D. C., DeRito, C. M., Newman, J. D. & Buckley, D. H. (2020). *Paraburkholderia madseniana* sp. nov., a phenolic acid-degrading bacterium isolated from acidic forest soil. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 70, 2137-2146. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.004029>

Woźniak, P., Dubicki, M. & Gryta, M. (2023). Microbiological hazard analysis of car wash wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 32(4), 3871-3882. <https://doi.org/10.15244/pjoes/163565>

Contribución de los Autores

Nombres y Apellidos del autor	Colaboración Académica													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Julio Marín	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Paola Bruzual			x		x	x	x	x		x				x
Caneldy Pacheco			x		x	x	x	x		x				x
Laugeny Díaz				x		x				x			x	x

1-Administración del proyecto, 2-Adquisición de fondos, 3-Análisis formal, 4-Conceptualización, 5-Curaduría de datos, 6-Escritura - revisión y edición, 7-Investigación, 8-Metodología, 9-Recursos, 10-Redacción - borrador original, 11-Software, 12-Supervisión, 13-Validación, 14-Visualización.