



Área 07

Biotecnología ambiental y conservación de la biodiversidad





Área 07 – Biotecnología ambiental y conservación de la biodiversidad

Memorias

Contenido

<p>Tolerancia de bacterias streptomyces al herbicida glifosato Kevin Daniel Chávez Sánchez, Zahaed Evangelista Martínez.</p>	98
<p>Selección de bacterias del género <i>Streptomyces</i> para la degradación del herbicida glifosato Daniela Cortés-Barrios, Diana Ríos-Muñiz, Zahaed Evangelista-Martínez</p>	99
<p>Aislamiento e identificación de bacterias de suelos contaminados con residuos plásticos, en Yucatán Cristina América Morando-Grijalva, Ana Ramos-Díaz, Neith Pacheco, Soledad Cecilia Pech-Cohuo, Juan C. Cuevas-Bernardino, Angela Francisca Ku González</p>	100
<p>Variación temporal de la microbiota del aire de la ciudad de Mérida Oscar Álvarez-Rivera, Héctor Estrada-Medina, César de los Santos-Briones, Aileen O'Connor-Sánchez</p>	101
<p>Degradación de lignina del sargazo pelágico proveniente del caribe mexicano a temperatura ambiente. Jorge Arturo Domínguez Maldonado, Raúl Tapia Tussell; Edgar Olguín Maciel, Alberto Cortés Velázquez, Francisco Javier García Villalobos, Gerardo Rivera Muñoz, Sara Solís Pereira</p>	102
<p>Caracterización de fibras y cultivo <i>in vitro</i> de <i>Sansevieria trispasciata</i> Prain., un modelo potencial para metabolismo cam y genómica funcional de fibras Eleazar García Hernández, Maribel M. Loera Quezada, Dalia C. Morán Velázquez, Hilda A. Zavaleta Mancera, Mercedes G. López, Fulgencio Alatorre Cobos</p>	103
<p>Re-vegetar las dunas costeras campechanas ¿una realidad viable? Rodrigo A. Borges Escalante, Wendy G. Rodríguez Santos, René E. Canché Solís, Gustavo Enrique Mendoza-Arroyo</p>	104
<p>Estudio de la tolerancia a metales pesados de bacterias halófilas colectadas en isla arena, Campeche Luis Alfonso Can-Herrera, Carlos Andrés Sánchez-García, Raciél Javier Estrada-León, Rosa Yazmín Us-Camas, Nubia Noemí Cob-Calán y Dany Alejandro Dzib-Cauich</p>	105



<p>Tratamiento de vinazas con lacasas inmovilizadas en esferas de alginato de cobre Carlos Hernández Calderón, Raúl Tapia Tussell, Luis Cuevas Glory, Denis Magaña Ortiz, Gerardo Rivera Muñoz, Sara Solís Pereira</p>	106
<p>Relación de la química del agua intersticial con la degradación de la hojarasca en dos bosques de mangle en Oaxaca, México Carlos A. Chan-Keb, Claudia M. Agraz-Hernández, Román A. Pérez-Balan, Eduardo J. Gutiérrez Alcántara, Teresita del Niño Jesús Maldonado Montiel, Jordán E. Reyes Castellano, Juan Osti-Sáenz</p>	107
<p>Determinación de antibióticos y bacterias resistentes en muestras obtenidas de la planta de tratamiento de aguas residuales de Saltillo, Coahuila Grethel Díaz Palafox, Yahaira de Jesús Tamayo Ordoñez, Benjamín Abraham Ayil Gutiérrez, Mónica Margarita Rodríguez-Garza, Francisco Alberto Tamayo Ordoñez, Erika Yanneth Acosta Cruz, Gerardo de Jesús Sosa Santillán, María Concepción Tamayo-Ordoñez</p>	108
<p>Aislamiento de bacterias procedentes de charcas salinas de Zapotitlán salinas, Puebla Susana Guadalupe Puch Acosta, Alondra L. Villanueva Arciga, Mireya G. Rosado Sánchez, Karla Peraza Jiménez, Angelina Apolinar Mejía, Ruth López Alcántara, Ariadna Garza Ortiz, Miriam Silvia López Vigil, J. Efraín Ramírez Benítez</p>	109
<p>Desarrollo de una colección microbiana a partir de muestras de ambientes marinos del litoral de la península de Yucatán Mireya Guadalupe Rosado Sánchez, Nahomi E. Coronel Ballina, Arely D. Chimeo Jiménez; Susana G. Puch Acosta, Karla Peraza Jiménez, Anderson Chablé May, Yaela Cahuich Dzib, Delghi Y. Ruiz Patrón, Ruth López Alcántara, Ariadna Garza Ortiz, J. Efraín Ramírez Benítez</p>	110
<p>Eliminación de mercurio (II) en solución por la biomasa del lirio acuático Deysi A. Juárez Torres; Juan F. Cárdenas González, Adriana Rodríguez Pérez, Víctor M. Martínez Juárez, Ismael Acosta-Rodríguez</p>	111



TOLERANCIA DE BACTERIAS STREPTOMYCES AL HERBICIDA GLIFOSATO

Kevin Daniel Chávez Sánchez, Zahaed Evangelista Martínez.

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, AC. Subsele Sureste, Mérida, Yucatán, 97302, kevindaniel.1997@icloud.com

Palabras clave: Streptomyces, glifosato, tolerancia.

Introducción

El género *Streptomyces* es capaz de producir una serie de metabolitos primarios y secundarios, los cuales tienen diferentes aplicaciones en varias disciplinas como agricultura, medicina y biotecnología (1). El herbicida glifosato es el más empleado alrededor del mundo, está destinado, principalmente, para el control de arvenses en los campos de cultivo dada su alta efectividad (2). La aplicación de bioinoculantes es una de las alternativas como respuesta a problemas medioambientales por el sector agrícola, además, los microorganismos poseen cualidades que ayudan a la disminución en el uso de herbicidas, así como también a la tolerancia o degradación de agroquímicos para aminorar el impacto ambiental (3).

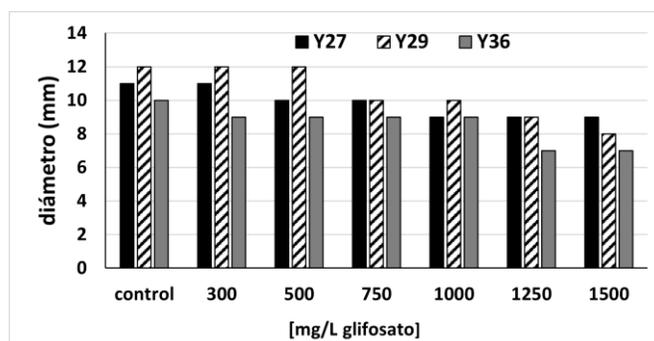
El objetivo de este estudio tuvo la finalidad de evaluar la tolerancia de *Streptomyces* en presencia de glifosato a diferentes concentraciones.

Metodología.

- Se realizó una selección preliminar a partir de 25 cepas de suelo tolerantes a glifosato en medio mínimo ISP9 complementado con concentraciones desde 300 a 750 mg/L.
- Las cepas tolerantes se inocularon incrementando la concentración de glifosato hasta 1500 mg/L.
- El efecto del glifosato sobre las cepas se evaluó mediante la medición del crecimiento y el diámetro de las colonias.
- El efecto del glifosato en la morfología de las colonias se realizó mediante microscopía.
- Todos los tratamientos se realizaron por triplicado.

Resultados.

En el primer tratamiento 6 cepas bacterianas (Y18, Y20, Y27, Y28, Y29, Y36) mostraron crecimiento y esporulación hasta concentraciones de 750 mg/L. En el segundo tratamiento las 3 cepas resultantes (Y27, Y29, Y36) demostraron crecimiento hasta 1500 mg/L de concentración. El glifosato tuvo efecto en las cepas de *Streptomyces* a partir de la concentración de 500 mg/L, en altas concentraciones las actinobacterias no mostraron grandes cambios en su crecimiento respecto a la muestra control.



Gráfica 1. Comparativa de crecimiento de diferentes cepas de *Streptomyces* en concentraciones de glifosato.

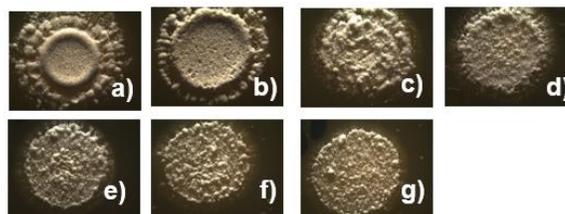


Fig. 1. Efecto del glifosato sobre *Streptomyces* a 14 días de inoculación. a) control, b) 300, c) 500, d) 750, e) 1000, f) 1250, g) 1500 [mg/L]

Conclusiones.

Las cepas Y27, Y29 y Y36 mostraron tolerancia a altas concentraciones de glifosato, no se observaron afectaciones en el crecimiento y esporulación a las condiciones que fueron sometidas.

Bibliografía

- Espinosa-Barrera, L., Serrano-Posada, H., & Centeno-Leija, S. (2021). *Streptomyces*: "La vieja confiable." 36–44.
- Velástegui-Espín, Giovanni Patricio, Pazmiño-Miranda, Pilar, & Vásquez, Carlos. (2018). El glifosato: Su uso e implicaciones en la salud humana. *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 6(2), 86-88.
- Hernández Gujarro, Keren, Covacevich, Fernanda, Aparicio, Virginia Carolina, & De Gerónimo, Eduardo. (2018). Bacterias nativas del suelo con potencial para la degradación de glifosato y promoción del crecimiento vegetal. *Ciencia del suelo*, 36(2), 105-114.



SELECCIÓN DE BACTERIAS DEL GÉNERO *Streptomyces* PARA LA DEGRADACIÓN DEL HERBICIDA GLIFOSATO

Daniela Cortés-Barrios, Diana Ríos-Muñiz, Zahaed Evangelista-Martínez.

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C (CIATEJ) Subsele Sureste. Mérida, Yucatán, México. 97302. zevangelista@ciatej.mx

Palabras clave: Glifosato, Biodegradación, Streptomyces

Introducción. Anualmente se pierde entre 26 y 40 % de la producción agrícola en el mundo debido a las malezas y plagas. El glifosato es uno de los principales herbicidas que se utilizan para controlar y/o eliminar las malezas que afectan la producción de alimentos en el campo (1). El compuesto puede persistir en el ambiente y causar problemas de contaminación en los suelos y cuerpos de agua, además de que se acumula en los tejidos de plantas y animales. El consumo de productos que contienen residuos de glifosato puede causar problemas a la salud, que van desde mareos, irritaciones en la piel o incluso el desarrollo de cáncer. Por lo tanto, existe la necesidad de buscar alternativas para la biodegradación del glifosato, una de las cuales es mediante la utilización de microorganismos (2). Diversas especies de microorganismos han sido aislados de suelos contaminados con glifosato, incluidos los actinomicetos, además se han identificado algunas cepas capaces de tolerar o utilizar glifosato como única fuente de fósforo. (2, 3).

Por tal motivo el objetivo del estudio fue seleccionar e identificar a cepas de bacterias *Streptomyces* con la capacidad de crecer en presencia del herbicida glifosato.

Metodología. La selección de las cepas con capacidad para crecer en presencia del glifosato se realizó con aislados conservados en el Banco de Germoplasma de Actinomicetos del CIATEJ A. C, de la siguiente forma:

- Se reactivaron 24 cepas que provienen de suelos del Estado de Chiapas en medio ISP2, registrando sus características morfológicas de acuerdo a los criterios descritos por Shirling y Gottlieb (1966).
- Se prepararon suspensiones de esporas de cada cepa que se emplearon para inocular el medio mínimo ISP9 suplementado con glifosato.
- La selección de las cepas tolerantes a glifosato se realizó a las concentraciones iniciales de 300, 500 y 750 mg/L. Las cepas inoculadas en el medio ISP9 + glifosato se mantuvieron a 29°C por 14 días.
- Las cepas que mostraron crecimiento a la concentración de 750 mg/L de glifosato se evaluaron a concentraciones mayores de glifosato (1000, 1250 y 1500 mg/L).
- El crecimiento en presencia de glifosato se evaluó mediante una escala hedónica de cuatro puntos, empleando el crecimiento vegetativo y la esporulación de las cepas.
- La identificación molecular se realizó mediante la secuenciación del gen ribosomal 16S.

Resultados.

Inicialmente las 24 cepas se caracterizaron con base en el desarrollo de micelio aéreo, vegetativo y producción de esporas. Solo siete cepas crecieron y mostraron tolerancia a 750 mg/L del glifosato. Al aumentar la concentración de glifosato a estas cepas preseleccionadas, sólo cuatro toleraron 1500 mg/L del herbicida (CHS 4, CHS 9, CHS 21 y CHS 30) (Figura 1).

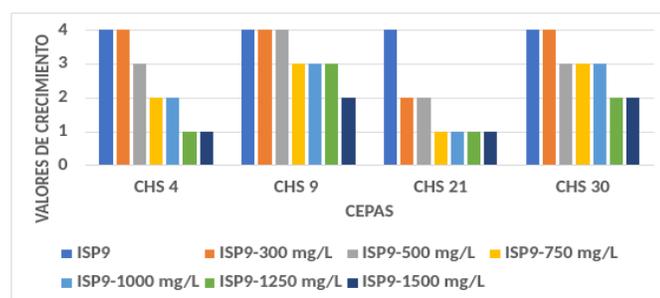


Fig. 1. Crecimiento de las cepas a distintas concentraciones del herbicida.

Al resembrar las cuatro cepas en medio ISP2, dos (CHS 9 y CHS 21) mostraron ciertos cambios morfofisiológicos evidenciados por una disminución en la producción de esporas y del pigmento difusible en el medio. Cabe destacar que las características morfológicas se recuperaron al continuar la incubación hasta el día 14. Con base en sus características morfológicas y análisis del gen rRNA 16S, todas las cepas pertenecen al género *Streptomyces*.

Conclusiones. De las 24 cepas evaluadas, cuatro toleraron hasta 1500 mg/L de glifosato, que es una concentración alta de acuerdo a lo que se ha reportado en otros trabajos.

Agradecimientos. Proyecto apoyado por CONACYT Fronteras de la Ciencia No. 320612

Bibliografía

- Kryuchkova Y., Burygin G., Gogoleva N., Gogolev Y., Chernyshova M., Makarov O., Fedorov E. y Turkovskaya O. (2014). *Microbiol. Res.* 169:99-105.
- Massot F., Gkorezis P., Van Hamme J., Marino D., Spirovic Trifunovic B., Vukovic G., d'Haen J., Pintelon I., Giuliotti A.M., Merini L., Vangronsveld J. y Thijs S. (2021). *Front. Microbiol.* 11:598507.
- Singh S., Kumar V., Gill J. P. K., Datta S., Singh S., Dhaka V., Kapoor D., Wani A. B., Singh D., Kumar M., Harikumar S. L y Singh J. (2020). *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 17(20): 7519.
- Shirling, E. B. y Gottlieb, D. (1996). *Int. J. Evol. Microbiol.* 16: 313-340.



AISLAMIENTO E IDENTIFICACIÓN DE BACTERIAS DE SUELOS CONTAMINADOS CON RESIDUOS PLÁSTICOS, EN YUCATÁN.

Cristina América Morando-Grijalva^a, Ana Ramos-Díaz^{*a}, Neith Pacheco^a, Soledad Cecilia Pech-Cohuo^a, Juan C. Cuevas-Bernardino^b, Angela Francisca Ku González^c.

^aCentro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C, subsele sureste.

^bCONACYT-CIATEJ, ^cCentro de Investigación Científica de Yucatán

*aramos@ciatej.mx.

Palabras clave: biodegradación, plásticos, contaminación.

Introducción. La naturaleza no biodegradable de los residuos plásticos conduce a su acumulación continua en el medio ambiente, ocasionando problemas ambientales graves que incluyen todo tipo de ecosistemas terrestres, inclusive los pastizales forestales del desierto y las regiones polares (1), representando una amenaza potencial para la biota del suelo con respecto a su biodiversidad y función (2). Recientemente, se han reportado bacterias con capacidad para degradar plásticos aisladas de suelos recolectados en vertederos (3). El objetivo del presente trabajo fue aislar e identificar bacterias con potencial para degradar plásticos.

Metodología. Se recolectaron muestras de suelo de sitios con visible acumulación de residuos plásticos en Yucatán. El aislamiento se realizó siguiendo la metodología reportada por (4): el suelo fue resuspendido en agua peptonada, se realizaron diluciones seriadas y se inocularon por extensión en cajas Petri con *Actinomycete Isolation Agar* HIMEDIA, agar nutritivo e *International Streptomyces Project #2*, adicionados con antibióticos y antifúngicos. Se mantuvieron a 28 °C hasta observar crecimiento.

Una vez obtenidas colonias puras, se realizó extracción de ADN, el cual se amplificó por PCR, los amplicones se purificaron y se enviaron a secuenciar por Sanger. Las secuencias obtenidas fueron comparadas con BLAST de la base de datos NCBI. Las secuencias se alinearon con secuencias de referencia y se construyó un árbol filogenético.

Resultados. Se aislaron e identificaron siete bacterias con distintas características morfológicas macro y microscópicas. Las bacterias presentaron porcentajes de similitud por encima del 99% para los géneros *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y *Pseudomonas* (Tabla 1). Similar a lo que reporta (3) quienes identificaron bacterias de los géneros *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Staphylococcus*, y *Micrococcus* con capacidad de utilizar granos de polietileno de baja densidad como fuente de carbono. Se construyó un árbol filogenético sobre la base de la similitud de las secuencias obtenidas y la secuencia de *B. anthracis* strain X11 aislada por (5) con capacidad para degradar plásticos. Existen reportes de bacterias pertenecientes al género

Bacillus que han sido aisladas de distintos tipos de suelos colectados de sitios contaminados con residuos plásticos, que han presentado la capacidad para degradar plásticos.

Actualmente se están realizando ensayos de degradación utilizando policaprolactona emulsificada en medio mínimo de sales y las bacterias aisladas, para posteriormente evaluar su capacidad degradativa. **Conclusiones.** Las bacterias aisladas podrían tener capacidad para degradar diferentes tipos de plásticos.

Tabla 1. Identificación tentativa de las cepas aisladas mediante el análisis de la secuencia de 16S ADN.

Código	% similitud en BLAST	Identidad
MORI88	100	<i>Bacillus</i> sp.
SIE11	100	<i>Bacillus thuringiensis</i>
CHU4R	99.4	<i>Bacillus cereus</i>
MORI66	100	<i>Enterobacter hormaechei</i>
SIE33	100	<i>Acinetobacter</i> sp.
YUC99	99.03	<i>Klebsiella variicola</i>
MORI22	100	<i>Pseudomonas</i> sp.

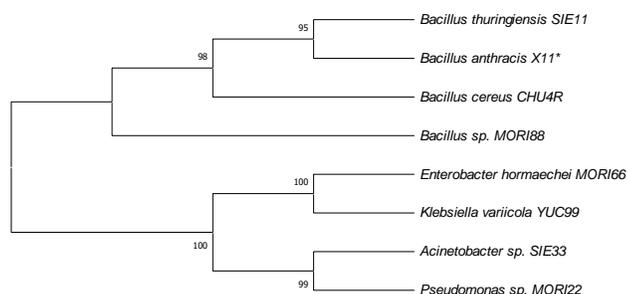


Fig. 1. Árbol filogenético de las cepas presuntamente identificadas y la cepa de referencia con capacidad degradativa (*).

Agradecimiento. Se agradece a CONACYT por la beca otorgada con No. 766137.

Bibliografía.

- Gupta, K., Devi, D. (2020). *Heliyon*. 6, 1-11.
- de Souza, A., Lau, C., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., Rillig, M. (2018). *ES&T*. 52, 9656-9665.
- Kunlere, I., Fagade, O., Nwadike, B. (2019). *Int. J. Environ. Sci.* 76, 428-440.
- Rakesh, E., Rajakomuraiah, T. (2021). *Ann. Romanian Soc. Cell Biol.* 25, 19327-19335.
- Fibriarti, B., Feliatra, Amin, B., Darwis. (2021). *Biodivers. J.* 22, 5484-5490.



VARIACIÓN TEMPORAL DE LA MICROBIOTA DEL AIRE DE LA CIUDAD DE MÉRIDA

Oscar Álvarez-Rivera¹, Héctor Estrada-Medina², César de los Santos-Briones¹, Aileen O'Connor-Sánchez¹

¹Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Biotecnología, Mérida, Yucatán C.P. 97205, México.

²Universidad Autónoma de Yucatán, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Departamento de Manejo y Conservación de Recursos Naturales Tropicales, Mérida, Yucatán C.P. 97315, México.

Autor de correspondencia: aileen@cicy.mx

Palabras clave: Aerobiología, Comunidades microbianas, metagenómica

Introducción. En toda la atmósfera hay microorganismos que el viento transporta de un lugar a otro. Su diversidad y abundancia es variable y dependen de las condiciones ambientales y geográficas de cada región. El estudio de estos microorganismos es importante, ya que muchos son potencialmente patógenos de humanos, animales y plantas, además de tener diferentes funciones ambientales. El presente trabajo tiene como objetivo analizar la variación temporal de la microbiota aerotransportada en la ciudad de Mérida, mediante tecnología metagenómica.

Metodología. El muestreo se realizó en la azotea de la Unidad de Biotecnología del CICY (12m de altura), con una aspiradora comercial Koblenz con capacidad máxima de 149 ft³ min⁻¹ (15min de trabajo/15min de descanso/24hr, durante los días sin lluvia de cada mes). Se filtró el aire y se colectó mensualmente la biomasa suspendida (>0.22 μ) de septiembre 2021 a abril 2022. Se extrajo el ADN total de cada filtro con un kit PowerSoil® y se secuenció con la plataforma Illumina MiSeq; amplificando la región V3-V4 del gen 16S (bacterias) y la región ITS2 (hongos). Las secuencias fueron procesadas y analizadas en el programa Qiime2 v2022.2 (Boyle et al., 2019).

Resultados. Se identificaron 72 géneros bacterianos presentes en todos los meses, 33 de ellos con una proporción mayor al 1%, comprendiendo el 50-60% del total mensual. Se encontró variación mensual en la abundancia de los géneros más representados (Fig. 1). En septiembre (*Salinococcus*, *Pantoea* y *Sphingomonas*), en octubre (un género no identificado de la familia Enterobacteriaceae), en noviembre y diciembre (*Methylobacterium*), en enero (*Corynebacterium*), en febrero (*Acinetobacter*), y en marzo y abril (*Methylobacterium*, *Corynebacterium*, *Staphylococcus*). *Acinetobacter*, *Staphylococcus*, *Corynebacterium*, *Pantoea*, y el género de la familia Enterobacteriaceae, han sido reportados como potenciales patógenos del ser humano. En cuanto a hongos, 30 géneros estuvieron presentes en todos los meses. Destacó la dominancia del género *Curvularia* (octubre), el incremento de *Didymella*, *Mycosphaerella* y *Alternaria*, y la disminución de un género del orden Capnoidales (marzo-abril) (Fig. 2). Se identificaron patógenos como *Alternaria*, *Cladosporium* y *Periconia* (alergénicos en humanos), *Hortea* y *Exserohilum* (afecciones diversas en humanos) y *Cercospora* y *Lasiodiplodia* (patógenos de plantas).

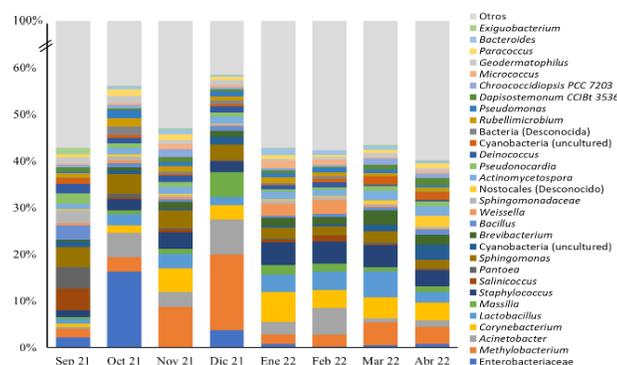


Fig. 1. Representación gráfica de las abundancias relativas de los principales géneros de bacterias en el aire en la ciudad de Mérida.

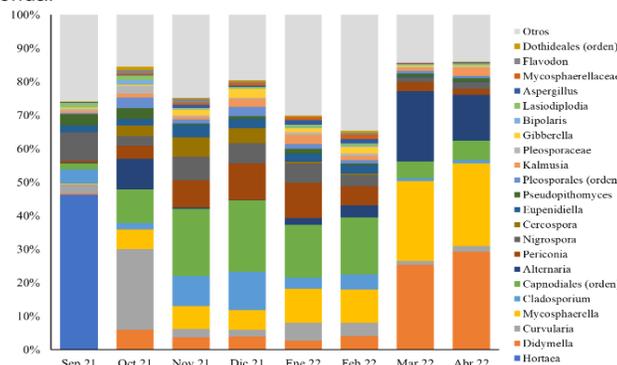


Fig. 2. Representación gráfica de las abundancias relativas de los principales géneros de hongos en el aire en la ciudad de Mérida.

Conclusiones. Se encontró variación mensual en las abundancias relativas a nivel de género. Además de un core de 72 géneros de bacterias y 30 de hongos, entre los cuales se encontraron patógenos, cuyas abundancias relativas variaron mensualmente (v.g. *Acinetobacter*, *Alternaria*, *Corynebacterium*, *Curvularia*).

Agradecimiento. Al CONACyT por la beca de doctorado otorgada al primer autor (CVU: 761256).

Bibliografía.

1. Bolyen E, Rideout JR, Dillon MR, Bokulich NA, Abnet CC, Al-Ghalith GA.... and Caporaso JG. 2019. Nature Biotechnology 37: 852–857.



DEGRADACIÓN DE LIGNINA DEL SARGAZO PELÁGICO PROVENIENTE DEL CARIBE MEXICANO A TEMPERATURA AMBIENTE.

Jorge Arturo Domínguez Maldonado¹, Raúl Tapia Tussell¹; Edgar Olgún Maciel¹, Alberto Cortés Velázquez², Francisco Javier García Villalobos², Gerardo Rivera Muñoz³, *Sara Solís Pereira³

¹- Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. Calle 43 No. 130 x 32 y 34, Chuburná de Hidalgo; CP 97205, Mérida, Yucatán, México.

²- Dirección de Gestión Tecnológica, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Calle 43 # 130, Col. Chuburná de Hidalgo, Mérida, Yucatán, 97200, México

³- Instituto Tecnológico de Mérida, Av. Tecnológico km. 4.5 S/N C.P. 97118 Mérida, Yucatán México.

*Autor de correspondencia Correo electrónico: sara.elena.solis@gmail.com

Palabras clave: Sargazo pelágico, degradación, lignina

Introducción. La afluencia atípica de *Sargassum* representa un grave problema que afecta al caribe mexicano desde el 2011 a la fecha[1]. El sargazo que llega a las playas mexicanas (*Sargassum fluitans* y *S. natans*) presenta una estructura rígida de textura leñosa. Es por esto que diversos estudios han caracterizado este material lignocelulósico que ha mostrado una alta concentración de lignina.[2]. Este hecho representa un problema en el manejo ambiental ya que la degradación de los polímeros complejos de la lignina determinará el tiempo de vida en el ambiente.

El objetivo de este trabajo fue establecer la degradación de sargazo pelágico a temperatura ambiente y determinar el balance de masa durante 150 días.

Metodología. Las muestras de sargazo se colectaron en Puerto Morelos Q. Roo, México, se lavaron y mantuvieron en recipientes estériles a temperatura ambiente. La lignina se determinó por triplicado con los métodos NREL/TP-510-42,622, el NREL/TP-510-42618 del Laboratorio Nacional de energías renovables; el CO₂, metano y H₂S en un analizador Biogas 5000 y los grupos funcionales en FT-IR Tensor II (Milton, ON, Canadá) con accesorio de ATR y un analizador (CHONS)Thermo mod. Flash 2000.

Resultados. En la biomasa de sargazo se observó una disminución en la concentración de lignina a los 150 días de almacenamiento (Tabla1). Esto fue corroborado con un análisis FTIR como se observa en la Figura 1.

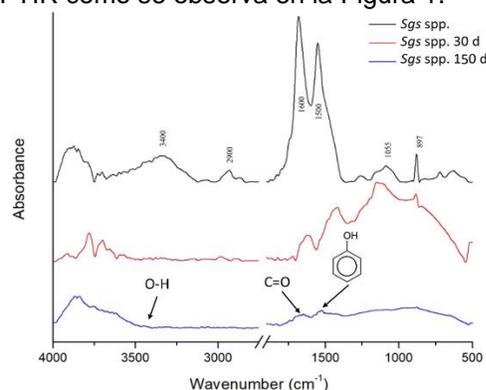


Fig. 1. Análisis de Grupos funcionales de la lignina al inicio y después de 150 días de almacenamiento

Tabla 1. - Contenido de Lignina en Muestras de Sargazo.

Tiempo (horas)	Lignina (%)	Lignina Residual (%)
0	30.137	100.00_
60	26.53	88.031
150	17.99	59.694

El balance de masa indicó que la biomasa perdió 145.4 g en peso, de los cuales 90.83g fueron lixiviados y 54.6g se perdieron en forma de volátiles como vapor de agua, CO₂, metano, y H₂S, predominando la producción de este último en los primeros días de degradación. En este estudio se corroboró la presencia de lignina en el sargazo pelágico. La lignina disminuyó después de 150 días hasta un 12% del contenido total. La pérdida de biomasa fue del 48.47% en forma de gases y lixiviados..

Conclusiones. Estos resultados sugieren la degradación ambiental es posible del sargazo, es importante determinar la presencia de una comunidad bacteriana en los lixiviados sargazo ya que se presume que sean capaz de degradar los polímeros estructurales, lo cual constituye una oportunidad para el aislamiento de organismos de interés biotecnológico..

Agradecimiento. Agradecimiento al Dr. Anuar Magaña Álvarez por su asesoría en el laboratorio para la caracterización. Agradecimiento al M.C José Martin Baas en el Manejo de Analizador elemental (CHONS).

Bibliografía

1. M. García-Sánchez, C. Graham, E. Vera, E. Escalante-Mancera, L. Álvarez-Filip, and B. I. van Tussenbroek, "Temporal changes in the composition and biomass of beached pelagic *Sargassum* species in the Mexican Caribbean," *Aquatic Botany*, vol. 167, 2020, doi: 10.1016/j.aquabot.2020.103275.
2. L. Alzate-Gaviria *et al.*, "Presence of polyphenols complex aromatic 'lignin' in *Sargassum* spp. from Mexican Caribbean," *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 9, no. 1, p. 6, Dec. 2020, doi: 10.3390/jmse9010006.



CARACTERIZACIÓN DE FIBRAS Y CULTIVO *IN VITRO* DE *Sansevieria trifasciata* Prain., UN MODELO POTENCIAL PARA METABOLISMO CAM Y GENÓMICA FUNCIONAL DE FIBRAS

Eleazar García-Hernández¹, Maribel M. Loera-Quezada¹, Dalia C. Morán-Velázquez¹, Hilda A. Zavaleta-Mancera², Mercedes G. López³, Fulgencio Alatorre-Cobos⁴

¹Colegio de Postgraduados Campus Campeche, Carretera Haltunchén-Edzná km 17.5, Sihochac, 24450, Campeche, México.

²Colegio de Postgraduados, Programa de Posgrado en Botánica y Unidad de Microscopía Electrónica, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo 56230, México.

³Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del I. P. N., Unidad Irapuato, km 9.6 Libramiento Norte Carretera Irapuato-León, Irapuato 36821, México,

⁴CONACYT- Bioquímica y Biología Molecular de Plantas, Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. (CICY), Mérida, Yucatán, México. *Correspondencia. E-mail: falatorreco@conacyt.mx

Palabras clave: Fibras, *Sansevieria*, micropropagación

Introducción. *Sansevieria trifasciata* o lengua de vaca es una planta ornamental sumamente popular en todo el mundo (1). Junto a su valor ornamental, la especie es apreciada por sus propiedades medicinales, bioremediación de metales pesado, captura de compuestos volátiles nocivos para la salud y obtención de fibras (2). Dada la facilidad de cultivo y manejo de la planta, disponibilidad de genotipos diversos e recursos transcriptómicos y genómicos. *S. trifasciata* tiene potencial para establecerse como una planta modelo para estudios del metabolismo CAM y genómica funcional para fibras naturales. En este trabajo, caracterizamos la composición química y morfología de fibras de *Lorentii* y *Hahnii*, dos cultivares de *S. trifasciata*. También, fue desarrollado un protocolo eficiente de organogénesis indirecta para la propagación masiva para ambos cultivares.

Metodología. Plantas de los dos cultivares usados en este estudio, *Lorentii* y *Hahnii*, fueron caracterizados morfológicamente. La composición química de las fibras fue determinada HPAEC-PAD y py-MBMS, en tanto que la morfología fue descrita con la ayuda de cortes histológicos observados bajo microscopía laser confocal. Para la micropropagación masiva un protocolo de organogénesis indirecta fue desarrollado y caracterizado para ambos cultivares.

Resultados. Los análisis de microscopía láser confocal mostraron diferencias en tamaño en las fibras de cinta y estructurales entre *Lorentii* y *Hahnii*, y una baja proporción de lignina. La cuantificación de monómeros de celulosa y hemicelulosa revelaron diferencias significativas para las fracciones de glucosa y xilosa. *Lorentii* posee fibras con un mayor contenido de celulosa y xilosa comparado con aquellas de *Hahnii*.

Similarmente, las fibras de *Lorentii* poseen un mayor contenido total de lignina respecto a *Hahnii*, ocasionado por una mayor cantidad de subunidades G. Para la propagación masiva de ambos cultivares bajo condiciones *in vitro*, desarrollamos un protocolo de organogénesis indirecta. Los explantes usados fueron segmentos de hoja, los cuales respondieron rápidamente al medio de

desdiferenciación de acuerdo a los análisis histológicos realizados. A los 4 días después de inducción (DDI) se observó proliferación de células solo alrededor de los haces vasculares, las cuales dieron origen a callos primarios tipo. La evaluación a los 42 DDI de un experimento dosis respuesta indicaron que los mejor medios para formar callos primarios fue 1X MS suplementados con 2 o 3 mg/L de 2,4-D, considerando los resultados de ganancia de peso fresco y área de callo. Para la formación de brotes, los callos primarios fueron transferidos a 1X MS + 4 mg/L de BAP, produciéndose callos organogénicos a las 28 DDI.

Conclusiones. Nuestros datos constituyen el reporte sobre la composición química de las fibras de *S. trifasciata*. La especie muestra fibras de cinta y estructurales, ricas en celulosa y bajas en lignina. Por su parte el protocolo de organogénesis indirecta reveló que esta especie responde rápida y eficientemente al cultivo *in vitro*, sugiriendo un alto potencial para la producción *in vitro* de metabolitos.

Agradecimiento. Esta investigación fue financiada parcialmente por el proyecto CONACYT 1049-Fronteras de la Ciencia 2015, y Colegio de Postgraduados

Bibliografía.

1. Wolela, A.D. (2019) Trends Text. Eng. Fash. Technol. 5(2), 630–634.
2. Abdullah, A. B. M. et al. (2020) J. Asiatic Soc. Bangladesh, Sci. 46(2), 155–162.



RE-VEGETAR LAS DUNAS COSTERAS CAMPECHANAS ¿UNA REALIDAD VIABLE?

Rodrigo A. Borges-Escalante¹, Wendy G. Rodríguez-Santos¹, René E. Canché-Solís², Gustavo Enrique Mendoza-Arroyo¹.

¹Tecnológico Nacional de México – Chiná. Departamento de Ciencias Básicas. Campeche, 24520. ²Tecnológico Nacional de México – Campeche. Departamento de Ingeniería Química y Bioquímica. Campeche, 24500; gustavo.ma@china.tecnm.mx

Palabras clave: erosión costera, re-vegetación, tortugas marinas

Introducción. Las dunas costeras presentes en el estado de Campeche albergan una alta diversidad de especies de flora y fauna, incluyendo endémicas y amenazadas. Es un hábitat importante para la alimentación y anidación de aves migratorias y tortugas marinas (1). Dentro de las especies de fauna enlistadas en alguna categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2010 se encuentra la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), la tortuga blanca (*Chelonia mydas*) y la tortuga lora (*Lepidochelys kempi*). Estos ecosistemas son zonas de recarga de acuíferos y contribuyen con el filtrado del agua (2), actúan como atenuantes contra la intrusión de agua salada a los acuíferos y humedales (3). En el marco legal mexicano no existe una regulación enfocada a las dunas por lo que su manejo es mediante diversos instrumentos, como son la Evaluación de Impacto Ambiental, el Ordenamiento Ecológico del Territorio, el Programa de Desarrollo Urbano, la Administración de la Zona Federal Marítimo Terrestre y las Áreas Naturales Protegidas. Las dunas costeras se encuentran bajo presión constante como consecuencia de la alta vulnerabilidad del estado al cambio climático, los procesos erosivos naturales que se producen en el litoral, aunado a las actividades antropogénicas que tienen lugar en dichas zonas que propician cambios de usos de suelo, desarrollos turísticos y urbanos, ganadería y agricultura, industria e infraestructura costera. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo fue documentar el estado actual de la flora y la vegetación con el propósito de reconocer especies con potencial para la re-vegetación.

Metodología. Se realizó un inventario florístico preliminar mediante el establecimiento de 20 transectos ($\bar{x}=24$ m) en la franja costera ubicada en los municipios de Carmen y Champotón. Se registró la ubicación geográfica de los transectos, se identificaron las especies, se midió la cobertura (m^2) de cada especie y se estimó el porcentaje de suelo desnudo. Se analizó la frecuencia, dominancia y cobertura de cada especie.

Resultados. Solo dos transectos tuvieron el 100% de cobertura, el mínimo de cobertura fue de 50%, en tanto que el suelo desnudo ($\bar{x}=14.35m$). Obtuvimos 940 registros, predominan las rastreras sobre los árboles (*Coccoloba uvifera*, *Conocarpus erectus* y *Piscidia piscipula*). Por su frecuencia y cobertura son especies potenciales para la re-vegetación: *Amaranthus greggii*,

Ambrosia hispida, *Canavalia rosea*, *C. uvifera*, *Croton punctatus*, *Ipomoea pes-caprae*, *Okenia hypogaea*, *Sesuvium portulacastrum*, *Scaevola plumieri*, *Suriana maritima* y *Tournefortia gnaphalodes*. Son idóneas para plantear diferentes arreglos en parcelas experimentales con diferentes condiciones de riqueza y abundancia. Se destaca la presencia de *Cuscuta americana* (hierba parásita) y *Panicum maximum* (pasto guinea), esta última es considerada invasora.

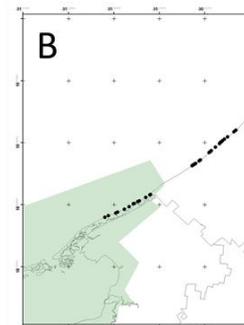


Fig. 1. Fisonomía de la vegetación de dunas costeras (a); Distribución de *Amaranthus greggii*, los puntos negros representan sitios de ocurrencia (b).

Conclusiones. Los resultados contribuyen a determinar las especies potenciales para el establecimiento de parcelas experimentales que permitan la re-vegetación de las dunas costeras enfocado a la conservación de las playas de anidación de las tortugas marinas y en consecuencia contribuir a la disminución de la degradación del hábitat y de los servicios ambientales.

Agradecimiento. Agradecemos las facilidades brindadas por el Tecnológico Nacional de México.

Bibliografía.

1. Alcamo J. y Bennett E.M. (2003). Millennium Ecosystem Assessment (Program). En *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*; Island Press: Washington, DC, USA, p. 245
2. Yetter, J.C. (2004) Hydrology and Geochemistry of Freshwater Wetlands on the Gulf Coast of Veracruz, Mexico. Tesis de Maestría, Universidad de Waterloo.
3. López Rosas H., Moreno-Casasola P., Infante Mata D.M., Espejel I., Jiménez-Orocio O., Martínez M.L., Rodríguez-Revelo N., Espejel González V.E. y Monroy R. (2014). Diagnóstico por estado: Campeche. En: *Diagnóstico de las Dunas Costeras de México*. Martínez, M.L. Moreno-Casasola P., Espejel I., Jiménez-Orocio O., Infante Mata D. y Rodríguez Revelo N. SEMARNAT, CONAFOR, México, D.F. p.169-180.



ESTUDIO DE LA TOLERANCIA A METALES PESADOS DE BACTERIAS HALÓFILAS COLECTADAS EN ISLA ARENA, CAMPECHE

Luis Alfonso Can-Herrera, Carlos Andrés Sánchez-García, Raciél Javier Estrada-León, Rosa Yazmín Us-Camas, Nubia Noemí Cob-Calán y Dany Alejandro Dzib-Cauch

Instituto Tecnológico Superior de Calkiní en el Estado de Campeche
Departamento de Posgrado e Investigación, Calkiní, C.P. 24900
lacan@itescam.edu.mx

Palabras clave: Metales pesados, Bacterias Halófilas, Bacillus.

Introducción. Recientemente en la península de Yucatán se ha encontrado la presencia de contaminantes inorgánicos, como son los metales pesados en suelos y cuerpos de agua (1). Para analizar el impacto de estos contaminantes se han empleado diversas técnicas. Una de las técnicas consideradas como efectivas, es a través del empleo de microorganismos, específicamente las bacterias (1,2). Existen diversos reportes que indican que las bacterias del tipo halófilas poseen mecanismos específicos que permiten bioacumular o bioabsorber, y a su vez inhibir la presencia de metales pesados y otros compuestos tóxicos presentes en el suelo y agua (1-3). En este trabajo se extrajeron muestras de sedimentos marinos y de suelo cercanos a Isla Arena, y se aislaron las bacterias halófilas (B.H.) del resto. Las B.H., se clasificaron de acuerdo a lo reportado por Kushner (4). El objetivo fue analizar la capacidad que estas B.H. poseen para resistir la presencia de metales pesados tales como; Cobre (Cu), Zinc (Zn), Cadmio (Cd), Plomo (Pb) y Cromo (Cr).

Metodología. La salinidad de las muestras colectadas se determinó por el método de Mohr (5). El medio de cultivo empleado para enriquecimiento bacteriano consistió principalmente en extracto de levadura y agar bacteriológico. El pH y el porcentaje de salinidad se ajustaron de acuerdo a las condiciones de recolecta de las B.H. Posteriormente, se realizó la extracción de ADN de las muestras consideradas como halófilas, con el propósito de realizar una secuenciación masiva, que fueron procesadas por Targeted Metagenomic Sequencing by ZymoBIOMICS® Por último, se determinó la tolerancia de las B.H. a los metales pesados, determinando la concentración mínima inhibidora (CMI) para cada metal por el método de disolución de agar (3).

Resultados. Los resultados mostraron que el mayor porcentaje de las especies encontradas en los sedimentos

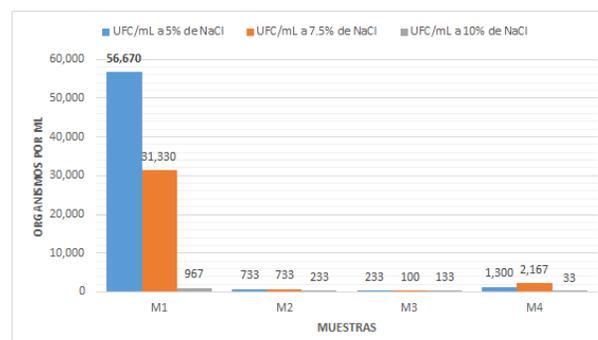


Fig. 2. Comparación de células viables de cada zona de muestreo, y de acuerdo al porcentaje de salinidad: 5%, 7.5% y 10% de NaCl (p/v)

analizados a nivel Phylum corresponde a los *Firmicutes* (no se muestra la figura), y a nivel Clase a los *Bacillus* (Fig. 1). También, se encontró que la viabilidad de las células fue mayor cuando estas B.H. estuvieron expuestas a 5% de salinidad (Fig. 2); y que estas B.H. tienen tolerancia a todos los metales evaluados (Tabla 1).

Metal	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr
CMI (mM)	0.96 ±0.12	0.98 ±0.17	0.52 ±0.05	1.13 ±0.1	80 ±4.5

Tabla 1. Concentración Mínima Inhibidora (CMI) de las B.H frente a los metales pesados de la muestra 1.

Conclusiones. La capacidad de resistencia de estas B.H. frente a los diferentes metales estudiados se encuentran en el intervalo reportado, excepto para el Cr, el cual esta reportado únicamente un máximo de 40 mM. En este sentido nuestro grupo está trabajando para elucidar un mecanismo de interacción de esta clase de microorganismos con el metal. Lo anterior ubica a estas B.H. como candidatos potenciales para ser empleados para disminuir los niveles de contaminación por este tipo de metales.

Agradecimiento. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento del proyecto No. 322133. Y al Itescam por el apoyo brindado para el uso de equipos y materiales para la realización de esta investigación.

Bibliografía.

- Massadeh, A., et al., (2005). *Biol. Trace Elem. Res.*, 108(3): 259-269.
- Amoozegar, M., et al., (2005). *World J. Microbiol. Biotechnol.*, 21(6): 1237-1243.
- Schleifer, K. H. (2009). In *Bergey's manual® of systematic bacteriology* (pp. 19-1317). Springer, New York, NY.
- Kushner, D. (1988). *Halophilic bacteria*, 109-138.
- Sheen, R., Kahler, H. (1938). *Ind. Eng. Chem.*, 10 (11): 628.

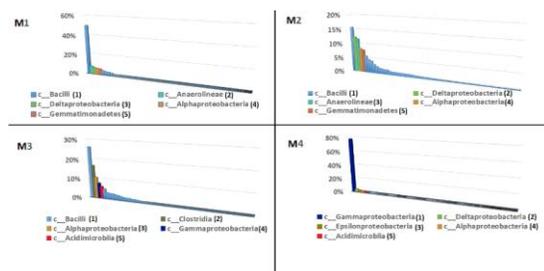


Fig. 1. Abundancia relativa de las muestras a nivel Clase.



TRATAMIENTO DE VINAZAS CON LACASAS INMOVILIZADAS EN ESFERAS DE ALGINATO DE COBRE

Carlos Hernández Calderón¹., Raúl Tapia Tussell²., Luis Cuevas Glory¹., Denis Magaña Ortiz¹, Gerardo Rivera Muñoz¹, *Sara Solís Pereira¹.

¹Instituto Tecnológico de Mérida. Campus Norte., C. 10. Plan de Ayala, Mérida. Yucatán., C.P. 97118.

²Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C (CICY). Unidad de Energía Renovable. Parque Científico y Tecnológico de Yucatán. Carretera Sierra Papacal - Chuburná Puerto, Km 5. Sierra Papacal, Mérida. Yucatán., C.P. 97302.

*Autor de correspondencia. Correo electrónico: sara.sp@merida.tecnm.mx

Palabras clave: lacasas, inmovilización, tratamiento vinazas.

Introducción. Durante la destilación del etanol se generan grandes volúmenes de vinazas. Debido a su elevado contenido de fenoles tóxicos tienen un impacto ambiental negativo, por lo que apremia el desarrollo de procesos ecoamigables para biorremediación de estos efluentes. Las lacasas son enzimas multicobre que catalizan la oxidación de diferentes fenoles hasta la reducción del O₂ a H₂O. La adición de mediadores redox, puede ampliar el espectro de acción de las lacasas sobre compuestos fenólicos y aromáticos. La inmovilización de enzimas es una alternativa de protección del efecto inhibitorio producido por la alta concentración de fenoles en las vinazas; además, se obtiene un biocatalizador que puede reutilizarse (2,3).

El objetivo de este trabajo fue inmovilizar lacasas de *Trametes hirsuta* en alginato de cobre en presencia y ausencia de mediadores. Asimismo, determinar la reutilización de estos sistemas en la remoción de color y fenoles de vinazas.

Metodología. La producción de lacasas se realizó en matraces en medio con salvado de trigo y micelio de *T. hirsuta* Bm-2 por 96h (1). Se usó un diseño central compuesto para establecer la concentración de CuSO₄·H₂O y enzimas en la inmovilización. Se obtuvieron esferas con enzimas (E), esferas con E y mediador natural y esferas con E y mediador artificial (4-hidroxibenzaldehído). Se evaluó la remoción de fenoles de una vinaza al 10% con los diferentes sistemas inmovilizados y se comparó con la enzima libre. Se determinaron los ciclos de reuso transfiriendo las esferas a vinazas nuevas cada 4 horas. Se utilizó un ANOVA con valor de significancia del 95 % para obtener diferencias significativas.

Resultados. Se obtuvieron 9000 U/mL de lacasas a las 96 h de cultivo. La Figura 1a muestra el análisis de superficie de respuesta donde la mayor actividad enzimática de las esferas se obtuvo con [300 mM] de CuSO₄·H₂O y [150 U/mL] de enzimas. Las lacasas libres removieron 40% de fenoles, las esferas con enzima y mediador natural aumentaron al 60%, pero en ausencia de mediadores, las EI removieron 70% de fenoles. En ninguno de estos tratamientos hubo decoloración. Las EI lograron remover fenoles durante tres ciclos de reuso. También se evaluó durante varios ciclos la transferencia de EI nuevas a la vinaza tratada previamente. Solo en estas condiciones se

logró remover, además de los fenoles, el color en un 97%.

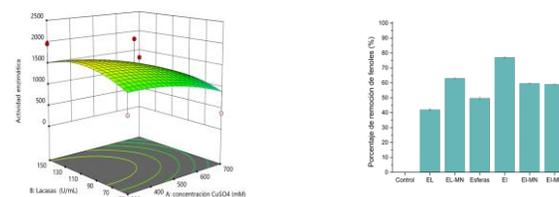


Fig. 1. (a) Superficie de respuesta. (b) Remoción de fenoles con: Control (vinaza 10%), EL: Enzima libre, EL-MN: EL con mediador natural, esferas sin enzima, EI: Enzima inmovilizada, EI-MN: EI con mediador natural, EI-MR: EI con 4-hidroxibenzaldehído. Tiempo de tratamiento 4 horas, 35 °C.

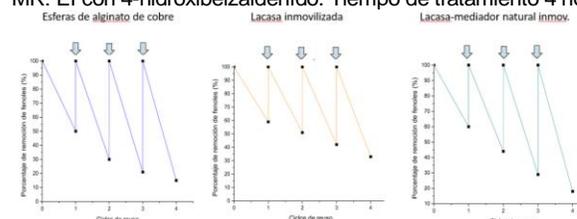


Fig. 2. Ciclos de reuso de los sistemas inmovilizados. Las flechas en las gráficas indican la transferencia de las esferas a una solución nueva de vinazas. Cada tratamiento fue de 4 h a 35 °C.

Conclusiones.

Se lograron inmovilizar lacasas en esferas de alginato de cobre. La máxima remoción de fenoles de una vinaza al 10% fue de 70 % con las EI. Los mediadores naturales y sintéticos no contribuyen en el mejoramiento de la remoción de fenoles totales. Además, las EI pueden usarse durante 3 ciclos.

Agradecimiento. Instituto Tecnológico de Mérida. Campus Norte. Unidad de Energía Renovable (CICY).

Bibliografía.

- Ancona-Escalante, W.; Tapia-Tussell, R.; Pool-Yam, L.; Can-Cauich, A.; Lizama-Uc, G.; Solís-Pereira, S. (2018). *3 Biotech.* 8: 298.
- Sondhi, S.; Kaur, R.; Kaur, S.; Kaur, P. S. (2018). *Int. J. Biol. Macromol.* 117: 1093-1100.
- Niladevi, K. N.; Prema, P. (2008). *World J. Microb Biot.* 24: 1215-1222.



RELACIÓN DE LA QUÍMICA DEL AGUA INTERSTICIAL CON LA DEGRADACIÓN DE LA HOJARASCA EN DOS BOSQUES DE MANGLE EN OAXACA, MÉXICO

Carlos A. Chan-Keb¹, Claudia M. Agraz-Hernández², Román A. Pérez-Balan¹, Eduardo J. Gutiérrez Alcántara¹, Teresita del Niño Jesús Maldonado Montiel¹, Jordán E. Reyes Castellano², Juan Osti-Sáenz²

¹Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche, C.P. 24085 San Francisco de Campeche, Campeche, México

² Instituto EPOMEX. Universidad Autónoma de Campeche, C.P. 24029 San Francisco de Campeche, Campeche, México

*Email para correspondencia: carachan@uacam.mx

Palabras clave: tasa de degradación, hidrología, química del agua intersticial, manglares

Introducción. La productividad de los ecosistemas de manglar está asociada con la producción de la hojarasca, que contribuye de manera continua a la aportación de grandes cantidades de materia orgánica a la red trófica en forma de detritus hacia los ecosistemas adyacentes (Lugo y Snedaker, 1974); sin embargo el grado de deterioro de los ecosistemas de mangle a nivel mundial se ha ido incrementando, debido a las diversas actividades antropogénicas, generando la pérdida en la cobertura vegetal, cambios en el patrón hidrológico, condiciones químicas del agua intersticial y suelo (Agraz Hernández *et al.*, 2015); así como cambios en la velocidad de degradación de la hojarasca e integración de la materia orgánica al ecosistema (Middleton y McKee, 2001). En el presente estudio se relacionó la degradación de la hojarasca con la química del agua intersticial en dos bosques de mangle con diferentes condiciones ambientales, estructura forestal y actividad antrópica, localizados en Oaxaca, México.

Metodología. Se instalaron 72 bolsas de 10 x 20 cm de malla de nylon en el bosque de *Rizophora mangle* a lo largo de dos líneas asociados a la inundación y 36 bolsas en la parte media del bosque de *Avicennia germinans*. Se colectaron 3 bolsas cada mes por línea. Este material fue secado a 65° C a peso seco constante, para la determinación de la tasa de descomposición (k) (Aké Castillo *et al.*, (2006)). Se midieron los parámetros fisicoquímicos *in situ*, como el potencial redox y la salinidad del agua intersticial de los bosques de mangle a través de una sonda multiparamétrica HACH HQ40d y refractómetro A&O respectivamente, así como la concentración de sulfatos en el laboratorio por cromatografía iónica (IC advanced 861) (Agraz Hernandez *et al.*, 2022).

Resultados. Los resultados mostraron mayores tasas de descomposición promedio diario en la laguna Salina ($k = -0.01 \text{ g. día}^{-1}$), en comparación a las obtenidas en la laguna de Chacahua ($k = -0.004 \text{ g. día}^{-1}$). El modelo de degradación para la laguna de Salina fue $Y = 66.054e^{-0.010t}$, $R^2 = 0.78$, $p \leq 0.05$ y para Chacahua es $Y = 67.74e^{-0.004t}$, $R^2 = 0.84$, $p \leq 0.05$.

Las tasas de descomposición de las hojas fueron diferentes entre las lagunas de Salina y Chacahua ($F_{1,126} = 4.8$, $p < 0.03$). En la laguna de Salina se estableció una relación inversa entre el % de biomasa degradada, con respecto a la concentración de la salinidad ($R^2 = 0.82$, $p < 0.013$) y con el potencial redox ($R^2 = 0.89$, $p < 0.015$), para la laguna de Chacahua con dominancia de *R. mangle*, se correlacionó de manera inversa el porcentaje de la biomasa de la hojarasca degradada con el potencial redox ($R^2 = 0.94$, $p < 0.005$) y la concentración de sulfatos ($R^2 = 0.88$, $p < 0.017$).

Conclusiones. Con base a los resultados obtenidos en este estudio, podemos describir que la que la variación de las condiciones químicas del agua intersticial, por efectos antropogénicos o naturales pueden afectar el proceso de la degradación de hojas de mangle y la integración de la materia orgánica en el suelo.

Agradecimiento. Fuente de financiamiento del proyecto: Propuestas de Rehabilitación Hidrológica de los Sistemas Lagunares de Salinas, Chacahua, Pastorías y desembocadura del Río Verde, Oaxaca, para la Conservación y Restauración del Ecosistema de Manglar mediante modelos numéricos/CFE 2008.

Bibliografía.

- Lugo, A.E. y Snedaker, S.C. (1974) The Ecology of Mangroves, AM. Rev. Ecol. Syst. 5: 39-64.
- Middleton, B.A. & K.L. McKee. 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. Journal of Ecology 89:818- 828.
- Aké-Castillo, J. A., Vazquez, G., & Lopez-Portillo, J. (2006). Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Hydrobiologia*, 559(1), 101-111.
- Agraz Hernández, C. M., Chan Keb, C. A., Iriarte-Vivar, S., Posada Venegas, G., Vega Serratos, B., & Osti Sáenz, J. (2015). Phenological variation of *Rhizophora mangle* and ground water chemistry associated to changes of the precipitation. *Hidrobiológica*, 25(1), 49-61.
- Agraz-Hernández, C. M., Chan-Keb, C. A., Muñoz-Salazar, R., Pérez-Balan, R. A., Vanegas, G. P., Manzanilla, H. G., & del Río Rodríguez, R. (2022). Pore Water Chemical Variability and Its Effect on Phenological Production in Three Mangrove Species under Drought Conditions in Southeastern Mexico. *Diversity*, 14(8), 668.



DETERMINACIÓN DE ANTIBIÓTICOS Y BACTERIAS RESISTENTES EN MUESTRAS OBTENIDAS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE SALTILLO, COAHUILA

Grethel Díaz-Palafox¹, Yahaira de Jesús Tamayo-Ordoñez¹, Benjamín Abraham Ayil-Gutiérrez², Mónica Margarita Rodríguez-Garza¹, Francisco Alberto Tamayo Ordoñez³, Erika Yanneth Acosta Cruz¹, Gerardo de Jesús Sosa Santillán¹, María Concepción Tamayo-Ordoñez¹.

¹Departamento de Biotecnología. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Autónoma de Coahuila. Ing J. Cárdenas Valdez S/N, República, Saltillo, Coahuila. ²CONACYT-Centro de Biotecnología Genómica, Instituto Politécnico Nacional, Biotecnología Vegetal. Blvd. del Maestro, s/n, Esq. Elías Piña, Reynosa, Tamaulipas. ³Facultad de Química, Universidad Autónoma del Carmen. Calle 56, No.4. Esq. Av. Concordia. Colonia: Benito Juárez, Ciudad del Carmen, Campeche.

Palabras clave: aguas residuales, bacterias, antibióticos.

Introducción. La rápida evolución de las bacterias resistentes a antibióticos puede estar influenciada por la presencia de residuos de antibióticos en ríos, cuerpos de agua y en las aguas residuales (1). En este trabajo decidimos conocer la incidencia de las bacterias resistentes a antibióticos y asociarla a la presencia de residuos de antibióticos en aguas residuales. Hábitats contaminados con residuos de antibióticos, favorece que las bacterias transfieran los genes de resistencia a antibióticos mediante la conjugación y transposición, debido a ello caracterizamos genéticamente plásmidos nativos en 22 aislados bacterianos con resistencia a antibióticos.

Metodología. Las muestras de aguas residuales fueron colectadas en la Planta tratadora de aguas residuales ubicada en Dámaso Rodríguez González 750, Nuevo Centro Metropolitano, acorde a la guía para la toma de muestras de agua residual

(<https://www.ins.gov.co/sivicap/Documentacin%20SIVICAP/2011%20Manual%20toma%20de%20muestras%20agua.pdf>).

Por medio de la técnica de HPLC se determinó la presencia de antibióticos en muestras de agua tratada y no tratada. Mediante un análisis de metagenómica, se identificaron las especies bacterianas presentes en estas muestras, y se determinó la abundancia de los genes *sul*, *qnr*, *cat1*, *aadA1*, y *sat-1* por medio de qPCR. Se realizó un análisis microbiológico que incluía tinción de gram, determinación de la sensibilidad y resistencia de las bacterias mediante la técnica de difusión en agar. Se determinó la MIC mediante la técnica de microdilución en placa, así como la presencia de bacterias Lac⁺ y Lac⁻. Se determinó el perfil de susceptibilidad a antimicrobianos por Phoenix™ (BD). Se identificaron plásmidos en las cepas aisladas por medio de una lisis alcalina, a los cuales se les determinó la presencia de grupos de incompatibilidad por medio de PCR.

Resultados. En las aguas no tratadas se detectó ampicilina (497.74±5.70 µg/mL), cloranfenicol (0.60±0.03 µg/mL), tilosina (72.95±2.03 µg/mL) y oxitetraciclina (0.22±0.01 µg/mL) y una gran abundancia de los genes *sul*, *qnr*, *cat1*, *aadA1*, and *sat-1*. Se identificaron 58 especies bacterianas pertenecientes a

nueve filos. Se trabajó con un total de 22 cepas, mediante la técnica de dilución en placa se demostró que el 100% eran resistentes a los antibióticos analizados (ampicilina, cloranfenicol, tilosina y oxitetraciclina). El sistema automatizado Phoenix, nos permitió determinar el perfil de sensibilidad y resistencia (Figura 1). Se determinó la presencia de plásmidos en las 22 cepas aisladas. Se identificaron los grupos de incompatibilidad FIB en la cepa AMP6, AMP2, AMP4, resistente a ampicilina y se determinó la presencia del grupo de amplificación HI2 en las cepas CLO1 y CLO10, resistente a cloranfenicol

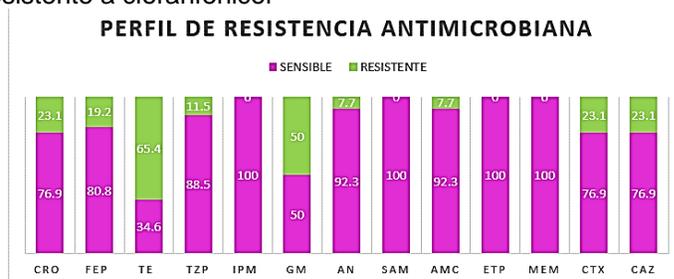


Fig. 1. Para el análisis se expusieron las cepas a diversos antibióticos: Ceftriaxona (CRO), Cefepima (FEP), Tetraciclina (TE), Piperacilina/ tazobactam (TZP), Imipenem (IPM), Gentamicina (GM), Amikacina (AN), Sulbactam/Ampicilina (SAM), Amoxicilina ácido clavulánico (AMC), Ertapenem (ETP), Meropenem (MEM), Cefotaxima (CTX), Cefotaxima/amoxicilina ácido clavulánico (CTX/CLAV), Ceftazidime (CAZ), Ceftazidime/Amoxicilina ácido clavulánico (CAZ/CLAV), R: resistente S: Sensible

Conclusiones. La resistencia a antibióticos conferida por genes de resistencia, albergados en plásmidos que logramos identificar en las bacterias aisladas, sugiere que la presencia de residuos de antibióticos en las aguas residuales no tratadas de la planta de tratamiento de saltillo, puede promover la transferencia horizontal de genes entre los microorganismos de este habitat (2,3,4).

Bibliografía.

1. Böger B, Surek M, de O Vilhena R, Fachi MM, Junkert AM, Santos JMMF, et al. (2021) Occurrence of antibiotics and antibiotic resistant bacteria in subtropical urban rivers in Brazil. *J Hazard Mat* 402:123448. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123448>
2. Botelho J, et al. (2020). The role of integrative and conjugative elements in antibiotic resistance evolution. *Trends Microbiol* 29:8–18. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2020.05.011>
3. Du Q, et al (2021) Increasing antibiotic activity by rapid bioorthogonal conjugation of drug to resistant bacteria using an upconverted light-activated photocatalyst. *J Mater Chem B* 9:3136–3142. DOI: [10.1039/D0TB02568B](https://doi.org/10.1039/D0TB02568B).
4. Windels EM, Van den Bergh B, Michiels J. (2020). Bacteria under antibiotic attack: Different strategies for evolutionary adaptation. *PLoS Pathog* 16:e1008431. <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1008431>



AISLAMIENTO DE BACTERIAS PROCEDENTES DE CHARCAS SALINAS DE ZAPOTITLÁN SALINAS, PUEBLA

Susana Guadalupe Puch Acosta¹, Alondra L. Villanueva Arciga¹, Mireya G. Rosado Sánchez¹, Karla Peraza Jiménez¹, Angelina Apolinar Mejía¹, Ruth López Alcántara², Ariadna Garza Ortiz², Miriam Silvia López Vigil³, J. Efraín Ramírez Benítez*¹

¹Facultad de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche (UAC). Avenida Ing. Humberto Lanz Cárdenas S/N, Col. Ex Hacienda Kalá, Campeche, Campeche, México; ²Centro de Investigaciones Biomédicas, Universidad Autónoma de Campeche (UAC). Av Patricio Trueba de Regil, Lindavista CTM, Campeche, Campeche, México; ³Instituto Tecnológico de Tehuacán. Libramiento Tecnológico S/N, A.P 247, Sta María Coapan, Tehuacán, Pue.

*jeramire@uacam.mx

Palabras clave: Charcas salineras, Colección microbiana, bioprospección

Introducción. Zapotitlán Salinas está ubicado en la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán. El tipo de suelo que se encuentra en el Valle de Zapotitlán Salinas, es generalmente de yeso y caliza, y con un alto contenido de sales. La localidad se dedicó a la explotación de las salinas naturales, originadas debido a la salinidad del lecho del río Zapotitlán o Salado. La geología indica que esta zona formó parte del lecho marino hace millones de años y que surgió por efecto del movimiento de las placas tectónicas. La composición química de las charcas salineras en esta región la hace única, por lo que los microorganismos que habitan en estos nichos ecológicos pudieran presentar características distintas a los encontrados en ambientes costeros actuales. El objetivo del presente trabajo es el aislamiento e identificación de microorganismos procedentes de muestras de agua de las charcas salineras de Zapotitlán Salinas, Puebla.

Metodología. Se recolectaron muestras de agua de charcas salineras de Salinas Las Grandes, Zapotitlán Salinas. El aislamiento se realizó por siembra por extensión y estría cruzada, en placas de medio Zobell, adicionados con 19.450 gr/L de sal de mar, 1 gr/L de extracto de levadura, 5 g/L de Peptona Bacteriológica y 10 mL/L de glicerol. Se mantuvieron a 28 °C hasta observar crecimiento. Las colonias aisladas se fotografiaron con un celular OPPO Reno7, con lente macro 15X y 30X.

Resultados. Se obtuvo un total de 20 aislados bacterianos, a partir de muestras de agua por siembra en estría cruzada. Las colonias muestran morfologías variadas, la mayoría son circulares, convexas. Algunas muestran consistencia mucosa y, en su mayoría, presentan pigmentación desde amarilla a naranja. Están en proceso las Tinciones Gram, Azul y Rojo de Nilo (producción de bioplásticos), así como la extracción de ADN para identificarlas molecularmente.

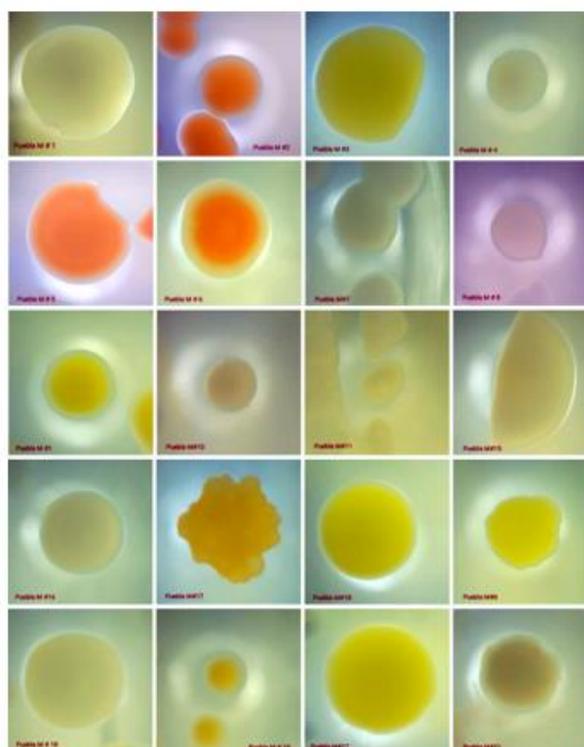


Fig. 1. Morfología de colonias obtenidas en muestras de agua de Zapotitlán Salinas, Puebla.

Conclusiones. Las bacterias aisladas podrían tener aplicaciones biotecnológicas interesantes como degradación de plásticos, síntesis de biopolímeros y actividad biológica contra patógenos.

Agradecimiento. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento del Proyecto 321818 “Fortalecimiento de las capacidades científicas y tecnológicas del Laboratorio de Tecnología con énfasis en investigación y desarrollo de sistemas socioecológicos en Campeche” y la beca otorgada a SGPA, ADCJ y MGRS.

Bibliografía.

- Dávalos-Álvarez, O., et al. (2007). Rev. Mex. Cienc. Geol vol.24 no.2
- Reyes-Sosa, M. B., Apodaca-Hernández, J. E., & Arena-Ortiz, M. L. (2018). Science of The Total Environment, 642, 1060–1074.



DESARROLLO DE UNA COLECCIÓN MICROBIANA A PARTIR DE MUESTRAS DE AMBIENTES MARINOS DEL LITORAL DE LA PENÍNSULA DE YUCATÁN

Mireya Guadalupe Rosado Sánchez¹, Nahomi E. Coronel Ballina¹, Arely D. Chimeo Jiménez¹; Susana G. Puch Acosta¹, Karla Peraza Jiménez¹, Anderson Chablé May¹, Yaela Cahuich Dzib², Delghi Y. Ruiz Patrón², Ruth López Alcántara³, Ariadna Garza Ortiz³, J. Efraín Ramírez Benítez*¹

¹Facultad de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche (UAC). Avenida Ing. Humberto Lanz Cárdenas S/N, Col. Ex Hacienda Kalá, Campeche, Campeche, México; ²Instituto Tecnológico Superior de Valladolid. Carretera Valladolid - Tizimin Km 3.5 Tablaje Catastral No. 8850, Valladolid, Yuc; ³Centro de Investigaciones Biomédicas, Universidad Autónoma de Campeche (UAC). Av Patricio Trueba de Regil, Lindavista CTM, Campeche, Campeche, México

*jeramire@uacam.mx

Palabras clave: Ambientes marinos, Colección microbiana, bioprospección

Introducción. Debido a las condiciones hostiles que caracterizan a los ecosistemas costeros de la península de Yucatán, es catalogado como fuente prolífera para la bioprospección de su microbiota bacteriana. Esta representa más del 90 % de la biomasa en los océanos y tienen el rol en la regulación de los ciclos biogeoquímicos globales y en la transformación del nitrógeno, azufre, hierro y carbono por procesos de respiración anaeróbica microbiana (Cadena et al, 2019). Los estudios de microbiología de ambientes costeros son cada vez más importantes, ya que estos ambientes albergan microorganismos con potenciales aplicaciones biotecnológicas para ser empleados en áreas como detergentes, farmacéutica, alimentos, energías limpias y biorremediación, entre otras (Reyes-Sosa et al, 2018). El objetivo del presente trabajo es el desarrollo de una colección microbiana mediante la descripción y evaluación de sus características morfológicas, reacciones bioquímicas y biología molecular.

Metodología. Se recolectaron muestras de agua de Las coloradas, San Felipe y Laguna Rosada, en el litoral Yucateco, tanto de charcas salineras artificiales como de manglares. Las muestras fueron sembradas en placas de medio Zobell, por extensión con varilla acodada. Las colonias individuales fueron aisladas por estría cruzada en placas de medio Zobell. Los aislados bacterianos fueron inoculados en tubos con caldo Zobell e incubados en agitación a 28 °C por 24 hrs. Se realizó la tinción Gram así como tinción con azul y rojo de Nilo (para identificar acumulación de biopolímeros).

Resultados. Se observó que las muestras de charcas salineras artificiales poseen una mayor cantidad de bacterias a diferencia de las procedentes de manglar, lo cual pueda estar relacionado a la composición química del agua en estos sitios. Hasta el momento se tiene un total de 62 aislados bacterianos, a partir de muestras de sedimento y agua de las coloradas, Laguna Rosada y San Felipe. El 90% de los aislamientos bacterianos son gramnegativos. Once aislados presentan posible producción de bioplásticos, al exhibir fluorescencia al exponerlos a luz UV posteriormente a la tinción con azul y rojo de Nilo.

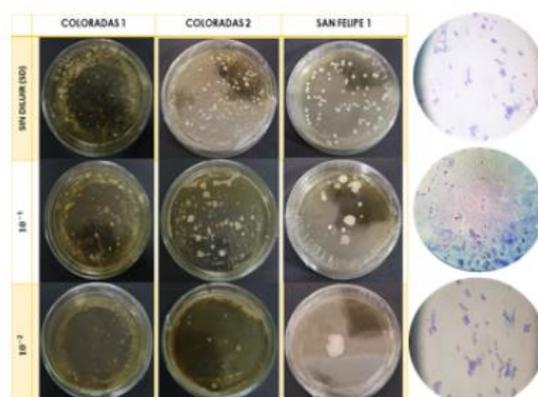


Fig. 1. Placas de medio Zobell con colonias bacterianas representativas de charcas salineras artificiales (Coloradas) y manglar (San Felipe). A la derecha se muestran las tinciones gram de algunos de los aislados bacterianos.

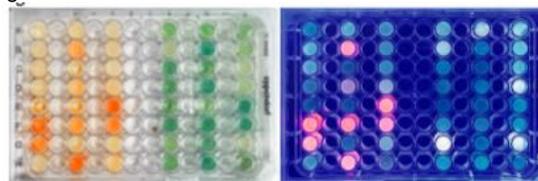


Fig. 2. Tinción con rojo de Nilo (naranja) y azul de Nilo (azul) de cultivos bacterianos aislados. A la izquierda se observa la tinción con luz blanca y a la derecha con trasiluminador UV.

Conclusiones. Los nichos ecológicos marinos en el litoral yucateco son fuente de microorganismos interesantes para aplicaciones biotecnológicas.

Agradecimiento. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento del Proyecto 321818 "Fortalecimiento de las capacidades científicas y tecnológicas del Laboratorio de Tecnología con énfasis en investigación y desarrollo de sistemas socioecológicos en Campeche" y la beca otorgada a SGPA, ADCJ y MGRS.

Bibliografía.

1. Cadena et al. (2019). Estuarine, Coastal and Shelf Science. 230, 106433
2. Reyes-Sosa, M. B., Apodaca-Hernández, J. E., & Arena-Ortiz, M. L. (2018). Science of The Total Environment, 642, 1060–1074



ELIMINACIÓN DE MERCURIO (II) EN SOLUCIÓN POR LA BIOMASA DEL LIRIO ACUÁTICO

Deysi A. Juárez Torres¹; Juan F. Cárdenas González²; Adriana Rodríguez Pérez²; Víctor M. Martínez Juárez³; Ismael Acosta-Rodríguez¹

¹Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas. Laboratorio de Micología Experimental. Av. Dr. Manuel Nava No. 6. Zona Universitaria. C.P. 78320. San Luis Potosí, S.L.P. México.

²Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Centro de Investigación y Extensión de la Zona Media. El Balandran. Calle Escontría No. 230, Barrio 3, C.P. 79660. Ciudad Fernández, S.L.P., México.

³Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Área Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Instituto de Ciencias Agropecuarias. Rancho Universitario, Av. Universidad Km. 1 Ex-Hda. de Aquetzalpa, AP 32, CP 43600. Tulancingo, Hidalgo-México.

iacosta@uaslp.mx

Palabras clave: remoción, mercurio, lirio.

Introducción. El lirio acuático o jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) es una planta macrófita acuática, que se utiliza como especie ornamental por sus flores llamativas en los estanques y acuarios, es originaria de América del Sur, principalmente en las cuencas Amazónica y de la Plata, y llegó a México a fines del siglo XIX, donde se propagó con gran rapidez (1). Hoy en día, una de las grandes aplicaciones de esta planta, es su uso casi siempre viva, para acumular y remover diferentes contaminantes, entre los que se encuentran los metales pesados, como: cobre, cobalto, plata, arsénico, cadmio y el colorante azul de metileno (2).

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad adsorbente de la biomasa del lirio acuático (*E. crassipes*) en la remoción de mercurio (II) en solución acuosa.

Metodología. La planta se obtuvo de la Presa de San José, San Luis Potosí, S.L.P. México, durante el mes de marzo de 2020. Para la obtención de la biomasa, la planta se lavó 24 horas con EDTA al 10% (p/v), y posteriormente 1 semana en agua tridesionizada con agitación constante, con cambios de agua cada 12 horas, se calentó a ebullición 60 minutos para remover el polvo y los componentes orgánicos adheridos, se volvió a lavar en las mismas condiciones. Se secó 24 horas a 80°C, se molió en licuadora, se esterilizó y se guardó en frascos ámbar hasta su uso. Se trabajó con 100 mL de una solución de 100 mg/L de Hg (II) obtenida por dilución de una solución patrón de 1.0 g/L, determinando la concentración del metal en solución, por el método colorimétrico de la Ditizona (3).

Resultados. Se analizó el efecto del pH, tiempo y temperatura de incubación, la concentración inicial del metal y de la biomasa, sobre la bioadsorción de Hg (II) por la biomasa de lirio acuático. En relación con el tiempo de incubación, se encontró que la mayor bioadsorción (100 mg/L), ocurre a las 24 horas, un pH de 5.5, 1 g de biomasa y 28°C, con una remoción total del 56.2% del metal analizado. Con respecto al efecto del pH de incubación, se encontró un pH óptimo de 5.5, pues a las 24 horas se remueve el 56.2% del metal, mientras que, en relación con la temperatura de incubación, la más alta remoción se observó a 28°C, con una remoción del 56.2%. Por otra

parte, a bajas concentraciones del metal (100 mg/L) y mayor concentración de biomasa, se obtuvieron las mejores respuestas de remoción, adsorbiendo el 56.2%, mientras que con 500 mg/L se elimina el 26.3% a las 24 horas, pH de 5.5 +/- 0.2, con 1 g de biomasa, a 28°C y 100 rpm, mientras que con 5 g de biomasa se elimina el 100% a las 24 horas. También, se realizó un ensayo de biorremediación a partir de agua contaminada con 183 mg/L de Hg (II), obtenida de una laguna de efluentes industriales (Tanque Tenorio) ubicada al oriente de la ciudad capital de San Luis Potosí, México, observando que a los 7 días de incubación la remoción es del 58%. Finalmente, la planta viva elimina un 13.2% del metal en solución al mes de incubación. Los resultados obtenidos coinciden con diferentes reportes de la literatura (4).

Conclusiones. La biomasa de lirio acuático elimina un 56.2% del metal (100 mg/L) en solución, a un pH de 5.5, a las 24 horas de incubación, 1 g de biomasa y 28°C, a mayor concentración de la biomasa, es mayor la remoción del metal, y en los ensayos de biorremediación, se encontró una remoción de 58%, a los 7 días de incubación. La planta viva elimina un 13.2% del metal a las 4 semanas de incubación, a partir de agua contaminada con Hg (II), por lo tanto, su aplicación será viable para el tratamiento de ésta, además, la biomasa utilizada es natural, de fácil obtención, manejo y costo accesible.

Bibliografía

1. Bonilla J, Santamaría B. (2014). Plantas acuáticas exóticas y trasladadas invasoras. *Especies acuáticas invasoras en México*. Mendoza R. y Koleff P. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 223-247.
2. El-Chaghaby G, Moneem A, Rashad S, Chavalli M. (2022). *Egip. J. Aquat. Biol. & Fish.* 26(1): 457-467.
3. Greenberg, A.E., Clesceri, L.S. & Eaton, A.D. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 18a. ed. American Public Health Association. Washington DC.
4. Gutiérrez P, Aradillas D, Acosta I. (2021). *Av. Cien. Ing.* 12(3): 17-29