



UNIVERSIDAD
DE GUANAJUATO

Campus Guanajuato
División de Ingenierías



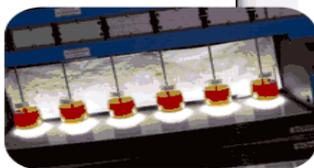
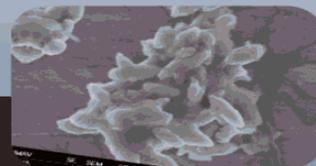
2do. Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental - SIBA

24 al 26 de septiembre del 2014

SIBA, el ambiente de discusión y de intercambio de conocimiento entre expertos, profesores e estudiantes, en el área de procesos aplicados en la Ingeniería Ambiental.



- Metodologías Innovadoras aplicadas a Bioprocesos
- Tratamiento de Residuos
- Tecnologías Anaerobias y Aerobias
- Energía
- Bioprocesos
- Nanotecnología
- Bioremediación
- Biotecnología
- Tratamiento de Agua



Organización:

Cuerpo Académico de
Bioingeniería, Biotecnología y
Gestión Ambiental

Departamento de Ingeniería Civil
División de Ingenierías
Campus Guanajuato

www.ugto.mx

<http://www.di.ugto.mx/SIBA>



“BIOINGENIERÍA AMBIENTAL”

ISBN: 978-607-441-330-4



DR. © 2014 Universidad de Guanajuato

Memorias del Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental,
organizado por el “Grupo de Investigación de Bioingeniería, Biotecnología y
Gestión Ambiental”

Guanajuato, Guanajuato. México

24 al 26 de Septiembre de 2014

“BIOINGENIERÍA AMBIENTAL”

Primera edición 2014

D.R.© 2014 Universidad de Guanajuato
Lascuráin de Retana 5, Zona Centro.
Guanajuato, Gto. CP. 36000

Edición: Grupo de Investigación “Bioingeniería, Biotecnología y Gestión Ambiental”

Arodí Bernal Martínez
Germán Cuevas Rodríguez
Sergio Antonio Silva Muñoz
Elcia M. Souza Brito

ISBN: 978-607-441-330-4

P R E F A C I O

Es un honor para la Universidad de Guanajuato y el grupo de investigación de Bioingeniería, Biotecnología y Gestión Ambiental del Departamento de Ingeniería Civil de la División de Ingenierías, Campus Guanajuato, el poder realizar esta Edición de las memorias del Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental, cuyo objetivo fue el intercambio de conocimiento entre expertos, investigadores y estudiantes, en el área de la Ingeniería Ambiental, hacia la búsqueda de nuevas tecnologías para lograr un ambiente sustentable.

En el SIBA 2014 se presentaron: una conferencia magistral a cargo del Dr. Germán Buitrón Méndez (SNI III), 19 conferencias presentadas por profesionistas e investigadores con amplia experiencia en el área de la Ingeniería Ambiental y 45 presentaciones de trabajos libres (orales en poster). Durante este evento fueron abordados temas actuales de importancia en la bioingeniería, tales como: manejo y disposición de residuos, tratamiento y gestión del agua, nanotecnología, contaminación del aire, aprovechamiento y protección de acuíferos.

Este documento, es una compilación de los trabajos presentados durante el segundo SIBA, que cada uno de los autores ha autorizado para su publicación. De antemano, se le agradece a cada uno, la disposición para la integración de éstas memorias.

ATENTAMENTE

COMITÉ ORGANIZADOR

SIBA 2014

COMITÉ TÉCNICO CIENTÍFICO

Dra. Arodí Bernal Martínez
Dr. Germán Cuevas Rodríguez
Dr. Sergio Antonio Silva Muñoz
Dra. Elcia M. Souza Brito



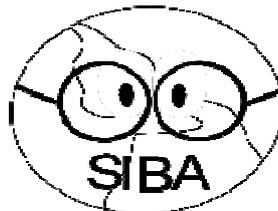
UNIVERSIDAD DE GUANAJUATO

y

Grupo de investigación

“Bioingeniería, Biotecnología y Gestión Ambiental”

24, 25 y 26 de Septiembre de 2014



COMITÉ ORGANIZADOR

Dra. Arodí Bernal Martínez
Dr. Germán Cuevas Rodríguez
Dr. Sergio Antonio Silva Muñoz
Dra. Elcia M. Souza Brito

INSTITUCIONES PARTICIPANTES

Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Centro de Investigaciones en Materiales Avanzados (CIMAV-Chihuahua)

Instituto de Ingeniería, UNAM

Instituto Mexicano del Agua

Instituto Politécnico Nacional

Universidad Autónoma de Baja California

Universidad de Guanajuato

Universidad Politécnica de Chiapas

Universidad Tecnológica de León

Universidad Veracruzana

ÍNDICE

LA PARTICIPACIÓN DE LA UNIVERSIDAD PÚBLICA EN EL DESARROLLO COMUNITARIO

Felipe Macías Gloria, Patricia Campos Rodríguez y Eloy Juárez Sandoval..... 1

BIOSORPTION OF CU (II) AND PB (II) IN AQUEOUS SOLUTIONS USING PACKED COLUMNS WITH BIOSOLIDS (B) AND PYROLYSIS DERIVED BIOCHAR (BC)

Ortiz-Prieto Jorge A.^{1,2}, Acosta-Slane Damaris¹, Lozoya-Márquez Luis A.¹, Gómez-Vargas
Ramón¹, González-Sánchez Guillermo¹..... 14

CARACTERIZACIÓN DE UN DESECHO AGROINDUSTRIAL MEXICANO PARA SU EMPLEO COMO MATERIAL PUZOLÁNICO

Víctor Jiménez-Quero[✉], Pedro Montes-García..... 23

DESARROLLO DE UN BIOPROCESO ANAEROBIO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA Y LA GENERACIÓN DE BIOGÁS

Luz Brenda Montserrat Crespo, Arodí Bernal Martínez y Germán Cuevas Rodríguez..... 30

REMOCIÓN DE HIERRO DISUELTU EN AGUA UTILIZANDO PET MODIFICADO QUÍMICAMENTE COMO AGENTE ADSORBENTE

T. V. Cervantes Melesio³, F. A. Horta Rangel³, M. A. Ramírez Morales¹, G. Cruz Jiménez¹,
R. Navarro Mendoza² U. Morales Álvarez³ [✉]..... 37

SECADO DE BIOMASA ALGAL EN SECADOR SOLAR

Moreno Funes José Saul, Davalos Navarrete Siikmine, Valle Moreno Andrés, Cervantes
Torre-Marín Gemma*..... 44

ESTIMACIÓN RESPIROMÉTRICA DEL RENDIMIENTO HETERÓTROFO DEL MODELO ASM1 PARA UNA PTAR EN CHIAPAS

Valeria Zuarth Coutiño¹, Cristina Blanco González¹, Josué Chanona Soto¹ y Gustavo Yáñez
Ocampo¹..... 52

CARACTERIZACIÓN DE CEPAS BACTERIANAS NATIVAS DE UN RESIDUO INDUSTRIAL HIPERSALINO E HIPERALCALINO, CON ALTO CONTENIDO DE CROMO Y OTROS METALES

Jesús Fernando López Vázquez¹, Pamela Romo Rodríguez¹, J. Felix Gutiérrez Corona¹ ... 57

MODELADO MATEMÁTICO DE UN PROCESO DE HIDRÓLISIS ENZIMÁTICA PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOETANOL

Javier Ulises Hernández-Beltrán¹, Ivette Michelle Navarro-Gutierrez¹, Karla Cervantes-
Quintero¹, Héctor Hernández-Escoto¹ [✉]..... 63

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de
Septiembre 2014

ELABORACIÓN DE CELDAS SOLARES TIPO GRÄTZEL EMPLEANDO
SENSIBILIZADORES DE DIFERENTE PROCEDENCIA

Mónica Cedillo Alaniz¹✉, Juan Carlos Baltazar Vera², Rosalba Fuentes Ramírez³ 69

CÁLCULO DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE LA UNIDAD
PROFESIONAL INTERDISCIPLINARIA DE BIOTECNOLOGÍA DEL IPN

Andrés Valle Moreno, Miguel Ángel Tapia Bustos, Cristina Ortega Nonoal, Gemma
Cervantes Torre-Marín* 74

CONCRETE WITH RAW POLYETHYLENE TEREPHTHALATE

Luis Elias Chavez Valencia¹, Claudia Hernandez Barriga², Miguel Angel Manrique Ibarra³,
Antonio Castro Lozano⁴ 83

BIOCOMPATIBILIDAD DE COMPOSITOS ÓSEOS - OSTEOLASTOS HUMANOS

M. Sabanero López¹✉, L. L. Flores Villavicencio¹, Z. Miranda Rodríguez¹, G. Barbosa
Sabanero², C. Piña Barba³ 86

COMPARACIÓN ENTRE UNA MEMBRANA PLANA Y UNA MEMBRANA DE FIBRA
HUECA EN LA ELIMINACIÓN DE MACRONUTRIENTES PRESENTES EN AGUA
RESIDUAL SINTÉTICA EN UN BIORREACTOR HÍBRIDO

Marco A. Silva, Germán Cuevas✉ 90

ALTERNATIVA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA
TEXTIL EN LA REGIÓN SUR DEL ESTADO DE GUANAJUATO

J. Merced Martínez Rosales¹, Miriam Rocío Contreras García¹, Antonio Pérez Nieto² y
Gabriela Arroyo Figueroa² 97

PET MODIFICADO QUÍMICAMENTE COMO AGENTE ADSORBENTE DE MN(II) EN
MEDIO ACUOSO

M. M. Marmolejo Lara², L. Arroyo Álvarez¹, F. A. Horta Rangel², M. A. Ramírez Morales¹, G.
Cruz Jiménez¹, U. Morales Álvarez²✉ 102

RECICLAJE DE CELULARES POR SOLVÓLISIS PARA RECUPERAR METALES

Lorena Eugenia Sánchez Cadena¹*, Zeferino Gamiño Arroyo², Mario Alberto González Lara³,
Demetrio Quiroz Q.⁴, Oscar Coreño A.⁵ 109

REMOCIÓN DE CR(VI) EN BAJAS CONCENTRACIONES PRESENTE EN AGUA
MEDIANTE EL EMPLEO DE BIOMASA DE ORIGEN NATURAL

Pablo Carmona Medina¹, Juan Jesús Serafín Muñoz¹, Francisco Agustín Vidó García¹,
Francisco Javier Acevedo Aguilar², Leticia López Martínez² 115

CARACTERIZACIÓN DE CEPAS BACTERIANAS NATIVAS DE RESIDUOS
INDUSTRIALES CON ALTO CONTENIDO DE METALES

Chávez Elías Amelia Fabiola¹, Romo Rodríguez Pamela¹, Gutiérrez Corona J. Félix¹✉ 121

DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS DE DISEÑO EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES Brett González ¹ , Alejandra Cruz ¹	128
EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO DE <i>TRAMETES VERSICOLOR</i> EN PRESENCIA DE FURADAN®, BOSCALID (CANTUS)® Y QUINTACENO® Fátima Ojeda-Rodríguez ¹ , Héctor G. Nuñez ² , Blanca E. Gómez ³ , Noé Saldaña ⁴ , Graciela M. L. Ruiz-Aguilar ^{1*}	134
TRATAMIENTO VÍA FENTON DE AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE UNA INSTITUCIÓN EDUCATIVA Paola Abigail Martínez Aldape ¹ , Carlos J. Escudero S. ^{2*}	139
EFFECT OF THE WALNUT SHELL PECANERA IN GYPSUM Luis Elías Chávez Valencia ¹ , Claudia Hernández Barriga ² , Martín Alejandro Moreno Hernández ³ , Cesar Leonardo Ruiz Jaime ⁴	144
ISOLATION OF SULFATE-REDUCING BACTERIA FOR POTENTIAL BIOREMEDIATION OF METAL-CONTAMINATED EFFLUENTS María Fernanda Pérez Bernal ^{1*} , Jéssica Jazmín Gómez Marmolejo ¹ , Elcia M.S. Brito ¹ , Germán Cuevas Rodríguez ¹	148
EVALUACIÓN DE UN CONSORCIO BACTERIANO Y UN EFLUENTE DE BIODIGESTOR ANAEROBIO PARA LA PRODUCCIÓN DE LOMBRICOMPOSTA Elsa A. Guerrero, Héctor G. Nuñez, Víctor Olalde-Portugal, Vicente J. Álvarez, Rafael Veloz Graciela M. L. Ruiz-Aguilar*	153
APLICACION OF MICROCULTURE FOR BACTERIAL ISOLATION FROM INDUSTRIAL RESIDUE CONTAMINATED BY HEXAVALENT CHROMIUM Mariana Pérez Medina ¹ ✉, Carolina Alejandra Martínez Gutiérrez ² ✉, Reyna Edith Padilla-Hernández ³ , Julio Cesar Valerdi Negreros ¹ , Germán Cuevas Rodríguez ⁴ , Elcia M.S. Brito ⁴ ✉	158
AISLAMIENTO DE BACTERIAS ANAEROBIAS DEL LAGO ALKALINO DEL CRÁTER DEL RINCÓN DE PARANGUEO Rivera Martínez, Laura Guadalupe ¹ ✉, Cuevas-Rodríguez, Germán ² , Malm Olaf ³ , Brito Elcia M. S. ²	163
USING TILLANDSIA <i>USNEOIDES</i> AS BIOMARKER OF HEAVY METALS IN THE ATMOSPHERE: GUANAJUATO TUNELS Pedro Antonio Zárate-Santoyo ¹ □, Elcia M.S. Brito ¹ , Adan Lino ² , Rodrigo Meire ² , Olaf Malm ² , Joao P.M. Torres ² , Germán Cuevas-Rodríguez ¹	169
ANAEROBIC BIOTRANSFORMATION OF HEXAVALENT CHROMIUM IN BATCH REACTORS Alba América Moreno González, Sergio Antonio Silva Muñoz, Elcia Souza Brito, Germán Cuevas Rodríguez, Arodí Bernal Martínez	175

LA PARTICIPACIÓN DE LA UNIVERSIDAD PÚBLICA EN EL DESARROLLO COMUNITARIO

Felipe Macías Gloria, Patricia Campos Rodríguez y Eloy Juárez Sandoval¹

Una de las tareas sustantivas de la educación pública superior son las relativas a la extensión que comprende la colaboración y participación de académicos y de alumnos con los diferentes sectores de la sociedad con el propósito de contribuir con propuestas de trabajo para resolver problemas que los grupos sociales enfrentan en el vivir cotidiano. Las otras tareas de la universidad pública, ejes de su razón de ser son la educación y la investigación. La primera de ellas requiere reforzar e invertir más en el desarrollo académico, es decir, abrir mayores espacios para que la población tenga las oportunidades de acceso a ella, haga suyos los conocimientos y les permita contar con una formación integral para desenvolverse en las diferentes actividades: productivas² y culturales.



Ubicación del Estado de Guanajuato y ecosistemas de la jurisdicción de Xichú³

El papel de la universidad pública en países como México, requiere establecer mayores vínculos de colaboración a nivel social y con el aparato productivo interno, incluyendo al de autosuficiencia, pues este último, es base y soporte para el desarrollo la agricultura ancestral, ya que cuenta por un lado, un saber milenario. Por el otro, sigue sustentado la alimentación de la población mexicana. Al mismo tiempo, la educación pública permite activar las tareas de investigación en las diferentes disciplinas, incluyendo las humanidades, las sociales y las artes, ya que ellas también son básicas para que los actores sociales encuentren un desarrollo que dignifique a sus personas.

¹ Miembros del Cuerpo Académico Desarrollo Regional y Sustentabilidad y responsables del Programa La Universidad de Guanajuato en tu comunidad del Departamento de Estudios de Cultura y Sociedad. División de Ciencias Sociales y Humanidades. Campus Guanajuato. Universidad de Guanajuato. Agradecemos la invitación de los Drs. Elcia Margareth Souza Brito y German Cuevas Rodríguez por la invitación para participar en el II Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental – SIBA del 24 al 26 de septiembre de 2014.

² Primarias, secundarias y tercerías.

³ Las imágenes del texto pertenecen al grupo de trabajo del Programa.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Hay que recordar que el término público hace referencia al aspecto material o físico del patrimonio tangible así como al intangible, es decir, lo espiritual. Lo cierto es que el concepto público es el referente donde se construyen las identidades, los sueños, los proyectos y la pertenencia ya sea de una cultura, o bien, de una cultura plural como es el caso de México. Por tanto, la universidad pública es el lugar donde no sólo tiene el deber de garantizar o respaldar sino también es el lugar donde se deben construir las libertades, la democracia participativa y la equidad.

Al respeto, existen esfuerzos de colaboración y participación por las universidades públicas de México con la sociedad, sin embargo, hay que reconocer que unas sobresalen por su trayectoria en dichas tareas como la Universidad Nacional Autónoma de México, la Universidad Metropolitana, el Instituto Politécnico Nacional, la Universidad de Guadalajara, la Escuela Nacional de Conservación, Restauración y Museografía “Manuel del Castillo Negrete” del INAH de la ciudad de México o la Universidad Autónoma de Chapingo entre otras. Esta última, por sus programas educativos, ha tenido un mayor acercamiento con los grupos sociales del medio rural a lo largo y ancho del país. Por lo que corresponde al “Programa La Universidad de Guanajuato en tu comunidad⁴” del Departamento de Estudios de Cultura y Sociedad, también se ha sumado a este esfuerzo desde los sentires de los actores sociales, el acercamiento, como se explicara líneas abajo, se dio por las preocupaciones que ellos tienen sobre las circunstancias en que se encuentra su patrimonio cultural, el patrimonio natural, la carencia de oportunidades para su formación y la falta de empleo.



Municipios del Guanajuato y paisajes de Sierra Gorda de Guanajuato

Hay que precisar que las acciones realizadas por el *Programa* hasta la fecha, no hubieran sido posible sin los recursos otorgados por las autoridades del Campus Guanajuato, pero sobre todo por la sensibilidad de algunos funcionarios⁵ de las dependencias gubernamentales a los que se ha acudido con los proyectos, independiente de su obligación, han hecho posible que parte de

⁴ El Programa es apoyado por la Dra. Elcia Margareth Souza Brito del Departamento de Ingeniería Ambiental; los Docotores César A. Caretta, Héctor Bravo Alfaro y Juan Pablo Torres Papaqui del Departamento de Astronomía de la División de Ciencias Naturales y Exactas y los Mtros. Miguel Ángel Herrera Martínez y Josefina Ortiz Medel del Departamento de Geomática e Hidráulica de la División de Ingeniería. Campus Guanajuato. Universidad de Guanajuato.

⁵ Ya que otros funcionarios, apegados a sus esquemas burocráticos no permitieron la construcción de otras opciones para el desarrollo humano sustentable.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

los sueños de los campesinos involucrados como de los académicos del *Programa* se vayan concretando.

Entre las instituciones públicas se encuentran la Secretaría de Desarrollo Social y Humano del gobierno de Guanajuato, la Delegación Federal en Guanajuato de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), el Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Guanajuato (CONCYTEG) y los H. Ayuntamientos en donde se han llevado a cabo los proyectos. En el mismo sentido se reconoce el apoyo de colegas y alumnos del Campus Guanajuato, así como colegas y los alumnos de otras instituciones de educación superior como son el caso de la Escuela Nacional de Conservación, Restauración y Museografía "Manuel del Castillo Negrete" del INAH⁶ de la ciudad de México que también se han sumado al proyecto; al Museo Wellcome Trust de Londres (Inglaterra) por el apoyo al programa de salud comunitaria, así como la asistencia de las organizaciones no gubernamentales como CEDESA. En el mismo sentido, a las personas de las comunidades por su generosidad que comparten su conocimiento y por la oportunidad de construir al lado de ellos ilusiones y esperanzas para alcanzar la equidad.

En consecuencia, la universidad pública es por un lado, un bien social que pertenece a todos los actores sociales, ya que es el sitio donde convergen los conocimientos que proporcionan una parte de las respuestas a las necesidades que aquejan a la sociedad. Del otro lado, el lugar para potenciar el desarrollo humano⁷ que incluya la noción de sostenible en el tejido social, sobre todo para los del medio rural y suburbano para que se asuman como centro y sujeto de su propio desarrollo en armonía con el entorno. A esta dimensión se deberá integrar las nociones de libertad, solidaridad, interdependencia, justicia, igualdad, democracia participativa y equidad entre otros aspectos.

Hoy siglo XXI, no obstante, no cesan las presiones externas e internas para que se aparte la universidad pública de su vocación de servicio a la sociedad, pues los grupos que detentan el poder económico-político, persiguen por todos los medios la privatización de la enseñanza, situación que ha provocado que la responsabilidad social de las instituciones de educación superior se vayan desdibujado por la imposición de las políticas implementadas por los sistemas neoliberales, ya que éstos exigen que la educación pública se transforme en una mercancía para estar a disposición de la oferta y la demanda, sin importar la calidad de vida o la equidad, ni mucho menos la justicia social, es decir, los ejes del desarrollo humano sostenible dejaron de ser una prioridad. En consecuencia, la educación universitaria pública va perdiendo legitimidad frente a la población porque la colaboración y las opciones para resolver los problemas sociales se han relegado.

En ese sentido, una tarea de la universidad pública será retomar el compromiso de establecer sistemas de acceso que den las oportunidades para que la población se pueda beneficiar con una educación que les permita dignificarse. Una alternativa será implementar programas que proporcionen una formación a través de la capacitación y la actualización para los actores sociales que no tuvieron la oportunidad de acceder a la enseñanza escolarizada. La propuesta contribuye al desarrollo humano sostenible para atender la problemática del presente que oprime a los grupos más vulnerables de la sociedad, dar respuestas y prever el mañana no sólo con estudios que analicen los aspectos socioeconómicos, políticos y ambientales de México, sino con proyectos que den respuestas a los problemas que enfrentan en la vida diaria la población más desfavorecida.

⁶ Profesores Investigadores Marlene Sámano Chong, Irlanda Frago Calderas, Carlos Flores Espino, Martha Tapia González, Haydeé Oréa Magaña, Javier Vázquez Negrete, Erika Lozano Cortés, Guadalupe de la Torre Villalpando, Mariana Flores Hernández, Gerardo Ruíz Hellió, Martha Lameda Díaz.

⁷ De acuerdo al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) consiste en el desarrollo potencial de las personas, es decir, contar con las oportunidades para aumentar sus posibilidades y disfrute de la libertad para vivir la vida que valoren.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014



Cursos talleres sobre el patrimonio cultural y natural

A partir de esta inquietud, surge desde 1993 lo que poco a poco se fue perfilando como el “Programa La Universidad de Guanajuato en tu comunidad”, teniendo como ejes de trabajo, como ya se mencionó en párrafos anteriores, el patrimonio cultural⁸ y el patrimonio natural⁹, ya que ambos siempre se encuentran en movimiento y actúan como una unidad. Aunque se debe reconocer que los esfuerzos que el Programa ha realizado en esta dirección, hasta hoy día 2014 son modestos, sin embargo han sido el camino para colaborar y sumar voluntades con los depositarios de nuestro patrimonio para atender ciertas necesidades que ellos enfrentan en tres niveles: el deterioro del patrimonio cultural y natural, los espacios para adquirir la capacitación y la falta de oportunidades para contar con un ingreso económico.

La historia del acercamiento de colaboración y participación del Programa con los grupos se generó de forma recíproca, por parte de los académicos, siempre ha requerido no sólo la aceptación, el apoyo, el conocimiento, sino también de la comprensión del grupo donde se trabaja para realizar la investigación. En este caso fue contar con la aprobación y permisos para poder registrar el patrimonio tangible e intangible con el que cuentan las comunidades rurales de la entidad guanajuatense. De parte de ellos, fue la preocupación de salvaguardar, rehabilitar y proteger el patrimonio que heredaron de sus mayores, aunado a ello resolver las necesidades y problemáticas que enfrentan en el vivir diario.

⁸ Responsable Patricia Campos Rodríguez. DECUS / DCSyH. Campus Guanajuato. Universidad de Guanajuato.

⁹ Responsable Felipe Macías Gloria. DECUS / DCSyH. Campus Guanajuato. Universidad de Guanajuato



Estudios, ejecución de proyectos y curso taller de observación de aves en Rancho Viejo (Victoria)

Ante esta realidad, una forma para interactuar, colaborar y participar en forma horizontal con los actores sociales fue retomar la metodología de la “Educación Popular”, ya que en ella, inciden y contribuyen aportaciones de diferentes pensadores del continente americano como es el caso de Paul Freire (Brasil)¹⁰, quien numera los diferentes caminos de la acción social, pues su proyecto de educación no se centra en mejorar la forma de adquirir el mayor acervo de conocimientos sino que los propios educandos se vuelvan más conscientes y busquen cambiar el mundo que les toca vivir. Al respecto, Carlos Núñez Hurtado, señala en el texto titulado, “El Pablo que yo conocí¹¹”, las contribuciones que ha hecho al quehacer de esta metodología, ya que la forma de trabajar, parte de una necesidad concreta del grupo con el que se colabora en el proceso de formación, donde el enfoque de trabajo se centra en una relación de ida y vuelta dialógica que se va construyendo a partir de la propia realidad de los actores sociales. El proceso debe incluir los aspectos de democracia, participación, equidad y dialogo¹².

Carlos Núñez en otro texto titulado “La Revolución Ética”, suscribe que la preocupación por la educación [...] *tiene como ingrediente sustantivo y esencial, justamente, el factor educativo. Lo educativo, entendido no solamente como el arte, la ciencia o el hábito de capacitar sino como la misión generosa de formar, educar, guiar, capacitar y conducir desde la vida, para la vida y para el futuro a las actuales generaciones en el contexto histórico con el fin de que les permita encontrar la coherencia, es decir, formar la conciencia que ayude a [...] visualizar la relación en la forma de pensar, de ser, de sentir, de querer, de amar, de soñar*¹³ [...]

De tal forma que el andar del “Programa La Universidad de Guanajuato en tu comunidad” ha sido lento por dos motivos, el primero se relaciona con la capacitación del propio equipo de trabajo, ya que no basta con tener la parte académica, situación por la que fue necesario incursionar en las tareas de la “educación popular”, el patrimonio cultural y el patrimonio natural para adquirir conceptos, metodologías y herramientas que permitieran interactuar con los depositarios del

¹⁰ Frei Beto (Brasil), Fernando Cardenal (Nicaragua), Orlando Fals Borda (Colombia), Jorge Osorio Vargas (Chile) y Carlos Núñez Hurtado (México)

¹¹ Pérez Lara, Alberto; Núñez Hurtado, Carlos et al. *Pablo Freire entre nosotros*. México, IMDEC, 2000. pp. 5–16.

¹² Núñez, Carlos. *Educación y policía. En la relación norte-sur. Conferencia-Debate. Vigencias de las utopías en América Latina. Educación popular, pedagogía, fe y política*. México IMEDEC, 1993. p. 84.

¹³ Núñez, Carlos. *La Revolución Ética*. México, IMEDEC, 1998. p. 27.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

patrimonio. El segundo motivo tiene que ver con aspectos que enfrentan los propios actores sociales que van desde la disposición de tiempos porque dependen del trabajo cotidiano para el sustento, las distancias que deben recorrer para asistir a la capacitación o las mismas limitaciones económicas que impiden el acceso a la formación así como contar con ingresos suficientes para el desarrollo de sus familias y de sus personas.

El acercamiento que se estableció desde el inicio fue de respeto y de entendimiento. Por tanto, las propuestas de trabajo se han hecho desde la perspectiva de los grupos organizados, no significa que todo ha sido color rosa, el dialogo y las decisiones consensadas han ayudado a encontrar las pautas necesarias para dar salida a los problemas que se suscitan en la colectividad y la ejecución de los proyectos comunitarios. Lo que significa que la experiencia que se ha construido a lo largo de estos años ha permitido para ambas partes sumar esfuerzos y voluntades para reflexionar y realizar gestiones para los apoyos ante los tres órganos de gobierno: federal, estatal y municipal.

Desde los primeros momentos del *Programa*, se enmarcaron en un aprendizaje compartido, dado que por la parte del ámbito académico se tuvo que ir capacitando para encontrar las opciones para resolver a lado de los actores las necesidades que enfrentan en su vida cotidiana. Pues al final, el patrimonio es producto de la interacción de la sociedad con el medio ambiente, es en ese contexto donde se generan los conocimientos, las aptitudes, los hábitos y el material que constituyen los factores que identifican o diferencian a una localidad, una región o una sociedad. Por lo que corresponde a los campesinos hay que reconocer el interés, la disposición y voluntad para colaborar en los proyecto. Igualmente, se debe reconocer la generosidad de ellos mismos, pues no sólo se redujo a compartir su conocimiento sino también por la disposición para aceptarnos en sus comunidades.



Recorridos de campo y cursos talleres sobre el patrimonio natural

El caminar de los académicos del *Programa*, como se puede inferir, partió del proyecto “Elementos iconográficos en los recintos religiosos en el Estado de Guanajuato”, el que se dio la tarea de registrar el patrimonio cultural del exvoto, documento “pictórico histórico-lingüístico” en los santuarios que contaban con una imagen considera milagrosa por los creyentes, pues el documento, además transcribe una parte de la realidad socioeconómica, política y ambiental que

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

les tocó vivir en su momento a una colectividad en un territorio¹⁴. El registro es una acción necesaria para el estudio y recuperación de la memoria colectiva de estas localidades que trascienden o incluyen a otras latitudes que, por lo general, rebasan la geografía regional.

De esta forma, los responsables del *Programa* con la aprobación y apoyo de las comunidades diseñaron las propuestas para atender la situación por la que atravesaba el documento "pictórico histórico-lingüístico" del exvoto que, implicó en un primer momento intervenirlos para detener el deterioro como consecuencia de las malas condiciones físicas en que se encontraban. Lo que significó buscar y hacer gestiones para contar con el apoyo de los especialistas en materia de metales, ya que la mayoría de estas obras artísticas están pintadas al óleo sobre láminas metálicas.

Por fortuna, para el trabajo de intervención, se contó y se ha contado con el apoyo del Taller de Metales de la Escuela Nacional de Conservación, Restauración y Museografía "Manuel del Castillo Negrete" del INAH de la ciudad de México. Un segundo momento, es el acuerdo consensado entre el grupo organizado, comunidad, párroco y equipo del Programa para seleccionar el espacio ex profeso para guardar, proteger y difundir el patrimonio del exvoto. Así como la gestión de apoyos no sólo ante autoridades gubernamentales sino también con los sectores sociales, pues rehabilitar los espacios es fundamental para la puesta en escena del museo comunitario.



Alumnos de la Escuela Nacional de Restauración del INAH: los exvotos

Después de las adecuaciones del espacio que albergará al museo comunitario, se realiza la curación de las obras que serán expuestas y posteriormente continuar con la puesta en escena de la museografía, una vez terminada esta fase se procede a inaugurar el recinto y abrir sus puertas al público. De esta forma, el patrimonio socio histórico cultural del exvoto no sólo transcribe una riqueza singular por sus símbolos, iconos y manifestaciones tangibles e intangibles que son creados por los grupos del medio rural y urbano, sino que se transforma en referente pedagógico, ya que ilustra y educa al visitante.

Para el año 2014 se cuenta con los siguientes museos comunitarios: Niño de las Maravillas en la comunidad La Quemada (Salvatierra), Niño de la Cruzada en la comunidad Parritas (San Diego de la Unión), Niño Manuelito de Puerta en la comunidad de San Agustín de las Flores (Silao), Señor de la Salud en la comunidad de Pejo (Salvatierra), Señor de los Afligidos en la comunidad El Llanito (Dolores Hidalgo) y uno más en proceso que se ubica en el barrio de San

¹⁴ Campos Rodríguez, Patricia. La historia y el recate cultural: la memoria colectiva, pictórica, oral y escrita. *La Historia y sus relaciones con otras disciplinas*. México, Universidad de Guanajuato, 2009. pp. 309 - 326.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Miguel del municipio de San Felipe con la representación de un niño guerrero: San Miguel Arcángel. Por ende, la puesta en escena del museo comunitario, suma esfuerzos y voluntades en el tejido social para concretizar el sueño de todos: depositarios del patrimonio, académicos del *Programa*, particulares e instancias públicas y religiosas.

De esta forma se va construyendo el acercamiento entre organizaciones comunitarias y académicos del *Programa*, ya que los primeros solicitan la participación para colaborar en el diseño de sus proyectos. Así que una vez abierto el museo comunitario se continúa analizando con el grupo las necesidades que tienen, los problemas relativos a la infraestructura o servicios básicos: el recurso del agua para uso doméstico, empedrado de las calles, la construcción de la plaza comunitaria, o bien, la capacitación que es, sin ninguna duda, parte fundamental en la formación en las personas que no tuvieron acceso a la formación escolarizada.

Hasta el momento se han realizado proyectos de infraestructura que tiene que ver con la carencia del agua potable en las comunidades de El Llanito (Dolores Hidalgo) y Las Palomas del Cubo (San Felipe) que consiste en la distribución del preciado líquido desde las fuentes a las viviendas, la primera de ellas de un pozo artesanal y la segunda desde un manantial; otra acción es la conducción del agua de un bordo para irrigar las parcelas por aspersión de los ejidatarios de la hacienda de San Andrés del Cubo (San Felipe); la restauración del patrimonio tangible de inmuebles como es el templo, la plaza comunitaria y empedrado de las calles en la comunidad La Grulla de Abajo (Dolores Hidalgo); el levantamiento arquitectónico como base para la restauración de los murales del recinto y anexos del templo del Señor de los Afligidos, patrimonio de la cultura Hñähñu u Otomí (Dolores Hidalgo) y de todos los mexicanos.

En esta atmosfera, al lado de los mismos actores se van configurando las acciones para colaborar en las tareas del patrimonio natural, pues al igual que el patrimonio cultural, es un referente por la relación que un grupo social tiene con su entorno, ya que de esa correlación, se construye la diversidad de bienes culturales -materiales e inmateriales- de un territorio que están o no armonizados con los paisajes de los recursos naturales. Si existe esa relación de respeto, se debe a la visión que han tenido los mayores, pues hacen del patrimonio, un vigilante y un protector de la memoria colectiva.



Recorridos de campo en los paisajes de la Sierra de Ocotero, Xichú

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

De hecho, la convención de la UNESCO¹⁵ desde 1972, le otorga a ambos patrimonios un carácter ecuménico. Sin embargo, la realidad para los campesinos es que tienen que enfrentar problemas relativos a la desertificación, la deforestación, la crisis meteorológica, la erosión y la contaminación de los suelos. Lo cierto es que el cambio del clima ha trastocado el patrimonio natural, aumento de temperaturas, falta o irregularidad en las precipitaciones pluviales y por consecuencia falta de agua potable en las poblaciones, sobre todo en las marginadas.

Razón por la cual, surge la necesidad de diseñar un programa de formación, solicitado por los propios actores para el manejo de sus recursos naturales, ya que son conscientes de que sus conocimientos no eran suficientes para revertir la problemática que estaban viviendo, pues ellos, no sólo han sido víctimas de la falta de apoyos gubernamentales sino que también enfrentan crisis de identidad y son víctimas del consumismo. Realidad que ha obligado a la población a migrar, ya que en las localidades, no existen oportunidades para el empleo, ni para la educación. Situación que ha trastocado los valores locales, propiciando la inseguridad o la falta de solidaridad. Un componente de la crisis ha sido el incremento de la migración al país vecino del norte ocasionando la desarticulación entre los miembros de la familia nuclear y la extensa. Tampoco existe solidaridad entre el medio rural y el urbano.

Por consiguiente, se diseñaron los cursos talleres relativos al patrimonio cultural y natural, tomando en cuenta los sentires de los actores sociales, sin perder de vista que las propuestas integraran estrategias sobre el uso socioeconómico y ambiental, ya que de esa actitud de respeto dependerán los límites o las alternativas para un desarrollo socioeconómico sustentable. Un camino para comprender la importancia, el papel y la situación en que se encontraba el patrimonio natural fue sin duda alguna la formación no escolarizada. El proceso educativo, como lo sugiere Carlos Núñez Hurtado, es el momento teórico que parte de la práctica, es decir, la praxis asumida por el educando, pues el alumno profundiza, corrige, modifica y avanza en su realidad colectiva. De esta manera, se asegura la alternancia praxis-reflexión-praxis de los educandos.



Reuniones de trabajo: Atarjea, El Llanito (Dolores Hidalgo) y Cieneguillas (Tierra Blanca)

¹⁵ Adoptada en París el 16 de noviembre de 1972. http://portal.unesco.org/culture/es/ev.php-URL_ID=8453&URL_DO=DO_TOPIC&URL_SECTION=201.html Miércoles 12 de septiembre de 2012.

Un elemento más a considerar en la propuesta de trabajo es el apoyo de la oralidad, pues la mayor parte de los educandos no tuvieron el acceso a la educación escolarizada, por tanto, echar mano de ella, contribuye a que la memoria colectiva sea un referente no sólo del devenir histórico sino también de los aciertos, limitaciones y problemas que ha enfrentado una colectividad con relación al desarrollo, la cultura y los recursos naturales. El reencuentro con la memoria se inicia con la biografía del propio educando, ya que a través de ella, accede a la conciencia histórica, aunque es personal, no deja de formar parte de un proceso colectivo.

Así que el aprendizaje, desde esta perspectiva, consiste en alcanzar nuevos niveles de comprensión del conocimiento propio y externo, situación que ayudará a los actores sociales a retomar la autorreflexión para construir las opciones que les den respuestas a las necesidades que enfrentan en la vida cotidiana. De esta preocupación surge el "Diplomado de Turismo Rural Sustentable" para campesinos de Guanajuato que retoma la noción de la enseñanza horizontal entre educandos y talleristas. Acción que permite a ambas partes contrastar y compartir conocimientos. Por tanto, las opciones tienen que estar en función de la autosuficiencia, porque se produce para comer no para vender. Aunque el excedente se transforma y es susceptible de intercambiar o comercializar. El respeto y cuidado del entorno será una prioridad para la cosmovisión que tiene un grupo de su entorno y desarrollo.

Un referente de esta propuesta de trabajo se encuentra desde tiempos inmemoriales donde el ser humano entendía que su existencia dependía de la madre naturaleza, debido a que heredó un saber ancestral con sabiduría sobre la flora y la fauna, acierto que le ha permitido en el devenir histórico realizar una serie de actividades productivas, cuya finalidad ha sido la de obtener productos primarios¹⁶ a través del cultivo y obtención de productos de la tierra (agricultura, fruticultura, horticultura y forestales), la crianza y explotación de ganado y animales de granja. Aunque ahora para el caso de los animales de consumo, se recomienda proteger y fomentar la reproducción de las especies nativas que corresponden a los hábitats de estas regiones¹⁷, pues ellos no compactan los suelos ni ocasiona deforestación o erosión de los suelos como sucede con el pastero libre del ganado vacuno.

De ahí la importancia que tiene el quehacer de la memoria colectiva, pues recupera la experiencia generada, ya que ella guarda elementos esenciales que señalan los obstáculos o las opciones para el proceso de la planeación que conlleve a un desarrollo humano sustentable y equitativo. Motivo por el cual, todos los actores deben interpretar y contrastar la realidad, incorporando para ello, intereses y valores propios, sin ignorar, ni rechazar otras visiones.

Por tanto, se busca a través de la capacitación y la ejecución de los proyectos, construir una actitud de humildad para comprender y actuar como sujetos responsables con los recursos naturales, porque el ser humano es un ser vivo más en la biodiversidad. Al cuidar los recursos naturales, el clima y la sustentabilidad también se protege al ser humano porque tiene una dependencia directa con la madre naturaleza. Tal dinámica es indispensable para poner en práctica el saber ancestral con el conocimiento actual para contrastar las aportaciones de ambas partes con el fin de darle un sentido humano al desarrollo de las personas. Al respecto, las propuestas deben considerar el sentir de la colectividad e incluir una reciprocidad entre la reflexión, la metodología, las técnicas y las herramientas a emplear en los proyectos.

En ese sentido, los módulos del diplomado abordan temas que van desde la recuperación de la memoria colectiva, planificación del turismo rural desde la perspectiva del grupo y de la sustentabilidad; el valor de la riqueza sociocultural y biodiversidad de los paisajes; tipología del

¹⁶ Producto que no ha pasado por un proceso de industrialización, es decir, vegetales o animales. En este proceso interviene el trabajo del hombre, la tierra y los recursos económicos.

¹⁷ Curso taller sobre la biodiversidad impartido por la Biol. Landy Carolina Orozco Uribe. Diplomado de Turismo Rural Sustentable. DECUS / DCSyH del Campus Guanajuato. Universidad de Guanajuato. El Llanito, Dolores Hidalgo: 2011.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

hospedaje para el personal y miembros de la comunidad; perspectiva de género; rehabilitación y restauración de vegetación nativa; importancia de los paisajes y aspectos singulares de la biodiversidad; y los saberes del grupo en relación a los aspectos psicológicos y sociológicos para recibir y atender al visitante. Desde el inicio del *Programa* a la fecha se han realizado siete ediciones del diplomado (2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013 y 2014-2015) donde han participado y formando más de 280 personas. De este total, le corresponde al género femenino, el 75 %.

Una preocupación en la capacitación para ambas partes ha sido dignificar el hogar, es decir, rehabilitar la casa rural para recuperar la sustentabilidad en un ambiente higiénico, por ende, significa dar un primer paso para devolver al suelo la fertilidad en todos los espacios libres, tarea que se apoya en la implementación de un sistema de ecotecnias (cisterna de forreamiento para cosecha de agua de lluvia, estufa patsari¹⁸, biofiltro para reciclar las aguas grises y jabonosas y sanitario seco), ya que la experiencia adquirida en este proceso de devolver al suelo la fertilidad, se debe pasar a la parcela, al monte o al bosque.

Las otras acciones del *Programa* están relacionadas con la recuperación de las prácticas sociales y discursiva sobre el saber ancestral de las plantas nativas que por generaciones han proporcionado los alimentos que complementan por temporadas la dieta cotidiana; las plantas medicinales que desde siempre se han empleado para prevenir o aliviar los malestar que padece la población; así como los diferentes usos domésticos, ya sea para la construcción de techos, cercas vivas o muertas, o bien, como forrajes para alimentar el ganado. Aunque la parte fundamental del encuentro con la flora local se encuentra en la práctica de la dispersión de las semillas dentro de los ecosistemas para mantener un equilibrio y al interior del coamil (traspatio) para la puesta en escena de las farmacias vivas. De la cosecha que se haga de ellas, la producción se transformara en productos medicinales o cosméticos que beneficiaran a la salud de la familia y la economía.



Cursos talleres sobre el patrimonio natural: CEDESA, Dolores Hidalgo

A las acciones del *Programa* se ha incorporado el proyecto denominado “*La noche de las estrellas en tu comunidad*”, esfuerzo que ha involucrado el trabajo en conjunto con los colegas del Departamento de Astronomía de la División de Ciencias Naturales y Exactas del Campus

¹⁸ Término que proviene de la lengua materna del purpecha y significa “la que guarda el calor.”

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Guanajuato, el objetivo es acercar el conocimiento de las áreas exactas a las comunidades más alejadas para que desde los niños, pasando por los jóvenes, hasta los adultos y los mayores, puedan interactuar en los talleres y tengan la oportunidad de observar en los telescopios la bóveda celeste y dialogar con los astrónomos. En estos eventos se conjuntan las voluntades de las autoridades de los H. Ayuntamientos para que asista el mayor número de personas de las comunidades vecinas y la población de la cabecera municipal al lugar donde se presentará el evento.



La noche de las estrellas en tu comunidad (Dolores Hidalgo y Victoria)

Un proyecto más en el *Programa* son los cursos-talleres, relativos a la *salud comunitaria*, apoyados por el Museo Wellcome Trust (Londres, Inglaterra) se imparten en las comunidades que cuentan con museo comunitario (recintos del exvoto) con el fin de sensibilizar sobre los trastornos que ha provocado el alto consumo de alimentos industrializados, ya que la población fue abandonando la dieta ancestral, es decir, rompieron el equilibrio nutricional, ya sea por sentirse “modernos”, o por el ritmo acelerado de la vida cotidiana y por no consumir alimentos naturales y frescos. Al respecto, los cursos-talleres, trabajaron desde la perspectiva de la prevención tanto de la medicina alópata como de la medicina tradicional.

La realidad de la población, en cuanto a salud es que se encuentra en una situación crítica por la irresponsabilidad del Estado Mexicano, pues es cómplice de las empresas transnacionales que invaden sin ningún control el mercado con sus productos “chatarra”. Aunado a esta situación, se encuentra el desconocimiento y la desinformación, ya que la dieta ancestral ha sido suplantada por la “supuesta modernidad” de la comida industrializada, la cual contiene niveles altos de grasas, sal, condimentos químicos y azúcares. Amén de la infinidad de aditivos para darle sabor y el empleo de colorantes artificiales.

Lo que significa que la comida industrializada no cuenta con los nutrientes y perjudica la salud de la población, pues disminuye la capacidad de estudiar en los niños y los jóvenes, no hay un aprendizaje intelectual por la falta de nutrientes. La niñez y juventud padece anemia y trastornos alimenticios; hay pérdida de autoestima en las personas; el sobrepeso, la obesidad y el aumento de enfermedades crónicas degenerativas se convierte en un problema grave para las familias: diabetes, hipertensión arterial, alteración en los lípidos (colesterol, triglicéridos) y cardiopatías se están volviendo un grave problema de salud pública.

De ahí que los cursos-talleres de salud comunitaria centraron sus esfuerzos en la prevención, retomando los aciertos de la medicina alópata y los de la medicina tradicional. De todos es sabido que la primera elimina a través de fármacos los síntomas y restablece el bienestar físico y

psíquico. La segunda, al igual que la primera retoma los conocimientos ancestrales, habilidades y prácticas que provienen de un saber milenario, creencias y experiencias que proporcionan a los pacientes salud, prevención, diagnósticos y tratamientos para las enfermedades físicas y mentales. Al mismo tiempo, se retoma la relación hombre-naturaleza, lo que implica y sugiere cuidar, proteger y dispersar las semillas de la flora local, ya que ella depende la medicina tradicional.

En efecto, la universidad como institución pública tiene el compromiso de propiciar el desarrollo humano sustentable de la vida social de la población a la que se debe para alcanzar en conjunto el bienestar común, ya que es el lugar para contrastar el saber ancestral y el nuevo, la búsqueda de la verdad, la ética y el ejercicio de la libertad.

Por lo que corresponde al *Programa* sus acciones se suman a la misma perspectiva del bienestar social a través de los ejes del patrimonio cultural y el patrimonio natural, es decir, acercar la capacitación no escolarizada y colaborar en la formulación de proyectos relativos a la infraestructura y los servicios con la participación de los propios actores sociales. Por tanto la capacitación será una alternativa para que ellos puedan ofrecer bienes y servicios para que el visitante disfrute y valore la riqueza del entorno, además de permitirles entrar en contacto con los valores culturales y socio-productivos de la localidad. Esta alternativa de autoempleo evita por una parte, el éxodo del campo. Por otra, propicia las oportunidades a mujeres y jóvenes para que sean actores de su propio desarrollo.

BIOSORPTION OF CU (II) AND PB (II) IN AQUEOUS SOLUTIONS USING PACKED COLUMNS WITH BIOSOLIDS (B) AND PYROLYSIS DERIVED BIOCHAR (BC)

Ortiz-Prieto Jorge A.^{1,2}, Acosta-Slane Damaris¹, Lozoya-Márquez Luis A.¹, Gómez-Vargas Ramón¹, González-Sánchez Guillermo¹

¹Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S.C., Departamento de Energías Renovables y Protección del Medio Ambiente. Miguel de Cervantes 120, C.P. 31109, Chihuahua, México.

²Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Chihuahua, Departamento de Red de Alcantarillado Sanitario y Saneamiento. Ave. Ocampo 1604, C.P. 31000, Chihuahua, México.

e-mail: guillermo.gonzalez@cimav.edu.mx

ABSTRACT

This work reports dynamic flow biosorption conditions for Cu (II) and Pb (II) removal in aqueous solutions using biosolids (B) and biochar (BC) from a Wastewater Treatment Plant. Biochar was obtained from (B), where (B) was subjected to thermal treatment consisting of pyrolysis at 600°C with absence of oxygen for 30 minutes [16,17,42]. To study adsorption phenomena, individual packed columns were operated varying both flow rate (100, 150 and 200 ml/min), and metal concentration (150, 200 and 250 mg/L). The column exhaustion time increased with decreasing both concentration and flow for each metal. Bohart-Adams, Thomas and Yoon-Nelson models were applied to the adsorption under varying experimental conditions to predict the breakthrough curves and to evaluate the model parameters of the fixed-bed column that are useful for process design. Thomas and Yoon-Nelson model were in good agreement with experimental data. (BC) had better performance than (B) to remove both metal ions. This was in concordance with Freundlich isotherm parameters and the major surface area for (BC). The selectivity to remove metal was Cu (II) > Pb (II) in both materials.

Keywords: Bioprocess, biosolids, packed columns, pyrolysis, heavy metals removal.

RESUMEN

Este trabajo reporta valores de biosorción de los metales Cu(II) y Pb(II) en solución acuosa en condiciones de flujo dinámico utilizando biosólidos (B) y biocarbón (BC) de una planta de tratamiento de aguas residuales. El biocarbón se obtuvo de (B). Adicionalmente (B) fue sometido a un tratamiento térmico consistente de una pirólisis a 600°C en ausencia de oxígeno durante 30 minutos [16, 17, 42]. Las columnas empacadas fueron operadas variando la velocidad de flujo (100, 150 y 200 mL/min) y la concentración del metal (150, 200 y 250 mg/L) para determinar la capacidad de remoción de los adsorbentes. El tiempo de saturación de la columna se incrementa cuando disminuye la concentración y la velocidad de flujo alimentado para cada metal y con cada material. Se aplicaron los modelos de Bohart-Adams, Thomas y Yoon-Nelson a las pruebas de adsorción para determinar el comportamiento del punto de ruptura y evaluar los valores experimentales de las columnas de lecho fijo. El modelo de Thomas y Yoon-Nelson fueron los que mejor ajuste dieron a los resultados experimentales. El biocarbón resultó mejor adsorbente que los biosólidos para la remoción de ambos metales evaluados. Lo anterior, en concordancia con la isoterma de Freundlich y la mayor área de superficie presentada por el biocarbón. La selectividad para la remoción de los metales en ambos materiales adsorbentes fue Cu(II)>Pb(II)

INTRODUCTION

Environmental pollution with heavy metal gained lately much concern because of their general and specific toxicities. Cu (II) and Pb (II) can be distinguished from other pollutants, because they cannot be degraded naturally but accumulates in living organism [35]. Therefore different technological separation methods have been used for toxic heavy metal ion removal from aqueous solutions such as precipitation, reverse osmosis, ion exchange, electrodialysis,

membrane filtration and adsorption of metal ion with resins. However, all these techniques have limited applications in heavy metals removal due to high operational costs together with undesired waste production. Biomass from wastewater treatment plants offers adsorbent at low cost. Previous studies done with biosolids show that there is high potential for heavy metals removal and recovery biosorption of metals by biomass [20]. For that reason biosorption of metal by biomass has been. Several forms of inexpensive, both living and non-living biosorbents for heavy removal from water include peat moss [33], marine algae [18], fungi [41], waste biomass [36], biosolids (B) [28], and bacteria [25] and a lot of natural materials, were used for heavy metal removal such as chitosan [7], bentonite [27], zeolite [31], clay minerals [4], olive mill residues [39], fly ash [23], coal [11], rice husk [19], sewage sludge ash [30] and siderite [10]. Biosorption is an emergent technology that uses biological materials to remove pollutants from solution [2, 28, 29, 32]. Although, biological materials have received physical or chemical treatments in order to improve their ability to provide better adsorption or to acquire physical stability when used as biosorbent material. Microbiological biomass and biosolid in their native form for large scale process utilization is not practicable because partial solubility in aqueous solutions, poor mechanical strength and low rigidity [14]. Pyrolysis is a thermal process occurring at temperatures between 400-600°C which consists in breaking down complex molecules to simpler molecules of the organic fraction in absence of oxygen [34, 9, 22]. The use of biochar as a low-cost sorbent to remove metallic contaminants from aqueous solutions is an emerging and promising treatment technology, which has already been demonstrated in previous studies [5, 24, 26, 37]. The removal of Cu (II) and Pb (II) ions using biosolids (B) recovered from activated-sludge tanks purge in wastewater treatment plant were studied in this paper. Also, biochar (BC) generated from these biosolids (B) as adsorbent by fixed-bed column was investigated in this paper. To obtain the breakthrough curves both different flow rate and initial concentration of metals were used. Breakthrough curves for the adsorption of Cu (II) and Pb (II) were analyzed using Adams-Bohart model, Thomas model and Yoon-Nelson model.

2.0 METHODOLOGY

2.1 Adsorbent, Valorated solutions and Fixed-bed Column

(B) are obtained from activated sludge tanks of wastewater treatment plant in Chihuahua City Mexico. (B) was reduced and homogenized doing their size through screen 5 mm and 2 mm. Subsequently, (B) was dehydrated by heating at 60°C for 24 hours and finally stored in containers to be used subsequently in the biosorption tests. The (BC) was obtained from (B). (B) were first dried are converted into (BC) through pyrolysis at 600°C with absence of oxygen for 30 minutes in a tubular furnace with steady state nitrogen flow [16,17,42], following the procedure of Inyang [7]. Pb (II) and Cu (II) titrated solutions were prepared by dissolving $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ and $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ respectively to prepare standard solutions ranges of 150, 200 y 250 mg/L for each heavy metal. All chemicals were analytical grade reagents used to avoid interference from any other source. Distilled water is considered for the preparation of standard solutions. The initial pH at 4.0 was adjusted with solutions 1M hydrochloric acid (HCl) and 0.1 N caustic soda (NaOH) solution. Parameters from isotherm models obtained from batch adsorption results prior to this study were used as reference.

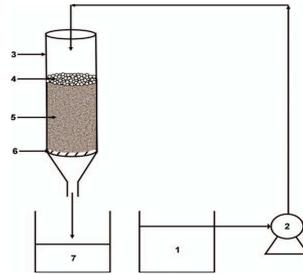


Figure.1 Schematic diagram of the experimental setup: (1) solution feed tank, (2) pump, (3) column, (4) glass beads, (5) adsorbent, (6) porous sheet, (7) effluent storage tank.

2.4 Fixed-bed Adsorption Studies

Continuous flow adsorption experiments were carried out in acrylic columns (10.16 cm internal diameter and 60 cm height). A known quantity for individual of (B) or (BC) was packed into the acrylic column to get 17 cm bed depth. A porous sheet was attached at the bottom of the column in order to support the adsorbent bed and to ensure a good liquid distribution into the column. The top of the bed was covered by a layer of glass beads (2 mm in diameter) in order to avoid the lost of adsorbent (Figure 1). Metal aqueous solution of known concentration was pumped downward through the column by a peristaltic pump (PP-EX204C, Miclins). A series of experiments were conducted at various feed flow rates (100, 175 and 200 mL/min) and influent metal concentrations (150, 200 and 250 mg/L). All the experiments were carried out at $27^{\circ}\text{C} \pm 1$. Samples were collected at regular intervals and the concentration remanent of each metal in the column effluent of was analyzed using absorption atomic spectrophotometer GBC Model Avanta Σ series AS6492. Previously, samples digestion was done according with NMX-AA-051-SCFI-2001. Column operation was stopped when effluent concentration exceeded a value of 99.5% of its initial concentration. Linear regression analysis was used to determine slopes and intercepts of the linear plots.

2.5 Analysis and Modeling Column Data

The breakthrough curves showed the performance of fixed-bed column. The time for breakthrough appearance and the shape of the breakthrough curve are very important characteristics for determining the operation and dynamic response of sorption columns [1]. Effluent concentrations (C_t) from the column that reaches about 5% of the influent concentration (C_o) in the breakpoint. The point where the effluent concentration reaches 95% influent concentration, is usually called the "point of column exhaustion". The breakthrough curve is usually expressed by C_t/C_o as a function of time or volume of the effluent for a given bed depth [21, 12, 13, 3]. The effluent volume (mL) V_{eff} can be calculated from the following equation:

$$V_{ef} = Qt_{total} \quad (1)$$

Q is the volumetric flow rate (mL/min), t_{total} is the total flow time (min). The value of the total mass of metal absorbed, q_{total} (mg), for this study, can be calculated from the total area under breakthrough curve as:

$$q_{total} = q_1 + q_2 \quad \text{where:} \quad (2)$$

$$q_1 = \frac{Q}{1000} \int_{t=0}^{t=total} C_{ad} dt \quad [6] \quad (3)$$

$$q_2 = \frac{Qv t_{10\%} C_{ad}}{1000} \quad [8]$$

(4)

Where q_1 is the mass of metal adsorbed under breakthrough curve [13], q_2 is the constant mass of metal adsorbed up to breakpoint curve [8], C_{ad} is metal removal concentration (mg/L), $t_{10\%}$ is the time at concentration of effluent is the 10% from concentration initial (min), and Qv is the flow volumetric (mL/min). Equilibrium metal uptake or maximum capacity of the column, q_{eq} (mg/g), in the column is calculated as the following:

$$q_{eq} = \frac{q_{total}}{m} [6]$$

(5)

In recent years, various mathematical models are used to describe fixed-bed column adsorption data. On the present study, Bohart-Adams model, Thomas model and Yoon-Nelson model were used to describe the fixed-bed adsorption dynamics of biosolid and biochar.

Bohart-Adams Model

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_o}\right) = K_{AB} C_o t - K_{AB} N_o \left(\frac{Z}{U_o}\right)$$

(6)

Thomas Model

$$\ln\left(\frac{C_o}{C_t - 1}\right) = \frac{K_{Th} q_o m}{Q} - K_{Th} C_o t$$

(7)

Yoon-Nelson model

$$\ln\frac{C_t}{(C_o - C_t)} = K_{YN} t - \tau K_{YN} \quad (8)$$

Where C_o and C_t are influent and effluent concentration (mg/L), Z is the bed depth of the fix-bed column (cm) and U_o is the superficial velocity (cm/min) defined as the ratio of the volumetric flow rate Q (cm³/min) to the cross-sectional area of the bed A (cm²), K_{Th} is the Tomas model constant (mL/min mg), q_o is the adsorption capacity (mg/g), and t stands for total flow time (min), K_{YN} is the rate constant (min⁻¹) and τ is the time required for 50% adsorbate breakthrough (min).

3.0 RESULT AND DISCUSSION

3.1 Effect of flow rate on breakthrough curve

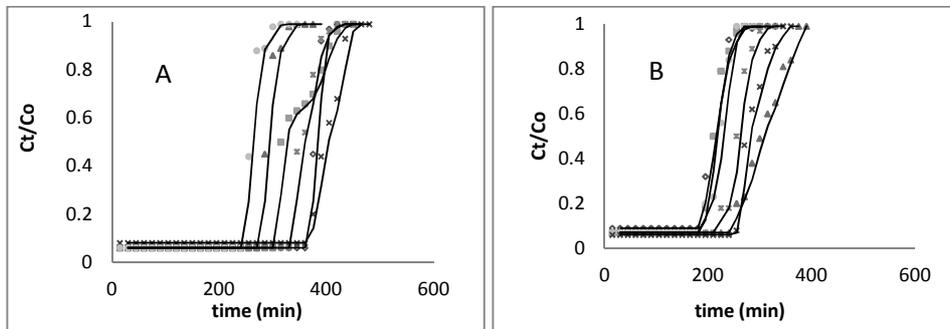


Figure 2. Effect of feed flow rate on breakthrough curve A: $C_o=150\text{mg/L Cu}$ B: $C_o=150\text{mg/L Pb}$.

(◊)100mL/min-Biosolid, (▪)175 mL/min-Biodolid, (▲)200 mL/min-Biodolid.
 (x)100mL/min-Bio-char, (⋈)175 ml/min-Bio-char, (●) 20mL/min-Bio-char.

The effect of flow rate on breakthrough performance at the above operating conditions is shown in Fig. 2a for Cu (II) with (B) and (BC). It can be seen that the adsorption efficiency was higher at lower flow rate. This can be explained by the fact that under lower flow rate, the residence time of the metal is longer and hence the metal gets more time to be captured into available binding sites around or inside the adsorbent. The adsorption data were evaluated when equilibrium of Cu (II) or Pb(II) fed to the column was reached.

3.2 Effect of metal initial concentration on breakthrough curve

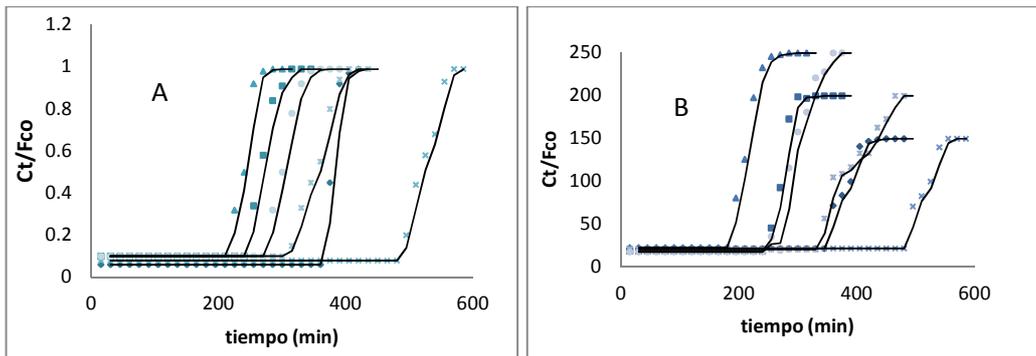


Figure 3. Effect of metal concentration initial on breakthrough curve A: Q = 100mL/min with Cu, B: Q=100mL/min with Pb. (◊)100mL/min-Biosolid, (▪)175 mL/min-Biodolid, (▲)200 mL/min-Biodolid. (x)100mL/min-Bio-char, (⋈)175 ml/min-Bio-char, (●) 20mL/min-Bio-char.

The effect of metal concentration on breakthrough performance at the above operating conditions shown in Fig. 3 for Cu (II) and Pb (II) whit (B) and (BC). It can be seen that the adsorption efficiency was higher at lower flow rate. This can be explained by the fact that lower concentrations, the breakpoint decreased with increased inlet metal concentration as the binding sites become more quickly saturated in the sistem.The adsorption data were evaluated and equilibrium of Cu (II) or Pb(II) fed to the column.

Table 1. Parameter in fixed-bed column for Cu (II), Pb (II)adsorption by biosolid and biochar.

C ₀ (mg/L)	C _{ad} (mg/L)		Q (ml/min)	time (min)		t _{total} (min)		(∫ C _{ad} dt)		q ₁		q ₂		q total		m _(total) (mg/g)	
	Pb	Cu		Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu
BIOSOLID (800 gr)																	
150	129	141	100	360	360	465	450	2527.5	2527.5	356	253	6548	5076	7157	11877	8.95	14.85
	127	140	175	300	300	435	360	5677.5	5677.5	795	994	5334	7350	7122	13678	8.90	17.10
	132	141	200	270	270	375	345	2895.0	2895.0	408	579	5025.2	7614	6012	13218	7.52	16.52
200	182	180	100	240	240	360	240	5370.0	5370.0	967	537	7862.4	4320	9366	12719	11.71	15.90
	174	180	175	210	210	345	315	8827.5	8827.5	1589	1545	6577.2	6615	9711	14737	12.14	18.42
	160	182	200	240	240	285	285	9352.5	9352.5	1702	1871	6988.8	8736	10561	17595	13.20	21.99
250	228	230	100	210	210	300	210	7290.0	7290.0	1677	729	11012	4830	13418	16571	16.77	20.71
	233	240	175	180	180	270	285	9030.0	9030.0	2167	1580	10066	7560	13813	19206	17.27	24.01
	232	230	200	210	210	375	180	7230.0	7230.0	1663	1446	11206	9660	14315	22312	17.89	27.89
BIOCHAR (800 g)																	
150	129	138	100	480	480	555	540	5430.0	5430.0	749	543	8545	6624	9837	15712	12.30	19.64
	132	143	175	330	330	525	450	3082.5	3082.5	441	539	6229	8258.3	7209	15027	9.01	18.78
	128	139	200	240	240	435	420	2865.0	2865.0	398	573	4270.1	6672	5241	11515	6.55	14.39
200	180	180	100	360	360	465	300	9502.5	9502.5	1710	950	11664	6480	14325	19094	17.91	23.87
	180	180	175	240	240	360	465	9577.5	9577.5	1724	1676	7776	7560	11176	17012	13.97	21.27
	180	180	200	225	225	315	345	11550.0	11550.0	2079	2310	7290	8100	11679	17700	14.60	22.13
250	233	225	100	270	270	330	345	7305.0	7305.0	1644	731	14155	6075	16529	20960	20.66	26.20
	233	225	175	240	240	300	315	9022.5	9022.5	2030	1579	12582	9450	16191	23611	20.24	29.51
	233	225	200	240	240	270	300	7230.0	7230.0	1627	1446	12582	10800	15655	24828	19.57	31.04

3.2 Effect of influent metal concentration

Column experiments were carried out by varying the inlet metal concentration in three different concentrations. The adsorption breakthrough curve obtained for adsorbate concentrations of 150, 200 and 250 mg/L are given in Figure 2b. It can be seen that breakthrough time decreased with increasing influent metal concentration. The breakthrough point decreased with increased inlet metal concentration as the binding sites became more quickly saturated in the system. These results demonstrate that concentration gradient change affects the saturation rate and breakthrough time. These results are similar to those found by other researches in adsorption systems in columns for different metal concentrations and using different sorbent materials [40].

3.3 Breakthrough curve modeling

Bohart-Adams model

The Bohart-Adams model was applied to the experimental data obtained from the fixed-bed column studies for the description of the initial part in the breakthrough curve. The values of K_{AB} and N_o were calculated from the slope and intercept of the plot $\ln(C_t/C_o)$ versus t . The estimated values of these parameters along with the correlation coefficient values are shown in Table 2. In this table it can be seen that as the inlet metal concentration increases, the maximum volumetric sorption capacity of the bed increases in both metal Cu (II) and Pb (II). Comparing both adsorbents, non-significant differences were found. However, it can be seen in Table 2, the low average value of R^2 (<0.88) indicating that this model was not appropriate for describing the column adsorption data [6].

Table 2. Bohart-Adams model parameters at different experimental conditions.

C _o (mg/L)	Q (ml/min)	BOHART-ADAMS MODEL					
		Pb (II)			Cu (II)		
		K _{AB} (l/mg.min)	N _o (mg/l)	R ²	K _{AB} (l/mg.min)	N _o (mg/l)	R ²
BIOSOLID							
150	100	3.60E-03	7.67E+03	0.8632	3.00E-04	4.71E+05	0.7106
	175	1.00E-04	4.72E+05	0.8320	2.30E-03	4.95E+05	0.9161
	200	1.00E-04	4.57E+05	0.8175	2.00E-05	3.24E+05	0.6751
200	100	1.00E-04	6.94E+05	0.8075	1.00E-03	8.32E+05	0.8102
	175	1.00E-04	4.53E+05	0.9636	1.00E-04	4.58E+05	0.9491
	200	1.00E-04	2.59E+05	0.6266	2.00E-04	4.00E+05	0.9566
250	100	1.00E-04	9.01E+05	0.7196	6.00E-03	1.45E+04	0.7650
	175	1.00E-04	4.96E+05	0.8007	2.00E-04	4.82E+05	0.8027
	200	1.00E-04	4.52E+05	0.8749	1.00E-04	4.41E+05	0.8289
BIOCHAR							
150	100	0.00360	1.34E+04	0.8144	1.00E-04	9.04E+05	0.8872
	175	0.00010	4.35E+05	0.9636	1.00E-04	5.19E+05	0.8795
	200	0.00010	4.06E+05	0.7007	2.00E-04	3.09E+05	0.6470
200	100	0.00004	1.02E+06	0.8599	1.00E-04	8.79E+05	0.9571
	175	0.00005	5.72E+05	0.8614	1.00E-04	5.02E+05	0.9837
	200	0.00010	4.52E+05	0.9684	1.00E-04	4.68E+05	0.9884
250	100	0.00010	1.38E+06	0.8612	1.00E-04	1.09E+06	0.8391
	175	0.00010	7.03E+05	0.8725	1.00E-04	6.21E+05	0.8432
	200	0.00010	5.53E+05	0.9256	1.00E-04	5.22E+05	0.8599

3.3.2 Thomas model

The relative coefficients were obtained using linear regression analysis according to equation above and the results are shown in Table 3. One can observe that Thomas model (average $R^2 > 0.9454$) provided a better fitting compared to Bohart-Adams model. It can be seen that with the flow rate and initial concentration increased, the value of K_{Th} is practically the same, but the value of q_o increased too. It was attributed to a driving force for adsorption in the concentration difference. Thus the faster flow rate, higher influent concentration would increase the adsorption of Cu (II) and Pb (II) in both adsorbents on the fixed-bed columns. Thomas model was suitable for adsorption process, which indicates that the external and internal diffusions were not the limiting steps [6].

Table 3. Thomas Model parameters at different experimental conditions.

C ₀ (mg/L)	Q (ml/min)	THOMAS MODEL					
		Pb (II)			Cu (II)		
		K _{Tr} ×10 ⁻⁴	q ₀	R ²	K _{Tr} ×10 ⁻⁴	q ₀	R ²
BIOSOLID							
150	100	4.333	6087.69	0.9746	8.473	10608.28	0.9714
150	175	2.360	11176.64	0.8185	1.787	10730.29	0.7972
150	200	6.520	9769.56	0.9581	6.52	9769.56	0.9581
200	100	5.613	6748.78	0.9794	4.165	663.81	0.9865
200	175	5.393	8138.64	0.9126	4.045	12163.47	0.9126
200	200	3.327	10984.72	0.9364	7.76	15174.60	0.9745
250	100	5.673	6499.34	0.9941	3.332	6478.84	0.9937
250	175	3.332	11849.40	0.9223	3.332	11849.40	0.9223
250	200	3.492	12981.55	0.9951	3.456	14848.81	0.9923
BIOCHAR							
150	100	4.747	6070.31	0.9306	4.127	9722.13	0.9659
150	175	2.387	9843.75	0.8785	3.427	11040.65	0.9089
150	200	2.060	12523.06	0.8359	636	9738.60	0.9545
200	100	1.385	7289.98	0.8847	2.65	7148.11	0.9623
200	175	1.115	14384.73	0.7832	2.62	12533.87	0.9772
200	200	4.185	14948.65	0.8544	2.295	14877.99	0.9067
250	100	2.440	11020.49	0.9098	3.32	8362.573	0.9927
250	175	2.836	17039.51	0.9858	2.584	15084.77	0.9725
250	200	2.880	19479.17	0.9444	3.908	16615.9161	0.9629

3.3.3 Yoon-Nelson model

Where K_{YN} is the rate constant (min^{-1}) and τ is the time required for 50% adsorbate breakthrough (min). A linear plot of $\ln(C_0/(C_0-C_t))$ against t , determined the values of K_{YN} and τ from the intercept and slope of the plot. Different statistical parameters of the Yoon-Nelson model were calculated and given in Table 4. The R^2 average value from both metals and biosorbents were higher than 0.92 underlining the validity of Yoon-Nelson model to present system. As shown in Table 4 the N_{KY} and the 50% time breakthrough time τ values decreased with increase inflow rate and initial metal concentration.

Tabla 4. Yoon-Nelson parameters at different experimental conditions.

C ₀ (mg/L)	Q (ml/min)	YOON-DALTON MODEL					
		Pb (II)			Cu (II)		
		K _{YN} ×10 ⁻²	τ	R ²	K _{YN} ×10 ⁻²	τ	R ²
BIOSOLID							
150	100	13.0000	162.34	0.9746	12.710	377.18	0.9714
150	175	9.5800	168.62	0.9699	3.540	340.62	0.8185
150	200	12.1160	16.73	0.9434	9.780	260.43	0.9581
200	100	5.6600	114.17	0.8453	8.420	265.71	0.9794
200	175	7.7200	117.53	0.9829	8.090	124.02	0.9126
200	200	21.2800	98.36	0.9501	4.990	262.93	0.9364
250	100	14.8800	103.97	0.9923	9.230	219.4	0.9597
250	175	16.3600	105.83	0.9851	17.600	107.48	0.8402
250	200	8.4400	149.76	0.88804	8.730	216.69	0.9951
BIOCHAR							
150	100	4.22	299.53	0.9306	14.960	123.00	0.9394
150	175	4.37	289.24	0.8756	14.400	176.59	0.8664
150	200	6.770	186.71	0.7668	16.640	129.51	0.9304
200	100	3.87	326.61	0.7190	13.000	141.61	0.9208
200	175	6.56	192.68	0.8323	12.960	141.79	0.9225
200	200	8.37	151.07	0.8544	12.640	144.91	0.8436
250	100	5.170	244.49	0.8564	16.600	133.80	0.9924
250	175	5.11	247.36	0.9293	12.920	137.92	0.9725
250	200	7.110	177.78	0.8875	19.540	132.93	0.9629

CONCLUSION

- The breakthrough time and bed exhaustion time shifted to earlier time scale with increasing flow rate. This was due to the short contact time of the metal solution with the adsorbent at higher flow rates, thus allowing lesser interaction between metals and adsorbents, and hence leading to an earlier breakthrough.
- The bed adsorption capacity increased with increasing influent metal concentration due to change in concentration
- The dynamic flow adsorption data of Cu (II) and Pb (II) on to adsorbent (b) and (BC) as obtained under different experimental conditions correlated well with both Thomas model and Yoon-Nelson model.
- This study also identified (BC) performed better than (B) in fixed bed column in spite of the capacity of adsorption for (B) and (BC) is very similar with because (B) in its native form for large scale process utilization is not practicable because of its partially soluble in the aqueous solutions, poor mechanical strength and little rigidity.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Chihuahua (JMAS) for providing partial financial support and provide facilities for the realization of run column test under their facilities, also sample digestion in laboratory of wastewater treatment plant. Also, Jorge Ortiz-Prieto is indebted with Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) for doctoral grant.

REFERENCES

- [1] Ahmad, A. (2010), Biochar from anaerobically digested sugarcane bagasse, *Bioresource Technol.*, (101), 8868-8872.
- [2] Aksu, Z., Akpinar, D. (2001), Competitive biosorption of phenol and chromium (VI) from binary mixtures onto dried anaerobic activated sludge, *Biochemical Engineering Journal*, (7) 183-193.
- [3] Aksu, Z. (2004), Biosorption of phenol by immobilized activated sludge in a continuous packed bed: prediction of breakthrough curves, *Process Biochem.*, (39), 599-613.
- [4] Babel, S., Karniawan, T., (2003), Low-cost adsorbents for heavy metal uptake from contaminated water, *Review J. Haz. Mat.*, (B97), 291-243.
- [5] Beesley, L., Marmiroli, M., (2011), The immobilization and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar, *Environ. Pollut.* (159) 474-480.
- [6] Chen, S. (2001), Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solutions by modified corn stalk: A fixed-bed column study. Doi 10.1016/j.biortech.2011.11.110.
- [7] Chu, K. (2002), Removal of copper from aqueous solution by chitosan in prawn shell: Adsorption equilibrium and kinetics, *J. Haz. Mat.*, (90), 77-95.
- [8] Costodes, T. (2005), Removal of lead (II) ions from synthetic and real effluents using immobilized *pinus sylvestris* sawdust: Adsorption on a fixed-bed column, *Hazard. Mater.*, (B123), 135-144.
- [9] Das, K. (2009), Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine, *Environ. Sci. Technol.* (43), 3285-3291.
- [10] Erdem, M., Özverdi, A., (2005) Lead adsorption from aqueous solutions on to siderite, *Sep. Purif. Technol.*, (42), 259-264.
- [11] Gupta, G. (1990), Removal of chrome dye from aqueous-solution by mixed adsorbents-fly ash and coal, *Water Res.* (24), 45-50.
- [12] Han, R. (2009a), Adsorption of methylene blue by *phoenix tree* leaf powder in a fixed-bed column: experiments and prediction of breakthrough curves, *Desalination* (245), 284-297.
- [13] Han, R. (2009b), Characterization and properties of iron oxide-coated zeolite as adsorbent for removal of copper (II) from solution in fixed-bed column, *Chem. Eng. J.* (149), 123-131.
- [14] Hasan, S. (2009), Biosorption of lead using immobilized *Aeromonas hydrophila* biomass in up flow column system: Factorial design for process optimization, *J. Haz. Mat.*
- [15] Inyang, M. (2010), Biochar from anaerobically digested sugarcane bagasse, *Bioresource. Technol.*, (101), 8868-8872.
- [16] Inyang, M. (2012), Removal of heavy metals from aqueous solutions by biochars derived from anaerobically digested biomass, *Bioresource Technol.* (110), 50-56.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

- [17] Ionannidou, O. (2007), Agricultural residues as precursors for activated carbon-A review, *Renew Sust. Energ. Rev.* II, (9), 1966-2005.
- [18] Kaewsarn, P., (2002), Biosorption of copper (II) from aqueous solutions by pretreated biomass of marine algae *Padina sp.*, *Chemosphere*, (47), 1081-1085.
- [19] Khalid, N. (1999), Removal of mercury from aqueous solution by adsorption to rice husks, *Sep. Sci. Technol.*, (34), 3139-3153.
- [20] Kilic, M. (2007), Effect of conditioning for Pb (II) and Hg (II) biosorption on waste activated sludge, *Chemical Engineering and Processing*, (47), 31-40.
- [21] Kundu, S. (2004), Removal of arsenic using hardened paste of Portland cement: batch adsorption and column study, *Water Res.*, (38), 3780-3790.
- [22] Lehmann, J. (2006), Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems-a review. *Mitig. Adapt. Strat. Global Change*, (11) 403-427.
- [23] Lin, C., Chang, J. (2001), Effects of fly ash characteristics on the removal of Cu (II) from aqueous solutions, *Chemosphere*, (44), 1185, 1192.
- [24] Liu, Z., Zhang, F., (2009), Removal of lead from water using biochar prepared from hydrothermal liquefaction of biomass., *J. Haz. Mater.*, (167), 933-939.
- [25] Matis, K. (2003), Sorptive flotation for metal ion recovery, *Int. J. Miner. Process.*, (70), 99-108.
- [26] Mohan, D. (2007), Sorption of arsenic cadmium and lead by chars produced from fast pyrolysis of wood and bark during bio-oil production, *J. Colloid Inter. Sci.* (310), 57-73.
- [27] Nassem, R., Tahir, S., (2001), Removal of Pb (II) from aqueous/acidic solutions by using bentonite as an adsorbent, *Water Res.*, (35), 3982-3986.
- [28] Norton, L. (2004), Biosorption of zinc from aqueous solutions using biosolids, *Advances in Environ. Res.* (8), 629-635.
- [29] Orhan, Y. (2006), Biosorption of heavy metals from wastewater by biosolids, *Eng. Life Sci.* Doi:10.1002/elsc.2005201335.
- [30] Pan, S. (2003), Reusing sewage sludge ash as adsorbent for copper removal from wastewater, *Res. Conserv. Recycling.*, (39) 79-90.
- [31] Peric, J. (2004), Removal of zinc, copper and lead, by natural zeolite: a comparison adsorption isotherms, *Water Res.*, (38), 1893-1899.
- [32] Remeranova, L.I. (2011), Biosorption of cadmium and zinc by activated sludge from single and binary solutions: Mechanism, equilibrium and experimental design study, *Journal of Taiwan Institute of Chemical Engineers.*
- [33] Rinsquivist, L (2002), Copper and Zinc adsorption onto poorly humified *sphagnum and carox* peat, *Water Res.*, (36), 2233-2242.
- [34] Sekar, M. (2004), Kinetic and equilibrium adsorption of lead (II) onto activated carbon prepared from coconut shell, *J. of Colloid and Interface Sci.*, (279), 307-313.
- [35] Shaaban, A. (2013), Synthesis and characterization of dithiocarbamate chelating resin and adsorption performance towards Hg (II), Cd (II), and Pb (II) by batch and fixed-bed column methods, *Env. Chem. Eng.*, doi:10.1016/j.jece.2013.04.014.
- [36] Tobin, J., Roux, J. (1998), *Mucor* biosorbent for chromium removal from tanning effluent, *Water Res.*, (132), 1407-1416.
- [37] Uchimaya, M. (2011), Screening biochar for heavy metal retention in Soil: Role of oxygen functional groups, *J. Hazard Mater.*, (190), 432-441.
- [38] Uddin, Md. (2009), Adsorption of methylene blue by jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) leaf powder.
- [39] Veglio, F. (2003), Sorption of copper by olive mill residues, *Water Res.* (37), 4895-4903.
- [40] Vinodini, M. (2010), Packed bed columns studies on Cr (VI) removal by eggshell: Batch and column studies, *Separation Sci. and Tech.*, (47) 112-123.
- [41] Yan, G., Viraraghavan, T. (2003), Heavy metal removal from aqueous solutions by *fungus mucor rouxii*, *Water Res.* (37), 4486-4496.
- [42] Yang, Y. (2014), Biochar from *Althernantera philoxeroides* could remove Pb (II) efficiently, *Bioresource technol.* Doi:dx.org.10.1016/j.jece2013.04.014.

CARACTERIZACIÓN DE UN DESECHO AGROINDUSTRIAL MEXICANO PARA SU EMPLEO COMO MATERIAL PUZOLÁNICO

Víctor Jiménez-Quero[✉], Pedro Montes-García

Instituto Politécnico Nacional CIIDIR Unidad Oaxaca, Oaxaca, México.
Hornos 1003 Santa Cruz Xoxocotlán, Col. Noche Buena, Oaxaca, C.P. 71230.
vjimenezq@ipn.mx

ABSTRACT

In the present work, the density, chemical composition and Resistance Activity Index (RAI) of sugar cane bagasse ash (SCBA) was obtained to assess its possible use as pozzolan. Chemical analysis of SCBA was carried out using the gravimetric method, total digestion, and optical and volumetric inductively coupled plasma, in order to identify the major oxides for comparison with the guidelines of the ASTM C 618-00. The compressive strength of mortar cubes was established in order to estimate the RAI. RAI of Fly Ash (FA) was also obtained for comparison. CBC results show a 76.02% in the total of oxides ($\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$). CBC displayed an RAI of 81.6 % at 7 days, 103.6 at 14 days and 112.8% at 28 days. It was concluded that the use of SCBA in hydraulic concrete is viable.

Keywords: *Biotechnology, natural mineral admixture, biocomposite, compressive strength.*

RESUMEN

En el presente trabajo se obtuvo la densidad, composición química y el Índice de Actividad Resistente (IAR) de la ceniza de bagazo de caña azúcar (CBC), para evaluar su posible uso como puzolana. El análisis químico de la caniza se realizó con el método gravimétrico, digestión total, plasma de acoplamiento inductivo óptico y volumétrico, identificándose los principales óxidos para compararlos con los lineamientos de la norma ASTM C 618-05. Se obtuvo la resistencia a compresión de cubos de mortero para calcular el IAR. Se obtuvo también el IAR de la Ceniza Volante (CV) con fines de comparación. Los resultados de CBC muestran un 76.02% en la suma de óxidos ($\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$). La CBC obtuvo un IAR 8.6, 103.6 y 112.8% a 7, 14 y 28 días respectivamente. Se concluye que la CBC puede utilizarse como puzolana en el concreto hidráulico.

Palabras Clave: *Biología, adición mineral natural, biocompuesto, resistencia a compresión.*

INTRODUCCION

Un material puzolánico es un material silíceo o aluminosilíceo que por sí mismo posee poco o ningún valor cementante pero que, en forma finamente molida y en presencia del agua, reacciona químicamente con el hidróxido de calcio liberado por la hidratación del cemento portland para formar compuestos que poseen propiedades cementantes [1].

En algunos países como Brasil, India, Tailandia se ha realizado proyectos que han demostrado que la Ceniza de Bagazo de Caña (CBC) tiene potencial para ser utilizada como material puzolánico y sustituir parcialmente el cemento portland en morteros y concretos [2-4]. Otros estudios [5] reportan que por cada tonelada de caña procesada, el 25% es bagazo y el 0.6% es de ceniza. México ocupa el quinto lugar a nivel mundial en la producción de caña de azúcar por lo que genera también grandes cantidades de CBC, sin embargo son pocos los estudios realizados sobre la caracterización de este desecho para emplearse como material puzolánico.

En este proyecto se determinó el Índice de Actividad Resistente de la CBC, generada como sub-producto del ingenio azucarero Constancia, ubicado en Tezonapa Veracruz, México. En la primera fase, se realizaron análisis químicos tanto a la ceniza de bagazo de caña como al

cemento para identificar y cuantificar los principales óxidos presentes en ellos, y se llevó a cabo un estudio de las formas de sus partículas.

En la segunda fase, se elaboraron cubos de mortero de 50 mm por lado empleando: arena sílica estándar Ottawa, cemento pórtland ordinario y ceniza de bagazo de caña. Los cubos fueron sometidos a la prueba de resistencia a compresión de acuerdo al procedimiento de la norma ASTM C191-04b (2004) a 7, 14 y 28 días con tres réplicas para cada edad. Con fines de comparación, todo lo anterior también se realizó empleando un ceniza volante industrial comercial.

METODOLOGIA

Los materiales empleados fueron cemento de grado comercial CPC30R (CP), ceniza de bagazo de caña (CBC), ceniza volante comercial (CV) clase F, arena estándar graduada tipo Ottawa (ASTM C 778-02) y agua bidestilada.

La CBC se obtuvo del ingenio azucarero Constanica, localizado en Tezonapa, Veracruz, fue colectada directamente del tiradero a cielo abierto y sólo se cribó por el tamiz No. 200 (75 μ m) durante 4 minutos, Figura 1.



a



b

Figura 1.- Recolección (a) y cribado (b) de la CBC

Prueba de densidad

La obtención de la densidad de la CBC, se llevó a cabo de acuerdo a la normas ASTM C188-95. Se utilizó un frasco de Chatelier, nafta (gasolina blanca) y una báscula digital con precisión de centésimos de gramo, Figura 2.



a



b

Figura 2.- Determinación de la densidad de la CBC, a) adición de la ceniza en nafta, b) expulsión de aire

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Análisis químico

Se realizó un estudio de composición química de óxidos mayores a la CBC en el Servicio Geológico Mexicano estación Oaxaca. Se empleó el método gravimétrico, digestión total, plasma de acoplamiento inductivo óptico y volumétrico.

Este análisis se llevó a cabo con la finalidad de cuantificar los principales óxido (SiO_2 , Al_2O_3 y Fe_2O_3) presentes en la CBC y comparar con lo establecido en la norma ASTM C 618-05, la cual menciona que la sumatoria de dichos óxidos debe ser mayor a 70% para que las cenizas sean consideradas puzolanas.

Análisis morfológico

El estudio de la forma de las partículas de la CBC se realizó mediante el empleo de un microscopio electrónico de barrido de alto vacío JEOL® modelo JSM-6490LV. Para la observación fue necesario que las muestras fueran conductoras, esto se logró recubriéndolas con deposiciones de oro-paladio utilizando una recubridora marca Denton Vacuum modelo Desk IV.

Índice de Actividad Resistente

Se determinó el índice de Actividad Resistente (IAR) de la CBC cribada por el tamiz no. 200 (75 micrones) y de la CV comercial. Se siguió el procedimiento establecido en la norma ASTM C311-04, la cual establece para el diseño de mezclas, que los especímenes de control se elaboren con 2.75 partes de arena por una de cemento, una relación agua/cementantes de 0.485, la cual se modifica hasta alcanzar una fluidez de 110 ± 5 mm y para las mezclas con puzolanas se mantienen estas proporciones y se reemplaza un 20% de cemento por puzolana. El diseño de las mezclas se presenta en la Tabla 1. En la Figura 3 se indican los aspectos más importantes de la elaboración y ensayo de los cubos de mortero para la determinación del IAR.

Tabla 1.- Diseño de mezclas para la obtención del IAP

<i>Material</i>	<i>Mezcla Control</i>	<i>Mezcla con CBC</i>	<i>Mezcla con CV</i>
Cemento	100%	80%	80%
Ceniza de bagazo de caña (CBC)		20%	
Ceniza Volante			20%
Relación arena/cementantes	2.75	2.75	2.75
Fluidez (mm)	102	106	105



Figura 3.- Procedimiento para determinar el IAR, a) evaluación de la fluidez de la mezcla, c) colado de cubos de mortero, curado y d) ensaye de resistencia a compresión

RESULTADOS Y DISCUSION

Prueba de densidad

La densidad obtenida de la CBC fue de 2.24 la cual es ligeramente inferior al valor de la densidad del cemento que es de 2.94.

Análisis químico

Para que un material sea considerado una puzolana debe reunir los criterios estipulados en la norma ASTM 618-05, los cuales son: la suma de los tres óxidos mayores ($\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$) debe ser mayor que 70%, el contenido de CaO deberá ser menor al 10%, y debe contener menos del 6% de pérdidas por ignición (LOI). La norma (ASTM C 618-05) limita el contenido de LOI en materiales puzolánicos a menos del 6%, en gran parte porque altos niveles de LOI comúnmente resultan en decoloración, pobre inclusión de aire y segregación, además pueden interferir con las reacciones de hidratación del cemento, incrementar la demanda de agua y superplastificante, reducir la trabajabilidad y resistencia a compresión de materiales basados en cemento [6-7].

La suma de los tres principales óxidos para la CBC fue de 76.02%, tuvo 2.36% de CaO y 10.53% de LOI, Tabla 2. Estas pérdidas podrían atribuirse a que durante el proceso de quemado se tiene combustión incompleta del bagazo, probablemente por un pobre control de la temperatura de calcinado o suministro insuficiente de oxígeno. Aunque el porcentaje de LOI de la CBC fue alto y podría afectar algunas propiedades de materiales basados en cemento, se decidió utilizar esta ceniza debido al interés que se tiene de estimar sus efectos sin que reciba un pos-tratamiento adicional, lo cual sería muy demandante en energía, es decir, se utilizó prácticamente como se recibió. La CV utilizada en esta investigación tiene una suma de óxidos principales de 84.46 %, un contenido de 4.83% CaO y LOI de 3.69%, por lo tanto se corrobora que es una puzolana Clase F

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 2.- Composición química de las adiciones minerales utilizadas en este estudio (wt. %)

compuesto	CBC	CV
Óxido de Aluminio (Al ₂ O ₃)	14.61	20.58
Óxido de Calcio (CaO)	2.36	4.83
Fe (Total) (Fe)	4.38	3.59
Óxido de Hierro (Fe ₂ O ₃)	5.04	2.78
Óxido de Potasio (K ₂ O)	3.29	1.30
Óxido de Magnesio (MgO)	1.43	1.20
Óxido de Manganeso (MnO)	0.18	0.05
Óxido de Sodio (Na ₂ O)	1.57	1.28
Óxido de Fósforo (P ₂ O ₅)	0.85	0.22
Dióxido de Silicio (SiO ₂)	56.37	61.10
Óxido de Titanio (TiO ₂)	0.96	0.72
Pérdida por ignición a 1000°C	10.53	3.69
SiO₂ + Al₂O₃ + Fe₂O₃	76.02	84.46

Análisis morfológico

El análisis de las micrografías, en la Figura 4, muestra que las partículas de son alargadas y angulares. Es bien sabido que la forma y tamaños de partículas de los materiales puzolánicos tienen un efecto significativo en las propiedades reológicas de materiales basados en cemento portland. Por lo que se infiere que la CBC podría repercutir en la trabajabilidad de pastas, morteros y concretos que la contengan.

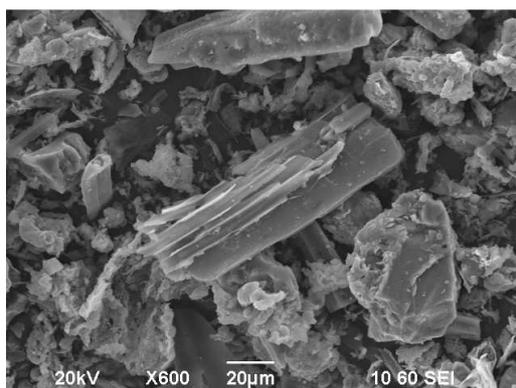


Figura 4.- Micrografía de la CBC

Índice de Actividad Resistente

En la Figura 5 se muestran los resultados de los Índices de Actividad Resistente de la ceniza de bagazo de caña y la ceniza volante a 7, 14 y 28 días. Se observa que los índices de actividad resistente son aceptables ya que ambos superan el 75% requerido por norma ASTM C618-05 para que estos materiales funcionen como puzolanas.

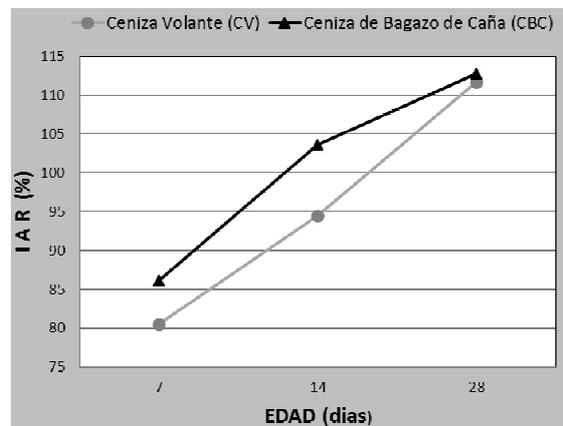


Figura 5.- Índice de Actividad Resistente de la CBC y CV

La tendencia general que se observa es que el IAR de las cenizas evaluadas se incrementa con la edad. Los valores de IAR de la ceniza de bagazo de caña son mayores a 7 días y 14 días que los calculados para la ceniza volante a esas mismas edades, pero a 28 días los valores son similares. Estos resultados indican que la ceniza de bagazo de caña en estudio es altamente puzolánica a pesar del alto contenido de carbón observado en la Fase 1. Dichos resultados son congruentes con el análisis químico realizado también en la Fase I, en donde la suma de los óxidos principales ($\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$) fue mayor al 70%.

CONCLUSIONES

El Índice Actividad Resistente de la ceniza de bagazo de caña, cribada por el tamiz 200, supera el 75% que solicita la norma ASTM C618-05 y representa una opción importante para utilizar productivamente un material de desecho, de la industria azucarera y de etanol, que habitualmente es depositado en grandes cantidades al aire libre y hacer un uso racional del cemento Pórtland, logrando de esta manera abatir en parte, los problemas concernientes a la contaminación del medio ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer el apoyo económico otorgado por el Instituto Politécnico Nacional de México mediante el proyecto de investigación: "Resistividad eléctrica de morteros y concretos hidráulicos elaborados con materiales suplementarios". Clave: SIP 20140948. Se agradece también a la COFAA del IPN y al CONACyT el apoyo económico para la asistencia a este evento.

REFERENCIAS

- [1] ACI 116R Cement and Concrete Terminology.
- [2] Cordeiro G.C., Toledo Filho R.D., Tavares L.M. Fairbairn E.M.R. (2009). "Ultrafine grinding of sugar cane bagasse ash for application as pozzolanic admixture in concrete". *Cement Concrete Research*. Vol. 39, pages 110-115.
- [3] Nuntachai Chusilp, Chai Jaturapitakkul, Kraiwood Kiattikomol. (2009). "Utilization of bagasse ash as a pozzolanic material in concrete". *Construction and Building Materials*. Vol. 23, pages 3352-3358.
- [4] Ganesan K., Rajagopal K., Thangavel K. (2007). "Evaluation of bagasse ash as supplementary cementitious material". *Cement and Concrete Composites*. Vol. 29, pages 515-524.
- [5] Balakrishnan, M., Batra, V.S. (2011). "Valorization of solid waste in sugar factories with possible applications in India: A review". *Journal of Environmental Management*. Vol. 92, pages 2886-2891.
- [6] Atis C.D. 2005. Strength properties of high-volume fly ash roller compacted and workable concrete, and influence of curing condition. *Cement and Concrete Research*. 35:1112-1121.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

[7] Chandara C., Sakai E., Azizli K.A.M., Ahmad Z.A, Hashim S.F.S. 2010. The effect of unburned carbon in palm oil fuel ash on fluidity of cement pastes containing superplasticizer. *Construction and Building Materials*. 24: 1590–1593.

Normas

ASTM C618-05 Standard Specification for Coal Fly Ash and Raw or Calcined NaturalPozzolan for Use in Concrete. United States: ASTM International.

ASTM C778-02 Standard Specification for Standard Sand. United States: ASTM International.

ASTM C311-04 (2004) Standard Test Methods for Sampling and Testing Fly Ash or Natural Pozzolans for Use in PortlandCement Concrete: ASTM International.

ASTM C188-95 Standard Test Method for Density of Hydraulic Cement

DESARROLLO DE UN BIOPROCESO ANAEROBIO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA Y LA GENERACIÓN DE BIOGÁS

Luz Brenda Montserrat Crespo, Arodí Bernal Martínez y Germán Cuevas Rodríguez

Universidad de Guanajuato, Campus Guanajuato, División de Ingenierías, Departamento de Ingeniería Civil
y Ambiental. Av. Juárez No.77 Col. Centro 3600. Guanajuato. arodiberna@ugto.mx

ABSTRACT

Whey together with other substances (ARL) is the effluent resulting from the manufacture of cheese produced after separating the milk, casein and fat by coagulation, so that this fluid is produced in large quantities by industries engaged in the manufacture of such food, causing a serious environmental problem due to the disposal of this effluent and the features it has. Anaerobic digestion of dairy wastewater is an economical and feasible option for the treatment of these, however this type of substrate can be a problem for the optimal development in a digester. The co-digestion is anaerobic treatment of organic wastes set of different origin and composition where the balance of nutrients is improved. In this work, removal rates of 80% for DQO and 92% for AGVs is obtained, concluding that the co-digestion is an alternative used for the recovery and reuse of wastewater and biogas generation. This study aims to evaluate the potential of biogas production and waste water treatment industry through anaerobic co-digestion.

Keywords: *Bioprocess, digestion, anaerobic codigestion, biogas.*

RESUMEN

El suero lácteo en conjunto con otras sustancias producen las aguas residuales lácteas (ARL), éstos efluentes resultan de la fabricación de queso que se produce después de separar la leche, la caseína y las grasas mediante coagulación, por lo que este líquido se genera en grandes cantidades por las industrias que se dedican a la fabricación de dicho alimento, ocasionando un serio problema ambiental debido a la disposición y las características de este efluente. La digestión anaerobia de ARL es una opción económica y viable para el tratamiento de las mismas, sin embargo este tipo de sustrato puede ser un problema para el desarrollo óptimo en un digestor, una opción es el desarrollo de una codigestión anaerobia, la cual en el tratamiento se mezclan un conjunto de residuos orgánicos de diferente origen y composición, donde se mejora el balance de nutrientes. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar el proceso de codigestión anaerobia para la recuperación de las ARL y el potencial de producción de biogás. Se obtuvieron porcentajes de eliminación del 80% para DQO y 92% para AGVs, concluyendo que la codigestión empleada es una alternativa para la recuperación y reutilización de aguas residuales, así como la generación de biogás.

INTRODUCCIÓN

El suero lácteo, es un subproducto resultante de la fabricación de queso. Este proceso produce suero en forma líquida, tras la separación de proteínas (caseína) y de las grasas mediante coagulación [1], el suero constituye aproximadamente el 90% del volumen de la leche y contiene la mayor parte de sus componentes solubles en agua (retiene aproximadamente el 55% de los nutrientes de la leche), por lo que este líquido es producido en grandes cantidades por las industrias que se dedican a la fabricación de dicho alimento, ocasionando un serio problema ambiental debido a la disposición final de este efluente y las características que posee. El suero de leche se compone principalmente por lactosa y proteínas, razón por la cual este líquido tiene una gran cantidad de materia orgánica [2]. Actualmente, el suero lácteo se puede utilizar para fabricar alimentos para el ganado, deshidratarlo y convertirlo en leche en polvo para consumo humano o incluso en la fabricación de algunos fertilizantes [3]. Pero debido a la gran cantidad de

materia orgánica que contiene otra opción para su disposición es la digestión anaerobia para la generación de biogás, favoreciendo la cogeneración de energía eléctrica y en consecuencia, reduciendo la utilización de combustibles fósiles por el empleo de una energía limpia, renovable y de bajo costo como lo es, el biogás producido a partir de este bioproceso. Existen dos tipos de suero y el resultante de la fabricación de queso es un suero ácido; por lo que, la digestión anaerobia de ARL de esta industria pueden ser un problema para el desarrollo óptimo en un digestor, ya que el suero es rico en lactosa y por ello que tiende a acidificarse rápidamente dando lugar a una caída repentina de pH en el digestor, por lo cual puede desestabilizarse. La codigestión anaerobia, es el tratamiento anaerobio donde un conjunto de residuos orgánicos de diferente origen y composición, mejora el balance de nutrientes y características fisicoquímicas del sustrato y por lo tanto, ayuda a una mejor estabilización del digestor y así mismo, a una mayor producción de biogás [4]. Este trabajo tiene como objetivo evaluar el potencial de producción de biogás a través de un bioproceso que lleva al empleo de la codigestión anaerobia, con una mezcla de suero lácteo y lodos residuales.

METODOLOGIA

El pH del suero se encuentra en valores por debajo del óptimo para que la metanogénesis se lleve a cabo de forma eficiente (entre 6.5 y 7.5), lo que causaría que los microorganismos que la realizan fueran inhibidos en la producción de dicho gas. Siendo este el mayor problema, el residuo lácteo se puede mezclar con otro tipo de efluente que ayude a estabilizar su pH y otros parámetros que resultan relevantes para el adecuado funcionamiento del bioproceso mencionado, conduciendo a que su velocidad de acidificación se reduzca en gran medida. Al bioproceso antes mencionado se le llama codigestión, en el cual una mezcla de dos efluentes con alto contenido en materia orgánica son alimentados a un reactor anaerobio, incrementando la actividad de las bacterias metanogénicas y a su vez, la producción de biogás [4]. Una opción para la codigestión de las ARL es mezclarlas con lodos residuales (LR) con el fin de mantener estable, principalmente, el pH de la mezcla y así se pueda llevar a cabo la digestión de la materia orgánica presente en los residuos lácteos.

Parte experimental

Este estudio se dividió en dos etapas: la primera fue el muestreo y caracterización de los sustratos y la segunda fue la implementación del bioproceso de codigestión anaerobia.

1. Muestreo y caracterización fisicoquímica de los sustratos

El agua residual de la industria láctea fue muestreada de una quesería ubicada en la ciudad de Silao, Gto., y los LR fueron muestreados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Irapuato, Gto.. Posterior al muestreo, estos fueron caracterizados fisicoquímicamente, los parámetros determinados en ambos sustratos fueron: DQOt, DQOs, sólidos totales, disueltos y suspendidos (ST, SD y SS), conductividad, pH, alcalinidad total, ácidos grasos volátiles (AGV's), proteínas, azúcares y sulfatos.

2. Implementación del proceso de codigestión anaerobia

La segunda etapa consistió en la evaluación de la codigestión anaerobia en un reactor de borosilicato de 3 L. La temperatura fue controlada en el rango mesofílico (35 °C) con un termorecirculador y fue mezclado con un agitador magnético. La operación fue de manera discontinua. En la tabla 1 se muestran las condiciones de operación, fueron evaluadas dos cargas orgánicas (CO)

Tabla 1. Condiciones de operación en el codigestor anaerobio.

CO gDQOt/L*d	DQOt g/L	Caudal L/d	THR d	VUR L
2 ± 0.18	50.66 ± 4.5	0.12	25	3
1.3 ± 0.18	50.60 ± 6.7	0.08	37.5	3

Para la medición de la producción de biogás, se acoplo a un colector de gas mediante el método de desplazamiento de líquido. La alimentación del reactor consistió en una mezcla de los dos sustratos con relación 1:1, la cual al igual que sus dos componentes, se caracterizó con los parámetros antes señalados. Semanalmente, se analizaron los siguientes parámetros tanto para el influente como para el efluente del reactor: DQOt, DQOs, SS, conductividad, pH, alcalinidad parcial y total, AGVs y sulfatos. Se llevó un registro diario del biogás producido por el sistema. Y para cada CO se llevo a cabo un estudio microbiológico, donde los parámetros a medir fueron Coliformes Totales (CT) y Fecales (CF). La evaluación del reactor se llevó a cabo durante 6 semanas consecutivas para cada variable de carga orgánica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de los sustratos

En la tabla 2, se muestra la caracterización de los cosustratos empleados con las dos CO a evaluar, la DQOt fue de 50.63 g/L. La DQOs presentó valores de 7.93 g/L en promedio. El contenido de sulfatos después de mezclar los sustratos, resultó con un valor de 35.5 mg/L. El pH seguido de la mezcla fue de 5, por lo cual fue necesario ajustarlo a valores dentro del rango para una codigestión anaerobia (6.75 a 7). En cuanto a la alcalinidad, la mezcla de los sustratos logró proporcionar una alcalinidad a la muestra de 4928.57 mgCaCO₃/L.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de los sustratos empleados.

Parámetro	CO	
	1	2
DQOt [g/L]	50.66 ± 4.50	50.60 ± 6.70
DQOs [g/L]	7.62 ± 0.95	8.23 ± 0.67
SST [g/L]	43.06 ± 0.65	71.49 ± 7.06
AGV's [mg/L]	2971.40 ± 81.30	3644.23 ± 91.35
SO ₄ [mg/L]	35.5 ± 0.70	36 ± 0.03
Conductividad [mS/cm]	9.36 ± 0.40	9.93 ± 1.50
Proteínas [g/L]	4.01 ± 0.28	0.19 ± 0.01
Azúcares [g/L]	4.90 ± 0.01	4.89 ± 0.56
Alcalinidad [mgCaCO ₃ /L]	4928.57 ± 135	5108.57 ± 777

*1 corresponde a una CO de 2gDQOt/L y 2 a una CO de 1.2gDQOt/L

**NA: No Aplica

Codigestor anaerobio

A continuación se presentan los resultados obtenidos en el proceso de codigestión anaerobia después de 6 semanas de operación para cada una de las variables de la CO.

Compartamiento de la DQO total y soluble

En la figura 1, se muestra la evolución de la DQOt. El influente presentó valores promedio de 50.63 g/L para ambas variantes y en el efluente de 7.93 y 26.11 g/L, respectivamente, lo cual representó un porcentaje de eliminación del 85 y 50%, respectivamente. Dentro de los procesos de digestión anaerobia según [5], estos valores están dentro de los valores encontrados (50 al 70%).

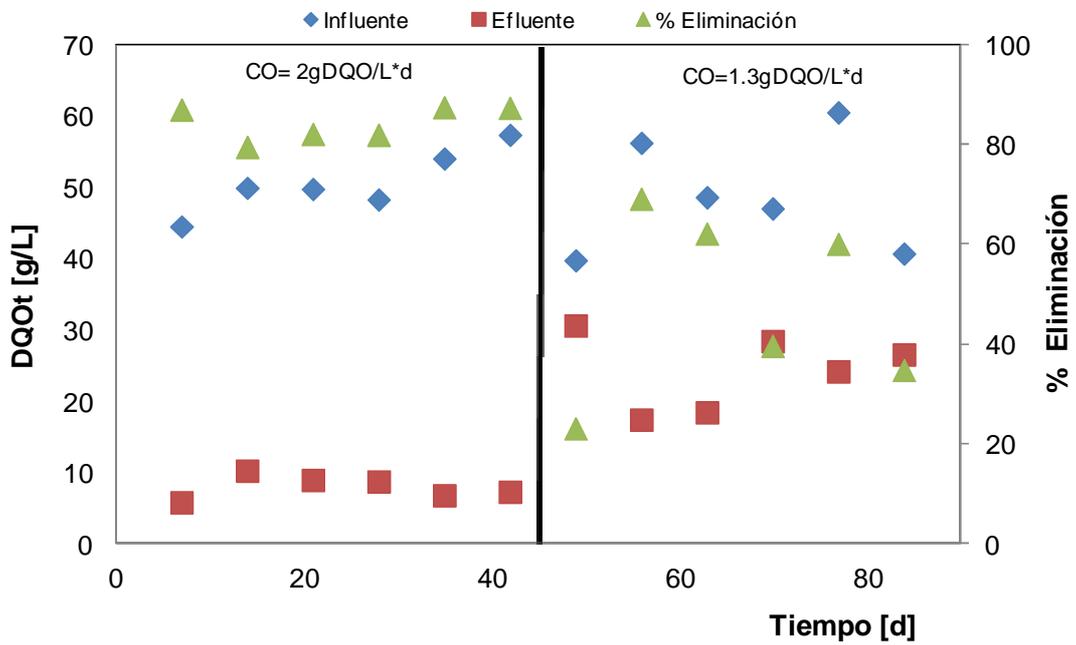


Figura 1. Comportamiento de la DQOt en el codigestor anaerobio.

En lo que respecta a la DQOs (figura 2), los valores del influente estuvieron en 7.62 y 8.23g/L y los del efluente en 1.02 y 1.6g/L, lo que representa un 86.5 y 80.5% de eliminación, respectivamente. Lo que indicó que la digestión anaerobia estuvo funcionando correctamente en la toma de material soluble.

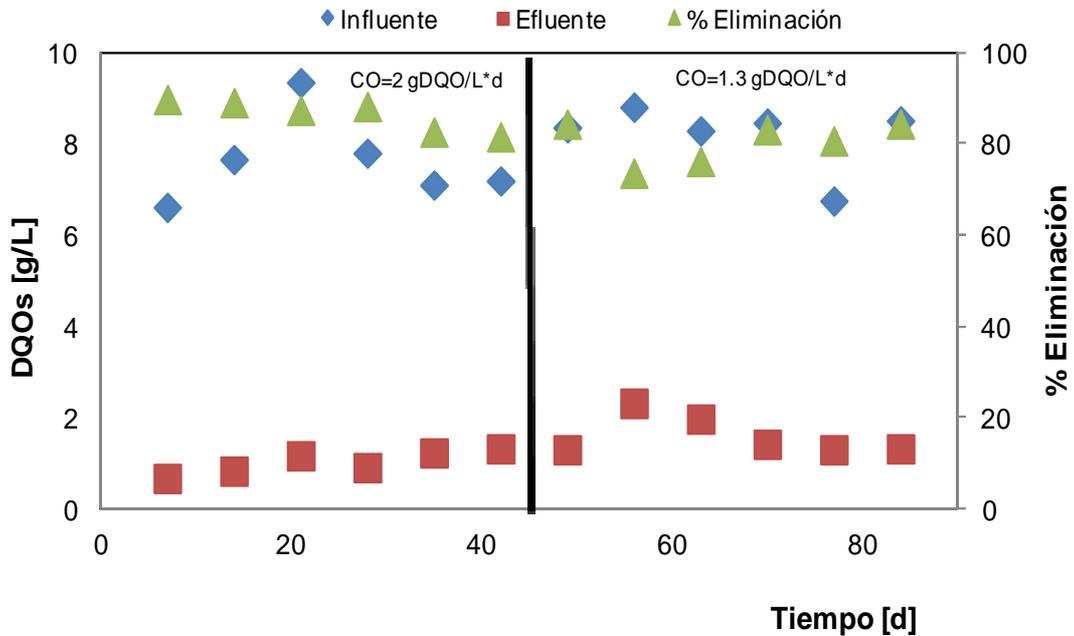


Figura 2. Comportamiento de la DQOs en el codigestor anaerobio.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles

En lo que respecta a los SSV, estos estuvieron en un valor promedio de 25 g/L en el influente para ambas CO, y en el efluente de 4.40 y 13.73 g/L, respectivamente. Los porcentajes de eliminación para cada una de las variables se representan en la tabla 3.

Tabla 3. Porcentajes de eliminación para los SSV.

CO [gDQOt/L*d]	% Eliminación
2	83.5
1.3	42

Estos valores estuvieron de acuerdo a algunos trabajos sobre digestión anaerobia, tales como los realizados por [6] y [7], y es importante resaltar que hasta el momento la CO más propicia para el correcto funcionamiento del codigestor ha sido la de 2gDQOt/L, pues como se puede observar el porcentaje de eliminación para SSV fue muy bajo.

AGVs, pH y alcalinidad

La tabla 4 muestra como el pH y la alcalinidad dentro del proceso aumentan, favoreciendo así la etapa metanogénica. Los AGVs fueron consumidos en un 96.13 y 90.33%, respectivamente. La alcalinidad incrementó en un 35 y 73%, respectivamente, y el pH de salida aumentó normalmente. Éstos valores estuvieron de acuerdo a lo reportado por [8].

Tabla 4. AGVs, pH y alcalinidad del efluente.

Parámetro	CO = 2gDQOt/L*d	CO = 1.3gDQOt/L*d
AGVs [mg/L]	115 ± 11	257.30 ± 60
pH	8.16	8.33
Alcalinidad [mgCaCO ₃ /L]	6664 ± 32.4	8868.60 ± 45.53

Microbiológicos: CT y CF

En el bioproceso antes descrito no sólo se lleva a cabo la eliminación de parámetros fisicoquímicos, sino que también se reducen de manera considerable algunos patógenos como son los CT y los CF. En la tabla 5 se muestra la eliminación de estos en el proceso.

Tabla 5. Porcentaje de eliminación de patógenos.

Parámetro	CO = 2gDQOt/L			CO = 1.3gDQOt/L		
	INF	EFL	%E	INF	EFL	%E
CT (NMP/mL)	46x10 ⁷	2.8x10 ⁷	93.91	21x10 ⁷	1.7x10 ⁷	91.90
CF (NMP/mL)	11x10 ⁷	2.8x10 ⁷	74.5	2.8x10 ⁷	1.7x10 ⁷	40

Producción de biogás

Por último, en la figura 3, se presenta la producción diaria de biogás en el codigestor anaerobio a lo largo de 84 días de operación. En el inicio de la operación del sistema, éste generó aproximadamente 1 L por día, conforme transcurrió el tiempo, la producción aumentó registrando valores de 3600 mL por día. Como se puede apreciar, la generación de biogás fue mayor con la CO de 2 gDQO/L*d.

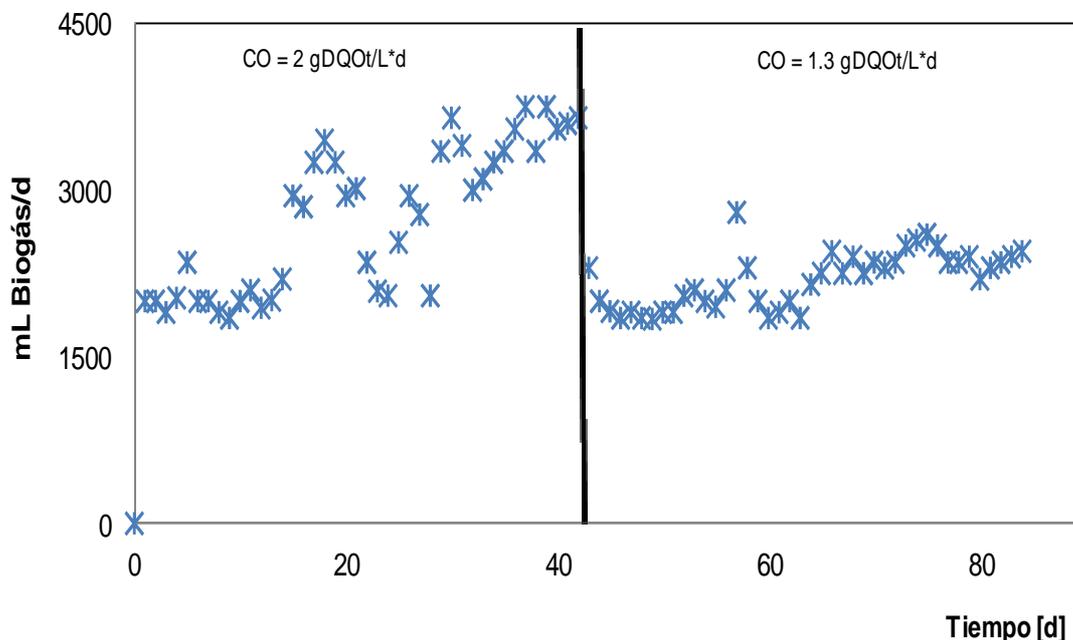


Figura 3. Producción diaria de biogás en el codigestor anaerobio.

En un digestor anaerobio la producción de biogás teórica es de 0.6 L de biogás/g DQO eliminada [9], con un 50-70% de CH₄. En la tabla 6 se muestra la relación de producción de biogás.

Tabla 6. Producción de biogás para las dos CO evaluadas.

CO [gDQO/L*d]	mL de biogás/g DQO eliminada]
2	675.4
1.3	1108

CONCLUSIONES

- La codigestión anaerobia favoreció la eliminación de más del 80% de la materia orgánica con una CO de 2 gDQO/L*d y un TRH de 25 días.
- Las condiciones en el sistema se mantuvieron en los valores normales para efectuarse la digestión anaerobia, el pH se mantuvo por encima de 8, los AGVs fueron eliminados en un 92% en promedio para ambas variables.
- La sinergia de ARL y LR fue una alternativa para la recuperación y reutilización de aguas, así como en la generación de biogás.
- Con el desarrollo de este trabajo se pueden operar con CO relativamente altas para este tipo de bioprocesos y considerando las características del reactor empleado, un TRH de entre 20 y 30 d llevará al proceso a un tratamiento de ARL más eficiente, y por lo tanto a una mayor producción de biogás.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al PROMEP por el apoyo económico al proyecto “ Recuperación de nutrientes de las aguas residuales lácteas”. Cuerpos Académicos. Así como también a la Quesería de la

ciudad de Silao, Gto y a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Irapuato por su valiosa aportación de sustratos para este trabajo de investigación.

REFERENCIAS

- [1] Álvarez, J. y Rodríguez E (2006). Eficiencia de remoción de los parámetros de control para un biofiltro anaerobio utilizado en el tratamiento de agua residual doméstica. *Inst. Mexicano del Petróleo*
- [2] Frigon, J., Breton, J., Bruneau, T., Moletta, R., & Guiot S.R. (2009). The treatment of cheese whey wastewater by sequential anaerobic and aerobic steps in a single digester at pilot scale. *Art. Bioresource Technology*, 100, 4156-4163.
- [3] González, J., Valdés, P., Nieves, G., & Guerrero B (1994). Aplicación de la digestión anaerobia a los residuales de industrias lácteas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 10, 37-41.
- [4] Jasko, J., Skripsts, E., Dubrovskis, V., Zabarovskis, E. & Kotelenecs, V. (2011). Biogas production from cheese whey in two phase anaerobic digestion. *Latvia art. Of the University of Agriculture, Inst. of Biomechanics and Physical Research, Latvia*.
- [5] Kavacik, B. & Topaloglu, B. (2010) Biogas production from co-digestion of a mixture of cheese whey and dairy manure. *Art. Biomass and bioenergy*, 34, 1321-1329.
- [6] Rojas, Olga. (1989). *Relación alcalinidad-ácidos grasos volátiles*. Art. De la Universidad del Valle, Colombia.
- [7] Ruiz, I., Álvarez, J. & Soto M. (2002). El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica. *Art. De la Universidad da Coruña*.
- [8] Outinen, M., Heino, A. & Uusi-Rauva, J. (2010) Pre-treatment methods of Edam cheese milk. Effect on the whey composition. *LWT - Food Science and Technology*, 43, 647-654.
- [9] Metcalf & Eddy (1998). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*.

REMOCIÓN DE HIERRO DISUELTO EN AGUA UTILIZANDO PET MODIFICADO QUÍMICAMENTE COMO AGENTE ADSORBENTE

T. V. Cervantes Melesio³, F. A. Horta Rangel³, M. A. Ramírez Morales¹, G. Cruz Jiménez¹, R. Navarro Mendoza² U. Morales Álvarez³ ✉

¹Universidad de Guanajuato, División de Ciencias Naturales y Exactas, Departamento de Farmacia, Guanajuato, México.

²Universidad de Guanajuato, División de Ciencias Naturales y Exactas, Departamento de Química, Guanajuato, México.

³Universidad de Guanajuato, División de Ingenierías, Departamento de Ingeniería Civil, Guanajuato, México. e-mail: umoralva@ugto.mx

ABSTRACT

In this work we present a study of the capacity of chemically modified poly(ethylene tereftalato) (PET) on its surface with molecules that have atoms with coordinating capacity (patent pending), as a new adsorbent for the removal of ions Fe(II) present in artificial aqueous solutions. The effects of pH, contact time, increasing the initial concentration of Fe(II) and the temperature comparing the adsorption capacity of the modified PET with unmodified PET, by batch adsorption method was studied. The equilibrium adsorption data were mathematically analyzed under the Langmuir, Freundlich and Temkin isotherm's models.

Keywords: PET, Adsorption, iron(II).

RESUMEN

En este trabajo se presenta un estudio de la capacidad del poli(tereftalato de etileno) (PET) químicamente modificado en su superficie con moléculas que poseen átomos coordinantes (en proceso de patente), como un nuevo adsorbente para la remoción de Fe(II) presente en disoluciones acuosas artificiales. Se estudiaron los efectos del pH, tiempo de contacto, el incremento de la concentración inicial de Fe(II) y la temperatura comparando la capacidad de adsorción del PET modificado contra el PET sin modificación, mediante el método de adsorción por lotes. Los datos de equilibrio de adsorción se analizaron matemáticamente para los modelos de las isotermas de Langmuir, Freundlich y Temkin.

Palabras clave: PET, adsorción, hierro(II)

INTRODUCCIÓN

El hierro es un elemento comúnmente encontrado en la tierra y representa un problema en las aguas subterráneas pues está asociado a problemas estéticos y operacionales, sin embargo no presenta consecuencias adversas para la salud en concentraciones entre 0.5 y 5 mg/l, pero son posibles intoxicaciones por dosis agudas entre 300 y 600 mg por cada kilogramo de peso corporal que pueden causar depresión, respiración agitada, convulsiones, falla respiratoria, problemas cardíacos y coma¹. La dosis que permite la norma en México para la calidad del agua de consumo humano es de 0.30 mg/l².

En la actualidad existen diversas metodologías para la eliminación de hierro entre las que destacan el intercambio iónico y ablandamiento de agua³, carbón activado y otros materiales de filtración⁴, biorremediación⁵, el tratamiento con piedra caliza⁶, oxidación, aireación, cloración, ozonización seguidas de la filtración⁷ y por adsorción⁸. En la actualidad son necesarias tecnologías eficientes pero accesibles sobre todo en comunidades rurales donde se utilizan frecuentemente la oxidación y la filtración ya que otras tecnologías no son aplicables debido a su costo y a la necesidad de electricidad⁹.

En los últimos años, se han propuesto metodologías para eliminar metales pesados del agua potable y de aguas residuales mediante el uso de fibras poliméricas como adsorbentes¹⁰, por lo que el PET ha sido considerado con un buen candidato. Fibras de PET tratadas con acetona se han utilizado para la adsorción de iones de cobre (II), cobalto (II), y hierro (III) en soluciones acuosas por lo que se ha propuesto que son un material potencial para el tratamiento de aguas residuales¹¹.

En nuestro grupo de trabajo se ha desarrollado una metodología eficaz para la modificación química de la superficie del PET (en proceso de patente), que involucra la adición de moléculas con átomos con capacidad coordinante, se propone su uso para la remoción de metales pesados del agua consumo humano y como una nueva forma de reciclar los residuos sólidos urbanos de botellas de bebidas gaseosas.

METODOLOGÍA

La cuantificación de la concentración de Fe(II) se realizó por el método de o-fenantrolina en un espectrofotómetro UV-VIS ThermoScientific modelo evolution array, a una longitud de onda 510 nm utilizando una celda de cuarzo de 1 cm.

Efecto del pH

Para determinar el efecto del pH se utilizaron disoluciones estándar de Fe(II) en un rango de pH de 1.89, 2.5, 3.0, 3.5 y 4.0. Utilizando disoluciones amortiguadoras de acetatos. Las pruebas se realizaron en modo de operación por lotes en tubos Falcon de 15 ml agregando 6 ml de solución estándar de Fe(II) con concentración de 100 mg/l (con el pH deseado) y 0.5 g de PET modificado, durante un periodo de tiempo de contacto de 120 minutos. Paralelamente se realizaron las pruebas con el PET sin modificación.

Tiempo de Contacto

El efecto del tiempo de contacto en la adsorción de Fe(II), se llevó a cabo a 15, 30, 60, 120, 180, 240, 300 y 360 minutos. Las pruebas se realizaron en modo de operación por lotes en tubos tipo Falcon de 15ml agregando 5 ml de disolución de Fe(II) con una concentración de 125 mg/l a pH de 3.0 y 0.5 g de PET modificado. De manera paralela se realizaron las pruebas con PET sin modificar.

Efecto de la Concentración Inicial

Para determinar el efecto de la concentración inicial de Fe(II) sobre la adsorción se utilizaron disoluciones estándar cuyas concentraciones iniciales fueron 25, 50, 75, 100, 125 y 150 mg/l. Las pruebas de adsorción se llevaron a cabo en modo de operación por lotes en tubos tipo Falcon de 15ml. Se agregaron 6 ml de solución de Fe(II) con un pH de 3.0 y 0.5 g de PET modificado, el periodo de contacto fue de 240 minutos. De manera paralela se realizaron ensayos utilizando PET sin modificar.

Efecto de la Temperatura

El estudio del efecto de la temperatura sobre la adsorción de Fe(II) se realizó a 0, 4, 22, 50 y 70 °C. Se utilizaron 0.5 g de PET modificado en tubos Falcon de 15 ml a los cuales se le agregaron 6 ml de una disolución estándar de Fe(II) de 125 mg/l a un pH de 3.0. Las pruebas de adsorción se llevaron a cabo en modo de operación por lotes, el periodo de contacto fue de 240 minutos. De manera paralela se realizaron las pruebas utilizando el PET sin modificar.

RESULTADOS Y DISCUSION

Efecto del pH

En la figura 1 se muestran los resultados de la concentración de Fe(II) adsorbida (q) expresada en miligramos de Fe(II) adsorbido por cada gramo de PET y PET modificado.

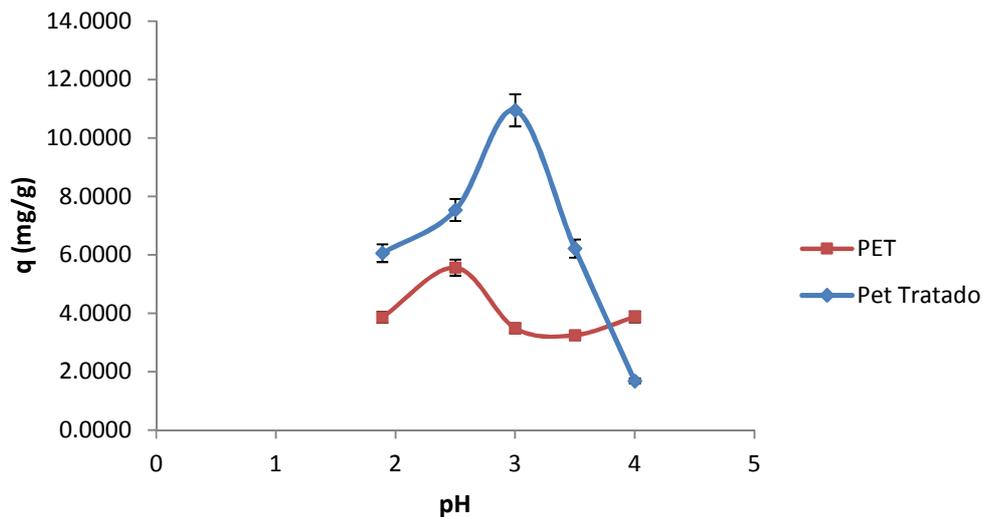


Figura 1. Efecto del pH sobre la adsorción de Fe(II). q representa la concentración en miligramos de Fe(II) adsorbido por gramo de PET y PET modificado. (Las barras representan el error estándar)

Los resultados demostraron que el pH óptimo para la adsorción de Fe(II) es de 3.0 y además se observó una diferencia significativa entre la adsorción presentada por el PET modificado con respecto al PET sin modificar.

Tiempo de Contacto

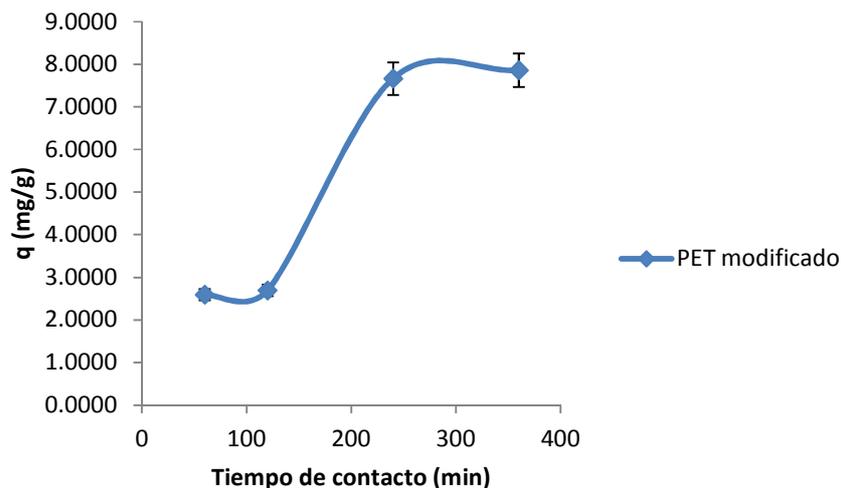


Figura 2. Efecto del tiempo de contacto sobre la adsorción de Fe(II). q representa los miligramos adsorbidos de Fe(II) por gramo PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

Los resultados mostrados en la figura 2 demostraron que el equilibrio de adsorción se presentó a partir de las 4 horas de contacto.

Efecto de la Concentración Inicial

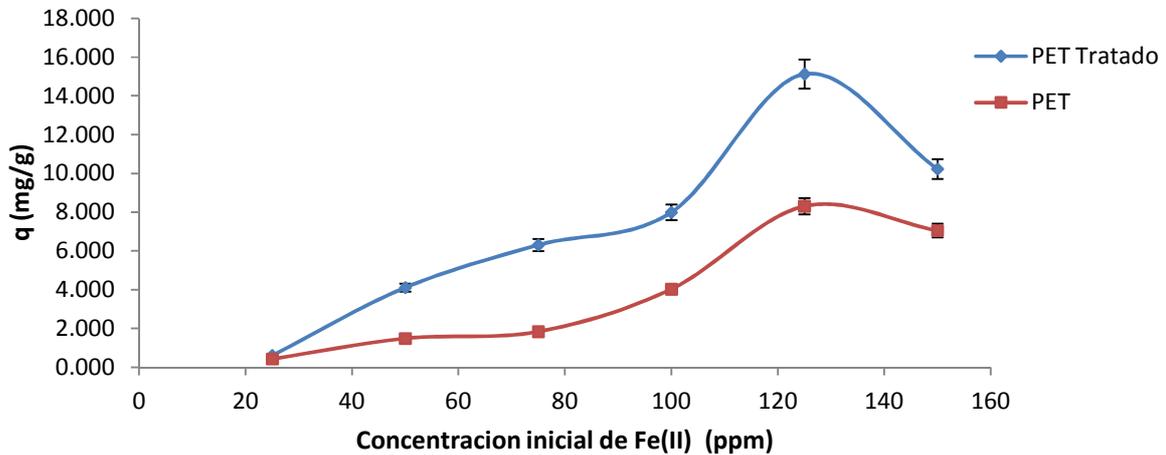


Figura 3. Efecto de la concentración Inicial de Fe(II) sobre la adsorción. q representa los miligramos de Fe(II) adsorbido por gramo dePET y PETmodificado. (Las barras represntan el error estándar)

Los resultados mostrados en la figura 3 demostraron que la concentración máxima de adsorción se obtuvo a 125 mg/l tanto para el PET como para el PET modificado, sin embargo existen diferencias significativas demostrando que la modificación química de la superficie del PET incrementa su afinidad hacia el Fe(II). En las figuras 4, 5 y 6 se muestran los resultados de los ajustes matemáticos para los diferentes modelos de adsorción.

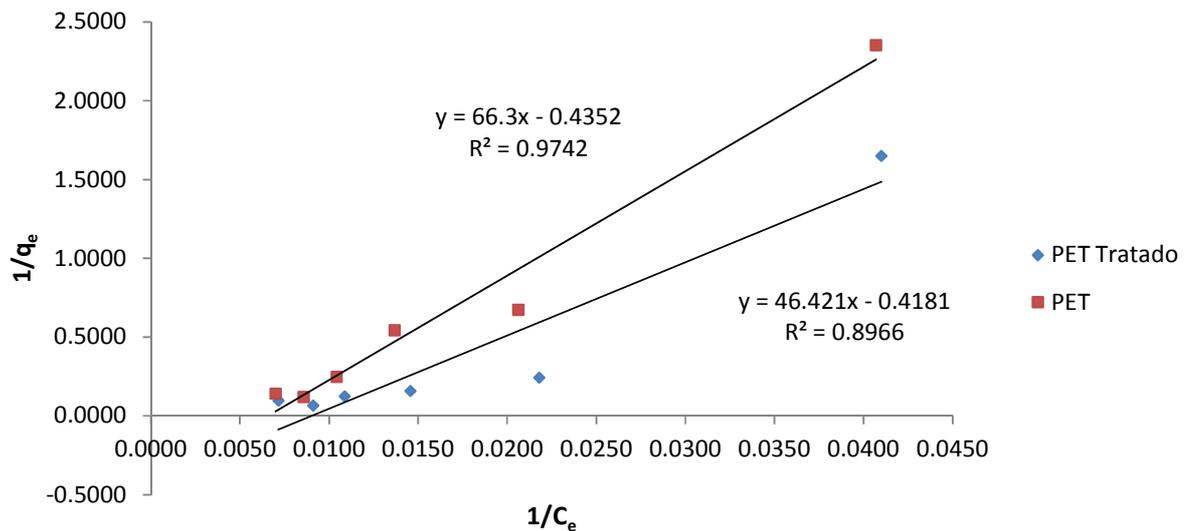


Figura 4. Isoterma de Langmuir para la adsorción de Fe(II) para la adsorción de PET y PET modificado. q_e representa la concentración de equilibrio de Fe(II) adsorbido y C_e la concentración de equilibrio remanente en la disolución después del contacto con el PET y PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

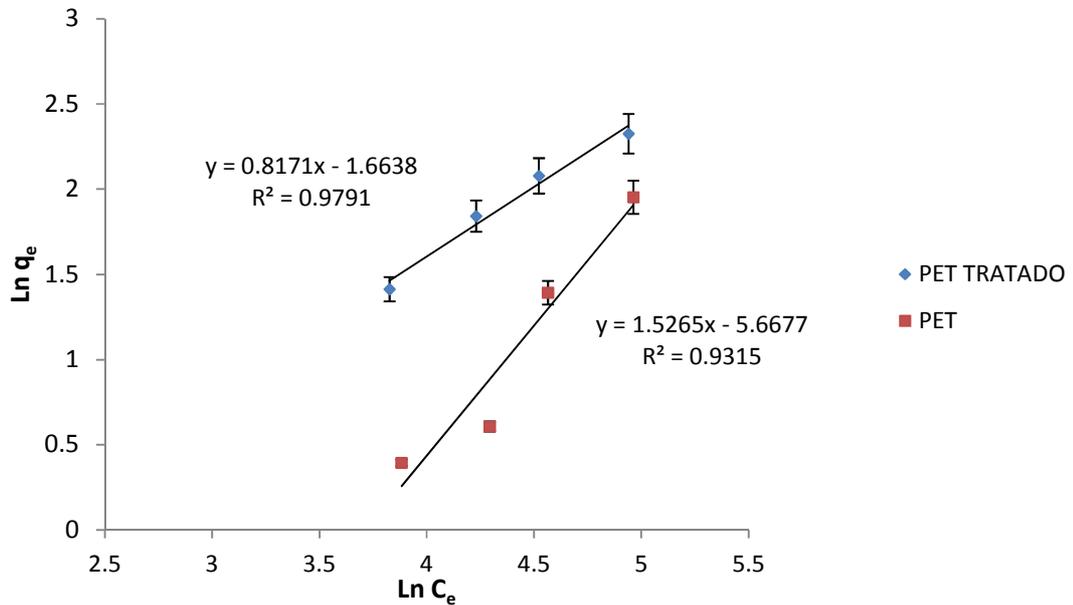


Figura 5. Isoterma de Freundlich para la adsorción de Fe(II) para la adsorción de PET y PET modificado. q_e representa la concentración de equilibrio de Fe(II) adsorbido y C_e la concentración de equilibrio remanente en la disolución después del contacto con el PET y PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

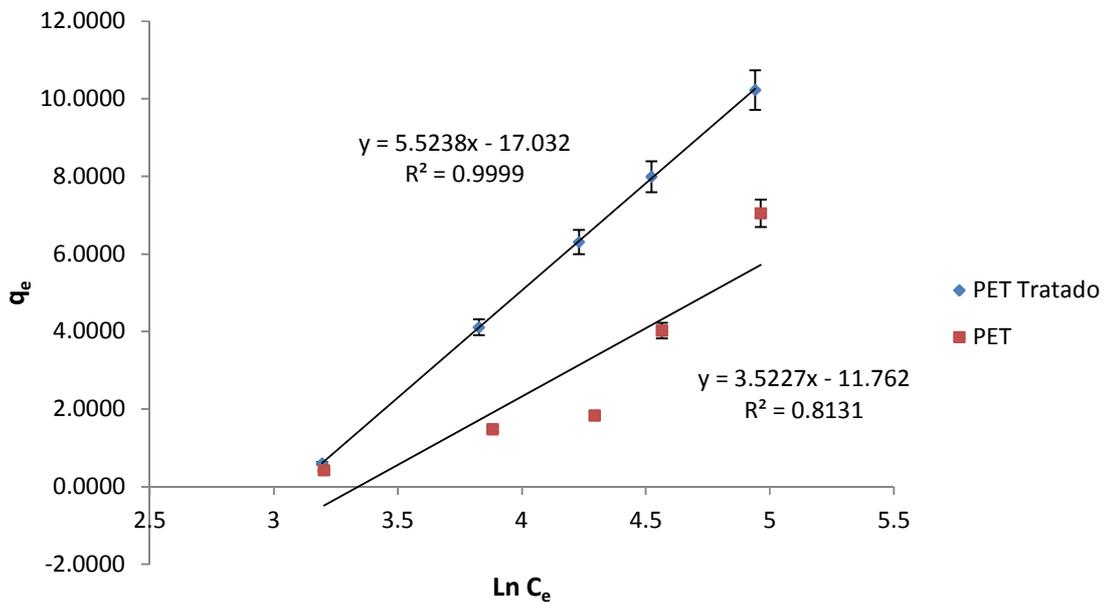


Figura 6. Isoterma de Tempkin para la adsorción de Fe(II) para la adsorción de PET y PET modificado. q_e representa la concentración de equilibrio de Fe(II) adsorbido y C_e la concentración de equilibrio remanente en la disolución después del contacto con el PET y PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

Del análisis de los coeficientes de regresión y correlación se concluyó que la adsorción de Fe(II) presentada por el PET modificado se adapta mejor al modelo de Tempkin para el rango de concentraciones estudiado.

Efecto de la Temperatura

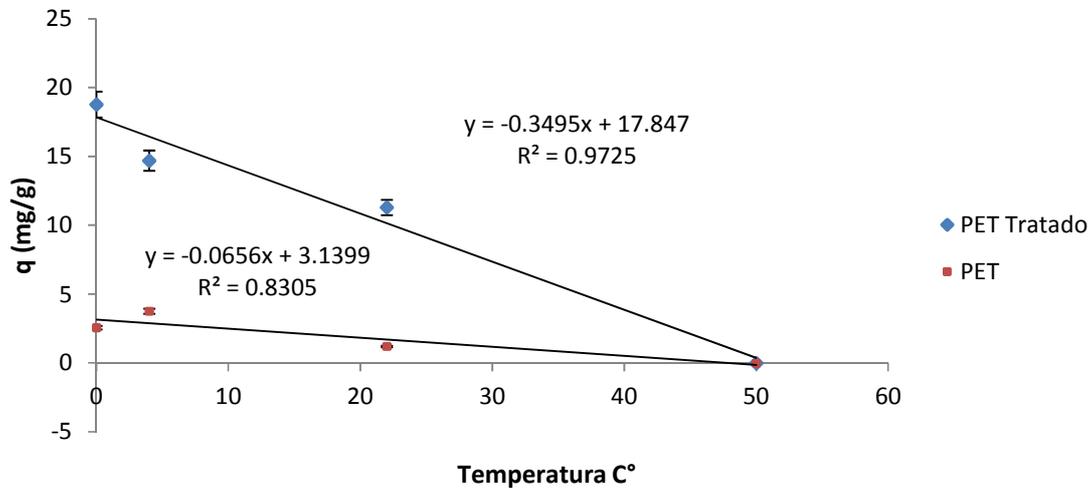


Figura 7. Efecto de la temperatura sobre la adsorción de Fe(II). q representa los miligramos de Fe(II) adsorbido por gramo de PET y PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

Los resultados mostrados en la figura 7 muestran que la concentración de equilibrio de adsorción de Fe(II) disminuye al aumentar la temperatura, con lo cual se puede inferir que el proceso de adsorción es exotérmico, además se observan diferencias significativas entre la adsorción que presenta el PET modificado sobre el PET sin tratamiento antes de los 50 °C. En la figura 8 se muestra el análisis de los resultados utilizando la ecuación de Van't Hoff para determinar la entalpía de adsorción.

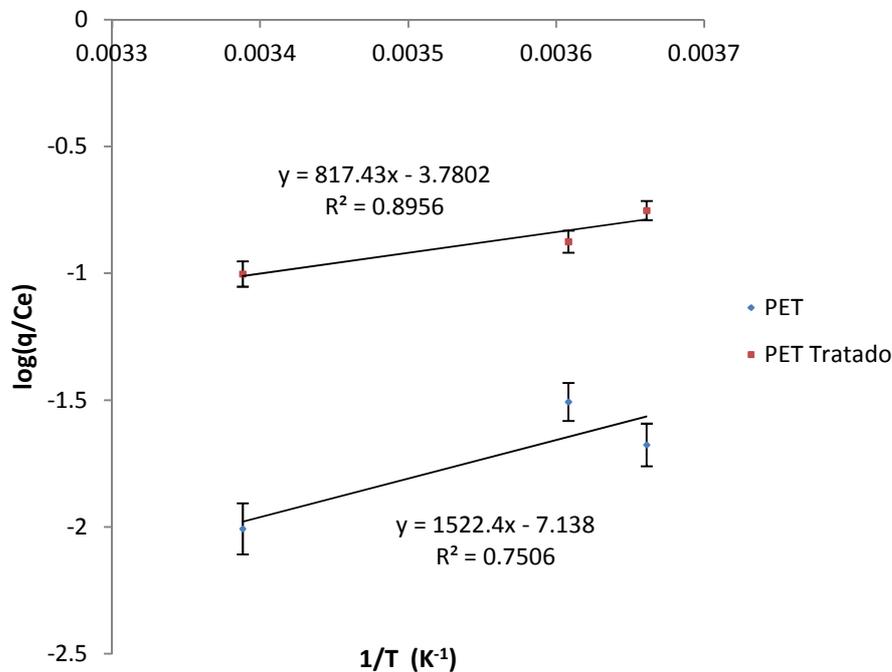


Figura 8. Gráfica de $\log(q/C_e)$ contra $1/T$. q representa la concentración adsorbida de Fe(II) por gramo de PET y C_e representa la concentración de Fe(II) remanente en la disolución después del contacto con el PET y el PET modificado. (Las barrar representan el error estándar)

La ecuación de Van't Hoff mostrada en la ecuación 1 representa la ecuación de una recta, por lo que de los datos obtenidos en la figura 8 se utiliza la pendiente de las rectas para obtener los valores de las entalpías de adsorción.

$$\log\left(\frac{q}{C_e}\right) = -\frac{\Delta H}{2.303RT} + \frac{\Delta S}{2.303R} \quad (1)$$

Los resultados para las entalpías de adsorción calculadas fueron de aproximadamente -15.65 kJ/mol para la adsorción del PET modificado, mientras que para el PET sin tratamiento se observa una gran desviación de la linealidad lo que provoca un error muy grande en el cálculo de la entalpía de adsorción, sin embargo se corroboró que el proceso de adsorción es exotérmico.

CONCLUSIONES

Debido a la presencia de los átomos con capacidad coordinante en la superficie del PET modificado, se observaron diferencias significativas en las adsorciones mostradas por el PET modificado sobre el PET sin tratamiento químico hacia el Fe(II). Por lo anterior se pretende ampliar el estudio de esta y otras modificaciones realizadas por nuestro grupo de trabajo en la búsqueda de mejorar la capacidad del PET para la adsorción de metales pesados en medios acuosos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a la División de Ingenierías del Campus Guanajuato por otorgar parte del financiamiento para el desarrollo de este trabajo.

REFERENCIAS

- [1] Marín, G.R (1996). Química, Microbiología y Control Analítico de Aguas. pp 206-250. Bogotá, Colombia
- [2] Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994.
- [3] K. Vaaramaa, (2003) Removal of metals and anions from drinking water by ionexchange, Desalination 155 157–170.
- [4] Munter, R, H. (2005) Complexed iron removal from ground water, J. Environ. Eng. 131 1014–1020.
- [5] Berbenni, P. A. (2000). Removal of iron and manganese from hydrocarbon-contaminated groundwaters, Bioresour. Technol. 74,109–114.
- [6] Aziz H. A, (2004) Physicochemical removal of iron from semiaerobic landfill leachate by limestone filter, Water Manage. 24, 353–358.
- [7] Ellis, D. (2000) Removal of iron and manganese from groundwater by oxidation and microfiltration, Desalination 130, 255–264.
- [8] Tahir, S.S. (2004) Removal of Fe²⁺ from the waste water of a galvanized pipemanufacturing industry by adsorption onto bentonite clay, J. Environ. Manage. 73, 285–292.
- [9] Shalini C. (2012) Removal of iron for safe drinking water, Desalination 303, 1–11.
- [10] Abdouss, M. (2012) "Modified PET Fibers for Metal Ion and Dye Removal from Aqueous Media", Poly. & Poly. Comp., Vol. 21, No. 4
- [11] Yigitoglu, M. (1998) "Adsorption of Copper (II), Cobalt (II), and Iron (III) Ions from Aqueous Solutions on Poly (ethylene terephthalate) Fibers", J. App. Poly. Sci., Vol. 68, pp. 1935–1939.

SECADO DE BIOMASA ALGAL EN SECADOR SOLAR

*Moreno Funes José Saul, Davalos Navarrete Siikmine, Valle Moreno Andrés, Cervantes Torre-
Marín Gemma**

Grupo de Investigación en Ecología Industrial, Departamento de Bioprocesos, Unidad Profesional
Interdisciplinaria de Biotecnología, Instituto Politécnico Nacional, Distrito Federal, México
Av. Acueducto s/n, Barrio La Laguna, Col. Ticomán, D.F., C.P. 07340, México,
gemma.cervantes@gmail.com*

ABSTRACT

This work by the Research Group on Industrial Ecology shows the results of drying algal biomass of two strains (*N. oculata* and *C. vulgaris*) by using a solar dryer to replace electric ovens. The use of solar dryer has advantages of minimizing energy consumption, environmental impact and contribution to global warming. A solar dryer was built and improved with four technologies (cooling, insulation, photovoltaics and measurement of temperature and humidity). The solar dryer was able to keep the temperature at night and increased the average temperature during the day / night. Drying experiments were conducted algal biomass obtaining a reduction of drying time when technologies were installed in the solar dryer. Was reduced more drying time by removing the free water existing in the algal biomass by using filter paper.

Keywords: *Energía, Secado, Biomasa algal.*

RESUMEN

El presente trabajo realizado por el Grupo de Investigación en Ecología Industrial muestra los resultados obtenidos de secado de biomasa algal de dos cepas (*N. oculata* y *C. vulgaris*) mediante el uso de un secador solar en sustitución a los hornos eléctricos. El uso del secador solar ofrece ventajas de minimización de consumo energético, impacto ambiental y contribución al calentamiento global. Se construyó un secador solar y se mejoró con cuatro tecnologías (ventilación, aislamiento, energía fotovoltaica y medición de temperatura y humedad). El secador solar fue capaz de conservar la temperatura durante la noche y aumentó la temperatura promedio durante el día/noche. Se realizaron experimentos de secado de biomasa algal obteniendo una reducción del tiempo de secado cuando se instalaron las tecnologías en el secador solar. Se redujo más el tiempo de secado retirando parte del agua libre existente en la biomasa algal mediante el uso de papel filtro.

INTRODUCCIÓN

El secado, desecación o deshidratación se define como la remoción o extracción del agua contenida dentro de un producto por medios térmicos y es uno de los métodos más antiguos y más importantes de conservación de alimentos[1]. El proceso de secado se puede clasificar en dos grupos [2][3]:

- Artificial: Por medio de equipos e instalaciones especiales, se pueden crear en recintos cerrados (cámaras) condiciones climáticas diferentes a las atmosféricas normales, sobre las que se puede ejercer un control total.
- Natural: libre consiste en exponer los alimentos a la acción de los factores climáticos de un lugar. Este sistema de secado ha sido ampliamente utilizado desde la antigüedad. La principal ventaja del secado natural sobre otros métodos de secado es que no se requiere de grandes inversiones y el costo de secado es prácticamente cero.

La energía obtenida para secado puede ser a partir de tres fuentes principales: Renovables, No renovables y Potencialmente renovables. Las fuentes renovables son ampliamente utilizadas, donde se encuentra la energía solar, de la cual podemos obtener otros tipos de energía como fototérmica, fotovoltaica o termoeléctrica [4].

El uso de la energía solar se puede observar en el uso de un secador solar, ya que es una herramienta muy útil y puede utilizarse en procesos como: secado de cultivo, deshidratación de frutas y vegetales para uso comercial, deshidratación de productos lácteos como la leche, para secar las tintas de la industria textil y mucho más. El proceso de secado implica el remover parcialmente el agua del material que se desea secar. Existen muchos tipos de secador solar, los cuales se ajustan a las necesidades del usuario [5].

La operación de los secadores solares es muy simple y no requieren casi nada de mantenimiento. De cualquier manera se recomienda mantenerlo limpio y seco, para que el calor y la luz puedan ser absorbidos correctamente [6].

Objetivos

Objetivo general.

- Obtener biomasa algal seca a través de un secador solar para reducir el impacto ambiental y costos por el uso de energía eléctrica.

Objetivos específicos.

- Construir un secador solar por convección para el secado de biomasa algal.

- Secar biomasa algal utilizando el secador solar en sustitución del horno eléctrico.

En la Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología (UPIBI), se realiza el proyecto de "Producción de biodiesel a partir de microalgas" donde el secado de la biomasa algal obtenida de la etapa de cultivo-floculación se realiza en hornos eléctricos, lo que implica un alto consumo energético e impacto ambiental del proceso.

El Grupo de Investigación en Ecología Industrial (GIEI) llevó a cabo la construcción un secador solar indirecto para el secado de biomasa algal de la Producción de biodiesel a partir de microalgas en sustitución del horno eléctrico.

Con este trabajo, "Secado de biomasa algal en secador solar", GIEI redujo el consumo energético provocado por los hornos eléctricos en la etapa de secado de biomasa algal de la Producción de biodiesel a partir de microalgas, y como resultado minimizó el impacto ambiental del proceso y redujo la contribución al calentamiento global.

METODOLOGIA

Se construyó un secador solar indirecto de madera y vidrio, conformado por una cámara de secado y un colector solar. Se mejoró el secador solar construido mediante la implementación de 4 tecnologías: aislamiento, ventilación, generación de energía eléctrica a través de celdas fotovoltaicas y medición de temperatura y humedad.

Se realizaron experimentos de secado de biomasa algal de las cepas *Nannochloropsis oculata* (*N. oculata*) y *Chlorella vulgaris* (*C. vulgaris*) en el secador solar antes y después de instalar las tecnologías mencionadas. Se realizaron experimentos con ambas cepas retirando el agua libre, mediante el uso de un papel filtro, y sin retiro de agua libre.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la figura 1 se muestra el diagrama de construcción del secador solar.

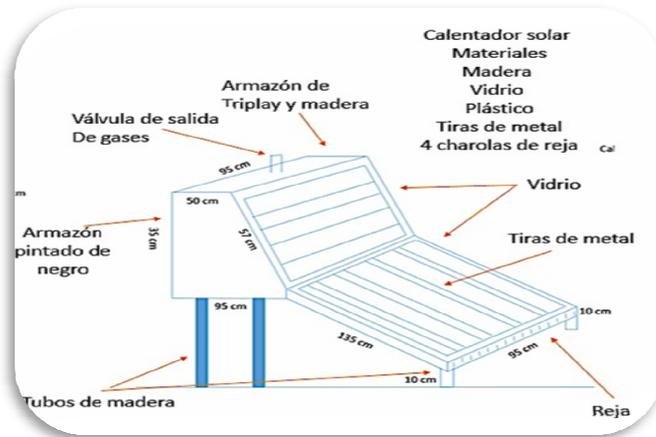


Figura 1. Diagrama del secado solar indirecto construido parte lateral.

En la figura 1 se puede observar el diagrama del secador solar construido con el nombre de cada parte que lo conforma y especificaciones marcadas, teniendo un área para las charolas para su secado de 0.90 m² con una altura de 0.35 m. El colector solar tiene un área de 1.28 m² para el calentamiento del aire que fluirá a la cámara de secado. En la figura 2 se muestra el secador solar terminado.



Figura 2. Secador solar indirecto.

Se observa el secador solar indirecto terminado en la figura 2 donde se aprecia de color negro para que absorba más calor. De izquierda a derecha de la figura 2, se encuentra el colector de aire que tiene dos patas de madera para sostenerlo y permitir por debajo del colector el acceso del aire donde es calentado por la radiación del sol que penetra por la gran área que ocupa el vidrio. La parte superior del colector se encuentra ensamblado en la cámara de secado, donde el aire caliente fluye para secar la biomasa.

- **Mejoramiento del secador solar e instalación de nuevas tecnologías**

En la figura 3 se muestra la cámara de secado.



Figura 3. Chimenea y ventilador del secador solar.

Se observa en la figura 3 la tecnología de aislamiento (Foamular) dentro del secador solar que se encuentra instalada con el fin de evitar la pérdida de calor durante la noche, teniendo como resultado que la temperatura mínima del secado es alrededor de 30 °C (por las noches) y máxima de 60 °C (a partir de las 14:00), logrando el objetivo por el que fue instalado. En la figura 3 (Izq) se muestra en la parte superior del secador solar donde se encuentra el ventilador, que ayuda a eliminar el aire húmedo y a la fluidez del aire de secado. Para evitar la entrada de agua en el secador se muestra la instalación de una chimenea por la parte externa de la cámara de secado. En la figura 4 se muestran las partes de la tecnología de energía fotovoltaica colocada en el secador solar.



Figura 4. Componentes para el ventilador impulsado por celdas solares y higrómetro.

Se muestra en la figura 4 los componentes principales de la tecnología de energía fotovoltaica y ventilación del secador solar: las 4 celdas solares, la batería de 5V y el ventilador. Las celdas solares en la cámara de secado suman juntas un voltaje de 4V para suministrar de energía eléctrica al sistema de ventilación del secador solar que se encuentra en la parte superior de la cámara de secado. Las celdas también se encuentran conectadas a una batería que se carga durante el día y abastece de energía eléctrica por las noches al ventilador para mantenerlo encendido. El sensor del higrómetro se encuentra en la parte central de la cámara de secado con el fin de medir la temperatura correctamente debido a los gradientes de temperatura que puedan existir en el secador solar. Como se observa en la figura 4, en la parte inferior y externa de la cámara de secado, se encuentra instalada la pantalla del higrómetro que permite la visualización del porcentaje de humedad y la temperatura dentro del secador solar. La humedad y temperatura registradas en la foto muestran una humedad del 10% y una temperatura de 50 °C a la 1:00 PM del 10 de junio del 2014. En la figura 5 se muestra el secador solar en la zona del invernadero del proyecto de producción de biodiesel a partir de microalgas en pleno funcionamiento.



Figura 5. Secador solar instalado.

Se observa en la figura 5 que el colector se encuentra apoyado en una base de madera para aumentar el área de entrada de aire y el suelo no interfiera con el flujo. Las patas de la cámara de secado se encuentran dos directamente en el suelo y dos en una base de madera para nivelar el secador solar.

- **Secado de biomasa algal**
 - o **Experimento 1 (N. oculata)**

En la figura 6 se muestra la pérdida de humedad de la biomasa seca de N. oculata.

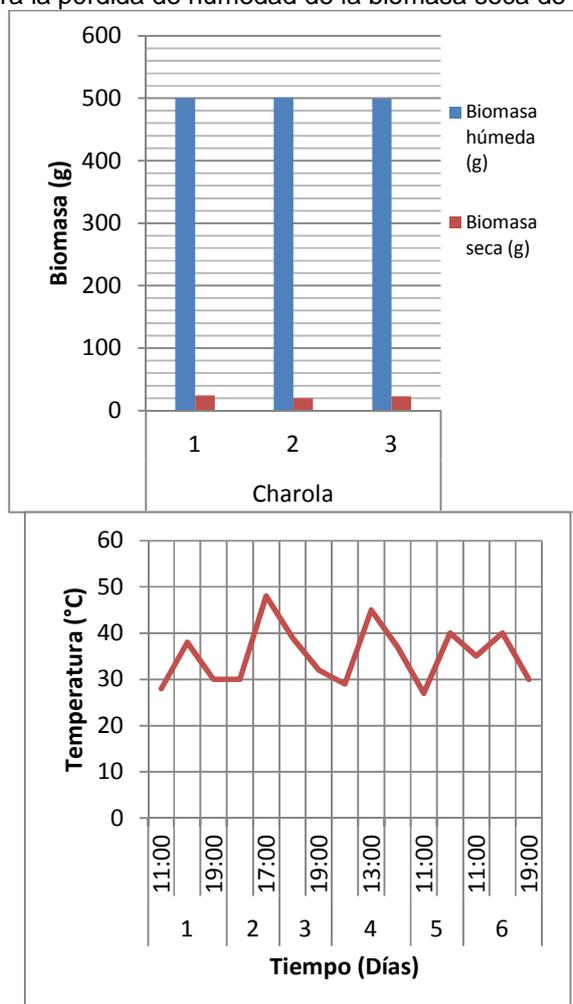


Figura 6. Comparación de biomasa húmeda con biomasa seca y variación de la temperatura durante el secado de biomasa algal.

Los resultados muestran que la biomasa húmeda de N. oculata contiene un 93-95% de humedad, y que en los tres casos se llegó a retirar el mismo porcentaje de humedad. El porcentaje de recuperación de biomasa seca con respecto a la biomasa húmeda ronda entre el 4.9% cuando se coloca 445.5 g de biomasa húmeda a secar en el secador solar y entre 6.3% cuando se ocupa un peso de 305 g y 270 g de biomasa húmeda. Se logró secar 270 g y 305 g de biomasa húmeda durante el inicio del 5to (11:00) día, sin embargo, para secar 445.5 g se requiere más de los cinco días (7 días). El secador solar llegó a una temperatura máxima en su interior de 48°C durante el 2do día a las 17:00 horas. Se puede observar en la figura 6, que la temperatura al inicio del día es menor con respecto a la temperatura con la que finaliza el día el secador, por lo que durante la noche pierde demasiado calor y se mantiene en temperaturas de 17-19°C, lo que hace que aumente el tiempo de secado.

- o **Experimento 2 (N. oculata con retiro de humedad por papel filtro)**

En la figura 7 se muestra la variación del peso de la biomasa algal antes y al final del secado.

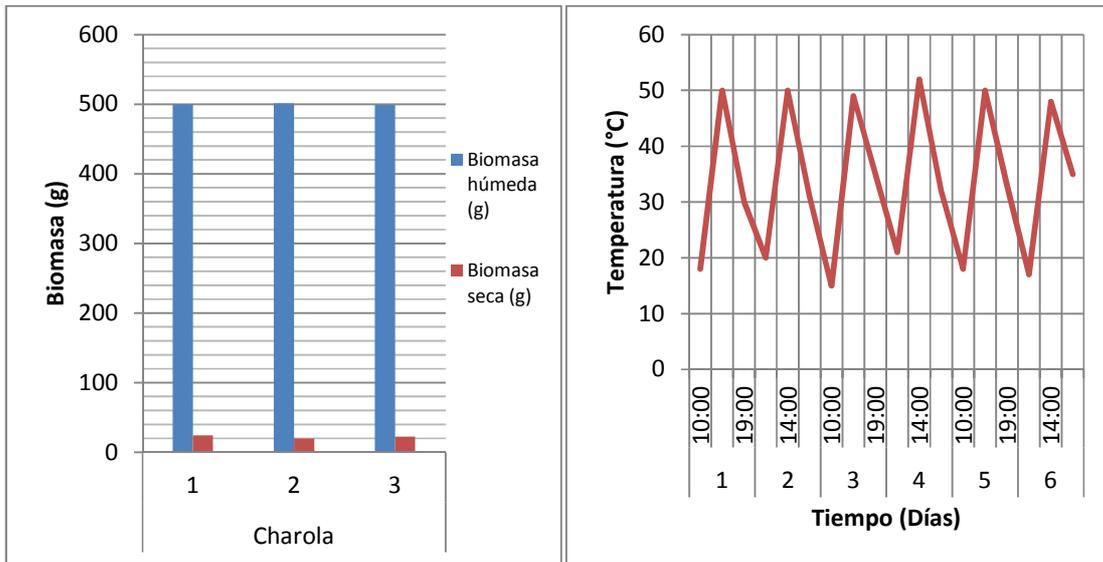


Figura 7. Comparación de biomasa húmeda con biomasa seca y variación de la temperatura durante el secado de biomasa algal.

Como se muestra en la figura 7, la biomasa utilizada en este experimento contiene del 95-96% de humedad y que en los tres casos, el % de recuperación de biomasa osciló entre el 4-4.9%. Existe una variación significativa en la temperatura del secador solar durante el día. Durante las mañanas (10:00) el secador es capaz de tener temperaturas en promedio de 18 °C, oscilando en temperaturas de 15-20 °C. En las tardes (14:00) el secador solar es capaz de alcanzar la mayor temperatura posible, 50 °C. En la noche (19:00), el secador solar es capaz de mantener temperaturas de 32 °C en promedio. Estos resultados arrojan que en el transcurso de la mañana-tarde, el secador solar es capaz de aumentar 2.7 veces en promedio la temperatura registrada en la mañana. En el transcurso de la tarde-noche, debido a la ausencia de sol, la temperatura cae un 36% con respecto a la temperatura máxima obtenida en las tardes (50 °C). Durante la noche, el secador solar pierde el 43.8% de la temperatura almacenada.

Se obtuvo una cuota lipídica de 42.1% antes del secado y de 43.8% después del secado en el secador solar. La producción de lípidos fue diferente antes y después del secado, obteniendo 45 g/L más después del secado. Comparando las cuotas lipídicas de las microalga antes y después del secado, se obtuvieron valores similares, variando en tan sólo un 4% más en la biomasa secada que antes del secado, lo que resulta en que el secado de la biomasa algal en el secador solar por convección no afecta la producción lipídica.

- **Experimento 3 (C. vulgaris con retiro de humedad por papel filtro y con mejoras tecnológicas en el secador solar)**

En la tabla 1 se muestran los resultados de secado de biomasa algal en el secador solar.

Tabla 1. Resultados de biomasa algal, filtrando el agua residual.

Charola	Biomasa húmeda (g)	Biomasa seca (g)	Agua evaporada (g)	% Biomasa recuperada	% Agua evaporada
1	400	12.5	387.5	3.1	96.8
2	400	12	388	3	97

Como se observa en la tabla 1, se determinó que la biomasa algal secada en el secador solar en su segunda etapa contenía un 97% de humedad, por lo que de los 400 g de biomasa húmeda sólo se recuperaron 3 g de biomasa algal seca. La biomasa algal se secó en 5 días, retirando la charola el 5to día a las 19:00. En la figura 8 se observa la variación de la temperatura dentro del secador solar durante los días de secado de biomasa algal.

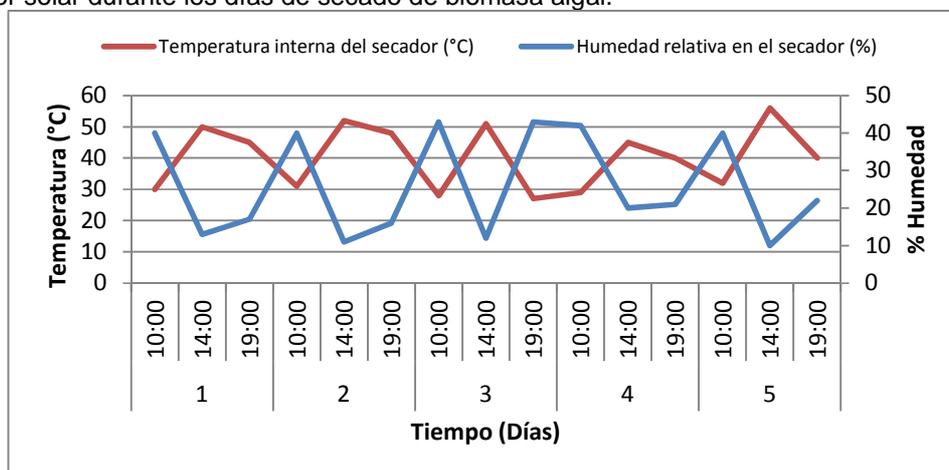


Figura 7. Variación de la temperatura y humedad interna del secador durante el secado de biomasa algal. Como se muestra en la figura 8, la temperatura del secador solar se mantuvo variable a lo largo del día debido a la ausencia y presencia de sol. Los resultados muestran que la temperatura promedio del secador solar por las mañanas (10:00) era de 30 °C, de 50.8 °C para la tarde (14:00) y de 40 °C para la noche (19:00). La temperatura en el transcurso de la mañana-tarde, es capaz de aumentar en un 41% con respecto a la temperatura de la mañana. En el transcurso de la tarde-noche, el secador solar pierde sólo el 21.6% de la temperatura de la tarde. Durante las noches, el secador pierde el 25% de la temperatura con respecto a la registrada en la noche. Estos resultados arrojan que la temperatura del secador solar se mantiene en un 75% en las noches y que la tecnología de aislamiento realiza bien la conservación de la temperatura durante las noches. La humedad relativa en el secador solar se mantuvo variable, obteniendo como máxima humedad relativa de 43%, esto en las mañanas y algunas noches cuando la temperatura se encontraba entre 27-30 °C, y mínima de 17% en las tardes cuando el secador se encontraba en la máxima temperatura (56 °C).

CONCLUSIONES

Se logró construir un secador solar por convección para secado de biomasa algal. Se mejoró el secador solar mediante el uso de tecnologías de ventilación, de generación de energía fotovoltaica, de aislamiento y de medición de humedad y temperatura. Se redujo el tiempo de secado en el secador solar mediante el mejoramiento tecnológico del secador solar. La biomasa húmeda de *N. oculata* contiene un 93-95% de humedad y 97% en el caso de *C. vulgaris*.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Investigaciones y Posgrado (SIP) por el proyecto 20130373, al CONACYT por el proyecto SENER-CONACYT 174627 y el apoyo económico otorgado al alumno José Saúl Moreno Funes en periodo Enero – Junio 2014, a la Comisión de Operación y Fomento a las Actividades Académicas del Instituto Politécnico Nacional (COOFA) por los estímulos brindados para la asistencia a congresos, por la becas del programa institucional de formador de investigadores (PIFI) de los alumnos Siikmine Davalos Navarrete en periodos Agosto - Diciembre 2012, Febrero - Junio 2013, Agosto - Diciembre 2013 y Febrero - Junio 2014 y José Saúl Moreno Funes en los periodos Agosto – Diciembre 2012, Febrero – Junio 2013, Agosto – Diciembre 2013, al laboratorio de bioprocesos de posgrado de la UPIBI por ceder el laboratorio.

REFERENCIAS

- [1] Beltrán, G. M. Diseño de un deshidratador de hongos comestibles (*boletus luteus*) de 900 kg de capacidad para la fundación grupo juvenil Salinas. Escuela Superior Politécnica del Ejército, Ecuador, 2005.
- [2] Cofre Chango, Darwin Fernando. Diseño de un prototipo de horno deshidratador de *Spirulina* utilizando energía renovable. Latacunga, Ecuador, 2012, 62 pp.
- [3] Vargas, M. Introducción a las energías alternativas con experimentos sencillos. Energías Alternativas, pp., Bolivia. 2006.
- [4] Finder. El mundo sustentable de las energías renovables, Edición 001, Septiembre, 2011, Buenos Aires, Argentina, 8 pp.
- [5] Berrueta Soriano, Víctor M.; Limón Aguirre, Fernando; Fernández Zayas, José L.; Soto Pinto, María L. Participación campesina en el diseño y construcción un secador solar para café. 37 (1), Enero-Febrero, 2003, México, 13 pp.
- [6] ENERGY. Energy and Environment in the European Union- European Environment Agency: 2006.

ESTIMACIÓN RESPIROMÉTRICA DEL RENDIMIENTO HETERÓTROFO DEL MODELO ASM1 PARA UNA PTAR EN CHIAPAS

Valeria Zuarth Coutiño¹, Cristina Blanco González¹, Josué Chanona Soto¹ y Gustavo Yáñez Ocampo¹.

¹Universidad Politécnica de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, México.
Calle Eduardo J. Selvas s/n y Avenida Manuel de J. Cancino, * valeria_310393@hotmail.com

ABSTRACT

The activated sludge model no. 1 (ASM1) describes the biotransformation processes in a common activated sludge process with N-removal. In order to achieve a better design and prediction of the performance and operation of activated sludge systems, it is required the estimation of the kinetic and stoichiometric model parameters. An important parameter in ASM1 is the heterotrophic biomass yield (Y_H) which indicates the organic matter fraction that is use to produce cell mass. It can be estimated by measureing the oxygen consumption for the soluble COD consumed. In this work, a respirometer was developed, and a respirometric procedure was carried out for a reliability determination of the Y_H parameter value, using biomass from a domestic WWTP at Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. The experimental procedure consisted in a direct measurement of dissolved oxygen concentration as a function of time with a dissolved oxygen probe against the total COD consumed by heterotrophic biomass. Results showed that Y_H values fit into those proposed by ASM1 model at 20°C.

Keywords: *respirometric measurements, ASM1, calibration, heterotrophic growth, domestic wastewater.*

RESUMEN

El modelo ASM1 tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica así como la nitrificación y desnitrificación de los procesos de lodos activados. Para lograr una adecuada modelación, diseño y operación de los sistemas de procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales, es fundamental conocer la estequiometría y cinética de dichos procesos. Uno de los principales parámetros que definen la estequiometría del crecimiento heterótrofo es el rendimiento de producción de biomasa (Y_H) definido como la relación entre la materia celular producida y la materia orgánica soluble total degradada. El valor del Y_H se obtiene midiendo el oxígeno total consumido en la degradación de una cantidad de DQO conocida. En este trabajo se desarrolló un prototipo y un ensayo experimental respirométrico para la determinación de una manera rápida y confiable del parámetro Y_H de la biomasa procedente de una PTAR de un fraccionamiento residencial de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. El ensayo consistió en determinar la velocidad de consumo de oxígeno frente a la cantidad de materia orgánica degradada. Los resultados obtenidos en los ensayos experimentales muestran que los valores de Y_H se encuentran dentro del rango propuesto por el modelo ASM1 a una temperatura de 20°C.

INTRODUCCION

Modelar un proceso biológico requiere el tratamiento de una gran cantidad de información. Debido a la gran complejidad de estos procesos se elimina la posibilidad de incluir todos los parámetros que lo representan. Por tanto, el grado de detalle deberá relegarse a aquellos parámetros que influyen en mayor medida en el resultado de la modelación. La elección y determinación del rango de estos valores es de gran importancia, puesto que precisamente son los que van a caracterizar el comportamiento del proceso biológico.

Se consideran parámetros de elevada influencia del modelo aquellos en los que una pequeña variación en su valor tienen una gran influencia en el resultado de la modelación. En los parámetros de escasa influencia ocurre lo contrario ya que grandes variaciones en su valor generan pequeños cambios en los resultados^[1].

El Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) fue desarrollado por un grupo de trabajo de la Asociación Internacional del Agua (IWA Task group) en 1987. Tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica así como la nitrificación y desnitrificación de los procesos de lodos activados^[2]. El ASM1 ha demostrado ser una herramienta muy útil en la investigación, desarrollo y optimización de dichos procesos. En el modelo ASM1 se consideran parámetros de elevada influencia^[3]: los rendimientos estequiométricos, las velocidades máximas de crecimiento, las velocidades de muerte endógena y las constantes de semisaturación. Los valores de dichos parámetros varían en un rango amplio, dependiendo de las características del lodo y del agua residual empleada, por lo que el modelo debe calibrarse para cada uno de ellos^[4].

Dado que el valor del parámetro Y_H del modelo ASM1 es clave para una adecuada simulación del sistema de lodos activados, se han desarrollado diversos procedimientos para su determinación, principalmente mediante la aplicación de técnicas respirométricas, las cuales han ido ganando atención dentro de la comunidad científica como una herramienta confiable para la calibración de modelos biológicos^[5].

Los ensayos respirométricos consisten en obtener un perfil de la velocidad de consumo de oxígeno (OUR) de la biomasa del sistema biológico para la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual influente al sistema, dado que las bacterias heterótrofas utilizan la materia orgánica fácilmente biodegradable disponible en el medio, el cual degradan bajo condiciones aerobias. La OUR obtenida está en función de la concentración de células y de la actividad respiratoria específica de las bacterias^[6].

METODOLOGIA

Para el desarrollo experimental de este trabajo se utilizó agua residual influente y lodo de una planta de tratamiento de aguas residuales de un fraccionamiento residencial ubicado en la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. El fraccionamiento cuenta con alrededor de 450 casas habitadas y con perspectivas de construcción de más viviendas. El influente y efluente de ésta PTAR fueron monitoreados durante los meses de Junio – Agosto con el fin de comprobar su eficiencia mediante el cumplimiento de los límites máximos permisibles establecidos en las normas oficiales. La PTAR trabaja bajo un sistema de lodos activados y tiene una capacidad para tratar 4.3 L/s de agua residual, dado que la población es baja.

Para la determinación del rendimiento heterótrofo se llevó a cabo un montaje experimental el cual está conformado por un reactor de metacrilato con una capacidad máxima de 13 litros. Con el fin de mantener completamente mezclado el lodo junto con el agua influente se utilizó un agitador IKA rw 20 digital trabajando de manera constante y utilizando una velocidad adecuada para evitar la sedimentación y la reaireación del sistema a través de la interfase agua-atmósfera. El oxígeno disuelto se suministró a través de un aireador siendo distribuido por un difusor flexible de burbuja fina colocado en el fondo del reactor. El registro de oxígeno disuelto se realizó por medio de un oxímetro cuyo sensor se encuentra ubicado en la parte inferior del reactor para evitar interferencias con las burbujas de oxígeno que pueden alojarse sobre el cabezal y proporcionar valores erróneos de medición. El reactor se ubicó dentro de una cámara termostabilizada, para garantizar durante todo el período de experimentación una temperatura ambiente de 20-25°C. El almacenamiento de los datos se llevó a cabo por medio de un programa específico diseñado por el grupo de investigación dentro del cual se desarrolló éste trabajo. El programa registra los valores de oxígeno y temperatura durante el periodo de trabajo. En función del contenido de oxígeno del licor mezcla, el programa actúa bajo un módulo de control, apagando o encendiendo el aireador. De este modo el programa permite controlar la

aireación en el interior del reactor. El programa activa la aireación al registrar valores inferiores a un mínimo establecido y la suspende al alcanzar un valor máximo de oxígeno disuelto. Los datos obtenidos en el periodo en el cual no se airea, se emplean para calcular el valor de OUR.

Para la realización de esta prueba respirométrica es necesario que el lodo se encuentre en condiciones endógenas; para ésto se deja alrededor de 24 horas aireando y sin alimentarlo con ningún tipo de sustrato externo. Durante este tiempo se lleva a cabo el registro del cambio de la OUR. Se considera que se ha alcanzado la fase endógena cuando los valores de OUR dejan de variar, volviéndose constantes. Como fuente de materia orgánica para la determinación del parámetro Y_H se utilizó el agua residual influente de la PTAR, dado que las bacterias ya se encuentran adaptadas a dicha agua como sustrato.

RESULTADOS Y DISCUSION

A continuación se muestra la imagen del montaje experimental desarrollado:

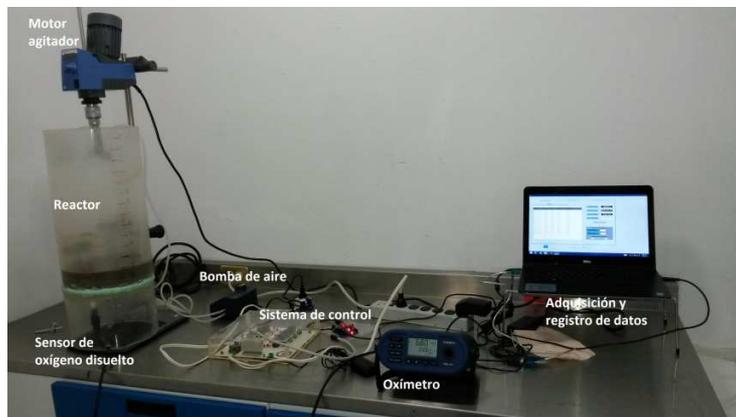


Figura 1. Imagen del montaje experimental indicando cada uno de sus componentes.

Para la determinación del oxígeno consumido, debido exclusivamente a la degradación de la DQO adicionada, se debe restar a los valores de la OUR medidos los correspondientes a la OUR endógena, que se estima a partir del ajuste de los últimos puntos de la gráfica (Fig 2). La integración de la curva de la evolución de la velocidad del consumo de oxígeno pueden verse en la gráfica correspondiente (Fig 3).

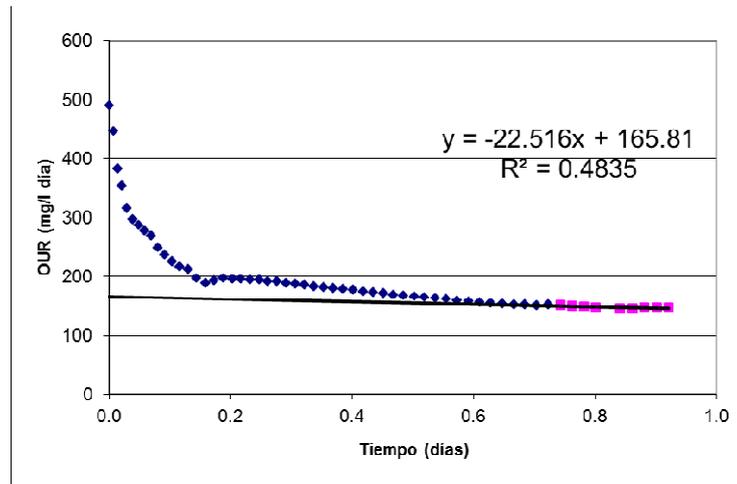


Figura 2. Evolución temporal de la velocidad de consumo de oxígeno.
OUR: Velocidad de consumo de oxígeno

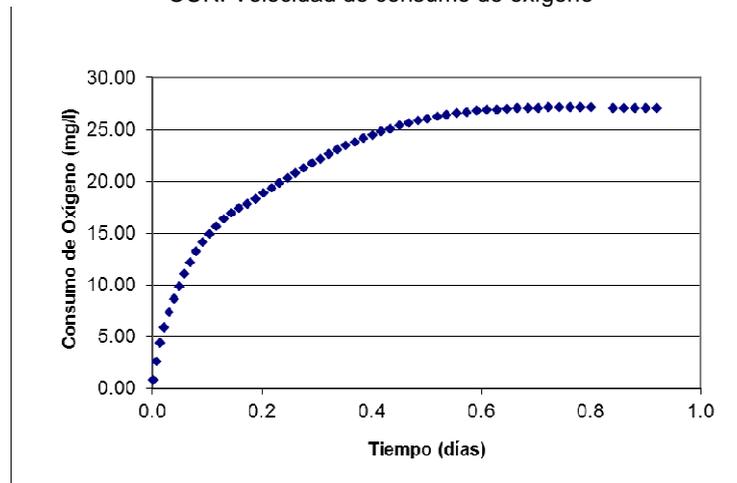


Figura 3. Evolución temporal del oxígeno consumido, observándose un total de 27.2 mg/L

La matriz estequiometrica que define los procesos de las bacterias heterotrofas considera que el consumo de oxígeno y la concentración del sustrato final (S_F) por unidad de masa de biomasa heterótrofa, vienen dados por:

$$S_{O_2\text{consumida}} = -\frac{1-Y_H}{Y_H} \quad \text{Ecuación 1.}$$

$$S_{F \text{ deg radada}} = -\frac{1}{Y_H} \quad \text{Ecuación 2.}$$

Calculando la relación $S_{O_2\text{consumido}}/S_F$ degradada a partir de estas expresiones, se obtiene la siguiente ecuación para la determinación de Y_H :

$$Y_H = 1 - \frac{S_{O_2\text{consumida}}}{S_{F \text{ deg radada}}} \quad \text{Ecuación 3.}$$

Sustituyendo el valor de la concentración de oxígeno consumido, obtenido del tratamiento gráfico y los valores de la DQO degradada, 68 mgO₂/l, se obtiene un valor de Y_H de 0.60 g DQO de células formadas/g DQO oxidado.

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos en los ensayos experimentales, el valor de la Y_H fue de 0.60 confirmando que se encuentra dentro de los valores que el modelo ASM1 propone a una temperatura de 20°C, el rango para la Y_H es 0.46-0.69 g DQO de células formadas/g DQO oxidado, lo que indica que hay afinidad de la biomasa por el sustrato proveniente de la PTAR, reflejándose en la caracterización del efluente de la planta, el cual cumple con los límites de DBO establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. A partir de los resultados obtenidos en éste trabajo se podrá realizar el diseño y puesta en marcha del procedimiento experimental para la determinación de los parámetros cinéticos del modelo.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo de investigación fue apoyado por el Programa de Mejoramiento del Profesorado mediante el financiamiento otorgado al Cuerpo Académico Ingeniería Ambiental Aplicada a través de la convocatoria 2013 de fortalecimiento.

REFERENCIAS

- [1] Strotmann, U. J.; Geldem, A.; Kuhn, A.; Gendig, C.; Klein, S. (1999). Evaluation of a respirometric test method to determine the heterotrophic yield coefficient of activated sludge bacteria. *Chemosphere*, 38(15), 3555–3570
- [2] Henze, M., Grady, C. P. L.; Gujer, W., Marais, G. V. R.; Matsuo, T.; (1987). Activated Sludge Model No. 1 *IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1 IAWPRC*, London, UK.
- [3] Ferrer, J.; Seco, A. (1997). Tratamientos de las aguas residuales. Tratamientos biológicos. (Tomo III). *Servicio de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia*. Valencia, España.
- [4] Nuhoglu, A.; Keskinler, B.; Yildiz, E. (2005). Mathematical modelling of the activated sludge process—the Erzincan case. *Process Biochemistry*, 40(7), 2467-2473
- [5] Cokgor, E. U.; Ozdemir, S.; Karahan, O.; Insel, G.; Orhon, D. (2007). Critical appraisal of respirometric methods for metal inhibition on activated sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 139(2), 332-339.
- [6] Guwy, A.J.; Buckland, H.; Hawkes, F. R.; Hawkes, D. L. (1998). Active biomass in activated sludge: Comparison of respirometry with catalase activity measured using an on-line monitor. *Water Research*, 32(12), 3705-3709.

CARACTERIZACIÓN DE CEPAS BACTERIANAS NATIVAS DE UN RESIDUO INDUSTRIAL HIPERSALINO E HIPERALCALINO, CON ALTO CONTENIDO DE CROMO Y OTROS METALES

Jesús Fernando López Vázquez¹, Pamela Romo Rodríguez¹, J. Felix Gutiérrez Corona¹

¹DCNyE, Guanajuato, Gto, México. *felixg@ugto.mx

El cromo es uno de los metales más utilizados en diversas actividades industriales, como son el acabado de metales, la síntesis química, la minería y la curtiduría. Estas operaciones generan una gran cantidad de desechos con altos niveles de cromo que, en algunos casos, debido a prácticas inadecuadas de eliminación y disposición de residuos, han producido descargas excesivas de este metal al ambiente, causando serios problemas de contaminación. El Cr(VI) es altamente tóxico y provoca serios problemas de salud, ya que ha sido identificado como agente genotóxico y carcinogénico. Se ha indicado que el Cr(III) es alrededor de 100 veces menos tóxico que el Cr(VI), debido a que es poco soluble a pH fisiológico y a que no es transportado activamente al interior de las células (Katz y Salem, 1993). Por lo tanto, la transformación de Cr(VI) a Cr(III) por actividades biológicas es un proceso de importancia en el contexto de la biotecnología y la ingeniería ambiental. Existe una amplia variedad de microorganismos capaces de tolerar altas concentraciones de Cr(VI) y habitar en sitios contaminados con dicho oxianión (Cervantes et al., 2001). En un estudio previo, mediante procedimientos de metagenómica en los que se analizó el ADN de residuos industriales hipersalinos e hiperalcalinos, que contienen cromo y otros metales, ubicados en una empresa de la región, se obtuvo información sobre las comunidades bacterianas presentes en dicho residuos (Brito et al., 2013).

El objetivo del presente trabajo consistió en aislar y caracterizar cepas bacterianas cultivables tolerantes a cromato, nativas de los residuos industriales anteriormente mencionados. Cinco cepas bacterianas aisladas de forma independiente, denominadas BRF (*Klebsiella oxitoca*), Mnl3 (*Cellulomonas bogoriensis*), Mnl4 (*Bacillus. thuringuensis*), Ag1 (*Exiguobacterium sp.*) y Ma6 (*Pseudomonas aeuroginosa*) se caracterizaron respecto de su eficiencia para transformar Cr(VI) a Cr(III) cultivadas en condiciones aeróbicas o anaeróbicas en un medio mínimo suplementado con extracto de levadura; también, se estudió la capacidad de reducción de Cr(VI) de los aislados en cultivos realizados en presencia de ácido cítrico o FeCl₃. La identificación de los aislados se realizó mediante secuenciación del rDNA 16S. Los resultados obtenidos mostraron que en condiciones aeróbicas el orden de eficiencia de reducción de Cr(VI) fue BRF>Mnl3>Mnl4>Ag1>Ma6; se observó que los aislados Mnl3, Mnl4 y Ma6 muestran una mayor reducción de Cr(VI) cultivadas en presencia de ácido cítrico, pero no de FeCl₃. En condiciones anaeróbicas el orden de eficiencia de reducción de Cr(VI) fue Mnl3>Mnl4>BRF>Ma6>Ag1, observando que los aislados Mnl3, Mnl4 y Ag1 muestran una mayor reducción de Cr(VI) cultivadas en ausencia de oxígeno; lo que sugiere que en dichas condiciones dicho oxianión puede servir como aceptor terminal de electrones en la cadena respiratoria utilizando glucosa como fuente de electrones, lo que ha sido descrito para el Cr(VI) y una gran variedad de compuestos donadores de electrones (Wang, 2000).

Palabras clave: Biotecnología, Residuos industriales, bacterias tolerantes a cromato, destoxificación de Cr(VI).

METODOLOGÍA

Microorganismos

Se analizó a 33 aislados bacterianos nativos de un residuo industrial hipersalino e hiperalcalino, con alto contenido de cromo y otros metales provenientes de una empresa productora de sales de cromo de la región (Aguilar Casas, 2012).

Medio de cultivo

Se hizo uso del medio mínimo M9 (20g/L glucosa, 0.25g/L NaCl, 6.4 g/L Na₂HPO₄·7H₂O, 1.5 g/L KH₂PO₄, 1 g/L NH₄Cl, 50µL de CaCl₂ 1M, 2mL de MgSO₄·7H₂O 1M, suplementado con extracto de levadura al 0.1%. para realizar los bioensayos de disminución de Cr(VI) por medio de los aislados bacterianos y se incubaron a 200 rpm a 37°C.

Evaluación de la sensibilidad a Cr(VI)

Se probó la sensibilidad a Cr(VI) por parte de las 33 cepas bacterianas aisladas de residuos industriales, mediante su cultivo en medio sólido M9 conteniendo diferentes concentraciones (100, 200, 250, 300, 350 y 400 ppm) de Cr(VI). Las cepas se incubaron a 37°C durante 24 h.

Bioensayos de disminución de Cr(VI) en el medio de cultivo

Se efectuaron cinéticas de disminución de Cr(VI) por parte de los 33 aislados bacterianos nativos de residuos industriales cultivados en medio M9 conteniendo 0.57mM de Cr(VI). Se tomaron alícuotas a los tiempos 0 y 24 h para cuantificar el Cr(VI) remanente en el medio de cultivo mediante el método de la difenilcarbazida (NMX-AA-044-SCFI-2001). Se efectuaron cinéticas de disminución de 0.57 mM de Cr(VI) por parte de los 5 aislados bacterianos seleccionados cultivados en medio M9 en presencia como en ausencia de oxígeno, y se probó la adición de 45 mM de citrato y 50µM de FeCl₃ al medio de cultivo en condiciones aerobias.

Identificación molecular

Se realizó la extracción del ADN genómico de los aislados bacterianos seleccionados mediante el procedimiento descrito por Alj nabani y Martínez (2001). Para la amplificación del gen ADN_r 16S por PCR se emplearon los oligonucleótidos universales 27F y 907R, usando la enzima Pfu DNA Polymerase (Thermo Scientific, EUA) según las especificaciones del proveedor. Los fragmentos amplificados se ligaron al vector comercial pJET 1.2/blunt (Thermo Scientific, EUA) y las moléculas se introdujeron en células electrocompetentes de *E. coli* DH5α. Para la identificación de la cepa Mnl4 se emplearon además los oligonucleótidos L516SF y L523SR (Xu y Cote, 2003) utilizando *High fidelity PCR enzyme mix* (Thermo Scientific, EUA) según las especificaciones del proveedor. Fue necesario amplificar, clonar y secuenciar fragmentos correspondientes a 3 regiones génicas altamente conservadas, correspondientes a los genes de mantenimiento: *glp*, *suc* y *rec*, así como el gen *chrB* que codifica para una proteína de membrana expulsora de cromato, para ello se hizo uso de los oligonucleótidos *glpF* y *glpR*, *recF* y *recR*, *suc* y *sucR* y el *ChrB F* y *ChrB R*; respectivamente. Empleando la enzima Pfu DNA Polymerase (Thermo Scientific, EUA) según las especificaciones del proveedor. Los fragmentos amplificados se ligaron al vector comercial pJET 1.2/blunt (Thermo Scientific, EUA) y las moléculas se introdujeron en células electrocompetentes de *E. coli* DH5α.

Se realizaron reacciones de restricción empleando la enzima BglII (Fermentas) según las especificaciones del proveedor. Como pruebas confirmatorias para asegurar la presencia de los fragmentos amplificados ADN_r en el vector pJET 1.2/blunt. Los fragmentos clonados fueron secuenciados (Elim-Biopharm, EUA) y las secuencias obtenidas se analizaron empleando la herramienta BLASTn en el servidor del NCBI (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>).

Bioensayos complementarios de disminución de Cr(VI) del medio de cultivo.

Se efectuaron cinéticas de disminución de Cr(VI) por parte de los 5 aislados bacterianos seleccionados cultivados en medio M9 suplementado con 45mM de ácido cítrico y M9 adicionado

con 50µM de FeCl₃ conteniendo 0.57mM de Cr(VI). Además se comparó la eficiencia de disminución de Cr(VI) del medio de cultivo en condiciones aerobias y anaerobias empleando M9 como medio de cultivo conteniendo 0.57mM de Cr(VI).

En estudios posteriores se comparará la eficacia de disminución de Cr(VI) en medio M9 suplementado con 45mM de ácido cítrico y M9 adicionado con 50µM de FeCl₃ conteniendo 0.57mM de Cr(VI) en condiciones anaerobias para complementar los resultados obtenidos hasta el momento.

RESULTADOS

Bioensayos de disminución de Cr(VI) en el medio de cultivo

Se sabe que en sitios contaminados con altas concentraciones de Cr(VI) pueden habitar microorganismos resistentes, tolerantes y/o con mecanismos de reducción de cromo hexavalente. Por lo anterior se evaluó la capacidad para disminuir al ion Cr(VI) del medio de cultivo mediante cinéticas de disminución volumétrica de Cr(VI) en 33 cepas bacterianas provenientes de residuos industriales con altos niveles de Cr(VI).

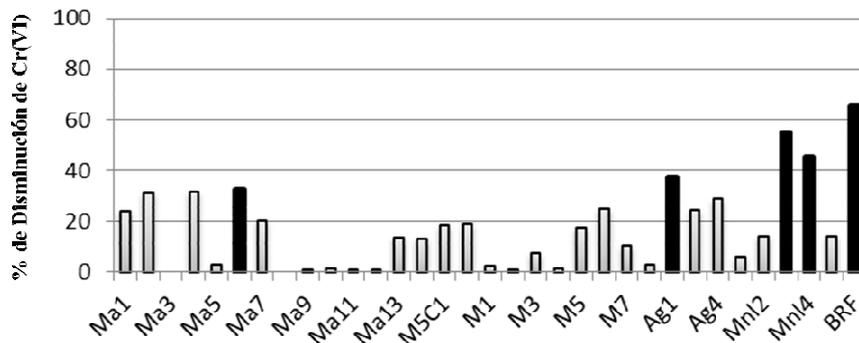


Figura 1. Capacidad de disminución de Cr(VI) en aislados bacterianos. Se calcularon los porcentajes de disminución de Cr(VI) 0.57 mM a las 24 h de incubación. Las barras negras corresponden a los aislados bacterianos que mostraron mayor capacidad en disminuir Cr(VI) del medio de cultivo.

De los aislados anteriores se seleccionaron para estudios posteriores 5 aislados bacterianos que presentaron la mayor capacidad para disminuir Cr(VI) del medio de cultivo. Los porcentajes de disminución de 0.57mM de Cr(VI) en cultivos de 24h fueron los siguientes para las cepas seleccionadas: BRF= 65.22%, Mnl3=54.9%, Mnl4=45.3%, Ag1=37.17% y Ma6=32.44% (Fig. 1).

Identificación molecular.

Para llevar a cabo la identificación de los aislados seleccionados, se amplificó por PCR un fragmento del gen 16S ADNr a partir del ADN genómico, empleando los oligonucleótidos universales 27F y 907R (Fig. 2).

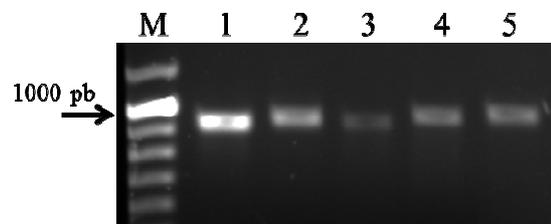


Figura 2. Amplificación de fragmentos del 16S ADNr. Amplificación de fragmentos de aproximadamente 900 pb correspondientes al gen 16S ADNr usando los oligonucleótidos universales 27F y 907R. Cepas: 1. Mnl3, 2. Mnl4, 3. Ag1, 4. Ma6 y 5. BRF. M: Marcador molecular.

Una vez obtenidos los fragmentos mediante PCR estos fueron purificados y ligados al vector *pJET1.2/blunt*, con esta ligación se transformaron células *E. coli DH5 α* . Se confirmó la presencia de los insertos en el vector presente en las células transformantes mediante un análisis de restricción (Fig. 3).

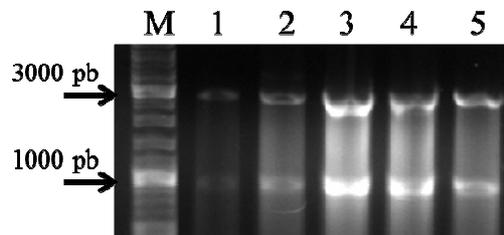


Figura 3. Análisis de restricción con *BglII*. Análisis de restricción con la enzima *BglII*, la cual libera el fragmento ligado (aproximadamente 900 pb) del vector *pJET1.2/blunt* (aproximadamente 3000 pb). Se muestra una clona independiente de cada evento de transformación. Cepas: 1. Mnl3, 2. Mnl4, 3. Ag1, 4. Ma6 y 5. BRF. M: Marcador molecular.

Una vez que se comprobó la inserción del fragmento del gen 16S ADNr de cada una de las cepas seleccionadas se enviaron para su secuenciación. Las secuencias nucleotídicas obtenidas se compararon en la base de datos del NCBI, arrojando como resultado que Mnl3 corresponde a un aislado de *Cellulomonas bogoriensis*, Ag1 a *Exiguobacterium sp.*, Ma6 a *Pseudomonas aeuroginosa* y BRF a *Klebsiella oxitoca*. Al comparar la secuencia del gen 16S ADNr la cepa Mnl4 mostró un 99% de identidad tanto con *Bacillus thuringiensis* como con *B. anthracis*, debido a esto se realizó el mismo procedimiento para obtener la secuencia del fragmento 3'16S-ITS-5'23S, reportado como marcador para la identificación de especies del género *Bacillus*, sin embargo también con esta secuencia se obtuvieron resultados ambiguos en cuanto a la identificación de la especie de la cepa Mnl4, por lo que fue necesario llevar a cabo la amplificación, clonación y secuenciación de 3 regiones génicas altamente conservadas, correspondientes a los genes de mantenimiento: *glp*, *suc* y *rec*, así como de *chrB* un gen que codifica para una proteína de membrana expulsora de cromato. Al realizar un análisis multilocus de secuencia con las 4 secuencias nucleotídicas se logró discernir el género de la cepa Mnl4, la cual presenta una mayor similitud con *Bacillus thuringiensis* (Fig. 4).

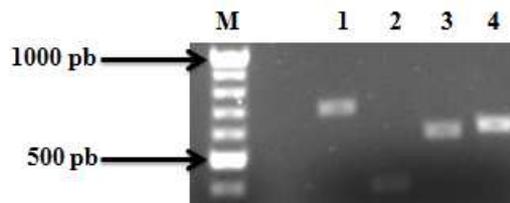


Figura 4. Amplificación de fragmentos de regiones génicas altamente conservadas en el genoma bacteriano, empleando como molde el ADN genómico de la cepa Mnl4. Fragmentos de los genes: 1. *chrB* (aprox. 750 pb), 2. *glp* (aprox. 420 pb), 3. *suc* (aprox. 600 pb), 4. *rec* (aprox. 650 pb) y M: Marcador molecular.

Bioensayos de disminución de Cr(VI) del medio de cultivo

Se analizó si la reducción de Cr(VI) en los aislados se favorecía al realizar los experimentos de disminución en condiciones de anaerobiosis, esto debido a que existen reportes donde se indica que en ausencia de oxígeno la reducción de Cr(VI) puede estar dada por enzimas solubles o de membrana, incluyendo citocromos asociados con el sistema de transferencia de electrones; en este proceso el Cr(VI) puede servir como aceptor terminal de electrones en la cadena respiratoria para una gran variedad de compuestos donadores de electrones. De lo anterior se

obtuvo que en las cepas *C. bogoriensis* (Mnl3), *Bacillus thuringiensis* (Mnl4) y *Exiguobacterium sp.* (Ag1) la reducción de Cr(VI) en el medio extracelular se favorece en ausencia de oxígeno, mientras que las demás cepas muestran un comportamiento similar que en cultivos aeróbicos. Además se probó si la adición de citrato o FeCl₃ al medio de cultivo favorecía el proceso de reducción de Cr(VI) en los diferentes aislados; el primero se ha reportado como un posible agente quelante de Cr(III) favoreciendo el sentido de la reacción de reducción de Cr(VI), además de que algunos microorganismos pueden metabolizarlo produciendo metabolitos secundarios excretados al exterior de las células que pueden participar en la reducción de Cr(VI); mientras que el hierro puede ser transformado de ión férrico (Fe⁺³) por algunos tipos de bacterias a ión ferroso (Fe⁺²), el cual se sabe participa también en la reducción de Cr(VI) en el medio extracelular. Por su parte, la adición de una concentración de citrato 45 mM al medio de cultivo favoreció considerablemente la disminución de Cr(VI) del medio de cultivo para los aislados de *C. bogoriensis* (Mnl3), *Bacillus thuringiensis* (Mnl4) y *P. aeuroginosa* (Ma6) y no afectó la capacidad de *K. oxitoca* (BRF) para llevar a cabo dicho proceso, en comparación con la disminución que se lleva a cabo empleando medio de cultivo M9 sin aditivos. En el aislado de *Exiguobacterium sp.* (Ag1) la adición de esta concentración de citrato al medio de cultivo no permitió el crecimiento óptimo de la bacteria; por lo cual no fue posible realizar el ensayo. Ninguno de los aislados mostró estimulación para disminuir con mayor eficiencia el Cr(VI) del medio de cultivo al añadirle FeCl₃ 50 µM en comparación con los valores obtenidos usando el medio M9; además para *C. bogoriensis* (Mnl3), *K. oxitoca* (BRF) y *P. aeuroginosa* (Ma6) esta concentración de FeCl₃ produjo que la disminución de Cr(VI) del medio de cultivo se llevará a cabo de manera más lenta; esto posiblemente se deba a la concentración de FeCl₃ empleada. Sería necesario probar concentraciones de FeCl₃ inferiores y superiores a la empleada para poder establecer una conclusión determinante.

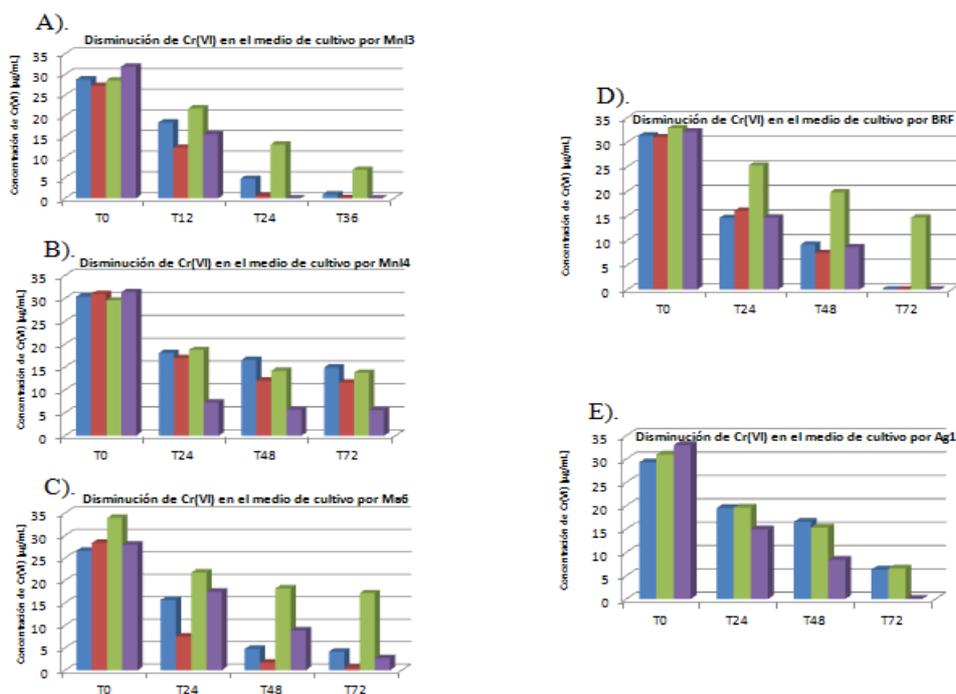


Figura 5. Capacidad de disminución de Cr(VI) en el medio extracelular. Ensayos de disminución de los niveles de Cr(VI) en medio líquido de los aislados seleccionados: A). Mnl3, B). Mnl4, C). D). BRF. Ma6 y E). Ag1. Se midió el Cr(VI) remanente en el medio de cultivo. Se usaron diferentes medios y condiciones de cultivo: (■) medio M9 en aerobiosis, (■) medio M9 adicionado con citrato 45 mM, (■) medio M9 adicionada con FeCl₃ 50mM y (■) medio M9 en anaerobiosis.

CONCLUSIONES

Las cepas estudiadas se identificaron como aislados de *C. bogoriensis* (Mnl3), *Bacillus sp.* (Mnl4), *Exiguobacterium sp.* (Ag1), *P. aeruginosa* (Ma6) y *K. oxitoca* (BRF).

Para algunas de las cepas aisladas las condiciones anaerobias y/o la adición de citrato al medio de cultivo favorece el proceso de disminución de Cr(VI) en el medio extracelular, por otro lado la adición de FeCl₃ reduce la velocidad de reducción; esto en las condiciones probadas.

REFERENCIAS

- [1] Aljanabi, S. M & Martínez I. (1997). Nucleic Acids Research. 25 (22) 4692-4693.
- [2] Cervantes C. *et al* (2001). Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews* 25:335-347.
- [3] Brito, E.M. *et al* (2013). Bacterial biodiversity from anthropogenic extreme environments: a hyper-alkaline and hyper- saline industrial residue contaminated by chromium and iron. *Applied Microbiology and Biotechnology* 97:369-78.
- [4] Katz, S.A., Salem, H. (1993). The toxicology of chromium with respect to its chemical speciation: a review. *Journal of Applied Toxicology* 13:217-224.
- [5] Wang, Y. T. (2000). Microbial reduction of chromate. *Environmental Microbe–Metal Interactions. American Society for Microbiology Press, Washington 275 DC.*
- [6] Xu, D & Cote, J. C. (2003). Phylogenetic relationships between *Bacillus* species and related genera inferred from comparison of 39 end 16S rDNA and 59end 16S-23S ITS nucleotide sequences. *International Journal Systematic Evolution Microbiology*. 53, 695-704.

MODELADO MATEMÁTICO DE UN PROCESO DE HIDRÓLISIS ENZIMÁTICA PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOETANOL

*Javier Ulises Hernández-Beltrán¹, Ivette Michelle Navarro-Gutierrez¹, Karla Cervantes-Quintero¹,
Héctor Hernández-Escoto¹*

¹Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México
*Departamento de Ingeniería Química, División de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad de
Guanajuato. Noria Alta S/N, col. Noria Alta, Guanajuato, Guanajuato, 36050, México * e-mail
para correspondencia: hhee@me.com*

ABSTRACT

As a contribution to the development of processes for enzymatic hydrolysis of wheat straw for ethanol production, mathematical models for the kinetics of different substrate-enzyme systems were constructed. Different hydrolysis were performed using micro-crystalline cellulose and wheat straw acid to obtain glucose. Glucose acts as an intermediary in the production of ethanol. Hydrolysis was carried out in reactors Corning 0.5L and Labfors 2L at different concentrations, using two enzyme complexes (Accellerase 1500 and Novozyme C-Tec). Glucose was measured in a biochemical analyzer YSI 2700. It was found that it is not possible to apply a general mathematical model for different substrates and / or different enzyme complexes, but for the same substrate-enzyme system.

Keywords: *New methodologies on bioprocess, enzymatic hydrolysis, bioethanol, biomass, mathematical modeling.*

RESUMEN

Para la contribución en el desarrollo de un proceso de hidrólisis enzimática de paja de trigo en producción de etanol, se construyeron modelos matemáticos de la cinética para diferentes sistemas sustrato-enzima. Se realizaron diferentes hidrólisis utilizando celulosa micro-cristalina y paja ácida de trigo para la obtención de glucosa. La glucosa actúa de intermediario en la producción de etanol. La hidrólisis fue llevada a cabo en reactores Corning de 0.5 L y Labfors de 2 L a diferentes concentraciones, usando dos complejos enzimáticos (Accellerase 1500 y Novozyme C-Tec). La glucosa fue medida en un analizador bioquímico YSI 2700. Se encontró que no es posible aplicar un modelo matemático general para diferentes sustratos y/o diferentes complejos enzimáticos, pero si para un mismo sistema sustrato-enzima.

INTRODUCCIÓN

El La biomasa representa una fuente renovable de energía, con gran potencial para la producción de biocombustibles, cuyo uso permitiría reducir el consumo de combustibles fósiles y limitar las emisiones de CO₂, SO_x, NO_x a la atmósfera y la contaminación por metales pesados [7]. El etanol es un combustible limpio cuyo uso puede disminuir los efectos negativos del cambio climático ocasionado por la combustión de petróleo, carbón mineral y gas natural [4].

La producción actual de bioetanol se basa en etanol a partir de almidón y azúcares [5]. La producción de bioetanol de segunda generación utiliza biomasa lignocelulósica como materia prima. La biomasa lignocelulósica engloba gran parte del material vegetal abundante y barato no aprovechable para la alimentación y que en muchos casos se genera como residuo en otros sectores [1].

La biomasa lignocelulósica está compuesta principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina. La celulosa es una fuente atractiva de glucosa para la producción de etanol por fermentación. Una tecnología prometedora es la de convertir esta abundante biomasa lignocelulósica en etanol a través de un proceso a base de enzimas. La conversión de biomasa lignocelulósica en etanol, sin embargo es difícil debido a la compleja estructura de la pared celular de las plantas [5]. La gran variedad de materias primas lignocelulósicas y de sus características físico-químicas requiere pretratamientos idóneos para cada tipo de biomasa. Durante los últimos años, se han estudiado muchos pretratamientos con características muy distintas, que han sido típicamente clasificados, según su naturaleza, en cuatro grupos: físicos, físico-químicos, químicos y biológicos [1]. La paja de trigo como es un compuesto lignocelulósico y está compuesto principalmente de celulosa, hemicelulosa y lignina, y el contenido de estos 3 compuestos está en un rango de 33-40, 20-25, y 15-20 (%w/w), respectivamente [10].

La producción de etanol a partir de biomasa lignocelulósica se realiza usualmente en tres etapas: hidrólisis, fermentación y separación. La hidrólisis puede realizarse con ácidos minerales o mediante la acción concertada de enzimas [4]. La etapa de hidrólisis provoca la ruptura de los polímeros de celulosa y hemicelulosa, obteniéndose los monómeros respectivos. La hidrólisis completa de celulosa da exclusivamente el monómero D-glucosa, mientras que a partir de las hemicelulosas se obtienen un conjunto de pentosas y hexosas, como manosa, glucosa, xilosa, etc. [10].

La hidrólisis enzimática de la celulosa se lleva a cabo con enzimas celulasas, catalizadores altamente específicos. La hidrólisis se lleva a cabo bajo condiciones suaves (pH 4-5, 45-55 °C, agitación suave). La hidrólisis enzimática presenta ventajas frente a la hidrólisis química, entre las cuales pueden mencionarse que no genera gran corrosión, bajo consumo de enzima y baja toxicidad de los hidrolizados [10]. La degradación enzimática de la celulosa a glucosa, está acompañada por la acción cinética de tres enzimas: endo- glucanasas, exoglucanasa y β -glucosidasas. En la degradación de los componentes principales de la hemicelulosa (mannanos, xilanos, arabinanos, galactanos), intervienen enzimas como mananasa y xilanasa, de las cuales la β -xilosidasa degrada los xilo- oligosacáridos [7].

Hacia el desarrollo y diseño de procesos de aprovechamiento de masa lignocelulosa es necesario saber qué tan rápido se llevan a cabo este tipo de reacciones y cuánta glucosa puede ser extraída. En la literatura abierta se pueden encontrar diversos trabajos de hidrólisis enzimática que contestan la segunda cuestión (p.ej., [1]), pero muy pocas que se orientan a la primera cuestión (p.ej., [3]). Para explorar respuestas a la primera, en este trabajo se opta por construir un modelo matemático que describa el comportamiento dinámico del fenómeno; algo similar al trabajo de [3], con la diferencia de describir hidrólisis de masa lignocelulósica y no sólo de celulosa.

MÉTODOS Y MATERIALES

I.- SIMULACIÓN PREVIA DEL PROCESO

Se utilizó el programa MATLAB para encontrar la concentración adecuada de enzima que debía utilizarse durante los procesos de hidrólisis [3]. En MATLAB se tenía previamente un programa que involucra todas las condiciones de reacción que marca la bibliografía consultada, y modificando las condiciones fue posible el establecimiento de la concentración enzimática.

II.- PROCEDIMIENTOS EXPERIMENTALES

1.- *Realización de hidrólisis enzimática.* Las hidrólisis se llevaron a cabo en un reactor de tanque agitado Labfors de 2L y en reactores gemelos Corning de 0.5L. En ellos se cargo cierta cantidad de paja ácida de trigo deslignificada por un medio ácido [6] o celulosa micro-cristalina Sigma-Aldrich según la concentración deseada. Se ajustó el pH a 4.5, temperatura a 45°C y velocidad

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

de agitación aproximadamente a 240 rpm, con agitación mecánica. Una vez cumplidas estas condiciones se adicionó el complejo enzimático Accellerase 1500 (accelerace.dupont.com) y Novozyme C-Tec (www.novozymes.com), según lo establecido para los experimentos. Las reacciones tuvieron un tiempo promedio de 21 horas.

2.- *Medición de azúcar.* Una vez obtenidas las diferentes muestras a lo largo del proceso de hidrólisis, estas se centrifugaron a 10 000 rpm por 5 min y 12 000 rpm por 7 min. En las muestras centrifugadas se realizó la medición de glucosa mediante un analizador bioquímico YSI 2700. Durante la toma de muestras se siguió la reacción a través de su Índice de Refracción, utilizando un refractómetro, lo que ayudo a determinar el tiempo final de la reacción.

3.- *Experimentos realizados.* Se realizaron experimentos con celulosa microcristalina y con paja de trigo (con un pretratamiento ácido previo) con 85.7% de humedad aproximada a diferentes concentraciones. En la Tabla 1 se listan los experimentos realizados con sus respectivas condiciones.

Tabla 1. Lista de los experimentos realizados

	Volumen	Concentración de sustrato	Sustrato	Concentración enzimática (ml/l)	Complejo enzimático	Tipo de Reactor	Tiempo de Reacción
1	2 L	2%	Celulosa	3.15	Novozyme C-tec	Labfors	6 horas
2	0.5 L	2%	Celulosa	4	Novozyme C-tec	Corning	21 horas
3	0.5 L	5%	Celulosa	10	Novozyme C-tec	Corning	22.61 horas
4	2 L	2%	Celulosa	4	Accellerase 1500	Labfors	21 horas
5	0.5 L	2%	Celulosa	4	Accellerase 1500	Corning	21 horas
6	2 L	5%	Celulosa	10	Accellerase 1500	Labfors	24 horas
7	0.5 L	5%	Celulosa	10	Accellerase 1500	Corning	22.61 horas
8	2 L	5%	Paja	8.6	Accellerase 1500	Labfors	23.2 horas
9	0.5 L	5%	Paja	8.6	Accellerase 1500	Corning	21.5 horas
10	0.5 L	10%	Paja	17.196	Accellerase 1500	Corning	21 horas
11	0.5 L	5%	Paja	8.6	Novozyme C-tec	Corning	21.5 horas
12	0.5 L	10%	Paja	17.196	Novozyme C-tec	Corning	21 horas

III.- PROCESAMIENTO DE DATOS

1.- *Evaluación de la conversión de hidrólisis.* Para cada experimento se obtuvo una trayectoria de concentración a lo largo del tiempo de experimentación y con base a esta se puede ver la conversión de celulosa a glucosa a través del siguiente coeficiente que expresa el rendimiento en términos de porcentaje:

$$Y_{G/C} = \frac{G-G_0}{S_0} (100) \quad (1)$$

2.- *Evaluación de desempeño.* A lo largo del procesamiento de datos se pudo observar que se llega a cierta concentración de glucosa la cual es equivalente a decir que se llega a cierta conversión, lo que indica que la conversión no será total. Para la caracterización del desempeño alcanzado en el experimento, primero se calzó una función exponencial:

$$P = S_0 (1 - e^{-Kt}) \quad (2)$$

El parámetro S_0 se aproxima a la concentración de glucosa final del experimento y se considera que es la máxima concentración de glucosa que se podría obtener si el experimento se prolongara al infinito. En esta evaluación se considera S_0 como la cantidad "efectiva" de celulosa procesada. El parámetro K es una constante cinética que dicta que tan rápido se lleva a cabo el experimento, puesto que entre mayor es, más rápido se lleva a cabo la conversión de celulosa a glucosa.

3.- *Modelo del proceso de hidrólisis enzimática.* Con el propósito de describir cualquier hidrólisis en diversas condiciones se construyó un modelo matemático de tipo Michaelis-Menten [9].

$$\frac{dS}{dt} = -r_s(K_{cat}, E, S, K_s, P, K_I), S(t=0) = S_0 \quad (3)$$

$$\frac{dP}{dt} = r_s(K_{cat}, E, S, K_s, P, K_I), P(t=0) = P_0 \quad (4)$$

$$\frac{dE}{dt} = 0, E(t=0) = E_0 \quad (5)$$

$$r_s = K_{cat} E \frac{S_0}{k_s + S + \frac{P}{K_I}} \quad (6)$$

El problema se convierte en determinar los parámetros cinéticos K_{cat} , K_s y K_I . El factor de inhibición se toma como el producto obtenido.

3.1.- *Identificación de parámetros.* En Excel se construyó un simulador de las ecuaciones del modelo y se aunó a los datos experimentales a través de la herramienta "Solver" para estimar los parámetros, usando restricciones para su cálculo. Se utilizó la S_0 efectiva estimada en la ecuación (1), porque la referencia del programa de MATLAB utilizado en la sección I, no hay un consumo del 100% de celulosa cargada para las hidrólisis.

RESULTADOS

1.- *Trayectorias Experimentales.* A continuación se muestran a forma de ilustración algunas de las trayectorias de la concentración de glucosa a lo largo del proceso de hidrólisis (ver Figura 1), así como su rendimiento (ver Figura 2). Recapitulando los experimentos 4 y 6 son realizados con celulosa micro-cristalina y los experimentos 8 y 10 con paja ácida de trigo.

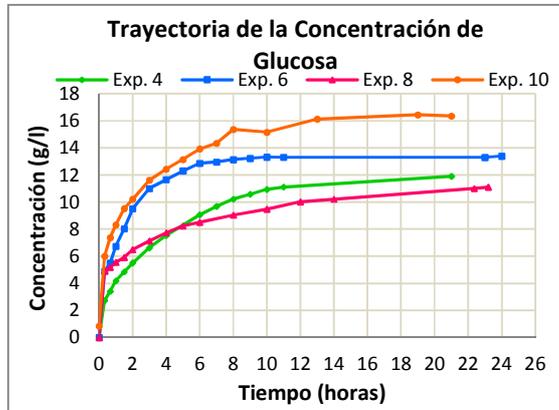


Fig. 1 Trayectoria de la concentración de glucosa a lo largo de la hidrólisis

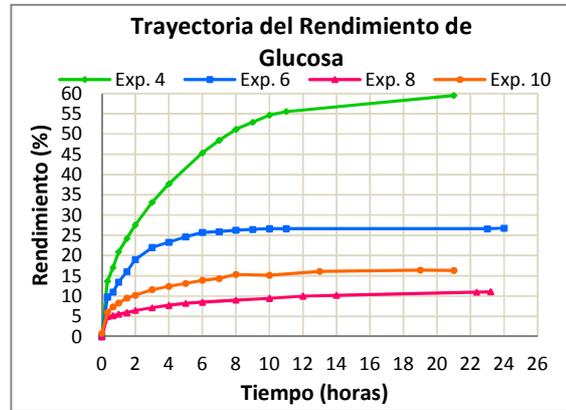


Fig. 2 Trayectoria del rendimiento de glucosa a lo largo de la hidrólisis

2.- Caracterización de desempeño. En la Tabla 2 se muestra un resumen de las concentraciones efectivas obtenidas con la aplicación de la ecuación (1).

Tabla 2. Concentraciones efectivas de las Hidrólisis Enzimáticas.

Experimento	Bloque	S_0	K	Experimento	Bloque	S_0	K
1	A	7.47807026	0.9596136	7	B	12.6662903	0.47983535
2		7.76036971	1.83044418	8	C	9.47490553	0.76733039
3		11.7898502	3.973696	9		10.638535	0.48376153
4	B	11.1130494	0.34382852	10	D	14.9415336	0.70578355
5		7.2167787	0.41383179	11	15.3668204	1.4168327	
6		13.060194	0.71065045	12	20.5154487	4.13887654	

3.-Parámetros cinéticas del modelo. Los resultados obtenidos en el simulador elaborado en Excel mediante la ecuación (6), se muestran a continuación en la Tabla 3; dichos parámetros se obtuvieron relacionando diferentes experimentos según el complejo enzimático y sustrato empleados para su realización.

Tabla 3. Parámetros cinéticos obtenidos para los diferentes experimentos.

Bloque	K_{cat}	K_S	K_I
A	81.07123847	7.999999981	0.013517404
B	63.24348463	9.5	0.003500981
C	16.98121	7.7511	0.0146
D	118.32	6.83	0.00616

A continuación se muestran a modo de ilustración un par de gráficos, correspondientes a las trayectorias de sustrato y producto realizadas con el modelo matemático propuesto, además se incluye la trayectoria de producto obtenida experimentalmente, en donde se aprecia la similitud entre ambas.

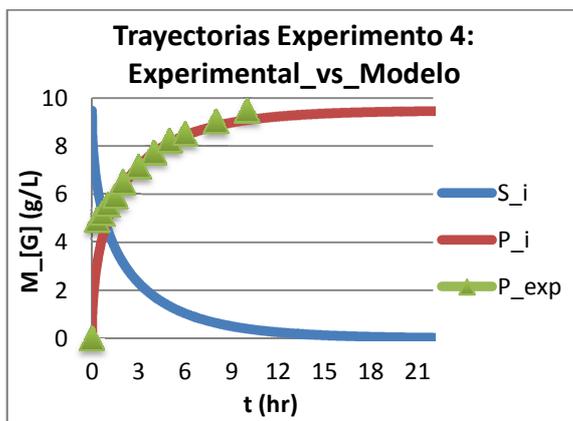


Fig. 3 Trayectoria de sustrato y producto de modelo vs producto experimental

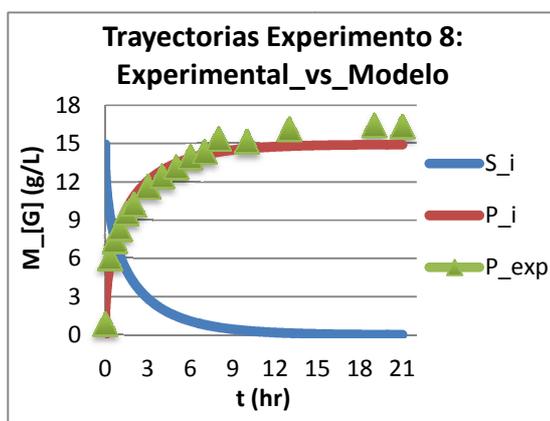


Fig. 3 Trayectoria de sustrato y producto de modelo vs producto experimental

CONCLUSIONES

A lo largo de este trabajo se logró el modelado de procesos de hidrólisis enzimáticos con complejos comerciales además de la propuesta de parámetros para evaluar el desempeño de las diferentes reacciones, a través de la aplicación de diferentes ecuaciones. Si bien este trabajo tenía como objetivo el diseño del proceso a través del modelo matemático, se puede decir que se cumplió con el objetivo en una primera parte para la descripción del proceso para una posterior actividad de diseño.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a la Secretaría de Energía (SENER) por la financiación otorgada, dentro del proyecto "Desarrollo y Prueba de Concepto de Una Biorefinería en Pequeña Escala Para la Coproducción de Etanol, Hidrógeno y Biogas usando Residuos Lignocelulósicos".

REFERENCIAS

- [1] Alvira Iráizoz, P. (2012) "Estudio y formulación de nuevos cócteles enzimáticos para la mejor de la producción de etanol a partir de paja de trigo". Universidad Complutense de Madrid. pp 14-33.
- [2] Anónimo. "Estudio sobre la utilización de la paja de trigo". Secretaria de fomento agropecuario. Oficina estatal de información para el desarrollo rural sustentable. Pág. 8-11.
- [3] Gusakov, A.V., Sinitsyn A.P. y Klyosov, A. A. (1985). "Kinetics of the enzymatic hydrolysis of cellulose: 1. A mathematical for a batch reactor process". Enzyme and Microbial Technology, 7(7):347-451.
- [4] Gutiérrez Pérez, C. y Gutiérrez Cánovas, C. (2009). La actuación frente al cambio climático, Murcia: Edit.um Editorial
- [5] Niño López, L. Acosta Cárdenas, A., y Gelves Zambrano, R. (2013). "Evaluación de pretratamientos químicos para la hidrólisis enzimática de residuos lignocelulósicos de yuca (Manihot esculenta Crantz). Grupo de biotransformación" en Revista de la Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia. No.69 pp.317-326.
- [6] Rojas Rejón, O. A. y Sánchez, A. (2014). "The impact of particle size and initial solid loading on thermochemical pretreatment of wheat Straw for improving sugar recovery" en Bioprocess Biosyst Eng, 37(7):1427-1436.
- [7] Salcedo M, J. G. López Galán, J. E. y Flórez Pardo, L. M. (2011). "Evaluación de enzimas para la hidrólisis de residuos (Hojas y Cogollos) de la cosecha de caña de azúcar" Universidad de Sucre, pp. 182-190.
- [8] Sánchez C. (2009). "Lignocellulosic residues: Biodegradation and bioconversion by fungi", Biotechnology Advances 27(2):185-194.
- [9] Scott Fogler, H. (2006). Elements of chemical reaction engineering. USA. Editorial Pretice Hall.
- [10] Talebnia, F., Karakashev, D. y Angelidaki, I. (2010). "Production of bioethanol from wheat straw: An overview on pretreatment, hydrolysis and fermentation", Bioresource Technology 101(13):4744-4753.

ELABORACIÓN DE CELDAS SOLARES TIPO GRÄTZEL EMPLEANDO SENSIBILIZADORES DE DIFERENTE PROCEDENCIA

Mónica Cedillo Alaniz^{1✉}, *Juan Carlos Baltazar Vera*², *Rosalba Fuentes Ramírez*³
^{1,2,3} *Departamento de Ingeniería Química de la División de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad de Guanajuato, Guanajuato, Gto, México.*
¹ *E-mail: mony_1474@hotmail.com*

ABSTRACT

For the preparation of the Grätzel cells, was implemented the screen-printing technique for the deposition of the semiconductor phase (TiO_2) and two dyes were used as sensitizers in optimal conditions, an artificial dye (disperse red 1) with heat treatment of 160 °C and a natural dye (hibiscus sabdariffa extract) with heat treatment of 60 °C. Discharge curves, j-V, P-I and P-V diagrams of each DSSC were performed; the values of the fill factor and efficiency percentage for Grätzel cells were calculated. The Raman and infrared spectroscopy were used for the characterization of the solar cell. The impregnated cell with dispersed red 1 to 160 °C achieved a power of 4.65 mW, a fill factor of 0.492 and an efficiency of 0.471%; and the impregnated cell with hibiscus sabdariffa extract to 60 °C achieved a power of 20.736 mW, a fill factor of 0.309 and an efficiency of 2.099%. On conclusion, both dyes employed as sensitizers were viable for use in Grätzel cells because energetic response is obtained of these and the manufacturing cost is low.

Keywords: *Grätzel, solar, cell, DSSC, energy.*

RESUMEN

Para la elaboración de las celdas Grätzel, se implementó la técnica de screen-printing para la deposición de la fase semiconductor (TiO_2) y se emplearon dos colorantes en condiciones óptimas como sensibilizadores, un colorante artificial (rojo disperso 1) con tratamiento térmico de 160 °C y uno natural (extracto de hibiscus sabdariffa) y con tratamiento térmico de 60 °C. Se realizaron las curvas de descarga, diagramas j-V, P-V y P-I de cada DSSC; se calcularon los valores del factor de llenado y porcentaje de eficiencia para las celdas Grätzel. Se emplearon las espectroscopias de Raman e Infrarrojo para la caracterización de la celda solar. La celda impregnada con rojo disperso 1 a 160 °C obtuvo una potencia de 4.65 mW, un factor de llenado de 0.492 y una eficiencia de 0.471%; y la celda impregnada con extracto de hibiscus sabdariffa a 60 °C obtuvo una potencia de 20.736 mW, un factor de llenado de 0.309 y una eficiencia de 2.099%. Por conclusión, ambos colorantes empleados como sensibilizadores resultaron viables para su utilización en celdas Grätzel, debido a que se obtuvo respuesta energética de éstos y a que su costo de manufactura es bajo.

Palabras claves: *Grätzel, celda, solar, DSSC, energía.*

INTRODUCCION

En la actualidad existe un consumo excesivo de energías no renovables, es por ello que se busca explorar nuevas alternativas de energía empleando como recurso principal las energías renovables.

Una de las energías con mayor potencial es la solar, ya que emplea al recurso natural más inagotable con el que contamos. Una de las aplicaciones de la energía solar se observa en la celda solar sensibilizada con colorante (DSSC) o también llamada celda solar tipo Grätzel.

La celda solar Grätzel también llamada celda solar sensibilizada por colorante (DSSC) es un dispositivo en el cual mediante un principio foto-electro-químico se produce electricidad, al

realizar la transformación de energía luminosa a energía eléctrica. Este tipo de celda surgió hace varios años en un laboratorio en Lausanne, Suiza [1] y tienen el potencial de ser producida de una manera más económicamente que las celdas existentes en el mercado gracias al bajo costo de la materia prima y sus bajos requerimientos de manufactura.

El principio de operación es análogo a la fotosíntesis. Para generar energía eléctrica a partir de una DSSC, los electrones tienen que pasar cuatro importantes interfaces de la DSSC: tinte/fase semiconductor, fase semiconductor/sustrato conductor, electrolito/contraelectrodo y tinte/electrolito.

La operación de este tipo de celdas consiste en una película de grosor micrométrico de TiO_2 , con tamaños de partícula nanométricos, el cual es un semiconductor de unión ancha. En seguida, se recubre con una o más capas de un tinte transferente de carga, el cual se encargará de absorber la luz y de donar los electrones excitados a la banda de conducción del TiO_2 , el cual se encuentra adherido a un electrodo transparente (generalmente óxido de estaño dopado con indio -ITO-, u óxido de estaño dopado con flúor -FTO-) que los conducirá al circuito externo para realizar trabajo. Luego serán recibidos por un contraelectrodo, normalmente un óxido conductor transparente recubierto con un catalizador, que los transferirá a un electrolito con un mediador, comúnmente I^-/I_3^- , que compensará con un electrón al tinte. El fotovoltaje generado por la celda está limitado por la diferencia entre el nivel Fermi del semiconductor bajo iluminación (nivel cuasi-Férmico, para ser exacto) y el potencial nernstiano del par redox del electrolito [2,3].

METODOLOGÍA

Para la elaboración de estas celdas solares Grätzel primeramente se impregna en un vidrio FTO una capa de mezcla de HCl a una concentración molar definida y TiO_2 fase anatasa por medio de la técnica de screen-printing, en seguida se le realiza un tratamiento térmico a 450 °C y se deja enfriar por 24 hrs.

Para la preparación de los sensibilizadores, se realiza el siguiente procedimiento: para el colorante artificial, se pesa un gramo de colorante rojo disperso 1 y se mezcla con 60 ml de acetonitrilo; y para el colorante natural, se pesan 5 g de flor de jamaica y se trituran en un mortero de porcelana, utilizando como medio extractante 100 ml de acetonitrilo. Ya teniendo los sensibilizadores, se introduce el vidrio con la capa de semiconductor en las soluciones del colorante artificial y natural por un lapso de 24 y 96 hrs respectivamente. Transcurrido ese tiempo, a los vidrios impregnados con colorante artificial y natural se les realiza un tratamiento térmico de 160 °C y 60 °C respectivamente por una hora y se dejan reposar por 24 hrs para finalmente obtener el fotoelectrodo. Este procedimiento se realizó por triplicado para cada uno de los sensibilizadores.

Para el caso del contraelectrodo, a un vidrio FTO se le impregna una solución a base de platino y se le realiza un tratamiento térmico a 450 °C por 30 minutos y se deja reposar por 24 hrs. Finalmente, para la fabricación del electrolito se utilizaron los siguientes reactivos: yodo elemental y yoduro de litio, los cuales en conjunto forman el par redox y el carbonato de propileno, el cual funge como el electrolito en sí.

Para el funcionamiento de la celda, primero se conecta el fotoelectrodo al circuito de medición [4], en seguida se le coloca una barrera que funcionará como gap y se le adicionan unas gotas de electrolito y se coloca el contraelectrodo, el cual también está conectado al circuito. En seguida se enciende la luz del circuito para obtener los datos necesarios para realizar la curva de descarga de la celda. Por último se realizan los análisis de espectroscopia Raman e Infrarrojo en base a metodologías características para este tipo de celdas solares [5].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las curvas de descarga, diagramas P-I y P-V obtenidos fueron los siguientes:

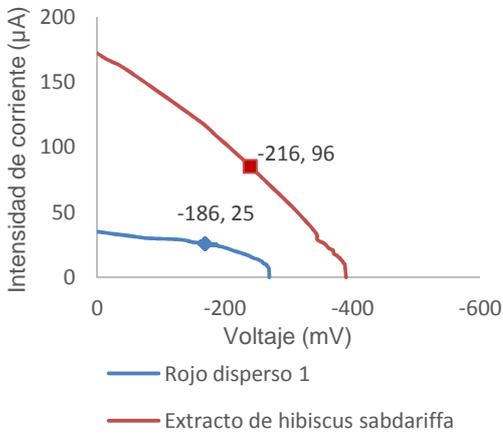


Figura 1.- Curvas de descarga de celdas Grätzel

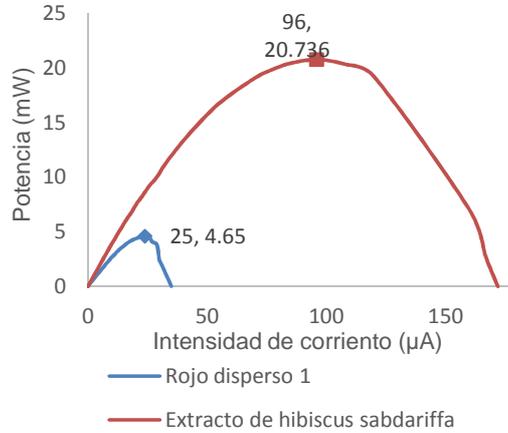


Figura 2.- Diagrama P vs I.

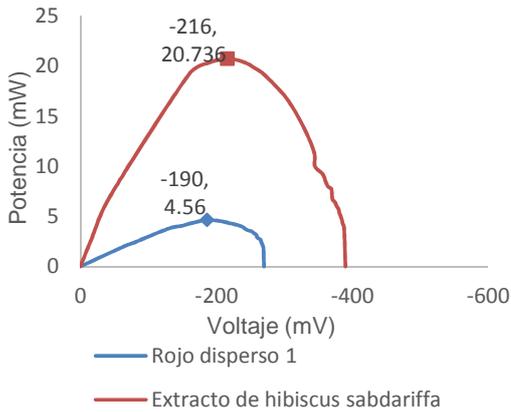


Figura 3.- Diagrama P vs V.

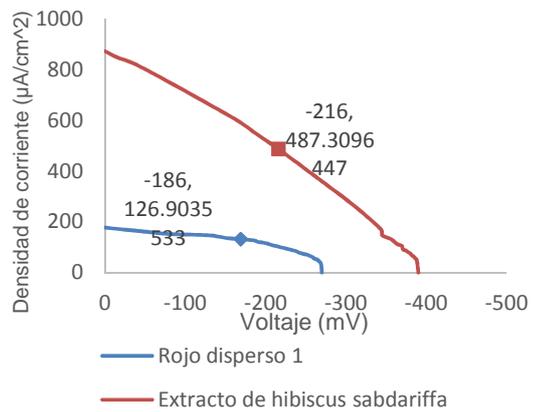


Figura 4.- Diagrama j vs V.

Los valores del factor de llenado y porcentaje de eficiencia obtenidos para las celdas Grätzel impregnadas con rojo disperso 1 fueron de:

$$\% \eta = \frac{23.724 \frac{mW}{cm^2}}{(8.4 \frac{mW}{cm^2})(0.6)(1000)} \times 100 = 0.471\%$$

$$FF_{RD1} = \frac{(0.186 V)(25 \mu A)}{(0.270 V)(35 \mu A)} = 0.492$$

Y para las celdas impregnadas con extracto de hibiscus sabdariffa fueron los siguientes:

$$\% \eta = \frac{105.796 \frac{mW}{cm^2}}{(8.4 \frac{mW}{cm^2})(0.6)(1000)} \times 100 = 2.099\%$$

$$FF_{HS60^\circ C} = \frac{(0.216 V)(96 \mu A)}{(0.390 V)(172 \mu A)} = 0.309$$

Se efectuaron los análisis de espectroscopia Raman tanto para el TiO₂ fase anatasa como para el TiO₂ en la fase semiconductor para observar si se presentaba alguna variación en la intensidad de los picos del TiO₂. Los espectros obtenidos fueron los siguientes:

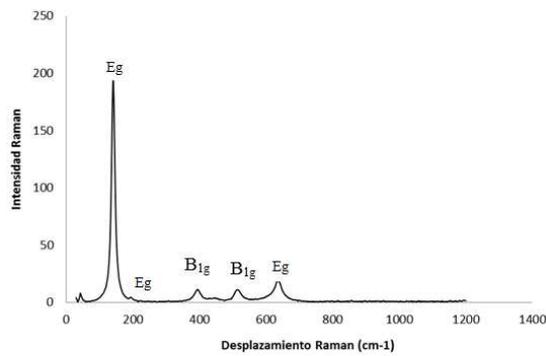


Figura 5.- Espectro Raman del dióxido de titanio fase anatasa

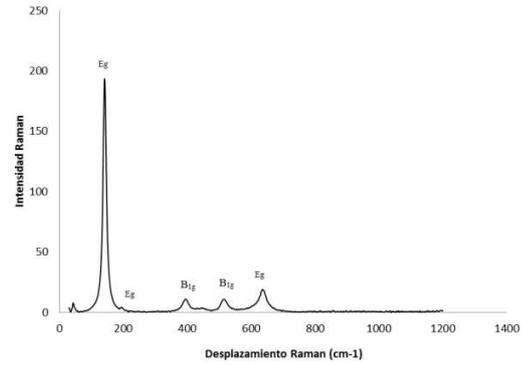


Figura 6.- Espectro Raman de TiO₂ en la fase semiconductora.

En ambos espectros (Figura 4 y Figura 5) se observan los picos característicos del TiO₂ los cuales se denominan E_g, E_g, B_{1g}, B_{1g} y E_g y aparecen a desplazamientos Raman de 144, 200, 398, 519 y 644 cm⁻¹ respectivamente [5].

Los análisis infrarrojos para las sustancias puras utilizadas como sensibilizadores y para los fotoelectrodos antes y después de haberse utilizado presentaron los siguientes espectros:

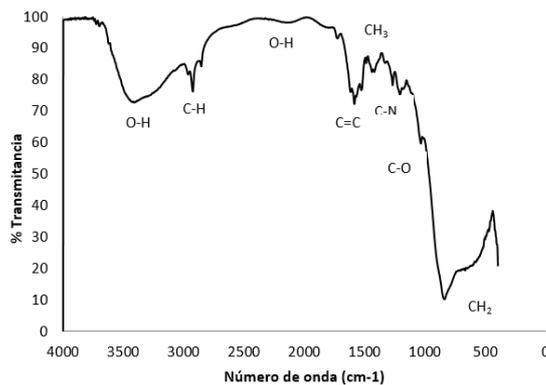


Figura 7.- Espectro de ATR de diamante para el rojo disperso 1.

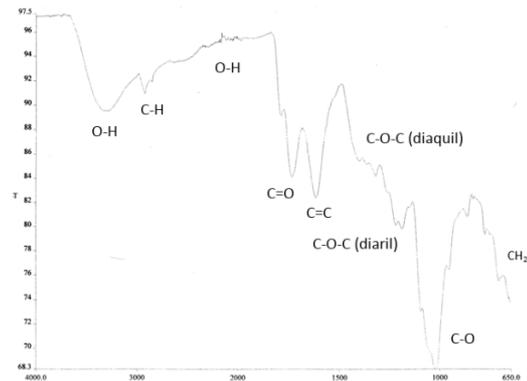


Figura 8.- Espectro de ATR de diamante de la de jamaica.

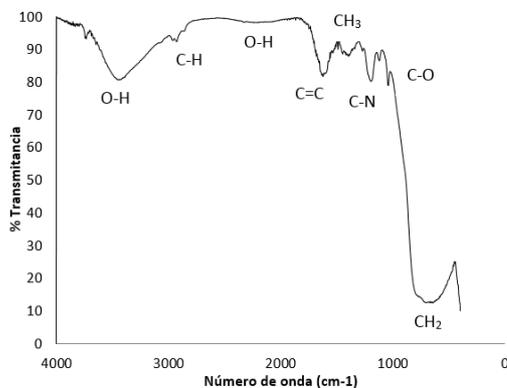


Figura 9.- Espectro infrarrojo del fotoelectrodo impregnado con rojo disperso 1 sin

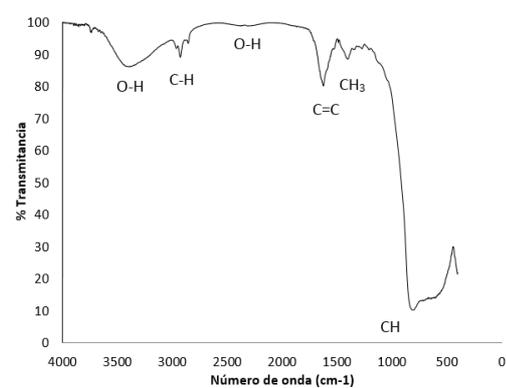


Figura 10.- Espectro infrarrojo del fotoelectrodo impregnado con rojo disperso 1

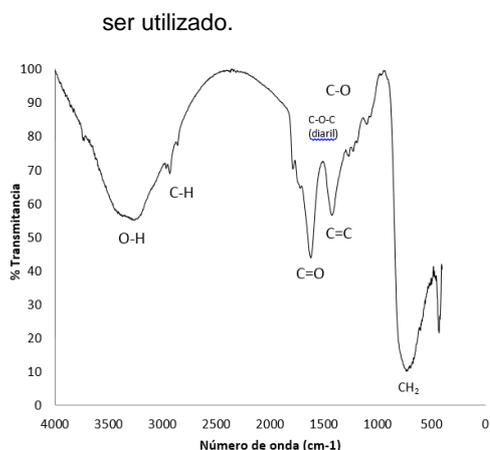


Figura 11.- Espectro infrarrojo del fotoelectrodo impregnado con extracto hibiscus sabdariffa sin ser utilizado.

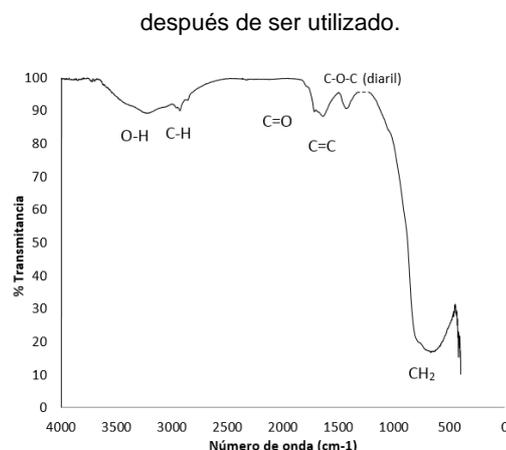


Figura 12.- Espectro infrarrojo del fotoelectrodo impregnado con extracto de hibiscus sabdariffa después de ser utilizado.

CONCLUSIONES

De los dos tipos de colorantes que se utilizaron como sensibilizadores, el extracto de hibiscus sabdariffa resultó ser el más apto para obtener eficiencias más altas. La celda impregnada con rojo disperso 1 a 160°C logró una densidad de corriente de 126.903 $\mu\text{A}/\text{cm}^2$, una potencia de 4.65 mW, un factor de llenado de 0.492 y una eficiencia de 0.471%; y la celda impregnada con extracto de Hibiscus Sabdariffa a 60°C logró una densidad de corriente de 487.310 $\mu\text{A}/\text{cm}^2$, una potencia de 20.736 mW, un factor de llenado de 0.309 y una eficiencia de 2.099%.

Los espectros Raman del dióxido de titanio fase anatasa y en la fase semiconductor presentan la misma intensidad de los picos característicos, por lo que se concluye que ni el ácido clorhídrico ni el tratamiento térmico afectan en las propiedades del semiconductor. Y cotejando los espectros infrarrojos de los fotoelectrodos antes y después de haber utilizado se concluye que el fotoreceptor se mantiene impregnado en el fotoelectrodo aún después de haberse manipulado pero que a su vez se degrada con el uso de la celda Grätzel.

AGRADECIMENTOS

Los autores agradecen a la Universidad de Guanajuato por las facilidades dadas para la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

- [1] Jae-Joon Lee et al (2004) Current density versus potential characteristics of dye-sensitized nanostructured semiconductor photoelectrodes. 2. Simulations, J. Phys. Chem. B, 108 (17), pp 5282–5293.
- [2] Michael Grätzel, (2001) Photoelectrochemical cells, Nature, Vol 414.
- [3] Smestad, Greg P. et al (1998) Demonstrating electron transfer and nanotechnology: A natural dye-sensitized nanocrystalline energy converter", Journal of Chemical education, Vol. 75, No. 6, pág. 782.
- [4] Manríquez Rocha, Juan (2007) Diseño y construcción de dispositivos fotocapacitivos y fotovoltaicos con base en materiales dendríticos y metalomacrocomplejos de terpiridina rutenio (II), Tesis de doctorado, pág. 82.
- [5] Lei Miao et al (2004) Fabrication, characterization and Raman study of anatase-TiO₂ nanorods by a heating-sol-gel template process, Journal of Crystal Growth, No. 264, pp. 246–252.

CÁLCULO DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE LA UNIDAD PROFESIONAL INTERDISCIPLINARIA DE BIOTECNOLOGÍA DEL IPN

*Andrés Valle Moreno, Miguel Ángel Tapia Bustos, Cristina Ortega Nonoal, Gemma Cervantes
Torre-Marín**

Grupo de Investigación en Ecología Industrial-UPIBI-IPN, México D.F.
Acueducto S/N, Barrio la Laguna, Col. Ticomán CP.07340, * gemma.cervantes@gmail.com

ABSTRACT

In this work is presented the calculation for the greenhouse gases (GHG) from the Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología (UPIBI) from the Instituto Politécnico Nacional (IPN), based on the methodology from the Intergovernmental Panel on Climate Change and the World Resource Institute (WRI), which use direct and indirect emissions of GHG measurements. GHG emissions were calculated for Scope 1 (direct emissions), Scope 2 (indirect emissions by the purchase of energy) and Scope 3 (indirect emissions). The total emissions of GHG of UPIBI were compared to emissions of the Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey campus Guadalajara (ITESM-G). The results show that the UPIBI emitted 2,420.0 tCO_{2e} which for the Scope 1 accounts 0.2%, for the Scope 2 accounts 14.5% and for the Scope 3 accounts 85.3%. Comparing the emissions from UPIBI with the emissions from ITESM-G was obtained that the emissions from UPIBI represent the 66% of the emissions of the ITESM-G. This method can be applied to other small entities to know their emissions.

Keywords: *Environmental pollution monitoring, air pollution, greenhouse gases.*

RESUMEN

En este trabajo se presenta el cálculo de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de la Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología (UPIBI) del Instituto Politécnico Nacional (IPN), con base en las metodologías del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) y del World Resource Institute (WRI), las cuales utilizan las mediciones directas e indirectas de las emisiones de GEI. Se calcularon las emisiones de GEI para los alcances 1 (emisiones directas), 2 (emisiones indirectas por compra de energéticos) y 3 (emisiones indirectas). Se compararon las emisiones totales con el Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey campus Guadalajara (ITESM-G). Los resultados muestran que el grupo la UPIBI emitió 2,420.0 t CO_{2e} de las cuales, para el alcance 1 representa el 0.2%, para el alcance 2 representa el 14.5% y para el alcance 3 el 85.3%. Al comparar las emisiones de UPIBI con las emisiones del ITESM-G se obtuvo que las emisiones de la UPIBI representan el 66% de las emisiones del ITESM-G. Este método puede aplicarse a otras entidades pequeñas para conocer sus emisiones.

Palabras clave: *Monitoreo de contaminación, contaminación del aire, gases de efecto invernadero.*

INTRODUCCIÓN

La UPIBI emite gases de efecto invernadero en sus tres alcances (Emisiones directas, emisiones por consumo de electricidad y emisiones indirectas) que contribuyen al calentamiento global. No se tiene una estimación de emisiones de GEI relacionadas a las actividades de la UPIBI, ya que desde que se fundó en 1987 no se ha realizado un estudio para conocer estas emisiones. Por esto mismo no se pueden proponer acciones para reducir las o comparar las emisiones con otras instituciones educativas.

En este trabajo se recopilan los datos necesarios para el cálculo de las emisiones de gases de efecto invernadero de las fuentes directas e indirectas en sus tres alcances y se calcula cuánto contribuye la UPIBI al calentamiento global.

Con este trabajo se consigue tener un dato cuantitativo de las emisiones de GEI para tener de base para futuros cálculos de emisiones, para poder comparar con otras instituciones educativas y para proponer medidas para reducir estas emisiones.

METODOLOGIA

- a) Se investigó la metodología para el cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero de la guía WRI.
- b) Se definieron los límites y alcances del sistema
- c) Se recopilaron datos
 - Experimentales: Fueron medidos dentro de la UPIBI, consumos de energía eléctrica y gas natural, consumo de bienes, transporte de la comunidad y de viajes
 - Bibliográficos: Factores de emisiones y ecuaciones del cálculo de emisiones, obtenidas de la guía WRI y la guía práctica de para el cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero del GENECAT.
- d) Se calcularon las emisiones de la UPIBI
Los cálculos se realizaron según los procedimientos de la guía WRI, basados en la siguiente fórmula general:
Emisiones de CO₂ = (Actividad) (Factor de emisión)
Formula que se adaptó por alcance y categoría.
- e) Se calcularon los residuos generados con base a la norma NMX-AA-061-1985 y haciendo consideraciones para una institución académica.
- f) Para los datos en las categorías 6 y 7 se calculó una cifra significativa y se estimó el resto de los valores.
- g) Comparación de datos obtenidos: Se buscó el resultado de la cuantificación de emisiones de gases de efecto invernadero de otras instituciones educativas para poder conocer cómo son las emisiones de la UPIBI en comparación de las mismas.
- h) Se compararon las emisiones de UPIBI con las de México y el mundo para conocer cómo es que contribuye al calentamiento global.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dentro de los alcances comprendidos por la guía para el cálculo de emisiones de GEI del WRI se hizo la consideración de cuáles son los que se generan en la UPIBI.

- A. Alcance 1 (emisiones directas)
- B. Alcance 2 (emisiones por consumo de electricidad)
- C. Alcance 3 (emisiones indirectas)
 - Categoría 1 (Bienes de consumo y servicios)
 - Categoría 2 (Bienes capitales)
 - Categoría 5 (Desperdicios generados)
 - Categoría 6 (Viajes de negocios)
 - Categoría 7 (Desplazamiento de la comunidad de UPIBI)

ALCANCE 1 (EMISIONES DIRECTAS)

Para este alcance se tomaron en cuenta las emisiones que se dan por el consumo de gas LP para las actividades de la UPIBI y por los escapes de refrigerante que tienen los equipos de refrigeración con los que se cuenta en la escuela.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Consumo de gas LP de UPIBI

En la tabla 1 se observa el consumo de gas LP de la UPIBI en el año 2014, para esta categoría no se pudo disponer del dato del año 2013 pero se considera que cada año se compra la misma cantidad de gas LP para los laboratorios y calderas de la escuela ya que se tiene un presupuesto específico para gastar en este servicio.

Tabla 1. Litros de gas LP consumidos en UPIBI de la factura expedida por Gas América SA de CV. Mes de expedición y cantidad en litros de gas consumido.

Mes	Gas consumido [L]
Enero 2014	214
Febrero 2014	110
Marzo 2014	279
Abril 2014	208
Mayo 2014	208
Total	1,019

Esta cantidad es la que se compra por semestre por lo que para saber cuanto se consume por año se multiplicó por 2:

$$1,019 \text{ L} \times 2 = 2,038 \text{ L}$$

Luego para conocer la cantidad en kilogramos se multiplico la cantidad en litros por la densidad del gas licuado de petróleo:

$$2,038 \frac{\text{L}}{\text{año}} * 0.535 \frac{\text{kg}}{\text{L}} = 1,090.33 \frac{\text{kg}}{\text{año}}$$

Densidad del GLP: 0.535 kg/L a 15°C

$$\begin{aligned} \text{Emisiones por combustión de gas LP} &= 1,090.33 \frac{\text{kg}}{\text{año}} \text{ gas LP} * 0.00298 \frac{\text{ton de CO}_2}{\text{kg de gas LP}} \\ &= 3.2491 \frac{\text{ton de CO}_2}{\text{año}} \end{aligned}$$

Factor de emisión: 2.98 kg de CO₂/kg de GLP

Por lo tanto en la UPIBI se producen 3.25 toneladas de CO₂ en un año por el consumo de gas LP.

Emisiones fugitivas de refrigerantes

Los equipos de refrigeración tienen un porcentaje de fuga anual de refrigerante. Este porcentaje va a depende del tipo de refrigerador, capacidad de refrigerante y antigüedad del equipo. Del monitoreo virtual de los equipos de refrigeración de la UPIBI se estimó que por año se generan 0.5 toneladas de CO₂e

Las emisiones totales de alcance 1 generadas en la UPIBI son de 3.8 toneladas de CO₂ por año, de las cuales en la figura 2 se observa el porcentaje en el que contribuye cada fuente directa.

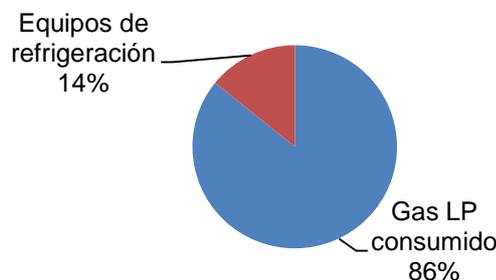


Figura 1. Porcentaje de emisiones de alcance 1 en la UPIBI.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

ALCANCE 2 (EMISIONES INDIRECTAS)

Consumo eléctrico de UPIBI

En la tabla 2 se observan el consumo eléctrico mes por mes en el año 2013 y este dato fue recopilado del recibo de luz extendido por la Comisión Federal de Electricidad (CFE).

Tabla 2. Consumo eléctrico por mes extendidos por la CFE. Mes de expedición y consumo en MWh.

Mes	Consumo [MWh]
Enero 2013	55.46
Febrero 2013	69.2
Marzo 2013	56.19
Abril 2013	68.15
Mayo 2013	63.51
Junio 2013	51.71
Julio 2013	37.29
Agosto 2013	63.1
Septiembre 2013	62.42
Octubre 2013	67.33
Noviembre 2013	59.15
Diciembre 2013	44.89
Total	698.42

Se tomó el consumo total en un año de la UPIBI y se multiplicó por el factor de emisión eléctrico de México.

$$\text{Emisiones por consumo electrico} = 698.42 \frac{\text{MWh}}{\text{año}} * 0.4999 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{MWh}} = 349.2 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2\text{e}}{\text{año}}$$

Factor de emisión: 0.4999 tCO₂/MWh

Dando como resultado que se emitieron 349.14 toneladas de CO₂e por el consumo eléctrico en el año 2013.

ALCANCE 3 (EMISIONES INDIRECTAS)

Generación de desperdicios (Categoría 5)

Las emisiones de los residuos son dependientes del tipo de residuos que se está disponiendo de, y el método de tratamiento de residuos. Por lo tanto se deben diferenciar los residuos en base a: Tipo de desperdicio y tipo de tratamiento de residuos.

Para el cálculo de emisiones se utilizó la siguiente formula:

$$\sum \text{Masa de residuos generados(kg)} \times \text{factor de emisión específico del residuo} \left(\frac{\text{kg CO}_2\text{(e)}}{\text{kg residuos}} \right)$$

Para el cuantificar los desperdicios generados se basó en la norma NMX-AA-061-1985, para cuantificación de residuos en colonias, que menciona la clasificación y peso de desperdicios durante 5 días, pero como la comunidad de la UPIBI tiene una tendencia menos variable que una colonia la recolección de datos se hizo a 3 días de monitoreo y se promedian los datos obtenidos para obtener los desperdicios generados por día. Durante estos tres días se clasificaron y pesaron los residuos por categoría.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 3. Clasificación de los residuos sólidos urbanos generados, factor de emisión equivalente para el material, cantidad de residuos generados y emisiones equivalentes por día en cada residuo.

Desecho	Factores de emisión [Kg de CO ₂ /Kg de material]	Desechos generados [kg/día]	Emisiones equivalentes [Kg de CO ₂ /día]
PET	3.14	10.768	33.81
HDPE	0.202	4.575	0.92415
Aluminio	9.02	1.528	13.78
Papel	1.32	5.236	6.911
Periódico	2.2	0.900	1.98
Cartón	1.063	2.618	2.7829
Metal ferroso	3.19	0.218	0.69542
PS	2.7	1.709	4.61
Tetra Pack	0.607	2.168	1.3159
Otros plásticos	0.205	3.760	0.75952
Papel sanitario	0.5	11.175	5.5875
Total			73.15639

Considerando el calendario escolarizado del IPN se contabilizaron 224 días hábiles y se obtiene el cálculo de la basura generada por año.

$$\begin{aligned}
 \text{Emisiones de CO}_2 \text{ por generación de residuos en días hábiles} &= 73.14639 \frac{\text{kg CO}_2}{\text{día}} * 224 \frac{\text{días}}{\text{año}} \\
 &= 16387.03 \frac{\text{kg CO}_2}{\text{año}}
 \end{aligned}$$

También se sabe que los sábados hay actividades en la escuela dónde asisten parte del alumnado, profesorado y personal administrativo, se hace la aproximación de cuanto basura generan el sábado en comparación de la comunidad que asiste en la semana. Se estima que el 20% de la comunidad es la que asiste los sábados.

Haciendo la consideración de la cantidad de personas que hay en la UPIBI los sábados se hace una predicción de cuanto basura generan.

Considerando que son 32 los sábados del año que asiste el alumnado los sábados se hace el cálculo de las emisiones que generan por residuos.

$$\text{Emisiones de CO}_2 \text{ por generación de residuos en sábado} = 15.3 \frac{\text{kg CO}_2}{\text{día}} * 32 \frac{\text{días}}{\text{año}} = 489.62 \frac{\text{kg CO}_2}{\text{año}}$$

Durante el periodo de vacaciones sólo asisten algunos investigadores que tienen proyectos en UPIBI por lo que esas cuatro semanas se van a tomar como 4 días de residuos.

$$\begin{aligned}
 \text{Emisiones de CO}_2 \text{ por generación de residuos en periodo vacacional} &= 73.14639 \frac{\text{kg CO}_2}{\text{día}} * 4 \frac{\text{días}}{\text{año}} \\
 &= 292.63 \frac{\text{kg CO}_2}{\text{año}}
 \end{aligned}$$

Entonces las emisiones totales por residuos de la UPIBI equivalen a:

$$\begin{aligned}
 \text{Emisiones de CO}_2 \text{ por generación de residuos totales} &= 16.39 \frac{\text{t CO}_2}{\text{año}} + 0.49 \frac{\text{t CO}_2}{\text{año}} + 0.29 \frac{\text{t CO}_2}{\text{año}} \\
 &= 17.2 \frac{\text{t CO}_2}{\text{año}}
 \end{aligned}$$

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Por lo que la UPIBI en un año emite 17.2 toneladas de CO₂e por la generación y disposición de residuos.

Viajes de trabajo (Categoría 6)

Esta categoría comprende todas las emisiones generadas por la transportación de la comunidad de UPIBI para presentar trabajos en congresos o por viajes de campo relacionados a las actividades de la institución.

Se calcularon las emisiones utilizando la siguiente formula:

$$\sum \frac{\text{distancia total viajada por vehículo}(\text{vehículo} - \text{km o pasajeros} - \text{km}) \times \text{factor de emisión específico del vehículo} \left(\frac{\text{kgCO}_2\text{e}}{\text{vehículo}} - \frac{\text{kgCO}_2\text{e}}{\text{km o pasajero}} \right)}{\text{km}}$$

En la tabla 4 se encuentran las distancias recorridas por una muestra de los profesores y alumnos de los proyectos SIP registrados en la UPIBI para presentar trabajos en congresos o desempeñar alguna actividad relacionada a la misma.

Tabla 4. Muestra de profesores que realizaron viajes de trabajo en el 2013, distancia recorrida en avión, autobús y auto, y emisiones totales generadas por estos desplazamientos

Profesor	Km desplazados en avión	Km desplazados en autobús	Km desplazados en auto	Emisiones (tCO ₂ e/km)
1	18011.96	494	0	2.2
2	1286.193	1025.3	0	0.33
3	11793.382	2412	316	1.4
4	19439.268	0	0	1.96
5	3509.506	1152	0	0.39
6	25822.662	0	0	3.1
7	20352.358	750	0	2.45
8	2572.386	1788	0	0.32
9	21645.884	0	0	2.19
10	63710.072	0	750	8.18
11	0	1500	0	0.054
12	0	1788	0	0.064
13	23922.862	1668	0	2.82
14	1993.726	158.4	0	0.21
15	3987.452	0	0	0.4
16	2572.386	980		3.6
17	0	0	0	0
18	0	0	0	0
19	0	402	0	0.014
20	11063.226	0	0	1.8
Totales				31.32

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

La media de la muestra tomada es de 1.6 tCO₂e/km y por distribución de t de student para muestras poblacionales pequeñas se dice que la media poblacional es igual a la media de la muestra con lo que se estima las emisiones totales por viajes de trabajo en el 2013.

$$\text{Emisiones por viajes de trabajo} = 1.6 \frac{\text{tCO}_2\text{e}}{\text{km}} * 30 + 31.3 \frac{\text{tCO}_2\text{e}}{\text{km}} = 78.3 \frac{\text{tCO}_2\text{e}}{\text{km}}$$

Las emisiones generadas por viajes a congresos y viajes de campo relacionados a las actividades de la institución fueron de 78.3 toneladas de CO₂ equivalente.

Desplazamiento de la comunidad de UPIBI (Categoría 7)

Esta categoría incluye las emisiones generadas por la transportación de empleados y alumnado de sus hogares a sus a su sitio de trabajo.

Se utilizó la siguiente fórmula para el cálculo de esta categoría:

$$\sum \text{distancia total viajada por vehículo} (\text{vehículo} - \text{km o pasajeros} - \text{km}) \times \text{factor de emisión específico del vehículo} \left(\frac{\text{kgCO}_2\text{e}}{\text{vehículo}} - \frac{\text{kgCO}_2\text{e}}{\text{km o pasajero}} - \frac{\text{kgCO}_2\text{e}}{\text{km}} \right)$$

Se tomó una muestra significativa de la comunidad de UPIBI para calcular sus distancias y emisiones, para extrapolar los datos al resto de la comunidad para obtener los siguientes promedios.

Tabla 5. Emisiones promedio por viaje que realizan para llegar a la UPIBI el alumnado, profesorado y personal administrativo

Personal	Emisiones promedio por viaje [tonCO₂/viaje]
Alumnado	0.847
Profesorado	0.006929
Personal administrativo	0.003035

Se toman las emisiones por viaje del personal y se multiplican por dos para saber cuantas emisiones tienen por día y se multiplica después por los días hábiles.

$$\begin{aligned} \text{Emisiones del alumnado} &= 0.000847 \frac{\text{tonCO}_2}{\text{viaje}} * 2 \text{ viajes} * 224 \text{ días} * 1951 \text{ alumnos} = 740.41 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} \\ \text{Emisiones del profesorado} &= 0.006929 \frac{\text{kgCO}_2}{\text{viaje}} * 2 \text{ viajes} * 224 \text{ días} * 349 \text{ profesores} = 1083.32 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} \\ \text{Emisiones del personal administrativo} &= 0.003035 \frac{\text{kgCO}_2}{\text{viaje}} * 2 \text{ viajes} * 224 \text{ días} * 84 \text{ administrativos} = 114.21 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} \end{aligned}$$

Considerando nuevamente la cantidad de personas que asisten a la UPIBI en sábado se extrapolan los valores:

Tabla 6. Emisiones promedio generadas los sábados por viaje que realizan para llegar a la UPIBI el alumnado, profesorado y personal administrativo..

Personal	Emisiones promedio en sábado [tonCO₂/viaje]
Alumnado	85.96
Profesorado	38.8
Personal administrativo	114.21

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Emisiones totales por desplazamiento de la comunidad

$$= 85.96 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} + 38.8 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} + 114.21 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} + 740.41 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} + 1083.32 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} + 114.21 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} = 1972.08 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}}$$

Las emisiones totales por desplazamiento de la comunidad de UPIBI son de 1,972.08 toneladas de CO₂e por año.

$$\text{Emisiones totales de alcance 3} = 1972.08 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} + 78.3 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} + 17.2 \text{ ton} \frac{\text{CO}_2}{\text{año}} = 2067.6$$

Las emisiones totales comprendidas en el alcance 3 son de 2,067.6 toneladas de CO₂e. En la figura 2 se observa el porcentaje con el que contribuye cada categoría en el alcance 3 de emisiones indirectas.

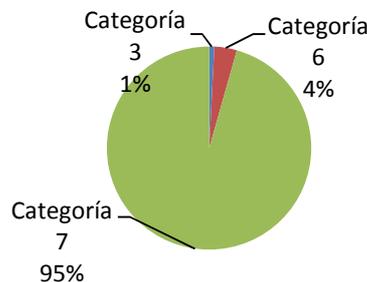


Figura 2. Porcentaje de emisiones de alcance 3

Se puede observar que dentro del alcance 3 la categoría que más contribuye es la 7, que corresponde a desplazamiento de la comunidad de UPIBI.

EMISIONES TOTALES (SIN CONSIDERAR CATEGORIAS 1 Y 2 DEL ALCANCE 3)

Las emisiones totales comprendidas en el alcance 1 son de 3.25 toneladas de CO₂e, en el alcance 2 son de 349.19 toneladas de CO₂e y en el alcance 3 son de 2,067.19 toneladas de CO₂e. Dando un total de 3420 toneladas de CO₂e generadas en el 2013. En la figura 3 se observa el porcentaje con el que contribuye cada alcance.

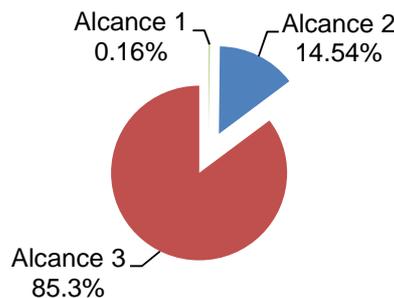


Figura 3. Porcentaje de emisiones generadas en cada alcance en las emisiones totales de la UPIBI.

COMPARACIÓN DE RESULTADOS

En la tabla 7 se observan las emisiones en toneladas de CO₂ de la UPIBI y del Instituto Tecnológico de Estudios Superiores campus Guadalajara (ITESM-G) en sus tres alcances.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 7. Emisiones totales de laUPIBI y el TESM-G en sus alcances 1,2 y 3.

Institución	Emisiones (tCO ₂ e)
UPIBI	2420
ITESM-G	3752.7

En la tabla En la tabla 8 se observan las emisiones en toneladas de CO₂ de laUPIBI y del ITESM-G en los alcances 1 y2, ya que el ITESM-G no tomó en cuenta el alcance 3 cuando reportó emisiones de gases de efecto invernadero.

Tabla 8. Emisiones totales de laUPIBI y el ITESN-G en sus alcances 1 y 2

Institución	Emisiones (tCO ₂ e)
UPIBI	352.4
ITESM-G	3752.7

Se compararon las emisiones de laUPIBI con las de otro centro educativo: Instituto Tecnológico de Estudios Superiores campus Guadalajara (ITESM-G). El estudio del ITESM-G sólo contempla los alcances 1 y 2, mientras que el de laUPIBI contempla los tres alcances, siendo el alcance 3 el que representa la mayor parte de las emisiones. Las emisiones totales de laUPIBI representan el 66% de las emisiones del ITESM-G cuando se consideran los alcances del 1 al 3 y un 9.4% considerando los alcances 1 y 2.

CONCLUSIONES

- Considerando los 3 alcances de la guía del WRI, a excepción de la categoría 2 de bienes capitales, se determinó que laUPIBI emitió 2420 toneladas de CO₂e en el año 2013.
- Se elaboró el cálculo completo de las emisiones de gases de efecto invernadero de laUPIBI, ya que se contemplaron los tres alcances comprendidos por la guía del WRI.
- La comparación de datos entre laUPIBI y el ITESM-G en los alcances 1 y 2 mostró que las emisiones de laUPIBI son 10 veces más pequeñas que las del ITESM-G.
- El cálculo de emisiones de CO₂ de laUPIBI realizado por el GIEI puede ser un modelo para otras entidades educativas o empresas pequeñas

REFERENCIAS

- Cervantes-Torre Marín G. 2007. Ecología industrial. Barcelona: Fundación Pi i Sunyer.
- Martin Parry, Osvaldo C., Jean P. Conclusiones fundamentales del IPCC en relación con los impactos y adaptaciones al cambio climático [en línea]. Genova, Suiza. 2007. [Consultado 16/02/2014] Disponible en Web: <http://www.wmo.int/pages/mediacentre/news/index_es.html>
- OMM. Organización Mundial Meteorológica. Declaración de la OMM sobre el estado del clima mundial. (2013).[Consultado 21/02/2014].Disponible en Web: http://library.wmo.int/opac/index.php?lvl=notice_display&id=15959#.U4jFbmDjiWg
- Refinería la Pampilla, SA. Ficha de datos de seguridad: Gas licuado de petróleo. Rev. 1.6. 2006. [Consultado 20/05/2014] Disponible en Web: http://www.repsol.com/imagenes/pe_es/glp_168181_tcm18-208366.pdf
- Unidad profesional interdisciplinaria de biotecnología. Misión y Visión. México. 2012. [Consultado 20/05/2014] Disponible en Web: <<http://www.upibi.ipn.mx/Conocenos/Paginas/Mision-y-Vision.aspx>>
- United Nations Framework Convention on Climate Change. Protocolo de kioto de la convención marco de las naciones unidas sobre el cambio climático. Kyoto, Japón. 1998.[Consultado 20/05/2014] Disponible en Web: <<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan.pdf>>
- William Rees, Mathis W. Nuestra huella ecológica: Reduciendo el impacto ambiental. Primera edición. LOM Ediciones. 2001. Santiago de Chile.
- WRI. World Resource Institute. Guidance for calculating Scope 3 Emissions. Septiembre 2011.

CONCRETE WITH RAW POLYETHYLENE TEREPHTHALATE

*Luis Elias Chavez Valencia*¹, *Claudia Hernandez Barriga*², *Miguel Angel Manrique Ibarra*³, *Antonio Castro Lozano*⁴

¹Profesor de Tiempo Completo. Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato. lechavez@ugto.mx

²Profesor de Tiempo Completo. Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato.

³Estudiante del PE de ingeniería Civil, Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato.

⁴Tecnico Academico de Tiempo Completo. Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato

ABSTRACT

This work was aimed to study the possibility for the raw polyethylene terephthalate for use in the manufacture of materials, this being a waste that is generated in abundance by the food industry. In this research the PET was incorporated in concrete for construction materials. Holcim- Apasco brand cement and raw PET with mesh particle size 9.5 mm was used. The PET was added at 10 wt%. The compressive strength was determined in cylinders with 30 cm of height and 15 cm of diameter. The average values for compressive strength are 20 MPa for the reference, 22 MPa for PET of 9.5 mm,

In developing this project, we observed that it is feasible to use raw PET as a substitute raw material in the concrete considering that the mechanical properties obtained, which meet the limits of ACI 211.11 [1]. It was also observed that the addition of PET with a larger size had a higher mechanical properties and also aesthetic.

Keywords: *raw PET, construction materials, concrete.*

RESUMEN

Este trabajo tuvo como objetivo estudiar la posibilidad de que la materia prima del polietileno tereftalato se emplee en la elaboración de materiales de construcción, siendo esto un desperdicio que se genera en abundancia por la industria alimentaria. En esta investigación el PET fue incorporado en concreto hidráulico. Se utilizó cemento de marca Holcim Apasco y materia prima de PET con tamaño de partícula de malla de 9,5 mm. El PET se añadió a 10 % en peso. La resistencia a la compresión se determinó en cilindros con 30 cm de altura y 15 cm de diámetro. Los valores medios de resistencia a la compresión son 20 MPa para la referencia, 22 MPa para el PET de 9,5 mm,

En el desarrollo de este proyecto, se observó que es factible el uso de materia prima del PET en como materia prima sustituto en el concreto teniendo en cuenta que las propiedades mecánicas obtenidas, que cumple con los límites de la ACI 211.11 [2]. También se observó que la adición de PET con un tamaño más grande tenía propiedades mecánicas más altas.

INTRODUCCIÓN

Muchos de los materiales que utilizamos y desechamos cotidianamente son plásticos. Los plásticos pertenecen a una categoría de materiales más amplia que son los polímeros, los cuales se caracterizan por ser moléculas muy grandes y se forman como resultado de la unión química de muchas moléculas pequeñas (monómeros). La unión de los monómeros en forma consecutiva da lugar a la formación de cadenas de cientos o miles de moléculas. Las propiedades de los polímeros son completamente diferentes a las de los monómeros que los formaron originalmente, debido, justamente, a que son moléculas extremadamente grandes.

Un plástico (polímero) de uso muy difundido entre nosotros es el utilizado para la fabricación de botellas para gaseosas. Este plástico tiene el nombre técnico de poli(etilentereftalato), comúnmente se le conoce como poliéster (como el utilizado en forma de fibra textil) o por sus

siglas PET. Debido a que se le considera no reactivo y no tóxico, se le utiliza para envasar bebidas y alimentos. La estructura química de su unidad repetitiva (eslabón de la cadena) se muestra a continuación: Así pues, el PET consiste de cadenas muy largas compuestas por cientos de estas unidades (n unidades), similarmente a una cadena muy larga que está formada de muchos eslabones. A pesar de ser considerado no tóxico, potencialmente representa un peligro si no es desechado de manera adecuada. Además de ocupar espacio en los rellenos municipales, si es incinerado puede producir sustancias sumamente tóxicas, como por ejemplo, dioxinas.

Hoy en día muchos plásticos son reciclados físicamente, para ello, generalmente son recolectados, lavados y molidos. Una vez molidos se les calienta (funde) y da la forma que se desea para su nueva aplicación. Este proceso es relativamente sencillo, pero no puede aplicarse a todos los plásticos ni realizarse numerosas veces, los plásticos reciclados son de menor calidad que el material nuevo (material virgen). Cada vez que el material es reciclado sufre un proceso de degradación que disminuye sus propiedades. Además, el reciclaje físico requiere que el material se encuentre libre de impurezas y contaminación, no sólo de sustancias tóxicas o peligrosas, sino también de otros plásticos o materiales. Este es uno de los inconvenientes más grandes para lograr un buen reciclaje físico, la separación de los materiales.

Como una alternativa al reciclaje físico se puede realizar el reciclaje químico, el cual, a diferencia del primero, implica cambios en la estructura química del material. El reciclaje químico, al basarse en una reacción química específica, no necesita los complicados pasos de purificación que son indispensables para el reciclaje físico. Además, permite utilizar al desecho plástico como fuente de materia prima, no sólo para producir nuevamente el material original (como material virgen), sino producir otros materiales con diferentes características.

Debido a su amplio uso existe un creciente interés por aprovechar los desechos de PET. Una alternativa es reciclar químicamente este plástico desechado para fabricar un material con aplicación en el campo de la construcción. En resumen, la idea es descomponer químicamente el PET, es decir, romper la cadena para obtener sus eslabones separados. Estos eslabones son utilizados para formar una nueva cadena, diferente de la anterior (PET). Esta nueva cadena tiene la particularidad de poseer algunos eslabones que pueden unirse a otros tres (en vez de sólo a dos), Esta nueva cadena se llama poliéster insaturado. Esta nueva característica de las cadenas hace que todas las cadenas puedan unirse formando una especie de red tridimensional (este proceso de unión de cadenas se conoce como entrecruzamiento o curado). El resultado es una estructura o matriz muy grande, interconectada y muy fuerte. Si por ejemplo, esta matriz es rellena con arena o grava, el producto final es una especie de concreto cuyo "pegamento" o aglutinante es un polímero (en vez de cemento en el caso de concretos tradicionales). A este concreto lo llamamos concreto polimérico.

Este concreto polimérico posee propiedades diferentes a las del concreto convencional. Comparado con el concreto de cemento Portland los productos de concreto polimérico son de 3 a 5 veces más fuertes, mucho más resistentes a la absorción de humedad y presentan mayor capacidad de absorción de energía de impacto. Además, puede dársele propiedades según las necesidades de cada aplicación.

METODOLOGIA

El cemento debe colocarse con la cantidad mínima de agua de mezclado compatible con su manejo adecuado, ya que ello tenderá a mejorar ampliamente su resistencia, durabilidad y otras propiedades deseables. El proporcionamiento [3] debe seleccionarse para producir un concreto: de la resistencia más seca (menor revenimiento) que pueda colocarse efectivamente hasta obtener una mezcla homogénea, con el tamaño máximo de agregado disponible económicamente y compatible con su colocación satisfactoria, de durabilidad adecuada para resistir satisfactoriamente el intemperismo y otros agentes destructores a que puedan estar

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

expuestos y de la resistencia requerida para soportar sin peligro de falla por cargas que le serán impuestas [4].

El método ACI 211.11 fue empleado para determinar la dosis de las materias primas encontrando que para un cilindro con volumen de 5.3 litros se requiere 1.28 kg de cemento, 3.05 kg de arena, 5.38 kg de grava, 0.91 litros de agua para una resistencia de proyecto de 150 kg/cm².

RESULTADOS Y DISCUSION

La tabla 1 muestra los resultados de las muestras patrón y del concreto con PET.

Tabla 1. Resultados de la propiedades mecánicas de las muestras.

No. Prueba	Patron1	Patron2	Patron3	PET 1	PET 2	PET 3
Peso del cilindro (Kg)	11.91	11.85	11.96	11.83	11.84	11.87
Diámetros del cilindro (cm)	15.0	15.0	15.0	14.9	14.9	14.8
Altura cilindro (cm)	30.0	30.0	30.0	29.8	30.0	29.4
Resistencia (MPa)	19.87	20.12	20.00	22.3	22.3	21.7
Tipo de falla	4	2	1	4	7	2

De la tabla anterior se puede observar que la presencia de PET incrementa la resistencia a compresión simple del concreto y que ambos resultados son mayores a la resistencia de proyecto. Además, hubo pequeños errores las arenas y gravas, ya que algunas partes de los depósitos estaban húmedas y otras secas, y como no cuarteamos y revolvimos bien antes de hacer las estimaciones, no se tomo en cuenta el agua que había de mas, es por eso que hubo una variación en los cilindros de PET, mismo que había mucha diferencia en los revenimientos. También no se tomo en cuenta la humedad con la que ya contaba la maquina revolvedora, ya que por cada uso, se tenía que lavar, entonces hubo variaciones de agua.

CONCLUSIONES

Podemos llegar a la conclusión de que el concreto con base a PET es funcional, y puede llegar a utilizarse en obras ya que es bajo en costo y una resistencia.

REFERENCIAS

- [1] Eichhorn, S.J. 2003). Composites Science and Technology. 63 :1225-1230 .
- [2] Halpi, J.C., Tasai, S.W. 1976. Enviornmental factors in composite materials design. Air Force Material Laboratory Technical Report. AFML-TR-67-42.
- [3] Saad Felix, M.A., Mayor Gonzalez Orus Asso. Materiales de Construccion Tomo I y II Serie Schaum. 4 edicion. 1997.
- [4] American Society for Testing and Materials. 2000. Annual Book of ASTM Standards. Section Four. Construction. Volume 04.03. Roads and paving material; vehicle-pavement systems.

BIOCOMPATIBILIDAD DE COMPOSITOS ÓSEOS - OSTEOBLASTOS HUMANOS

*M. Sabanero López¹✉, L. L. Flores Villavicencio¹, Z. Miranda Rodríguez¹, G. Barbosa Sabanero²,
C. Piña Barba³*

¹Departamento de Biología, DCNE campus Guanajuato; ²Departamento de Ciencias Medicas, DCS campus León, Universidad de Guanajuato, ³Departamento de Materiales Metálicos y Cerámicos, Instituto de Investigaciones en Materiales, UNAM, México,
myrna.sabanero@gmail.com

ABSTRACT

The potential for bone composites formed anorganic bovine bone and its interaction with human osteoblasts were analyzed, the results show that during the interaction, present bone cell growth and differentiation on bone matrix formed by the composite. The phenotypic characteristics of the cells during interaction indicate a high biocompatibility, but is necessary, make immunomarkers analysis to support the potential of the composite as support bone regeneration.

Keywords: hydroxyapatite, osteoblats, biocompatibility

RESUMEN

Se analiza el potencial de compositos óseos formados de hueso de bovino anorganico y su interacción con osteoblastos humanos, los resultados muestran que durante la interacción, las células óseas presentan crecimiento y diferenciación sobre la matriz ósea conformada por el composito. Las características fenotípicas de las células durante la interacción indican una gran biocompatibilidad, pero es necesario, efectuar análisis de inmunomarcadores para soportar el potencial del composito como soporte en la regeneración ósea.

INTRODUCCION

La osteogénesis se puede definir en general como la capacidad para producir tejido óseo mediante la acción de elementos celulares o para promover la formación de hueso. Durante la osteoconducción se expresa la capacidad para permitir y favorecer el crecimiento y organización del tejido óseo, ello depende en gran parte, de las propiedades fisicoquímicas de las matrices extracelulares, que proporcionan soporte físico y la adhesión mediante fenómenos de superficie. Constituyendo un suministro y depósito de moléculas necesarias en el proceso de construcción y remodelado óseo, además un medio en el que interaccionan las moléculas de adhesión y las moléculas de señalización (citocinas) con los receptores de la superficie celular [1].

Las características de las matrices óseas, son importantes para asegurar la supervivencia y la adecuada fisiología de las células y tejidos. En este aspecto, las células osteoprogenitoras deben asegurar su permanencia en el lugar en el que efectuaran su función, además de controlar algunas variables entre las que se incluyen: humedad, porosidad de la superficie y/o rugosidad. También se debe tener en cuenta el proceso de angiogénesis y revascularización de forma que se vean facilitados y no retardados. Para asegurar el éxito del remodelado oseo, se han propuesto las siguientes características para los compositos que constituirán los biomateriales: biocompatible, biodegradable, biodisponible [2].

Los biomateriales sintéticos más usados son de tres tipos: metales, cerámicas y algunos polímeros. Los biopolímeros funcionan mejor que los metales para reparar y reconstruir tejidos enfermos o dañados del cuerpo humano, entre otras razones porque son más resistentes a la oxidación y corrosión que los metales. También son menos propensos a la fricción y el desgaste, por lo que se les prefiere, por ejemplo, para fabricar prótesis de articulaciones que no sean tóxicas ni alérgicas.

Los huesos están formados por una parte orgánica y otra inorgánica de esta última forma parte la hidroxiapatita (HA), la cual se va pegando a fibras de colágeno para la formación de la matriz ósea, la HA es el material más empleado para reparar o sustituir hueso [3]. Este fosfato de calcio es una cerámica bioactiva, cuya superficie se enlaza directamente con el hueso mostrando una alta biocompatibilidad y elevada osteointegración cuando presenta gran porosidad.

Las investigaciones en el campo de los biomateriales, se han dirigido a la creación de sustitutos biológicos que restauren, mantengan o mejoren la función de un tejido u órgano afectado, con las características adecuadas para la sustitución de tejidos. Por esta razón es fundamental tener materiales que sean biocompatibles, que permitan la adhesión del tejido conectivo y que puedan anclarse. En este trabajo analizamos la interacción de la matriz ósea con células oseas humanas examinando: aspectos morfológicos y bioquímicos para evaluar las características de biocompatibilidad de la matriz ósea anorgánica, para ser usada como biomaterial, que restaure, mantenga o mejore la función del tejido óseo.

METODOLOGIA

Cultivos celulares.

La línea celular de osteoblasto humano MG63 fue cultivada sembrando un inóculo de 1×10^5 células/mL en botellas de 25 cm² (Corning, EUA) en medio mínimo esencial (DMEM) suplementado con 10 % de suero fetal bovino (SFB) (GIBCO) y 0,1% de una mezcla de antibióticos y antimicóticos (GIBCO). Se incubaron a 37°C, 5% CO₂ durante 72h.

Ensayos de interacción células-matriz ósea.

Metodológicamente el ensayo consistió en una interacción física del material óseo y los osteoblastos. Las matrices óseas se colocaron en placas de cultivo (Corning, EUA) y se adicionó el medio de cultivo y se analizó la interacción durante 0-72h.

Análisis morfológico

Particularmente se observó el crecimiento de las células sobre el material óseo analizando con el microscopio invertido y electrónico de barrido.

Microscopía electrónica de barrido.

Las preparaciones de la interacción de la matriz ósea con las células (osteoblastos), fueron preparadas para la microscopía electrónica de barrido aplicando el siguiente protocolo: las preparaciones fueron lavadas dos veces con amortiguador de cacodilato 0.1M pH=7.2 y fijadas con 2.5% glutaraldehído en cacodilato por 1h a temperatura ambiente. Después, se lavaron nuevamente con amortiguador de cacodilato 0.1M y fueron postfijas con tetraóxido de osmio al 1%, deshidratadas con una serie de etanol de 30-90% durante 30 min. Finalmente las preparaciones fueron secadas a punto crítico usando un aparato Polaron y cubiertas con una monocapa de oro. Las preparaciones se observaron con un microscopio de barrido EVO50 ZEISS.

RESULTADOS Y DISCUSION

Los osteoblastos cultivados forman una monocapa confluyente con morfología característica de la estirpe celular mostrando procesos alargados y numerosas interacciones (Fig. 1).

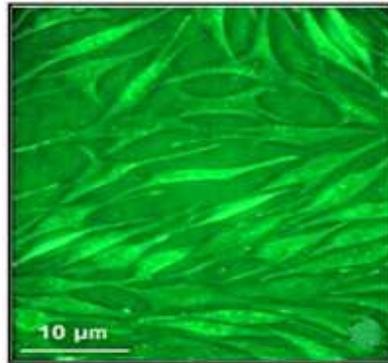


Figura 1. Cultivo de osteoblastos humanos.

Análisis morfológico de las interacciones celulares con la matriz ósea. Después de 72 h de interacción con las células (Fig. 2A), la matriz muestra sobre la superficie el crecimiento de los osteoblastos (Fig. 2B), el crecimiento de las células óseas es muy denso sobre la matriz ósea que conforma el compuesto.

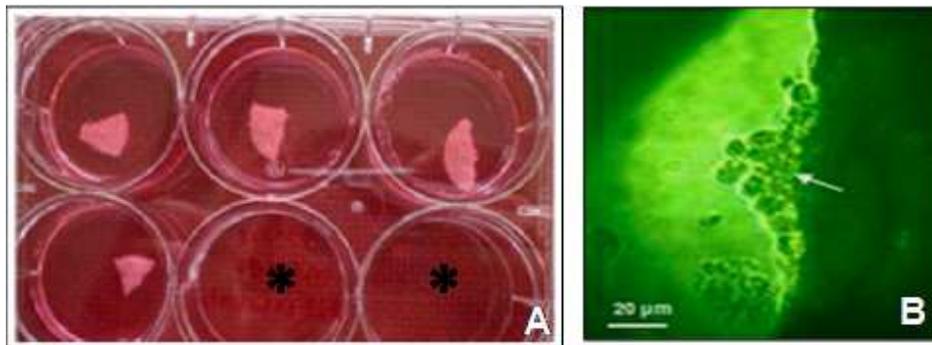


Figura 2. A. Cultivo de la interacción de osteoblastos humanos – composites óseos, (*) cultivos control B. Crecimiento de osteoblastos (flecha) sobre los composites óseos.

Análisis de microscopía electrónica de barrido de los osteoblastos durante su interacción con la matriz ósea. En estos ensayos pretendíamos observar la estructura porosa de la matriz (Fig. 3A) y analizar si durante la interacción esta superficie podía formar una monocapa de osteoblastos. La figura 3B, muestra los osteoblastos a las 24h sobre la superficie de la matriz ósea, una monocapa de células con características de tejido óseo.

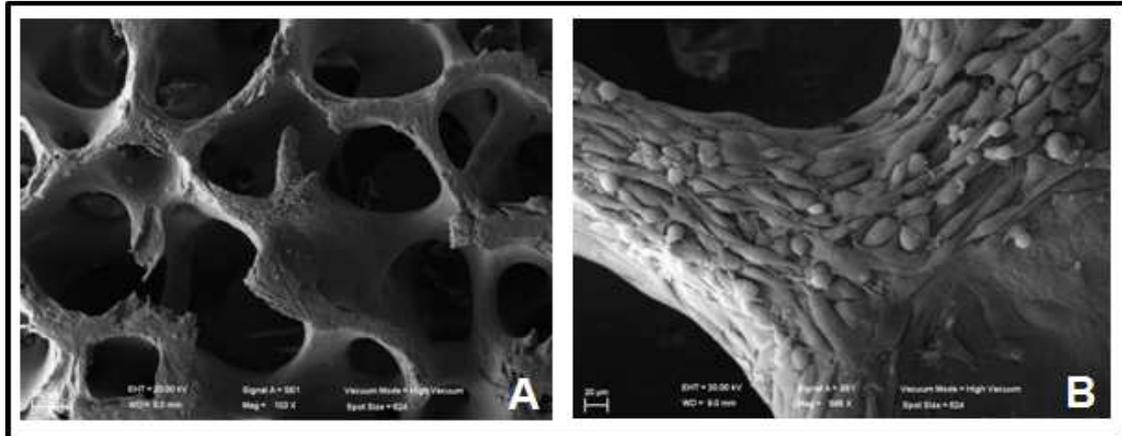


Figura 3. A. Estructura del compuesto óseo. B. Monocapa de osteoblastos en la superficie del compuesto.

Uno de los métodos más exitosos para regenerar huesos es empleando hueso de bovino [4]. Este biomaterial heterólogo, se ha analizado para ver su biocompatibilidad y efectiva adhesión de las nuevas células oseas; para esto se le extrae toda la materia orgánica, que es la que puede causar rechazo del sistema inmunitario del paciente, y sólo se deja la matriz ósea de hidroxiapatita, que es la estructura de soporte. Este biomaterial se coloca donde hace falta hueso, como es inerte, el organismo lo acepta y las células del hueso comienzan a colonizarlo, al cabo de un tiempo, los osteoclastos (células encargadas de destruir el hueso) lo van degradando, al tiempo que los osteoblastos van formando el hueso propio del paciente. De esta forma, la matriz implantada termina por degradarse, pero se mantiene en el tiempo que tarda en formarse el hueso nuevo. El procedimiento acelera la formación de hueso, en comparación con lo que tardaría si no se colocara la matriz de hueso de bovino. Los resultados de este estudio, indican un potencial en el uso de composites óseos para la restauración del tejido óseo dañado.

CONCLUSIONES

El biomaterial que forma el compuesto presenta biocompatibilidad ya que muestran un crecimiento y diferenciación similar a los osteoblastos y potencialmente puede ser utilizado como soporte en la regeneración y/o bioinjerto, para restaurar parte del tejido óseo dañado. Sin embargo, es necesario un análisis de inmunomarcadores para cubrir los aspectos de respuesta inmune del huésped.

REFERENCIAS

- [1] Ma R., Tang S., Tan H., Lin W., Wang Y., Wei J., Zhao L., Tang T. (2014) Preparation, characterization, and in vitro osteoblast functions of a nano-hydroxyapatite/polyetheretherketone biocomposite as orthopedic implant material. *Int. J. Nanomedicine*. 18(9):3949-3961
- [2] Labastida-Pólito A, Piña-Barba C, Romero-Valdovinos MG, Tello-Solís SR (2004) Physicochemical properties of collagen sheet from bovine femur. *J. Appl. Biomater. Biomech*. 7(3):200-4.
- [3] Sun F., Zhou H., Lee J. (2011) Various preparation methods of highly porous hydroxyapatite/polymer nanoscale biocomposites for bone regeneration. *Acta Biomater* 7(11): 3813–3828
- [4] Rodríguez Gómez A. V. (2006) Reseña de "La Física en la Medicina" de María Cristina Piña Barba. *Acta Universitaria* 16:26-30.

COMPARACIÓN ENTRE UNA MEMBRANA PLANA Y UNA MEMBRANA DE FIBRA HUECA EN LA ELIMINACIÓN DE MACRONUTRIENTES PRESENTES EN AGUA RESIDUAL SINTÉTICA EN UN BIORREACTOR HÍBRIDO

Marco A. Silva, Germán Cuevas

^{1,2}Universidad de Guanajuato, División de Ingenierías, Guanajuato, México
germancuevasenator@gmail.com

ABSTRACT

This research assessed 170 days removal of carbon, nitrogen and phosphorus in synthetic wastewater using a flat membrane and hollow fiber membrane. The membranes were immersed in a biological reactor with biofilm carriers. The overall performance of the membranes was also evaluated. The reactor consisted of an anoxic and an aerobic compartment, with 5000 units of biofilm carriers Kaldnes. The reactor was operated continuously with an organic load of 0.35 KgCODm⁻³d⁻¹ and a ratio F/M of 0.04 Kg COD Kg⁻¹TSS d⁻¹. The average TSS concentration was 6500 mg L⁻¹ and the sludge of the system was not purged. The removal percentages COD_t, N_t and P_t were quite similar for the two types of membranes tested in the bioreactor. Removal efficiencies in flat membrane, were 94%, 85% and 56% for COD_t, N_t and P_t, respectively, and for the commercial membrane 95% 86% and 57% for COD, N_t and P_t. The performance with respect to permeability, TMP, flux and total resistance, were similar to a typical membrane reactor system, while the flux decreases TMP increases. The loss of flux to the flat membrane was 70% before physicochemical washing and 60% for the hollow fiber membrane.

Keywords: Flat membrane; Hollow fiber; Biofilm carrier; Nutrients

RESUMEN

En esta investigación se evaluó por 170 días la eliminación de carbono, nitrógeno y fósforo en agua residual sintética usando una membrana plana y una membrana de fibra hueca. Las membranas fueron sumergidas en un reactor biológico con medio de soporte móvil. Se evaluó además el rendimiento general de las membranas. El reactor estuvo constituido por un compartimiento anóxico y un aerobio, con 5000 unidades de medio de soporte Kaldnes. El reactor se operó en continuo con una carga orgánica de 0.35 KgDQOm⁻³d⁻¹ y una relación F/M de 0.04 Kg DQO Kg⁻¹SST d⁻¹. La concentración promedio de SST fue de 6500 mgL⁻¹ y no se purgaron lodos del sistema. Los porcentajes de eliminación de DQOt, N_t y P_t fueron muy similares para los dos tipos de membranas probadas en el bioreactor. Las eficiencias de eliminación, en membrana plana, fueron de 94 %, 85 % y 56 % para DQOt, N_t y P_t respectivamente y, membrana comercial, de 95 % 86 % y 57 % para DQO, N_t y P_t. El comportamiento de la permeabilidad, TMP, flux y resistencia total fueron semejantes al de un sistema típico de reactores con membrana, cuando el flux disminuye aumenta la TMP. La pérdida de flux para la membrana plana fue del 70 % antes de el lavado fisicoquímico y del 60 % para la membrana de fibra hueca.

Palabras clave: Membrana plana; Fibra hueca; Medio de soporte; Nutrientes

INTRODUCCIÓN

En los últimos 10 años, los reactores biológicos con membranas (RBM) han demostrado ser una alternativa viable a los sistemas convencionales de lodos activados para la remoción de carbono y nutrientes [1]. Una variante de los RBM son aquellos que utilizan sistemas en que una fracción de la biomasa se encuentra suspendida y otra crece sobre medios de soportes (biopelícula) que se mueven libremente en el reactor por acción mecánica. En los RBM con medio de soporte, es posible eliminar de manera conjunta nitrógeno, fósforo y carbono mediante la combinación de zonas aerobias, anóxicas y anaerobias. En esencia la remoción biológica de nutrientes

comprende dos procesos globales: remoción biológica de nitrógeno, en el que la nitrificación y desnitrificación se lleva a cabo, y la remoción biológica de fósforo que se logra al poner en contacto organismos acumuladores de fósforo (PAOs) en el lodo activado con la alimentación rica en ácidos grasos volátiles (AGV), en una zona libre de nitratos y oxígeno disuelto (anaerobia) [2]. Aunque los distintos tipos de membranas son usadas para propósitos similares en tratamiento de agua, tienen diferencias significativas entre ellas. El índice de retención o tamaño de poro es uno de los parámetros más significativos en la filtración por membranas e implica el tamaño de los materiales retenidos [3]. La membrana filtra los sólidos por tamizado, adsorción y torta de filtración. Estos mismos mecanismos son los que provocan el ensuciamiento [4]. El ensuciamiento resulta de las interacciones fisicoquímicas entre el material de la membrana y los componentes del lodo activado como las sustancias poliméricas extracelulares (EPS)[5]. El ensuciamiento es uno de los problemas más importantes que afectan el diseño y operación de los RBM. El efecto del ensuciamiento es la pérdida de flux y aumento de la presión transmembrana (TMP), es decir disminución de la permeabilidad (K). Un enfoque prometedor para minimizar el ensuciamiento e incrementar la eficiencia del tratamiento es el uso de reactores biológicos con membrana y medio de soporte [6][7].

METODOLOGIA

Sistema y arranque.

La experimentación se llevó a cabo por 170 días en el laboratorio de ingeniería ambiental de la Universidad de Guanajuato. Los elementos básicos de la unidad experimental fueron reactor aerobio, reactor anóxico, medio de soporte, agitador, difusor y membranas como se muestra en la figura 1. El sistema se alimentó al reactor anóxico con una concentración de oxígeno disuelto de 0.42 mgL^{-1} . El volumen del reactor anóxico fue de 19 L y estuvo equipado con un controlador nivel y agitador mecánico. El volumen del reactor aerobio fue 29 L, construido en cristal y se equipó con la membrana plana, membrana de fibra hueca, difusor y medio de soporte. El oxígeno disuelto fue de 2.97 mgL^{-1} .

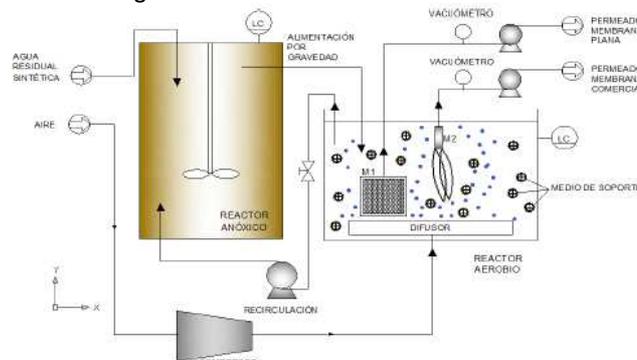


Figura 1. Configuración del reactor. LC control de nivel.

La membrana plana fue fabricada en poliuretano, superficie de 0.02 m^2 , naturaleza hidrofílica y clasificada como de microfiltración. La membrana de fibra hueca fue fabricada en polifluoruro de vinilideno, superficie de filtración de 0.013 m^2 , con tamaño de poro de $0.4 \mu\text{m}$ y clasificada como de microfiltración. Se utilizaron 5000 unidades de medio de soporte Kaldenes con un porcentaje de llenado de 17 %.

El sistema se alimentó con agua residual sintética utilizando una mezcla compleja que incluyó una fuente de carbono (dextrosa), nutrientes y metales traza simulando agua residual doméstica [8]. En la tabla 1 se muestran las características del agua residual sintética que se alimentó al sistema.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 1. Composición del agua residual sintética.

Parámetro	Valor promedio	Desviación estándar	Máximo	Mínimo
DQO Total	1030	±357	1590	448
(Nt) Nitrógeno total	70	±19	128	23
(Pt) Fósforo total	34	±14	70	8
(PO ₄) Fosfatos	28	±13	60	5
(NH ₄) Amonio	39	±11	80	21

Análisis

Las técnicas de análisis utilizadas en la experimentación se basaron en APHA, NOM y Hach [9][10][11]. Las muestras se tomaron el mismo día del análisis. Se analizó el influente y permeado para estimar las eficiencias de remoción y el tanque aerobio y anóxico para control de proceso. Los parámetros medidos fueron DQO, Nt, Pt, PO₄, NH₄, NO₃, pH, turbidez, oxígeno disuelto, SST, SSV y SSF. Para determinar los SST de los medios de soporte primero se obtuvo el peso promedio de 15 unidades nuevas y libres de sólidos, después se extrajo una muestra de medios de soporte del reactor y se seco en estufa a 105°C, el cálculo se hizo por diferencia de pesos. La resistencia de las membranas se estimó con el modelo de resistencias en serie en la que la resistencia total (Rt) está formada por la suma de la resistencia de la membrana, resistencia por el ensuciamiento reversible y resistencia por el ensuciamiento irreversible [12][13][14]. El lavado fisicoquímico de la membrana plana se realizó al alcanzar una presión transmembrana de 0.20 bar y una caída de flux de 50 %. Para la membrana de fibra hueca se llevó a cabo al alcanzar una presión transmembrana de 0.25 bar y una caída de flux del 50 %. En ambas membranas se utilizó agua corriente con aire a presión y después se sumergieron en una solución de hipoclorito de sodio por 24 h.

Condiciones de operación

No se purgaron lodos del sistema en toda la experimentación por lo que el tiempo de retención de sólidos (TRS) fue de 170 días. La carga orgánica se reportó como KgDQOm⁻³d⁻¹ es decir la velocidad a la que la materia orgánica es introducida al reactor y la relación F/M se reportó como KgDQO Kg⁻¹SST d⁻¹ velocidad a la cual el sustrato es alimentado al tanque comparado con la masa de sólidos del reactor [3]. En la tabla 2 se resumen las condiciones de operación.

Tabla 2. Resumen de las condiciones de operación. TRH tiempo de retención hidráulico, OD oxígeno disuelto, TRS tiempo de retención de sólidos.

Parámetro	Unidades	Valor
Carga orgánica	KgDQOm ⁻³ d ⁻¹	0.35
Relación F/M	Kg DQO Kg ⁻¹ SST d ⁻¹	0.04
Flux	Lm ⁻² h ⁻¹	Membrana plana 10.8 Membrana fibra hueca 16.2
TRH	h	>49
OD anóxico	mgL ⁻¹	0.54
OD aerobio	mgL ⁻¹	2.98
SST	mgL ⁻¹	6896
TRS	días	170

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se investigó la eficiencia de remoción de DQO_t, N_t, NH₃, P_t y PO₄, y el rendimiento general de la membrana con el flux, la presión transmembrana y la resistencia total. En la tabla 3 se muestra las características de la alimentación, permeado y porcentaje de remoción para estos parámetros.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 3. Calidad del agua en el influente, permeado y el porcentaje de remoción.

Parámetro (mg/L)	Membrana plana			Membrana de fibra hueca		
	Influente	Permeado	% remoción	Influente	Permeado	% remoción
DQO _t	875±	47±	95	875±	38±	95
N _t	70±18	10±6	85	70±18	9±7	86
NH ₃	38±12	2±1.9	95	38±12	2±2.3	95
P _t	40±20	17±11	56	40±20	16±10	57
PO ₄	36±8	16±10.6	44	36±8	16±11.5	45

Durante toda la experimentación sin importar la carga orgánica aplicada o variaciones en las condiciones de operación, la concentración de DQO medida en el efluente fue siempre menor a 35 mgL⁻¹ (Figura 2 y Figura 3). Estos resultados sugieren que los reactores con membranas juegan un importante rol en la legislación ambiental que exigen efluentes de alta calidad. Las bajas concentraciones de DQO en el permeado indican que los microorganismos tuvieron la capacidad para degradar la materia orgánica y que las membranas retuvieron la mayor parte de los sólidos o materia orgánica particulada. A partir del día 130 se nota un incremento en la DQO del permeado. Una aportación en el incremento de la DQO es el derivado del decaimiento de la biomasa por la respiración endógena. Una etapa de la respiración endógena es la hidrólisis lo cual genera una acumulación neta de protoplasma celular en forma de DQO que influye en la calidad del permeado. En la experimentación hubo cambios bruscos de operación que incluyeron problemas en el sistema de aireación debido a fallas en el motor del compresor, válvula de presión y purgado. Otra aportación de DQO es la generada por la liberación de EPS estimulado por los cambios bruscos de operación como reporta [15] y usualmente presente en mayor concentración en sistemas con medio de soporte móvil por el rompimiento de la matriz de EPS en la célula de los microorganismos. Los EPS son lentamente biodegradables comparadas con la glucosa presente en el agua sintética [16].

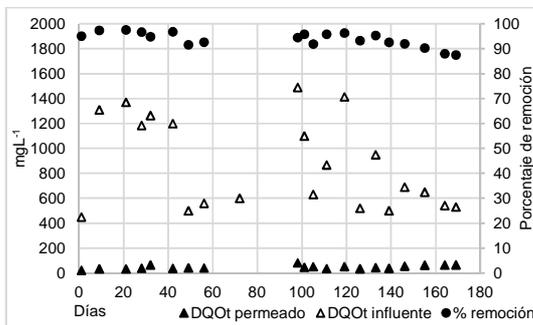


Figura 2. Concentración de DQOt en influente, permeado y porcentaje de remoción para la membrana plana.

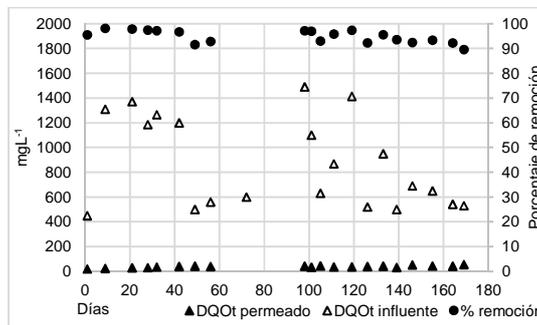


Figura 3. Concentración de DQOt en influente, permeado y porcentaje de remoción para la membrana de fibra hueca.

La eficiencia en eliminación de la DQO para ambas membranas resultó ser siempre entre 87% y 99%. La membrana plana utilizada en la experimentación fue de más bajo costo comparada con la membrana de fibra hueca y se logró obtener eficiencias de eliminación cercanas a las alcanzadas por esta última. En la figura 4 y 5 se muestra la concentración detectada de nitrógeno total en influente y efluente junto con el porcentaje de eliminación alcanzado. La concentración promedio en el influente fue de 70 mg/L y el permeado fue de 10 mg/L y 9 mg/L para la membrana plana y fibra hueca respectivamente.

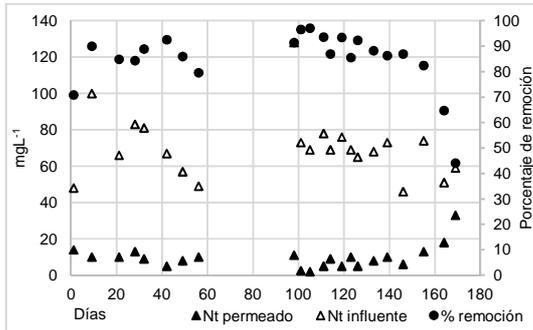


Figura 4. Concentración de N_t en influente, permeado y porcentaje de remoción para la membrana plana.

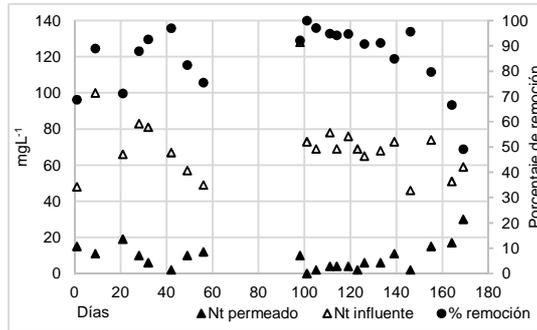


Figura 5. Concentración de N_t en influente, permeado y porcentaje de remoción para la membrana de fibra hueca.

Al igual que con la remoción de DQO, la remoción de nitrógeno total no se afectó de forma significativa por cambios en las condiciones de operación. Sin embargo a valores bajos de carga orgánica se reduce la eficiencia de eliminación de nitrógeno. Este comportamiento se debe a que se requiere una fuente de carbono fácilmente biodegradable para las bacterias encargadas de llevar a cabo la desnitrificación. A valores bajos de carga orgánica la disponibilidad de sustrato limita los procesos de desnitrificación. Durante toda la experimentación se mantuvo la biomasa en el sistema por lo que el TRS fue muy alto. Ya que la energía obtenida de la nitrificación es relativamente poca, las bacterias son de crecimiento lento y requieren varios días para asegurar la nitrificación completa, el TRS alto facilitó la retención para este tipo de bacterias y su desarrollo. El medio de soporte utilizado favoreció el crecimiento de biopelícula y eliminación de nitrógeno. La capa externa es aerobia ya que está en contacto con el oxígeno disuelto en el agua, por lo tanto la nitrificación se llevó a cabo en esta región. La capa interna es anóxica/anaerobia y se propiciaron las condiciones para la desnitrificación. La explicación anterior indica que en los medios de soporte se llevó a cabo nitrificación y desnitrificación simultánea. Los porcentajes de eliminación de nitrógeno total y amoniacal fueron buenos en general para ambas membranas, ligeramente mejor la membrana de fibra hueca. Los altos TRS y TRH sin duda favorecieron la eficiencia de eliminación de nitrógeno al permitir la finalización de los procesos de nitrificación, desnitrificación y desarrollo de microorganismos especializados. En las figuras 6 y 7 se muestra el perfil de comportamiento del fósforo total medido como PO_4 en la alimentación, permeado y el porcentaje de remoción para las dos membranas.

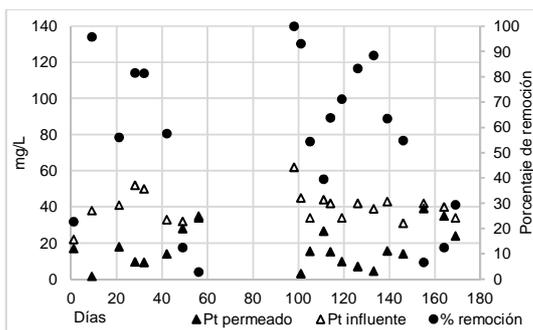


Figura 6. Concentración de P_t en influente, permeado y porcentaje de remoción para la membrana plana.

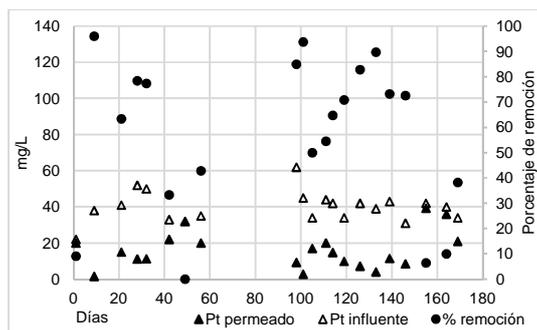


Figura 7. Concentración de P_t en influente, permeado y porcentaje de remoción para la membrana de fibra hueca.

Este porcentaje es inferior al alcanzado en RBM que están diseñados para la eliminación de nutrientes. Al tener solo dos reactores aerobio y anóxico genera un conflicto para el desarrollo y establecimiento de bacterias nitrificantes, desnitrificantes, PAOs y otros heterótrofos, ya que la

competencia por el sustrato y las condiciones adversas limitan el desarrollo de alguna de ellas, en esta investigación las bacterias más afectadas fueron las PAOs. La pérdida de permeabilidad fue más significativa en la membrana plana al pasar de $400 \text{ Lm}^{-2}\text{h}^{-1}\text{bar}^{-1}$ hasta valores de $15 \text{ Lm}^{-2}\text{h}^{-1}\text{bar}^{-1}$. La K para la membrana de fibra hueca fue más estable. Al igual que el flux, la baja K se relaciona con el ensuciamiento de la membrana ya que conforme transcurre el tiempo, además del taponamiento de los poros, la superficie exterior de la membrana es cubierta por la torta de filtración. En la figura 8 se muestra la permeabilidad para ambas membranas. El incremento de la TMP se debe al desarrollo sobre la membrana de las distintas fases de biopelícula y bloqueo progresivo de los poros por EPS al interactuar con los materiales de la membrana. Por lo tanto es un indicador del grado de ensuciamiento de la membrana.

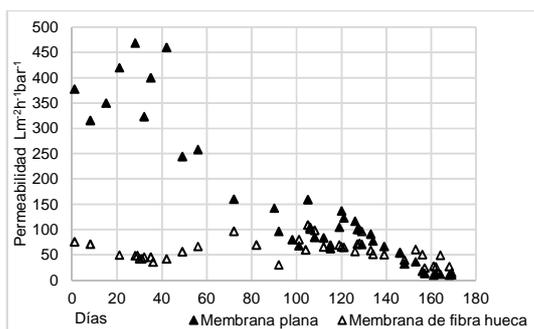


Figura 8. Permeabilidad para la membrana plana y membrana de fibra hueca.

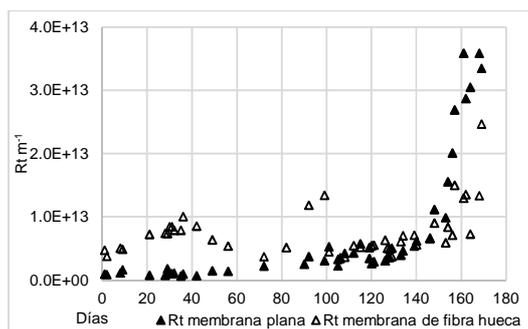


Figura 9. Resistencia total para la membrana plana y de fibra hueca.

Se observa en la figura 9 que al inicio de los registros, la resistencia de la membrana comercial fue más alta que la membrana plana, $4.7 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$ y $9.5 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ respectivamente debido al tamaño de poro que es menor en la membrana comercial. Estos valores de R_t están en el rango de sistemas con membranas como el reportado por Nagaoka et al. (1998) [17] pero es superior a sistemas más actuales como Cervantes, 2013 [18] en el cual los sistemas de automatización permiten un mayor rendimiento de la membrana.

CONCLUSIONES

Para las condiciones de operación de esta experimentación la membrana plana ofreció más ventajas que la membrana comercial, ya que se obtuvo una eliminación de nutrientes muy similar, el costo es inferior, la resistencia fue menor la mayor parte del tiempo y requiere un proceso menos automatizado para mantener condiciones adecuadas de operación. Esto no significa que la membrana comercial es de baja calidad más bien cada configuración tiene requerimientos específicos y las condiciones del proceso pueden favorecer a un tipo de membrana sobre otra para una aplicación en particular. La combinación del proceso de filtración con membrana y medio de soporte móvil permitieron tener un proceso robusto, ya que propició la diversidad de biomasa en los medios de soporte y en el lodo en suspensión. Esto favoreció los procesos de nitrificación y desnitrificación con lo que se alcanzó porcentajes altos en la eliminación de este nutriente. Sin embargo, con respecto al fósforo el porcentaje de eliminación fue menor al alcanzado por estos sistemas, lo cual se atribuyó principalmente a la ausencia de una zona anaerobia por lo que las bacterias acumuladoras de fósforo estuvieron en desventaja frente a la competencia de otros heterótrofos. La eliminación de DQO fue cercana al 95% para ambas membranas y fue estable toda la experimentación.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por el apoyo al proyecto y por la beca otorgada.

REFERENCIAS

- [1] Brown, P. (2011). Influence of anoxic and anaerobic hydraulic retention time on biological nitrogen and phosphorus removal in a membrane bioreactor. *Desalination*, 270(1-3), 227–232.
- [2] Jeyanayagam, S. (2005). True confessions of the biological nutrient removal process. *Florida Water Resources Journal*.
- [3] Judd, S. (2006). *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. 1ª ed. Elsevier Ltd. Great Britain.
- [4] MWH. (2005). *Water Treatment: Principles and Design*. Wiley. Estados Unidos.
- [5] Chang, I. (2002). Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. *Journal Environmental Engineering*, 128(11), 1018–1029.
- [6] Lee, W. (2006). Factors affecting filtration characteristics in membrane coupled moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 40: 1827-1835.
- [7] Leikes, T., Ødegaard. (2007). The development of a biofilm membrane bioreactor. *Desalination* 202: 135-143.
- [8] Sandoval, J. (2009). Implementación de una estrategia de filtración optimizada en un biorreactor con membranas sumergidas. Tesis M.I. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal 04510, México.
- [9] APHA, AWWA, and WEF. (1998). *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- [10] CONAGUA. Norma oficial mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – método de prueba.
- [11] HACH. (2005). DR5000 Spectrophotometer procedures manual. 2ª ed. Hach Company. U.S.A.
- [12] Field, R. (1995). Critical flux concept for microfiltration fouling. *Journal of Membrane Science*, 100, 259–272.
- [13] Silva, C. (2000). Model for flux prediction in high microfiltration systems. *Journal of Membrane Science*, 173, 87–98.
- [14] Lee, S. (2001). Novel method for enhancing permeate flux of submerged membrane system in two-phase anaerobic reactor. *Water Research*, 35, 471–477.
- [15] Domínguez, L. (2012). Influence of organic loading rate on the performance of ultrafiltration and microfiltration membrane bioreactors at high sludge retention time. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 132–143
- [16] Sombatsompop, K. (2007). Membrane fouling studies in suspended and attached growth membrane bioreactor systems (Doctoral dissertation no. EV-07-2, Asian Institute of Technology), Bangkok: Asian Institute of Technology.
- [17] Nagaoka, H., Kudo, C. (2002). Effect of loading rate and intermittent aeration cycle on nitrogen removal in membrane separation activated sludge process. *Water Science and Technology*, 46 (8): 119–126.
- [18] Cervantes, P. (2013). Aplicación de Sistemas Aerobios con Biopelículas y Membranas de Microfiltración para el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas. Tesis maestría. Universidad de Guanajuato. Guanajuato, México.

ALTERNATIVA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA TEXTIL EN LA REGIÓN SUR DEL ESTADO DE GUANAJUATO

J. Merced Martínez Rosales¹, Miriam Rocío Contreras García¹, Antonio Pérez Nieto² y Gabriela Arroyo Figueroa².

¹Departamento de Química. Universidad de Gto., Gto., Gto., México, ²Departamento de Ingeniería Agroindustrial, Salvatierra, Gto., México.
Privada de Arteaga S/N. Salvatierra, Gto. nietoap@ugto.mx

ABSTRACT

La región sur del estado de Guanajuato se ubica dentro de la cuenca Lerma-Chapala, motivo por el cual ha dado oportunidad al establecimiento de empresas del rubro textil, ya que éste tipo de industrias requieren de un buen abasto de agua para sus procesos, entre los cuales esta la tinción de las telas, entre otros. En contra posición al desarrollo que acarrea estas tipo de fabricas, conllevan el deterioro del medio ambiente, principalmente en lo que concierne a las contaminación por aguas residuales que acarrea residuos de color. Tomando como ejemplo el municipio de Salvatierra, las empresas textiles ahí establecidas vierten su descarga de agua residual al drenaje o canales cercanos, conteniendo diferentes proporciones de varios colores [1]. Existen diferentes metodologías para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil, una de ellas consiste en la síntesis de materiales con propiedades fisicoquímicas (texturales y estructurales) con capacidad de adsorción de sustancias [2], la cuales presentan una determinada característica polar, propiedad base para que se fije en superficie de los adsorbentes. Esta metodología puede resultar más económica que otras, como el de precipitación-coagulación de colorantes de aguas residuales. En el estudio se sintetizaron y caracterizaron varios materiales inorgánicos de óxido de aluminio que presentan propiedades para remover colorantes. De los colorantes presentes en las descargas se tomó como caso de estudio el rojo cuba. A partir de sulfato de aluminio se obtuvo la pseudoboehmita (PSB), la cual se calcina a 500° C para convertirse en γ -alúmina. Ambos compuestos fueron sometidos a evaluación, resultado el segundo de ellos con mejores propiedades. El porcentaje de color que retuvo una muestra de 0.5g de PSB fue de 45.85%, mientras que la γ -alúmina con el mismo peso de muestra retuvo 70.31% del color. Al analizar la cinética de adsorción resultante de la remoción de color rojo cuba con γ -alúmina (absorbancia vs tiempo) se aprecian dos periodos con un marcado punto de inflexión; un primer periodo constante de alta velocidad y un segundo periodo de velocidad de adsorción decreciente, con tendencia asintótica hacia la absorción. El primer periodo de adsorción rápida finaliza cerca de las 100 hrs. Si bien éste método de adsorción de colorantes es lento, no se generan floculantes como en otros métodos -los cuales, de alguna manera se tienen que remover-, es por ello que se considera más económico y sustentable.

Keywords: *Aguas residuales, textil, adsorbentes, pseudoboehmita, γ -alúmina.*

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con datos de la Comisión Nacional de Agua (CONAGUA) [1] las condiciones climáticas adversas imperantes en bastas regiones de nuestro país, determinan que el agua subterránea sea uno de los recursos más importantes de México: en más del 50% de su territorio, donde prevalecen los climas desértico o semidesértico, el subsuelo aloja a las principales y a menudo, las únicas fuentes de abastecimiento de agua. Fuera de la porción árida del país, dicho recurso reviste también importancia, ya que por su permanencia, amplia distribución espacial y menor exposición a la contaminación, es preferentemente captado para consumo humano y uso industrial, además, constituye un valioso auxiliar en la regiones agrícolas sustentadas por fuentes de agua superficial.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

La zona del Bajío por contar con un gran asentamiento poblacional, así como el gran desarrollo de la actividad agropecuaria e industrial (como la textil), es la zona con mayor déficit. En la zona norte del estado se presentan niveles del orden de 280 m, aproximadamente, lo cual hace muy costosa su extracción y como consecuencia dificulta el desarrollo de los municipios que se encuentran asentados en la zona. Las ciudades de León y Celaya, Gto. y Querétaro, Qro., presentan en la actualidad problemas de abasto de agua por agotamiento de sus fuentes locales, dificultando su desarrollo futuro [4]. México, desde el 2010, es el segundo proveedor de mezcla a los EE UU de NA. El consumo de agua subterránea representa aproximadamente el 70% y de aguas superficiales el 30%. Otro lado, la mayoría del **agua superficial** captada en el estado de Guanajuato se utiliza para riego. El principal factor para no captar mayores volúmenes de agua en el estado de Guanajuato es el convenio de la cuenca Lerma-Chapala. Siguiendo el criterio de sustentabilidad es necesario dejar escurrir cierto volumen aguas abajo para conservar la ecología de la región. Actualmente, las fuentes **subterráneas** sostienen el desarrollo agrícola en la porción árida del país, satisfacen las necesidades de agua de la inmensa mayoría de los núcleos de población y suministran casi el total del agua que requieren los desarrollos industriales. Hasta aquí la cita. En general todo el estado cuenta con mantos acuíferos, que por las diferentes demandas se han visto intensamente explotados. En México, el agua subterránea juega un papel preponderante en ese sentido, ya que del subsuelo se extrae cerca del 80% del volumen del agua empleada para consumo humano. Los contaminantes que constituyen una amenaza para la salud humana son innumerables. El balance de agua subterránea del estado de Guanajuato presenta un importante déficit:

Volumen de extracción o salidas de aguas subterráneas:	2,818 Mm /año
Recarga o entradas:	1,979 Mm /año, aproximadamente
<u>Déficit aproximado:</u>	<u>839 Mm /año.</u>

Es decir un 30% del agua subterránea se sobre explota.

Por otro lado, la misma fuente [3] el destino que tiene el agua subterránea en el estado es:

- ✓ 85% para la agricultura.
- ✓ 12% público urbano y rural.
- ✓ 3% industria.

Los niveles de extracción son cada día más profundos (Figura 1), lo que implica que la tecnología actual y los costos de operación aumenten, dejando fuera a los agricultores con menos ingresos. La distribución anterior es promedio estatal, siendo que la CNA Delegación Guanajuato tiene sectorizado el estado con datos más precisos, sin embargo, en la región sur del estado, éstos datos se omiten [3].



Figura 1. Sistema de extracción de agua en la Comunidad de Maravatío del Encinal, Mpio. de Salvatierra, Gto.

La FAO indica que la extensión de la urbanización y la escasez del suministro de agua han motivado a los agricultores urbanos y periurbanos a reutilizar las **aguas residuales** provenientes de los centros urbanos, que con frecuencia están contaminadas por los efluentes municipales e industriales no tratados [5]. Las aguas de desecho no tratadas utilizadas para el riego son una amenaza potencial para la salud tanto de los consumidores como de los usuarios del riego y por ello es importante poner en práctica las medidas de saneamiento adecuadas:

Por otro lado, el volumen total de aguas residuales generadas en los 46 municipios es de 207.13 millones de m al año. Al término de 1998 se trataban 25 millones de metros cúbicos al año; en el primer cuatrimestre de 1999 se ha incrementado el tratamiento de aguas residuales a 34.46 millones de metros cúbicos al año [3]. Al menos una cifra alentadora.

Un importante volumen de aguas residuales actualmente es utilizado en agricultura, tanto de hecho como de derecho. La construcción de las plantas de tratamiento se ven limitadas tanto por los altos costos de inversión como por los altos costos de mantenimiento. Falta capacidad técnico-administrativa en algunos organismos operadores para llevar a cabo los programas de saneamiento así como mecanismos para recuperar costos. Las descargas urbanas se mezclan en redes mixtas de alcantarillado. Se requiere reforzar entre la población la cultura de saneamiento. No existen suficientes recursos para apoyar el saneamiento. Los derechos de descarga no han sido aplicados [3]. Los tres principales municipios de la región sur del estado de Guanajuato como son: Salvatierra, Uriangato y Moroleón disponen de plantas de tratamiento de aguas residuales, sin más datos en cuanto a su operación [3]. de los tres municipios solo una comunidad de Salvatierra cuenta con un Sistema de Tratamiento de Agua en Localidades Rurales.

De acuerdo con el documento [4] Formulación del Programa Hídrico por Organismo de Cuenca, Visión 2030, de la Región Hidrológico-Administrativa VIII, Lerma-Santiago-Pacífico - INTEGRACIÓN DEL PROGRAMA HÍDRICO REGIONAL- a manera de conclusión, entre otras, se indica:

“Incentivar a los agricultores e industriales que intercambien agua de primer uso por residual tratada”. Así, en la industria textil se utilizan grandes volúmenes de agua sobre todo en los procesos de teñido del algodón, para lo cual emplean diferentes tipos de colorantes. La adsorción es un proceso donde una sustancia se adhiere sobre una determinada superficie, y el resultado es la formación de una capa líquida o gaseosa en la superficie de un cuerpo sólido o líquido. La sustancia que se absorbe es el adsorbato y el material sobre el cual lo hace es el adsorbente. Según sea la naturaleza del proceso podemos hablar de Adsorción física (fisisorción) y adsorción química (quimisorción), la primera está regida por fuerza de atracción débiles y la segunda por enlaces químicos que son fuertes y que normalmente generan una adsorción irreversible. El proceso inverso de la adsorción es la desorción [6]. Las características principales de la adsorción, entre otras, es que se trata de un proceso generalmente rápido, cuya velocidad se ve incrementada cuando se aumenta la temperatura, pero disminuye cuando aumenta la cantidad adsorbida. La adsorción de un soluto en la interface sólido-líquido causa un aumento de la concentración local o de la concentración superficial. A su vez, existen variables que modifican el proceso, naturaleza del sustrato (adsorbente), naturaleza del adsorbato, temperatura y en el caso particular de la adsorción en la interface sólido-líquido, el pH, y la fuerza iónica de la solución entre otros [6]. Los colorantes textiles tienen usos específicos, es decir no todos se usan para el mismo tipo de tejido. Así por ejemplo el colorante azul índigo se usa en la mezclilla. Se plantea como objetivo estudiar la aplicación de materiales adsorbentes tipo óxidos de aluminio puros y modificados para la remoción de colorantes textiles en las aguas residuales de la industria textilera (Figura 2).



Figura 2. Muestra de agua residual de la industria Textil del sur de Guanajuato.

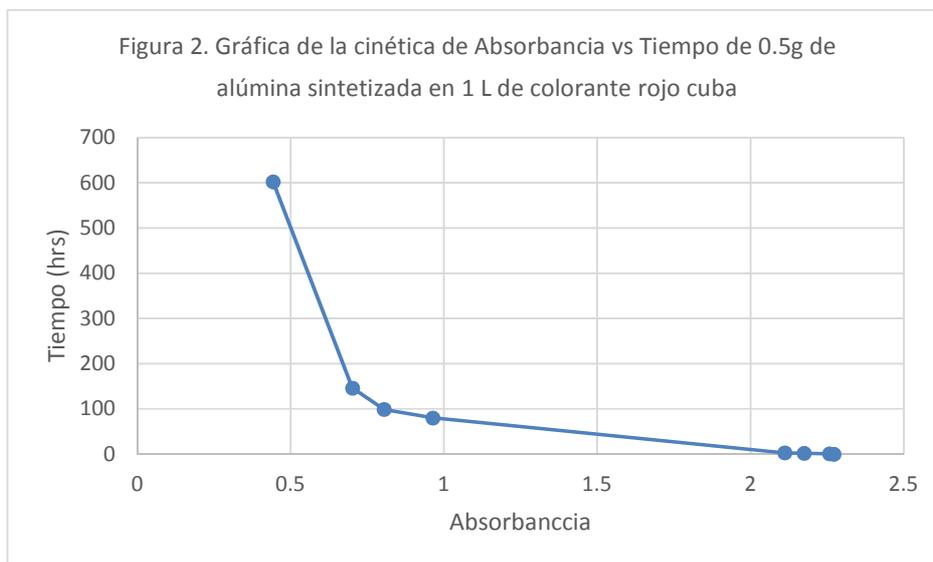
Evaluar diferentes metodologías de síntesis de materiales para adecuar una ruta rápida para preparar materiales con propiedades fisicoquímicas (texturales y estructurales) y con capacidad de adsorción de sustancias con determinada característica polar lo cual permitirá fijarse en la superficie de los adsorbentes y poder separar de forma económica un contaminante de colorantes de aguas residuales.

Síntesis de la pseudoboehmita: A partir de sulfato de aluminio grado técnico se diluye y filtra para quitar impurezas, luego se gotea en agua amoniacal y se burbujea gas amoniaco. Una vez terminado el goteo de la solución pasa a ser filtrado, el cual se lava tres veces con agua amoniacal caliente, agua caliente y agua fría. El precipitado obtenido se pone a secar y el polvo obtenido es el precursor de la alumina (pseudoboehmita) [2]. La pseudoboehmita se calcina a 500°C, este producto de la calcinación es la γ -alúmina.

Se analizaron los materiales sintetizados en el laboratorio del método fisicoquímico -fisorción de Nitrógeno- (micromeritics ASAP 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La PSB absorbe más conforme aumenta la masa del mismo en la solución, esto no es conveniente porque en realidad la capacidad de adsorción del material es mínima, el porcentaje de color que retuvo una muestra de 0.5g de PSB fue de 45.85%, mientras que la γ -alúmina con el mismo peso de muestra retuvo 70.31% del color. La γ -alúmina al contrario que la PSB retiene más cuando hay menor peso de la muestra, este resultado es favorable pues nos muestra que el material funciona. La alúmina comercial Sigma Aldrich retuvo solo el 0.04% de color, puede deberse a que la morfología de esta alúmina es homogénea por lo tanto no tiene porosidad y no sirve como material adsorbente en comparación con la alúmina sintetizada en el laboratorio. La alúmina comercial Alcoa Chemicals viene en presentación de gránulos pequeños y la capacidad de retención fue de 15.83%, a pesar de que es mayor que la alúmina de Sigma se sigue atribuyendo su baja capacidad de adsorción a la morfología con menor cantidad de poros, además sucede igual que con la PSB conforme aumenta la cantidad de adsorbente aumenta la capacidad de adsorber y entonces el material tiene un límite de capacidad para remoción del colorante. A continuación se elaboró un gráfico del material adsorbente con los mejores resultados que fue la γ -alúmina sintetizada.



La cinética de adsorción resultó con dos periodos característicos (Figura 2). Las primeras 100 horas la disminución de color en la muestra fue en decadencia de forma lineal y en este primer periodo (creciente) es donde se puede decir que llega a su máxima capacidad de adsorción de forma constante (punto de quiebre cinético), mientras que después de las 100 horas aunque sigue adsorbiendo el material ya no lo hace con la misma frecuencia que al inicio y llega a su equilibrio (perido decreciente).

CONCLUSIONES

La γ -alúmina es mejor material adsorbente que la pseudoboehmita, y esto se esperaba debido a los valores de volumen de poro y diámetro de poro que son hasta del doble del tamaño una con otra, además en las fotografías de MET se aprecia más porosidad en la γ -alúmina que en la PSB. También en la experimentación se comprobó esto y se demostró que la γ -alúmina sintetizada en el laboratorio tiene mejores propiedades adsorbentes que las comerciales. Esta investigación, a pesar de que tiene resultados satisfactorios, se tiene que seguir estudiando en otro tipo de colorantes como son los reactivos y naftoles que son los más comúnmente usados (reveló el ing. Ambiental de la industria textilera).

REFERENCIAS

- [1] Anónimo. 2010. Industria textil de algodón en Salvatierra, Gto. La Reforma. Septiembre .
- [2] C. González Figueroa, M. Martínez Rosales, Y. Gallaga, R. Fuentes, H. Hernández. Pseudoboehmita aglomerada a partir de sulfato de aluminio. Facultad de Química. Universidad de Guanajuato.
- [3] Anónimo. 1999. Diagnóstico de la situación hidráulica del estado de Guanajuato. CNA. Delegación Guanajuato. Gto., Gto. México.
- [4] Anónimo. 2006. Formulación del Programa Hídrico por Organismo de Cuenca, Visión 2030, de la Región Hidrológico-Administrativa VIII, Lerma-Santiago-Pacífico.
- [5] Anónimo. 2014. Aguas residuales y saneamiento. <http://www.fao.org/fcit/environment-health/water-sanitation/es/>. Acceso: 3 de septiembre de 2014. 16:46 hrs.
- [6] Pérez Caballero, I. E. 2012. Síntesis e nanopartículas de magnetita para la remoción de arsénico en agua. Universidad de la Sierra Juárez. Tesis de Lic. en Ciencias Ambientales. Ixtlán de Juárez, Oaxaca. México.

PET MODIFICADO QUÍMICAMENTE COMO AGENTE ADSORBENTE DE MN(II) EN MEDIO ACUOSO

M. M. Marmolejo Lara², L. Arroyo Álvarez¹, F. A. Horta Range², M. A. Ramírez Morales¹, G. Cruz Jiménez¹, U. Morales Álvarez²

¹Universidad de Guanajuato, División de Ciencias Naturales y Exactas, Departamento de Farmacia, Guanajuato, México.

²Universidad de Guanajuato, División de Ingenierías, Departamento de Ingeniería Civil, Guanajuato, México. e-mail: umoralva@ugto.mx

ABSTRACT

In this work we present a study of the ability of chemically modified poly(ethylene tereftalato) (PET) on its surface with molecules that have atoms with coordinating capacity (patent pending), as a new adsorbent for the removal of Mn (II) ions present in aqueous solutions under laboratory conditions. The effects of pH, contact time, increasing the initial concentration of Mn (II) and the temperature on the adsorption capacity of the modified PET by batch adsorption method were studied. The equilibrium adsorption data were mathematically analyzed under the Langmuir, Freundlich and Tempkin isotherm's models.

Keywords: PET, Adsorption, manganese(II).

RESUMEN

En este trabajo se presenta un estudio de la capacidad del poli(tereftalato de etileno) (PET) químicamente modificado en su superficie con moléculas que poseen átomos coordinantes (en proceso de patente), como un nuevo adsorbente para la remoción de iones de Mn (II) presentes en disoluciones acuosas bajo condiciones de laboratorio. Se estudiaron los efectos del pH, tiempo de contacto, el aumento de la concentración inicial de Mn (II) y la temperatura sobre la capacidad de adsorción del PET modificado mediante el método de adsorción por lotes. Los datos de equilibrio de adsorción se analizaron matemáticamente para los modelos de las isotermas de Langmuir, Freundlich y Tempkin.

Palabras clave: PET, adsorción, manganeso(II).

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua por metales pesados a través de la descarga de aguas residuales industriales es un problema ambiental a nivel mundial¹. La contaminación de las fuentes de agua por metales pesados tóxicos se considera como una amenaza seria debido a su toxicidad inmediata y su falta de biocompatibilidad. Estos iones de metales pesados pueden acumularse en la cadena alimentaria dando lugar a efectos dañinos sobre la vida acuática, así como en la salud de animales, plantas y el hombre. Los metales pesados tóxicos son principalmente derivados de plomo, mercurio, cadmio, cobalto, cobre, arsénico, manganeso, entre otros, debido a la capacidad de estas especies para amenazar gravemente a la salud².

El manganeso es un elemento esencial para el ser humano y otros animales, sin embargo en la actualidad existen reportes sobre los efectos neurológicos adversos tras la exposición prolongada a concentraciones muy altas de manganeso en agua de consumo humano y durante la exposición por inhalación³. Estudios recientes realizados en animales de laboratorio han demostrado que la ingestión de altas cantidades de manganeso produce daño en espermatozoides, problemas de fertilidad en hembras, inflamación de riñones y formación de cálculos renales. En niños expuestos a altos niveles de manganeso se ha observado dificultad para hablar y caminar^{4,5}.

El agua que contiene menos de 0.05 ppm de manganeso es agradable organolépticamente para el consumidor promedio. La AWWA sugirió límites de 0.01 ppm de manganeso para el agua de

uso público⁶. La USEPA ha establecido niveles máximos para el manganeso en 0.05 ppm⁷. En México los límites permisibles de manganeso en agua de consumo humano son de 0.15 ppm⁸. En los últimos años, se han propuesto metodologías para eliminar metales pesados del agua potable y de aguas residuales mediante el uso de fibras poliméricas como adsorbentes⁹, por lo que el PET ha sido considerado como un buen candidato. Reportes recientes sobre la modificación de fibras de PET con ácido metacrílico presentan capacidad para adsorber Pb²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺, Cd²⁺, Co²⁺¹⁰. Fibras de PET modificadas con tiosemicarbazidas se han utilizado para la remoción de iones de Hg (II), Cu (II) y Co (II) de disoluciones acuosas, demostrando que la matriz adsorbente se comporta bajo un modelo de Langmuir¹¹. Fibras de PET tratadas con acetona se han utilizado para la adsorción de iones de cobre (II), cobalto (II), y hierro (III) en soluciones acuosas por lo que se ha propuesto que son un material potencial para el tratamiento de aguas residuales¹². En los estudios anteriormente mencionados el PET se sintetizó o se obtuvo de fabricantes de fibras textiles.

En nuestro grupo de trabajo se ha desarrollado una metodología eficaz para la modificación química de la superficie del PET (en proceso de patente), que involucra la adición de moléculas con átomos con capacidad coordinante, se propone su uso para la remoción de metales pesados del agua consumo humano y como una nueva forma de reciclar los residuos sólidos urbanos de botellas de bebidas gaseosas.

METODOLOGÍA

La cuantificación de la concentración de Mn(II) se realizó por Espectrofotometría de Absorción Atómica utilizando un espectrofotómetro Perkin-Elmer AAnalyst 100, lámpara de Mn de 20 mA, a una longitud de onda 280.1 nm.

Efecto del pH

Para determinar el efecto del pH se utilizaron disoluciones estándar de Mn (II) en un rango de pH de 4, 5, 7, y 8. Utilizando disoluciones amortiguadoras de acetatos (pH 4 y 5) y de fostatos (pH 7 y 8). Las pruebas se realizaron en modo de operación por lotes en columnas de vidrio agregando 10 ml de solución estándar de manganeso a concentración de 5mg/l (con el pH deseado) y 5g de PET modificado, durante un periodo de tiempo de contacto de 120 minutos.

Tiempo de Contacto

El efecto del tiempo de contacto en la adsorción de manganeso (II), se llevó a cabo a 10, 30, 60, 120, 240 y 480 minutos. Las pruebas se realizaron en modo de operación por lotes en tubos tipo Falcon de 15 ml agregando 5 ml de disolución de manganeso con una concentración de 50 mg/l a pH de 5 y 2g de PET modificado.

Efecto de la Concentración Inicial

Para determinar el efecto de la concentración inicial de iones de manganeso sobre la adsorción se utilizaron disoluciones estándar cuyas concentraciones iniciales fueron 25, 37.5, 50, 75, 100, 200 y 400 mg/l. Las pruebas de adsorción se llevaron a cabo en modo de operación por lotes en tubos tipo Falcon de 15 ml. Se agregaron 5 ml de solución de manganeso con un pH de 5 y 2 g de PET modificado, el periodo de contacto fue de 120 minutos. De manera paralela se realizaron ensayos utilizando PET sin modificar.

Efecto de la Temperatura

El estudio del efecto de la temperatura sobre la adsorción de Mn(II) se realizó a 0, 24, 40, 60 y 80 °C. Se utilizaron 2 g de PET modificado en tubos Falcon de 15 ml a los cuales se le agregaron 5 ml de una disolución estándar de Mn(II) a una concentración de 40 mg/l a pH 5. Las pruebas de adsorción se llevaron a cabo en modo de operación por lotes, el periodo de contacto fue de 120 minutos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto del pH

En la figura 1 se muestran los resultados de la concentración de Mn(II) adsorbida (q) expresada en mmol de Mn(II) adsorbido por cada gramo de PET modificado.

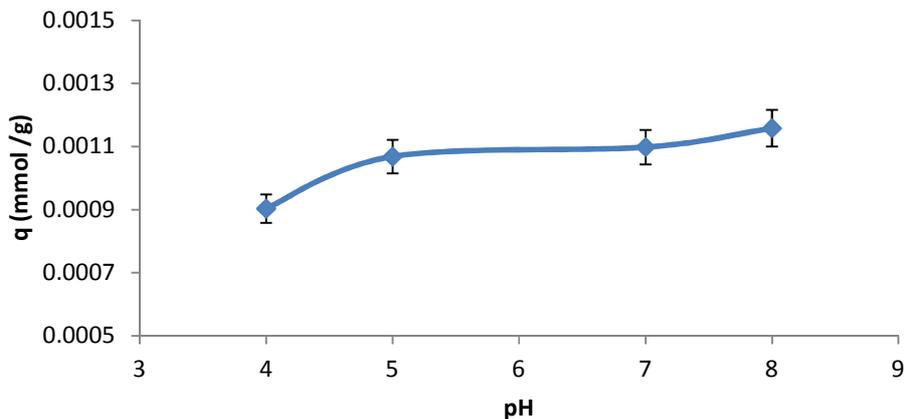


Figura 1. Efecto del pH sobre la adsorción de iones de manganeso. q representa la concentración de Mn(II) adsorbida por gramo de PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

Los resultados demostraron que a medida que el pH aumenta, los sitios activos del PET modificado se encuentran más disponibles debido a la disminución de la concentración de hidronios que compiten con el manganeso. Sin embargo, ya que la concentración de manganeso utilizada fue muy baja, la presencia de óxido de manganeso precipitado a pH 8 fue casi imperceptible. A concentraciones más altas de manganeso se observaron pequeñas cantidades de precipitado, debido a esto se decidió realizar las pruebas de tiempo de contacto a pH 5.

Tiempo de Contacto

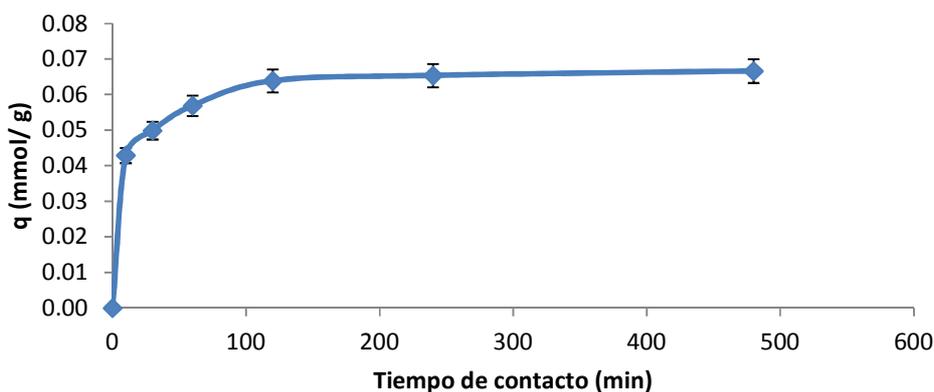


Figura 2. Efecto del tiempo de contacto sobre la adsorción de Mn(II). q representa la concentración adsorbida de Mn(II) por gramo de PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

Los resultados mostrados en la figura 2 demostraron que el equilibrio de adsorción se presentó a partir de las 2 horas de contacto, esto nos indica que el PET modificado tiene una buena afinidad por los iones de manganeso (II).

Efecto de la Concentración Inicial

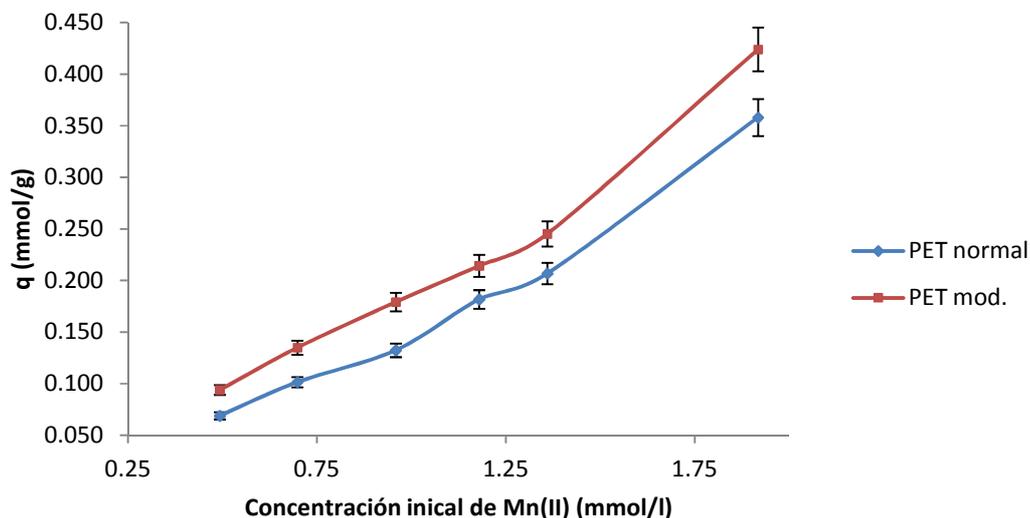


Figura 3. Efecto de la concentración Inicial de Mn(II) sobre la adsorción. q representa la concentración de Mn(II) adsorbido por gramo de PET y PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

Los resultados mostrados en la figura 3 demostraron que el PET sin tratamiento también es capaz de adsorber iones de Mn (II), sin embargo el porcentaje de adsorción en el rango de concentraciones de la prueba es significativamente menor que el observado con el PET modificado. En las figuras 4, 5 y 6 se muestran los resultados de los ajustes matemáticos para los diferentes modelos de adsorción.

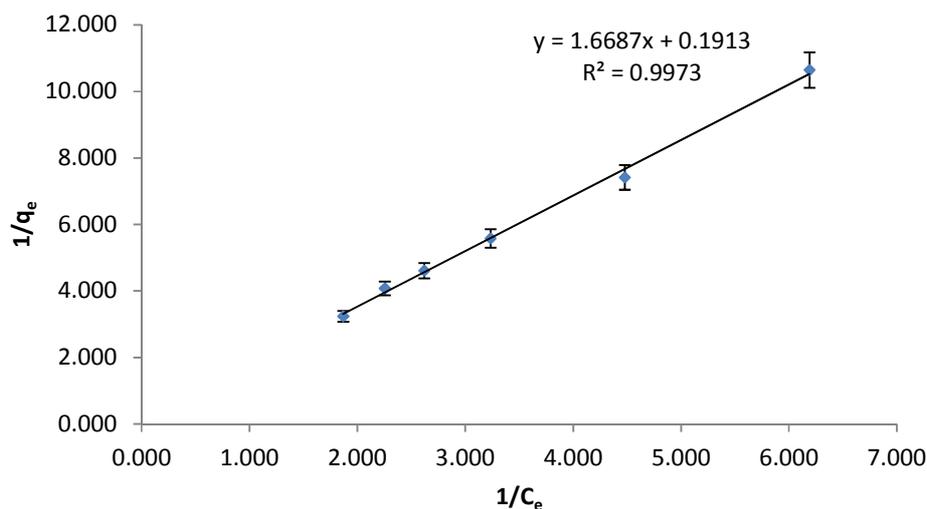


Figura 4. Isoterma de Langmuir para la adsorción de Mn(II) con PET modificado. q_e representa la concentración de equilibrio de Mn(II) adsorbido y C_e la concentración de equilibrio remanente en la disolución después del contacto con el PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

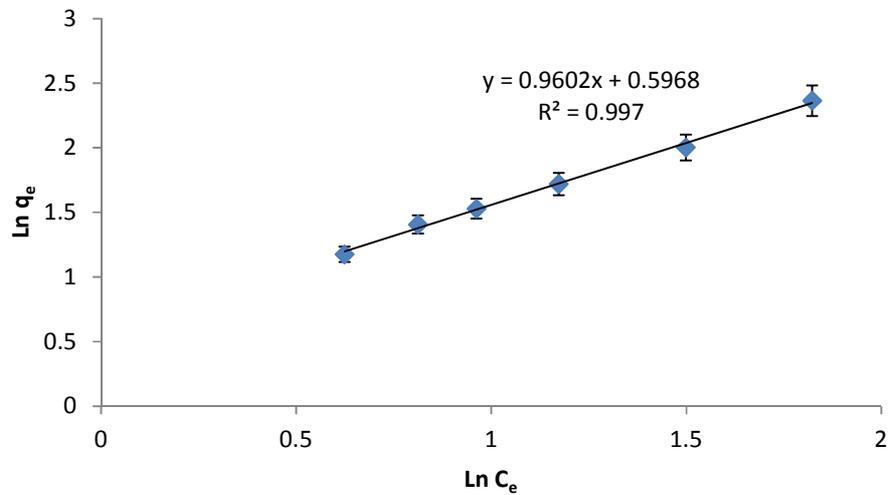


Figura 5. Isotherma de Freundlich para la adsorción de Mn(II) con PET modificado. q_e representa la concentración de equilibrio de Mn(II) adsorbido y C_e la concentración de equilibrio remanente en la disolución después del contacto con el PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

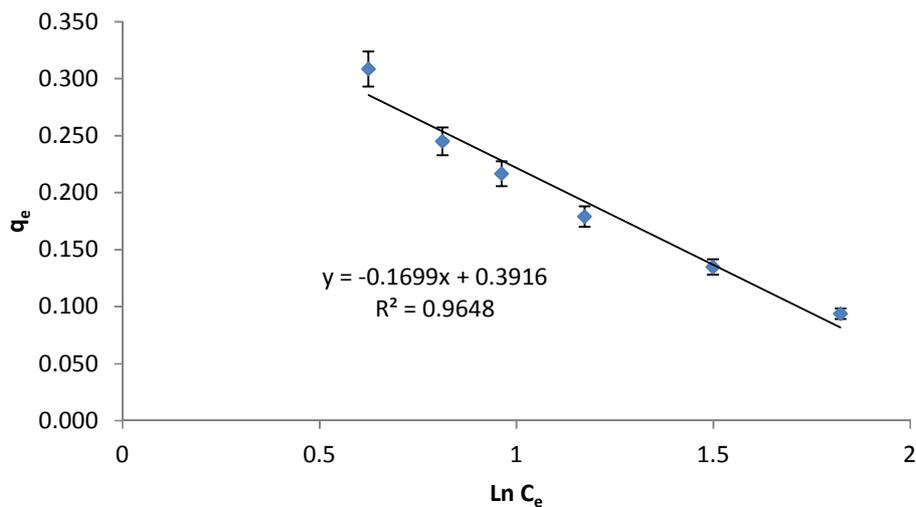


Figura 6. Isotherma de Tempkin para la adsorción de Mn(II) con PET modificado. q_e representa la concentración de equilibrio de Mn(II) adsorbido y C_e la concentración de equilibrio remanente en la disolución después del contacto con el PET modificado. (Las barras representan el error estándar).

Del análisis de los coeficientes de regresión y correlación se concluyó que la adsorción de Mn(II) presentada por el PET modificado se adapta mejor al modelo de Langmuir para el rango de concentraciones estudiado.

Efecto de la Temperatura

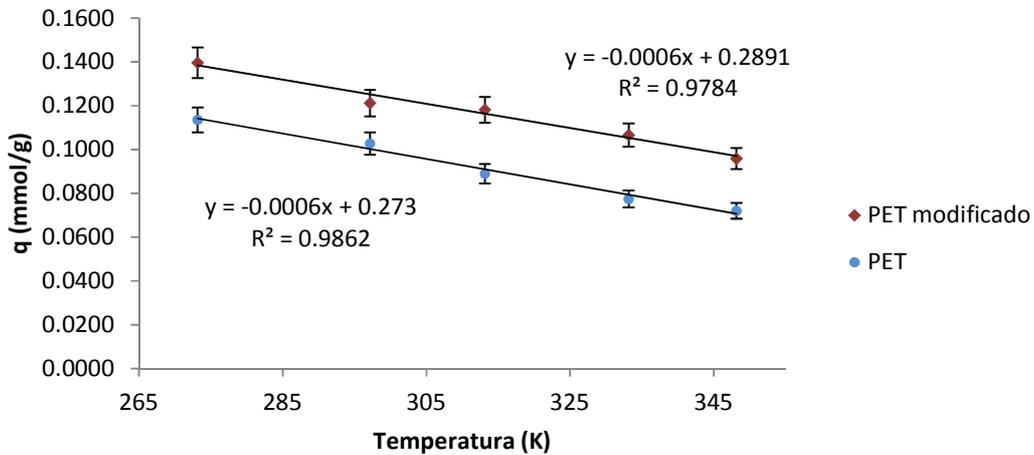


Figura 7. Efecto de la temperatura sobre la adsorción de Mn(II). q representa la concentración de Mn(II) adsorbido por gramo de PET. (Las barras representan el error estándar).

Los resultados mostrados en la figura 7 muestran que la concentración de equilibrio de adsorción de Mn(II) disminuye al aumentar la temperatura, con lo cual se puede concluir que el proceso de adsorción es exotérmico, además se observan diferencias significativas entre la adsorción que presenta el PET modificado sobre el PET sin tratamiento. En la figura 8 se muestra el análisis de los resultados utilizando la ecuación de Van't Hoff para determinar la entalpía de adsorción.

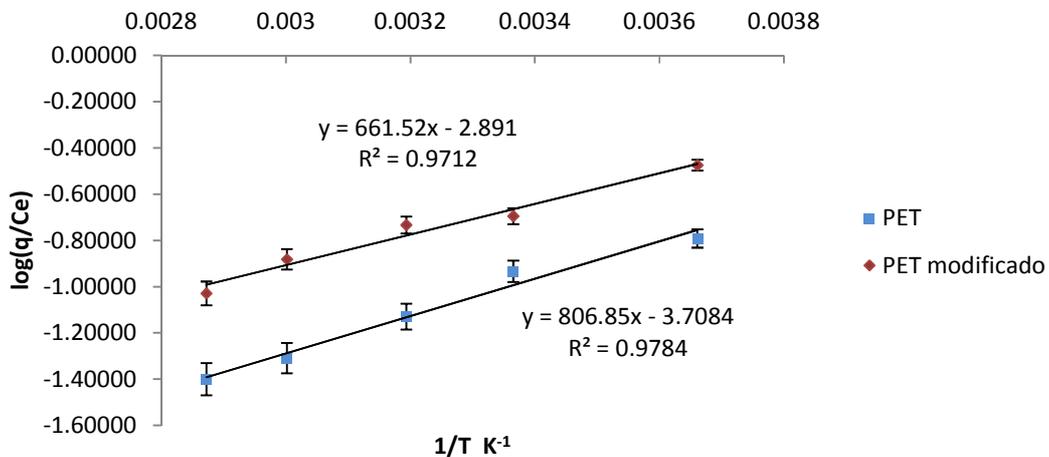


Figura 8. Gráfica de log(q/Ce) contra 1/T. q representa la concentración adsorbida de Mn(II) por gramo de PET y Ce representa la concentración de Mn(II) remanente en la disolución después del contacto con el PET. (Las barrar representan el error estándar)

La ecuación de Van't Hoff mostrada en la ecuación 1 representa la ecuación de una recta, por lo que de los datos obtenidos en la figura 8 se utiliza la pendiente de las rectas para obtener los valores de las entalpías de adsorción.

$$\log\left(\frac{q}{C_e}\right) = -\frac{\Delta H}{2.303RT} + \frac{\Delta S}{2.303R} \quad (1)$$

Los resultados para las entalpías de adsorción calculadas fueron de aproximadamente -12.67 kJ/mol para la adsorción del PET modificado y de -15.49 kJ/mol para el PET sin tratamiento, corroborando además que el proceso es exotérmico.

CONCLUSIONES

Debido a la presencia de los átomos con capacidad coordinante en la superficie del PET modificado, se observaron diferencias significativas en las adsorciones mostradas por el PET modificado sobre el PET sin tratamiento químico hacia los iones de Mn(II). Por lo que se pretende ampliar el estudio de esta y otras modificaciones realizadas por nuestro grupo de trabajo en la búsqueda de mejorar la capacidad del PET para la adsorción de metales pesados en medios acuosos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dirección de Apoyo a la Investigación y el Posgrado de la Universidad de Guanajuato por la beca otorgada y a la División de Ingenierías del Campus Guanajuato por otorgar parte del financiamiento para el desarrollo de este trabajo.

REFERENCIAS

- [1] Taffarel, S., et al. (2010) "Removal of Mn²⁺ from aqueous solution by manganese oxide coated zeolite", *Min. Eng.*, Vol. 23, pp. 1131-1138.
- [2] Monier, M., et al (2013) "Modification and characterization of PET fibers for fast removal of Hg(II), Cu(II) and Co(II) metal ions from aqueous solutions", *J. Haz. Mat.*, 250-251, pp. 122-130.
- [3] Galvao, L., et al, (1987) "Manganeso", Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Metepec, México.
- [4] Abdessalem, O. et al (2012) "Removal of manganese (II) ions from aqueous solutions by adsorption on activated carbon derived a new precursor: Ziziphus spina-christi seeds", *Alex. Eng. J.*, 51, 343-350.
- [5] Nordberg, G. "Metales: propiedades químicas y toxicidad", Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo, España.
- [6] AWWA and ASCE (American Water Works Association and American Society of Civil Engineers), *Water Treatment Plant Design*, 3rd ed., American Water Works Association, Denver, Colo., 1998.
- [7] U.S. Environmental Protection Agency. 1991. *Manual of Small Public Water Supply Systems*. EPA 570/9-91-003. Office of Water, Washington, DC.
- [8] NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994.
- [9] Abdouss, M. et al. (2012) "Modified PET Fibers for Metal Ion and Dye Removal from Aqueous Media", *Poly. & Poly. Comp.*, Vol. 21, No. 4
- [10] Robinson-Lora, et al, (2010) "Biosorption of manganese onto chitin and associated proteins during the treatment of mine impacted water", *Chem. Eng. J.*, 162, pp. 565-572.
- [11] Bag, H., et al. (2000) "Determination of zinc, cadmium, cobalt, nickel by flame atomic absorption spectrometry after preconcentration by poly(ethylene terephthalate) fibers grafted with methacrylic acid", *Spec. Acta Part B.*, No. 55, pp. 1101-1108.
- [12] Yigitoglu, M., et al. (1998) "Adsorption of Copper (II), Cobalt (II), and Iron (III) Ions from Aqueous Solutions on Poly (ethylene terephthalate) Fibers", *J. App. Poly. Sci.*, Vol. 68, pp. 1935-1939.

RECICLAJE DE CELULARES POR SOLVÓLISIS PARA RECUPERAR METALES CELL-PHONE RECYCLING BY SOLVOLYSIS FOR RECOVERY OF METALS

Lorena Eugenia Sánchez Cadena^{1*}, Zeferino Gamiño Arroyo², Mario Alberto González Lara³,
Demetrio Quiroz Q.⁴, Oscar Coreño A.⁵

^{1,4,5} Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Guanajuato, DIING, Av. Juárez 77, CP
36000, Guanajuato, Gto., México.
e-mail:hau10@hotmail.com

^{2,3} Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Guanajuato, DCNE, Noria Alta s/n, CP
36050, Guanajuato, Gto., México.

ABSTRACT

Mobile phones represent a significant and growing problem with respect to waste electrical and electronic equipment (WEEE). Nevertheless, they are perhaps one of the most valuable electronic products, since they are an important resource for the recovery of metals in terms of mass and volume. In this research a chemical recycling of mobile phones by solvolysis was investigated.

The processing was performed by comminution in a hammer mill followed by screening to obtain 4 mesh size flakes. This flakes was subjected to solvolysis. Different reaction conditions were tested. A reaction time between 2-7 hr and a temperature of about 150-300°C resulted in the best option to dissolve the polymer contained in mobile phones. Metals were separated by filtration.

Chemical analysis (ATR FT-IR , UV) were carried out to the solvent and to the mobile phone flakes before and after solvolysis A SEM study was made, before and after solvolysis, but only to the mobile phone flakes. Thermal transitions of mobil phone flakes were determined by DSC.

Chemical results showed that some aromatics species migrate from mobile phones flakes to solvent, due to solvolysis reaction. Thermal analysis showed that Tg, (glass transition temperature) of mobile phone flakes after solvolysis was different to Tg of polymer before solvolysis, this is due to chemical changes in the molecule. A comparative SEM study revealed that, after solvolysis, the polymer contained in mobile phone flakes is more elastomeric.

After solvolysis, solvent was recovered by means of rotatory evaporator, so that it can be used again. The obtained results of this research showed that solvolysis is an alternative to metal recovery from mobile phones.

Keywords: mobile-phones, recycling, solvolysis.

RESUMEN

Los teléfonos celulares representan un significativo y creceinte problema con respecto a la basura de equipos eléctricos y electrónicos. Sin embargo ellos son probablemente uno de los productos electrónicos más valiosos, ya que son una fuente de metales, en términos de masa y volumen. En este trabajo un reciclaje químico de teléfonos celulares por solvólisis fue estudiado. El proceso consistió en triturar los celulares y tamizarlos para obtener hojuelas de malla 4. Estas hojuelas se sometieron a solvólisis. Diferentes condiciones de reacción fueron estudiadas. Un tiempo de reacción de entre 2 y 7 horas y una temperatura de 150-300 °C resultaron ser la mejor opción para disolver el polímero contenido en los teléfonos celulares. Los metales fueron separados por filtración.

Un análisis químico (FT-IR ATR y UV Vis) fue realizado al solvente y a las hojuelas de celulares antes y después de la solvólisis, un estudio MEB sobre las hojuelas antes y después de la solvólisis fue hecho. La determinación de la temperatura de transición vítrea se llevó a cabo mediante CDB.

Los resultados químicos muestran que algunas especies aromáticas migran de los celulares a al solvente, debido a la reacción de solvólisis. El análisis térmico mostró que la temperatura de

transición vítrea de las hojuelas de celulares después de la solvólisis cambia y esto es debido a los cambios químicos que suceden en la molécula. Un estudio comparativo en el MEB mostró que después de la solvólisis el polímero contenido en los celulares es más elastomérico. Después de la solvólisis el solvente fue recuperado en un rotavapor para poder ser usado nuevamente. Los resultados obtenidos muestran que la solvólisis es una alternativa para recuperar metales de teléfonos celulares.

Palabras Clave: Celulares, reciclaje, solvólisis.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la industria de polímeros ha tenido una gran relevancia, específicamente en el campo de la electrónica y la comunicación, como en los teléfonos celulares [1]. A principios del 2000 se tenían en servicio 500 millones de usuarios y para el 2011 ya eran 5 750 millones en todo el mundo. En general en México los celulares no se reciclan. Lo que provoca la generación de residuos de manejo especial que no deberían ser tirados a la basura doméstica, ya que son materiales compuestos, que contienen líquidos conductores en la pila y metales, que provocan contaminación al suelo y al agua por lixiviación y al aire cuando son quemados. Lo anterior aunado a que su degradación es muy lenta.

A través del tiempo los cambios físicos y estructurales de los celulares han sido notables. La preferencia por lo último en esta tecnología es parte de la psicología juvenil del hoy. Lo que contribuye a que el número de celulares en desuso aumente considerablemente. La presencia de los metales en los celulares crea la esperanza de poderlos obtener de manera sólida, para ello se pretende hacer desaparecer la parte polimérica. Podrían aplicarse diferentes tipos de reciclaje (físicos, químicos e incineración). Sin embargo el físico no produce la independencia de ambos componentes. La incineración podría causar daños estructurales al metal (cambio de estructura cristalina, soluciones metálicas). Por lo que en este trabajo se propone reciclar los celulares por medio de la solvólisis de la parte polimérica para recuperar los metales presentes.

METODOLOGÍA

Se realizaron diferentes reacciones donde se modifican diversas variables como temperatura (150-220°C), cantidad de solvente (glicol), tiempo de reacción, y cantidad de catalizador .

Protocolo experimental

1. Los celulares recopilados fueron abiertos para extraerles baterías y placas de metal.
2. Se trituran y tamizan.
3. Se monta el sistema, ya sea en pequeña escala o en gran escala sellándolo correctamente para evitar fugas futuras.
4. Posteriormente se pesa la cantidad inicial de los celulares triturados.
5. Se adiciona glicol hasta observar un nivel un poco superior al de los celulares.
6. Se trabaja bajo atmósfera de nitrógeno.
7. Se separa el solvente de los metales.
8. El solvolizato que es el solvente que resta se recupera en un rotavapor.
9. Se realizan diferentes análisis instrumentales FT-IR ATR, UV-Vis, DSC y SEM con las muestras líquidas y sólidas, antes y después de la solvólisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis FT-IR ATR.

Se hizo un estudio comparativo entre los espectros FT-IR ATR del polímero antes del tratamiento y del solvente antes y después del tratamiento.

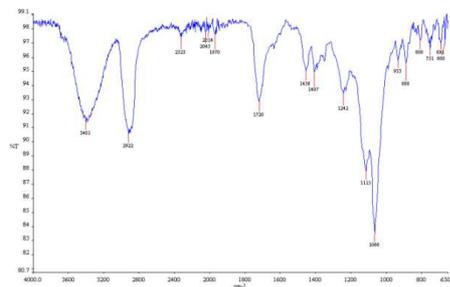


Figura 1. Espectro FT-IR ATR del celular antes del tratamiento.

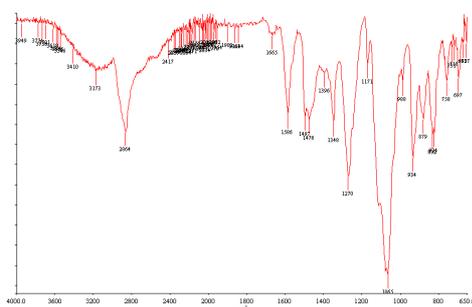


Figura 2. Espectro FT-IR ATR del solvente después del tratamiento.

Este estudio nos muestra como especies aromáticas de un enlace C-H que se encuentra fuera del plano en (751cm^{-1}) presentes en el celular negro antes de la solvólisis, migran hacia el solvolizado (el solvente que queda después de la solvólisis) (758cm^{-1}), (Figura 1 y 2).

Por otra parte, la señal de 1586cm^{-1} que podemos apreciar en el espectro FT-IR ATR del celular sin tratar y que está relacionada con compuestos aromáticos di y trisustituidos aparece en el solvolizado (polímero + glicol), es claro que esta señal viene del polímero ya que el solvente no contiene compuestos aromáticos.

El pico en 1066cm^{-1} presente en la columna de celular negro sin tratar, nos indica la presencia de fenoles, dicha señal aparece nuevamente en el solvolizado, así mismo, entre $1241\text{-}1267\text{cm}^{-1}$ se denota la presencia de éteres aromáticos, en el celular negro sin tratamiento y en el solvolizado podemos observar algunas señales similares.

Se observa también que el pico de 1720cm^{-1} asociado a un grupo carboxilo, presente en el celular negro sin tratar desapareció en el espectro del solvolizado.

Por todo lo anterior podemos asegurar que el polímero del celular negro ha sido atacado químicamente, ya que ciertas especies químicas que están presentes en el polímero sin tratar se aprecian en el solvolizado después de la solvólisis, es decir estas especies pasan en solución [2].

Análisis UV.

Se realizó un estudio en el espectrofotómetro UV, para ello se hicieron diluciones con etanol del solvolizado previamente filtrado. Y se obtuvo un espectro que se muestra en la figura 3.

Como se puede observar, se detecta una señal en la región de 200 a 300 nm, denotando la presencia de compuestos aromáticos del tipo fenoles. Estos son productos de reacciones secundarias desprendidas del proceso de disolución.

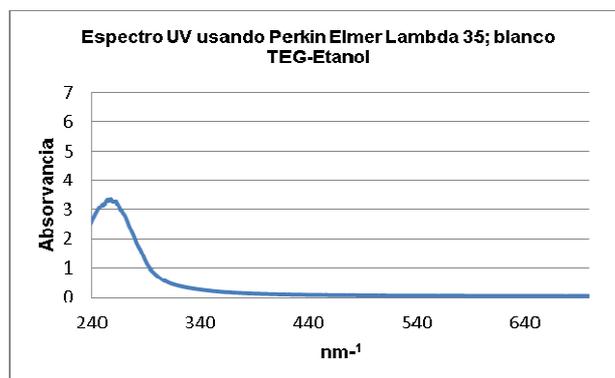


Figura 3. Espectro UV del solvente que resta después del tratamiento, (solvolizado).

Estudio SEM.

Se realizó un estudio en un microscopio electrónico de barrido, acoplado a un equipo de dispersión de Rayos-X, para análisis elemental. Los resultados se muestran en la figura 4. Como se puede observar, en la foto de la izquierda, el polímero antes del tratamiento es más rígido y después del tratamiento se vuelve más elástico, ver foto de la derecha. Lo que es normal ya que al romperse las macromoléculas, algunas especies moleculares pequeñas tienen mayor movimiento.

El aumento del tamaño de los poros provoca el desprendimiento de micropartículas favoreciendo la migración hacia el Glicol. El análisis del SEM con el equipo de dispersión de Rayos X acoplado, nos permitió conocer los elementos presentes en la muestra, y son Si, Pb, C y Al. La presencia de metales está asociada con pequeños filamentos de metal que aún quedaban.

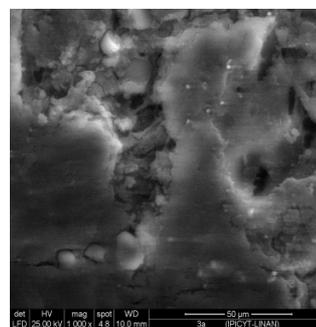
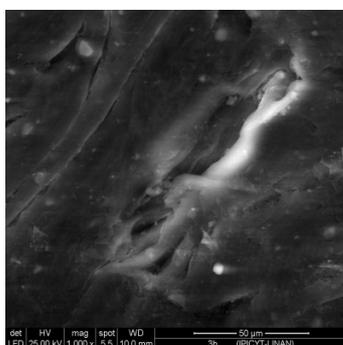


Figura 4. Foto de celular antes (izq.) y después (der.) del tratamiento.

Análisis DSC.

El análisis de calorimetría diferencial de barrido, se realizó sobre dos muestras de polímero de celular negro, una antes del tratamiento y otra después del tratamiento. Los termogramas obtenidos se muestran en las figuras 5 y 6.

El estudio comparativo muestra que la temperatura de transición vítrea en cada muestra es diferente. Durante el calentamiento se observó en la muestra sin tratamiento dos temperaturas 17.48°C y 144.03°C, sin embargo en el polímero tratado se observa solo una temperatura de 161.64°C. En el caso del enfriamiento en la muestra tratada no se detectó ningún cambio, pero en el caso del tratado surgió a 148.27°C [3].

Todo lo anterior, nos prueba que la organización química del material ha sido modificada, cambiando la estructura del sólido mixto (amorfo y cristalino), modificando por completo las propiedades mecánicas del material.

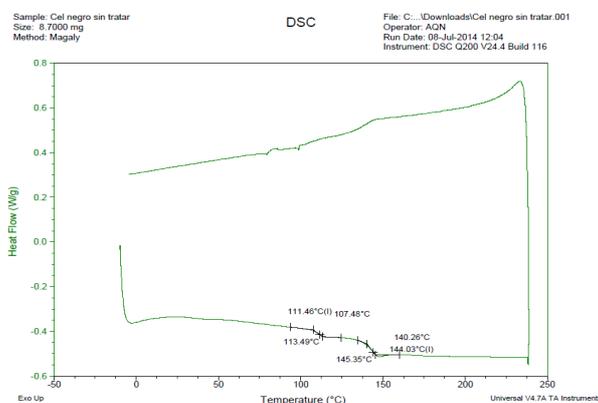


Figura 5. DSC muestra sin tratar.

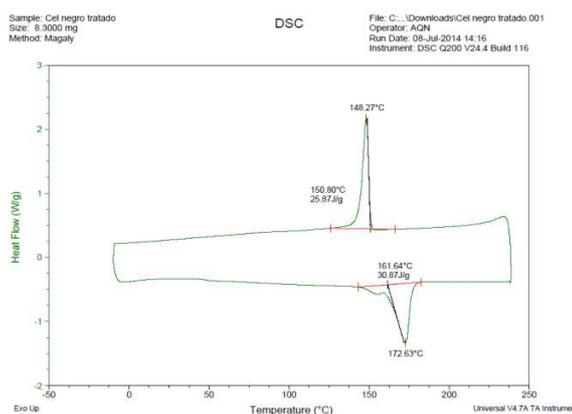


Figura 6. DSC muestra tratada.

CONCLUSIONES

El presente estudio, nos permite concluir que el reciclaje de celulares por medio de la solvólisis de la parte polimérica para recuperar metales es posible, mostrándose como buen solvente un glicol, en una reacción de 150 a 220 °C, con agitación, un catalizador y tiempos de reacción que van de 1 a 7 horas.

Mediante pruebas espectrofotométricas se ha verificado la presencia de múltiples compuestos presentes en el solvólizato provenientes del polímero, por lo que se comprueba que la macromolécula ha sido atacada químicamente. En general los análisis instrumentales (FT-IR ATR, UV, DSC y SEM) muestran que la despolimerización se ha llevado a cabo.

La mayoría de sólidos que restan después de la reacción son metales, pero aún quedan algunas pocas partículas de polímero, por lo que se sugiere prolongar el tiempo de la reacción. Estos presentan más resistencia a la solvólisis, debido a que se trata de polímeros lineales saturados o que contienen carbonos terciarios. La presencia de un ambiente básico incrementa la despolimerización.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Universidad de Guanajuato, porque por medio de DAIP se tuvo recurso para realizar este proyecto. Se agradece al IPICYT SLP por su apoyo para la realización de análisis.

REFERENCIAS

- [1] HUNG HA, VINH (2010). "Thiosulfate leaching of gold from waste mobile phones" en Journal of Hazardous Materials, Núm. 178, [pp 1115-1119].
- [2] KOENING, JACK L. (1992). *Spectroscopy of polymers*, United States of America: ACS Professional Reference Book .
- [3] SANCHEZ CADENA, LORENA E, ALVARADO TENORIO, BONIFACIO, ROMO URIBE, ANGEL, CAMPILLO, BERNARDO, FLORES, OSVALDO, HUIFEN YAO (2013). "Hot-pressed boards based on recycled high-density polyethylene tetrapack: Mechanical properties and fracture behavior" en Reinforced plastics and composites.
- [4] SEYMOUR, RAIMOND B. (2002). *Introducción a la química de los polímeros*, España: Editorial Reverté
- [5] TANAKA, FUMIHIKO (2011). *Polymer Physics: Applications to Molecular Association and Thermireversible Gelation*, Cambridge: Cambridge University Press

REMOCIÓN DE CR(VI) EN BAJAS CONCENTRACIONES PRESENTE EN AGUA MEDIANTE EL EMPLEO DE BIOMASA DE ORIGEN NATURAL

Pablo Carmona Medina¹, Juan Jesús Serafín Muñoz¹, Francisco Agustín Vidó García¹, Francisco Javier Acevedo Aguilar², Leticia López Martínez².

- (1) Departamento Ing. Civil, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato.
- (2) Departamento Química, División de Ciencias Naturales y Exactas, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato. cace.carmona@gmail.com

ABSTRACT

The importance of removing contaminants from drinking water has received significant attention from researchers. The bio-adsorbent materials have emerged as potential remediations for removal of heavy metals and metalloids both groundwater and surface water. The plants, algae, fungi are some of the most capable adsorbents of removing heavy metals and metalloids from aqueous solution by the adsorption process. To increase the efficiency of the bio-adsorbents, various treatment agents such as HCl, HNO₃, H₃PO₄, NaOH are used. Rice husk has been studied intensively for the removal of several heavy metals and metalloids (such as Pb, Cd, Zn, Ni, and As) in groundwater and surface water. This study examined the removal efficiency of Cr (VI) in synthetic water by adsorption process of rice husk; preliminary studies show that treated rice husk gave comparatively better adsorption efficiency of Cr (VI) respect to the rice husk untreated. Batch experiments were made to study the effect of the dose of adsorbent, pH, contact time, and studies show that rice husk treated has a significant capacity for adsorption of Cr (VI) as from an aqueous solution. The adsorption of chromium (VI) was higher (90-93%) at low pH values (2) using a dose of treated rice husk 1000 mg / L.

Keywords: rice husk; hexavalent chromium; bioadsorbent; adsorption

RESUMEN

La importancia de la eliminación de contaminantes del agua potable ha recibido una atención significativa de los investigadores. Los bio-adsorbentes han surgido como materiales de remediación potenciales para la eliminación de metales pesados y metaloides tanto de aguas subterráneas como superficiales. Las plantas, algas, hongos son algunos de los adsorbentes que son capaces de eliminar metales pesados y metaloides a partir de una solución acuosa por el proceso de adsorción. Para aumentar la eficacia de los bio-adsorbentes, se utilizan diversos agentes de tratamiento como HCL, HNO₃, H₃PO₄, NaOH. La cáscara de arroz se ha estudiado intensivamente para la eliminación de varios metales pesados y metaloides (tales como Pb, Cd, Zn, Ni, y As) en aguas subterráneas y superficiales. El presente estudio analizó la eficiencia de eliminación de Cr (VI) presente en agua sintética mediante adsorción de cáscara de arroz, los estudios preliminares nos muestran que la cáscara de arroz tratada dio comparativamente una mejor eficacia de adsorción de Cr (VI) con respecto a la cascara de arroz sin tratar. Se realizaron experimentos por lotes, estudiando el efecto de la dosis de adsorbente, pH, tiempo de contacto y los estudios demuestran que la cáscara de arroz tratada tiene una capacidad significativa para la adsorción de Cr (VI) a partir de una solución acuosa. La adsorción de cromo (VI) fue mayor (90-93%) a valores bajos de pH (2) empleando una dosis de cáscara de arroz tratada de 1000 mg / L.

Palabras clave: cáscara de arroz; cromo hexavalente; bioadsorbente; adsorción

INTRODUCCIÓN

El Cr (VI) está presente en las descargas de aguas residuales de varias industrias, tales como, la minería, curtiduría, cementera, cromadoras, las productoras de acero y aleaciones de otros metales, material fotográfico y la industria de pinturas anticorrosivas [1,2]. El Cr (VI) es

carcinogénico, mutagénico y tóxico, por tanto, en el ambiente representa una amenaza para la vida acuática y por ende a la salud pública. [3]. Los límites máximos permisibles de Cr (VI) para la descargas en aguas superficiales es de 0.1 mg/L y en agua potable de 0.05 mg/L [4, 5]. Existen diversas metodologías de tratamiento para aguas residuales conteniendo Cr(VI), tales como, precipitación química, intercambio iónico, precipitación electroquímica, extracción por solventes, separación por membranas, concentración por evaporación, osmosis inversa, adsorción [6]. Entre estas tecnologías, la adsorción es una técnica fácil de usar para la remoción de metales pesados. Este proceso incluye la transferencia selectiva de componentes del soluto presentes en la solución hacia el material adsorbente. En años recientes, varios residuos naturales o agroindustriales [7-10] han sido usados para remover metales pesados de las aguas residuales industriales. Los productos naturales o agroindustriales contienen diferentes grupos funcionales tales como, hidroxil, aldehídos, ácidos alifáticos, alquenos, amidas, nitroaromáticos, silicatos, sulfonatos, etc. Numerosos materiales naturales de bajo costo poseen características adecuadas para ser usados como bioadsorbentes, entre otros el bagazo de caña de azúcar, la corteza de plátano, la cáscara de arroz, la fibra de coco, la cáscara de citrus, la madera y las algas [11-13]. Respecto al empleo de la cáscara de arroz, numerosos autores han reportado la eficacia de este material como adsorbente en la remoción de soluciones de distintos metales como así también en la de colorantes orgánicos [14-17]. Se ha reportado que los bioadsorbentes sin modificar poseen menor capacidad de adsorción de iones metálicos debido a la falta de grupos químicos funcionales adecuados sobre la superficie [18]. Para aumentar la eficiencia de remoción de tóxicos en los biomateriales se emplean tratamientos ácidos [19, 20] o básicos [21, 22] que aumentan las cargas superficiales positivas o negativas, respectivamente, o a través del endurecimiento de la pared celular por medio de reacciones de entrecruzamiento [23]. La cáscara de arroz es un subproducto agrícola importante en los estados federativos productores de arroz, como son, Campeche, Veracruz, Tabasco, Sinaloa, Morelos y Tamaulipas, existiendo otras de menor importancia como Michoacán, Colima, Nayarit, Oaxaca y Guerrero, por tanto, la cáscara de arroz por sus características presenta un gran potencial no sólo para generar energía sino también para obtener subproductos de mayor valor agregado. La presencia de compuestos tales como celulosa, hemicelulosa, lignina y sílice en este material con sitios de unión capaces de secuestrar metales, permiten sugerir el uso potencial de este residuo, en la detoxificación de ambientes contaminados con Cr(VI), de una forma ambientalmente amigable y bajo costo. Este estudio tiene por objeto realizar una evaluación de la capacidad de remoción de Cr (VI) mediante el uso de la cáscara de arroz modificada químicamente, considerando el proceso de adsorción mediante un análisis cinético.

METODOLOGÍA

La cáscara de arroz fue molida previa a la modificación química con ácido nítrico (BM1), ácido sulfúrico (BM2), hidróxido de potasio (BM3) o ácido fosfórico (BM4). Las biomásas modificadas químicamente con resultados rescatables fueron, BM1: A una determinada cantidad de cáscara de arroz se agrega una cantidad suficiente de ácido nítrico 2M en agitación continua por 1h, se efectúan lavados con agua destilada, secar en estufa a 100 °C por 24 h . Modificación química BM3: A una determinada cantidad de cáscara de arroz se agrega una cantidad suficiente de hidróxido de potasio 1% m/m y se hierve durante 40 minutos. Se deja en reposo por 12 h, se realiza una filtración y se efectúan dos lavados con agua destilada, y luego se lava con ácido clorhídrico al 10% para alcanzar un pH de 5. Finalmente, se seca en estufa a 250 °C. Modificación química BM4: A una determinada cantidad de cáscara de arroz se agrega una cantidad suficiente de una solución de ácido fosfórico 1 M y se agita durante 24 horas. Posteriormente, la biomasa es lavada con agua destilada y secada en estufa a 100 °C por 1h, posteriormente a 70 °C.

Protocolo de adsorción: Se realizó un análisis cinético con el fin de determinar las condiciones óptimas del proceso considerando diferentes parámetros como pH, tiempo de incubación, concentración de cromo en solución y masa de bioadsorbente. Los experimentos de adsorción se realizaron a 20 °C con agitación continua, 100 rpm, en tubos de ensaye capacidad de 15 mL conteniendo una determinada masa del bioadsorbente (100 a 1000 mg) y 10 ml de la

solución cromo (10 a 100 ppm). El pH inicial fue ajustado con ácido nítrico 0.1 N o hidróxido de sodio 0.1 N. El análisis de cromo se realizó al sobrenadante después de un determinado tiempo de incubación.

La determinación de Cr (VI) se realizó a través del método de la difenilcarbazida y la lectura se efectuó a 545 nm en un espectrofotómetro UV/visible (Hach DR 5000). Aun no se tienen los resultados de la determinación de cromo total por espectrometría de absorción atómica. Sin embargo se han realizado determinaciones preliminares de Cr(III) por espectrofotometría UV/visible. Los reactivos utilizados fueron dicromato de potasio (Karal), ácido nítrico (Meyer), hidróxido de potasio (Karal), hidróxido de sodio (Meyer), ácido fosfórico (Meyer), ácido clorhídrico (Karal). Los resultados se expresan como la media \pm el error estándar de la media (n=3).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La modificación química de la cáscara de arroz BM1 y BM2 no remueven Cr (VI), sin embargo, BM1 removió colorantes como el azul de metileno (no es el objetivo del presente trabajo), BM3 Y BM4 mostraron una remoción de Cr (VI) a pH 2 en un promedio del 60 al 90 %, ver Figura 1, debido a que la oferta de Cr(VI) se conserva. El comportamiento de BM3 y BM4 son similares con respecto al pH; por lo tanto, los estudios del proceso de bioadsorción se realizarán en BM3 y BM4 a pH 2, en el cual mostraron los mejores resultados.

A

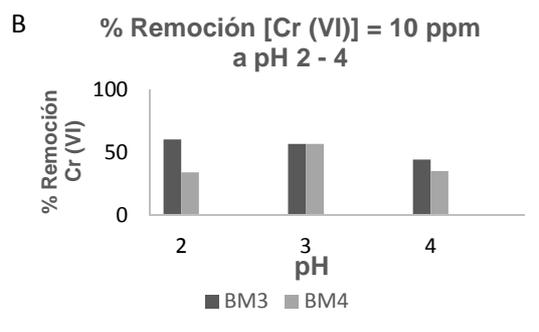
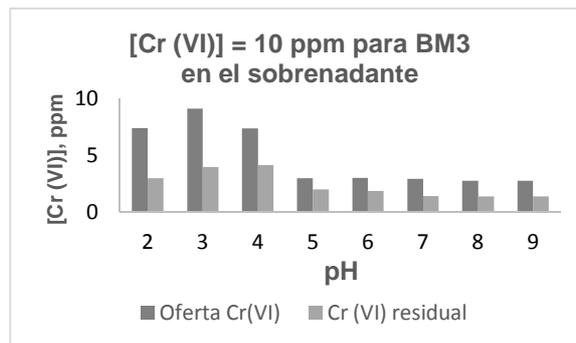


Figura 1. Efecto del pH sobre la remoción de Cr (VI) empleando BM3 y BM4. A) Influyente y efluente de Cr (VI) en BM3; B) Comparación del % de remoción de Cr (VI) con BM3 y BM4

Este comportamiento a pH 2 se le atribuye a un aumento tanto de la densidad de cargas positivas como de la disponibilidad de sitios activos de unión en el biomaterial después del tratamiento ácido [24, 25]. La bioadsorción de cromo es modificada por el pH del medio de incubación. La acidificación produce un aumento en la remoción del metal tanto en BM3 y BM4. A pH ácido, las especies predominantes del cromo son $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, HCrO_4^- , H_2CrO_4 , $\text{Cr}_3\text{O}_{10}^{2-}$ y $\text{Cr}_4\text{O}_{13}^{2-}$, por tanto, la adsorción de iones metálicos depende tanto de la naturaleza de la

superficie adsorbente como de la distribución de las especies químicas del metal en solución acuosa. A pH 2, por tanto, se favorece la bioadsorción de Cr (VI) en su forma aniónica predominante (HCrO_4^-). Al aumentar el pH, el grado de protonación de la superficie disminuye y en consecuencia también se reduce la bioadsorción del metal, como consecuencia del aumento de pH tiene lugar una competición entre los OH^- y los cromato, así como, la oferta de Cr(VI) disminuye con el aumento del pH.

La Figura 2-A muestra el comportamiento de BM3 y BM4 del % de remoción con respecto al tiempo de contacto a 10 ppm de Cr(VI); mientras que la Figura 2-B muestra el comportamiento de BM3 y BM4 del % de remoción con respecto a la cantidad de biomasa empleada a 10 ppm de Cr(VI) a 2 h.

Al aumentar el tiempo de contacto, se alcanza una mayor remoción de Cr (VI) por el biadsorbente alrededor de las 7 h.

A

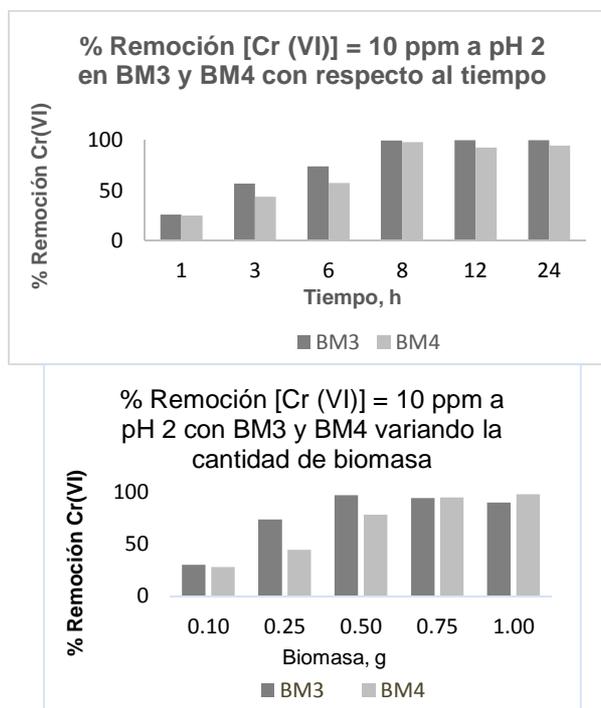


Figura 2. Efecto del tiempo y cantidad de biomasa en el proceso de bioadsorción. A) % Remoción de Cr(VI) en BM3 y BM4 con respecto al tiempo; B) % Remoción de Cr(VI) en BM3 y BM4 variando la cantidad de biomasa.

En la Figura 2-A muestra que en el rango de tiempo de entre 6 y 8 h BM3 removió del 73% al 99%, mientras que BM4 del 57% al 98% de Cr(VI); por lo tanto, en ambos procesos el tiempo ideal de trabajo es de 6 a 7 h de exposición al metal, mientras que en la Figura 2-B muestra que en un proceso de bioadsorción de 2 h de exposición al metal es necesario una mayor cantidad de biomasa para remover el metal, pero con 0.5 g de BM3 se alcanza la máxima bioadsorción, por tanto, al aumentar la masa del bioadsorbente aumenta también la cantidad de Cr(VI) adsorbido debido a un incremento tanto en el área superficial como en los sitios activos de unión disponibles

En la Figura 3 se muestra el % de remoción de Cr (VI) para BM3 y BM4 siendo mejor BM3 como se esperaba alcanzando valores del 95% a 10 ppm, mientras que en BM4 se logra el 71 %.

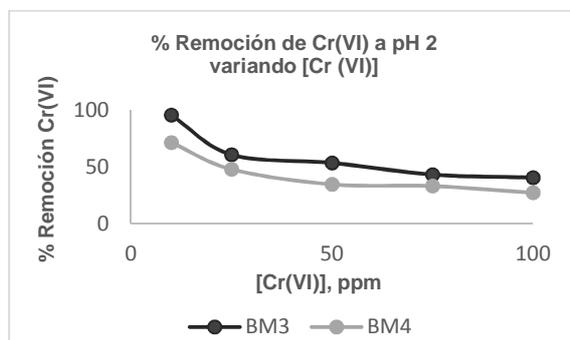


Figura 3. % Remoción Cr (VI) a pH 2 y 0.1 g de BM3 y BM4 variando [Cr(VI)]

En la Figura 3 se muestra que BM3 sigue siendo mejor que BM4, pero el % de remoción disminuye debido a que la concentración del metal es muy alta. Aún falta determinar la concentración de Cr Total y Cr(III) para poder definir cuál de las dos biomásas estudiadas resulta ser un mejor bioadsorbente de Cr(VI) y qué proceso de bioadsorción se está efectuando, se han realizado ensayos preliminares para cuantificar Cr(III) a través de un proceso indirecto mediante espectrofotometría UV/visible logrando una curva de calibración de $r^2 = 0.997$, mediante un proceso de oxidación en medio alcalino, siendo necesario realizar aún más trabajo experimental y complementar los estudios con espectrometría de absorción atómica.

CONCLUSIONES

Se evaluaron diferentes parámetros que influyen en la remoción de cromo (VI) por la cáscara de arroz modificada químicamente MB3 y BM4. El pH óptimo de adsorción es 2 y la remoción de Cr(VI) aumenta al aumentar la masa de bioadsorbente empleado.

La cáscara de arroz modificada químicamente podría ser un biomaterial potencialmente útil en la remoción de ambientes contaminados con cromo a bajas concentraciones presentes en agua, debido al bajo costo en su obtención.

REFERENCIAS

- [1] Bhattacharya, A. K., Naiya, T. K., Mandal, S. N., Das, S. K. *Adsorption, Kinetics and Equilibrium Studies on the Removal of Cr(VI) from Aqueous Solutions Using Different Low-Cost Adsorbents*. Chemical Engineering Journal, 2008, Vol. 137(3), pp. 529-541.
- [2] Malkoc, E., Nuhoglu, Y., Abali, Y. *Cr(VI) Adsorption by Waste Acorn of Quercus ithaburensis in Fixed Beds: Prediction of Breakthrough Curves*. Chemical Engineering Journal, 2006, Vol. 119(1), pp. 61-68.
- [3] Hsu, N., Wang, S., Liao, Y., Huang, S., Tzou, Y., Huang, Y. *Removal of Hexavalent Chromium from Acidic Aqueous Solutions Using Rice Straw-Derived Carbon*, Journal of Hazardous Materials, 2009, Vol. 171(1-3), pp. 1066-1070.
- [4] EPA (Environmental Protection Agency), "Environmental Pollution Control Alters," EPA/625/5-90/025, EPA/625/4-89/023, Cincinnati, 1990.
- [5] Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994).
- [6] Naiya, T. K., Bhattacharjee, A. K., Sarkar, D., Das, S. K. *Applicability of Shrinking Core Model on the Adsorption of Heavy Metals by Clarified Sludge from Aqueous Solutions*. Adsorption, 2009. Vol. 15, pp. 354-364.
- [7] Chatterjee, S. K., Bhattacharjee, I., Chandra, G. *Bio-sorption of Heavy Metals from Industrial Waste Water by Geobacillus thermodenitrificans*. Journal of Hazardous Materials. 2010. Vol. 175(1-3), pp. 117-125.

- [8] Miretzky, P., Cirelli, A. F., *Cr(VI) and Cr(III) Re-moval from Aqueous Solutions by Raw and Modified Lignocellulosic Materials: A Review*. Journal of Hazardous Materials, 2010, Vol. 180, pp. 1-19.
- [9] Rao, R. A. K., Rehman, F. *Adsorption Studies on Fruits of Gular (Ficus glomerata): Removal of Cr(VI) from Synthetic Wastewater*, Journal of Hazardous Materials, 2010, Vol. 181(1-3), pp. 405-412.
- [10] Khambhaty, Y., Mody, K., Basha, S., Jha, B. *Kinetics, Equilibrium and Thermodynamic Studies on Biosorption of Hexavalent Chromium by Dead Fungal Biomass of Marine Aspergillus niger*, Chemical Engineering Journal.
- [11] Elangovan, R., Ligy Philip, L., Chandraraj, K. *Biosorption of chromium species by aquatic weeds: kinetics and mechanism studies*. Journal Hazardous Materials, 2008, Vol 152, pp 100-112.
- [12] Sud, D., Mahajan, G., Kaur, M.P. *Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions. A review*. Bioresource Technology, 2008, Vol. 99, pp. 6017-6027.
- [13] Schiewer, S., Iqbal, M. *The role of pectin in Cd binding by orange peel biosorbents: A comparison of peels, depectinated peels and pectic acid*. Journal Hazardous Material, 2010, Vol 177, pp 899-907.
- [14] Srivastava, V.C., Mall, I.D., Mishra, I.M.. *Characterization of mesoporous rice husk ash (RHA) and adsorption kinetics of metal ions from aqueous solution onto RHA*. Journal Hazardous. Materials, 2006, Vol. B134, pp 257-267.
- [15] Srivastava, V.C., Mall, I.D., Mishra, I.M. *Adsorption thermodynamics and isosteric heat of adsorption of toxic metal ions onto bagasse fly ash (BFA) and rice husk ash (RHA)*. Chemical Engineering Journal. 2007, Vol. 132 (1-3), pp 267-278.
- [16] Bansal, M., Garg, U., Singha, D., Garg, V.K. *Removal of Cr(VI) from aqueous solutions using preconsumer processing agricultural waste: A case study of rice husk*. Journal Hazardous Materials, 2009. Vol. 162, pp 312-320.
- [17] Rafatullah, M., Sulaiman, O., Hashim, R., Ahmad, A. *Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: A review*. Journal Hazardous Materials. 2010. Vol. 177, pp 70-80.
- [18] Sud, D., Mahajan, G., Kaur, M.P. *Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions. A review*. Bioresource Technology, 2008. Vol. 99, pp 6017-6027.
- [19] Vaughan, T., Seo, C.W., Marshall, W.E. *Removal of selected metal ions from aqueous solution using modified corncobs*. Bioresources Technology, 2001. Vol. 78, pp 133-139.
- [20] Mohan, S., Sreelakshmi, G. *Fixed bed column study for heavy metal removal using phosphate treated rice husk*. Journal Hazardous Materials, 2008. Vol. 153, pp 75-82.
- [21] Daifullah, A.A.M., Girgis, B.S., Gad, H.M.H. *Utilization of agro-residues (rice husk) in small waste water treatment plant*. Materials Letters, 2003. Vol. 57, pp 1723-1731.
- [22] Gurisik, E., Arica, M.Y., Bektas, S., Genc, O. *Comparison of the heavy metal biosorption capacity of active, heat-inactivated and NaOH-treated Phanerochaete chrysosporium biosorbents*. Engineering life Science journal. 2004, Vol. 4, pp 86-89.
- [23] Kim, Y.H., Park, J.Y., Yoo, Y.J., Kwak, J.W. *Removal of lead using xanthated marine brown alga, Undaria pinnatifida*. Process Biochemistry., 1999. Vol. 34, pp 647-652.
- [24] Park, D., Yun, Y-S. & Park, J.M. (2004). *Reduction of hexavalent chromium with brown seaweed Ecklonia biomass*. Environ. Sci. Technol., 38, 4860-4864.
- [25] Yang, J. & Volesky, B. (1999). *Modeling uranium-proton-exchange in biosorption*. Environ. Sci. Technol., 33, 4079-4085.

CARACTERIZACIÓN DE CEPAS BACTERIANAS NATIVAS DE RESIDUOS INDUSTRIALES CON ALTO CONTENIDO DE METALES

Chávez Elías Amelia Fabiola¹, Romo Rodríguez Pamela¹, Gutiérrez Corona J. Félix¹✉

¹Departamento de Biología, División de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad de Guanajuato.
Guanajuato, Gto. México.

✉Departamento de Biología, DCNyE, Universidad de Guanajuato, Noria Alta, S/N, Guanajuato, Gto. 36050.
México. felixg@ugto.mx

ABSTRACT

Chromium compounds are environmental contaminants due to their intensive use in different industrial activities and to the employment of inappropriate procedures for the treatment of the wastes. Cr(III) and Cr(VI) are the most stable and widely used species of this element; hexavalent chromium compounds, chromates/dichromates, are very toxic, display mutagenic and carcinogenic activity and their pollution poses a serious environmental problem. Thus, the development of efficient methods for detoxification and remediation of this hazardous chromium oxyanion is of a great importance.

This work describes the isolation and characterization of Cr(VI)-tolerant bacteria indigenous to alkaliphilic and hypersaline industrial wastes containing metals, mainly, chromium and iron. The isolated microorganisms were studied regarding their tolerance to Cr(VI) and ability to decrease Cr(VI) the levels of this ion in the growth medium. Selected bacterial strains were used for PCR amplification of the rDNA 16S; sequencing of the amplified fragments will allow the identification of the isolates.

Keywords: Industrial wastes, hexavalent chromium, Cr(VI)-reducing culturable bacteria.

RESUMEN

Los compuestos de cromo son contaminantes ambientales debido a su intensivo uso en diferentes actividades industriales y al uso de procedimientos inadecuados para el tratamiento de los residuos. El Cr(III) y el Cr(VI) son las especies más estables y más utilizadas; los compuestos de cromo hexavalente, cromatos/dicromatos, son altamente tóxicos, muestran actividad mutagénica y carcinogénica y su presencia en altas concentraciones representa un serio problema ambiental. Así, el desarrollo de métodos eficientes para la detoxificación y remediación de este peligroso oxianión es de gran importancia.

Este trabajo describe el aislamiento y la caracterización de bacterias tolerantes a Cr(VI) nativas de un residuo industrial alcalino e hipersalino que contiene metales, principalmente cromo y hierro. Los microorganismos aislados se estudiaron respecto de su tolerancia a Cr(VI) y su capacidad para disminuir los niveles de este ion en el medio de crecimiento. Cepas bacterianas seleccionadas se usaron para la amplificación por PCR del rDNA 16S; la secuenciación de los fragmentos amplificados permitirá la identificación de los aislados.

Keywords: Residuos industriales; cromo hexavalente; bacterias cultivables reductoras de Cr(VI)

INTRODUCCIÓN

Los compuestos de cromo son considerados contaminantes ambientales debido a su uso en diferentes actividades industriales y al empleo de procedimientos inadecuados de tratamiento y contención de los residuos en dichas actividades; en algunas zonas de México se han reportado altos niveles de cromo en suelo y agua [1]. El Cr(VI), considerado como la forma más tóxica del Cr, se asocia generalmente con el oxígeno como iones cromato o dicromato, así mismo, es altamente soluble y por lo tanto móvil y biológicamente disponible en los ecosistemas; además, el Cr(VI) es altamente tóxico para todos organismos vivos, es mutagénico y cancerígeno en animales y mutagénico en bacterias [3][4].

Los métodos fisicoquímicos tradicionalmente utilizados para la remoción de cromo tienen el inconveniente de que requieren grandes cantidades de energía y de reactivos químicos, generando a su vez otros residuos que suelen resultar contaminantes. Una tecnología innovadora para la remoción de cromo y otros metales es la biorremediación, la cual considera el uso del potencial metabólico de los microorganismos y otros organismos para remover metales tóxicos, con el fin de tratar áreas contaminadas [2].

En el presente trabajo se planteó el aislamiento de microorganismos tolerantes a cromo hexavalente, a partir de residuos industriales alcalinos e hipersalinos con alto contenido de cromo y otros metales pesados. La elección de los microorganismos aislados se realizó en base al grado de tolerancia que presentan al oxianión y a su capacidad de transformarlo en Cr(III), tanto en aerobiosis como en anaerobiosis. 27 cepas bacterianas aisladas del residuo industrial fueron analizadas en su capacidad de reducción de Cr(VI) en condiciones aeróbicas. En base a la tolerancia y eficiencia de disminución de Cr(VI), de este grupo se seleccionaron 10 cepas para estudios más detallados de reducción del ión, observando que dos de ellas reducen en 6 horas de incubación cerca del 100 % de una concentración inicial de Cr(VI) de 0.96 mM y que otras dos cepas disminuyen en dicho periodo el 50 % de la concentración de Cr(VI) mencionada. De las 10 cepas seleccionadas se ha realizado la amplificación del gen rDNA 16S, cuya secuenciación permitirá la identificación de las mismas.

METODOLOGÍA

Microorganismos, medios de cultivo y condiciones de crecimiento.

Se utilizaron muestras de lixiviados, tierra y tierra cribada procedentes de los residuos de una empresa de la región productora de sales de cromo; las muestras fueron colectadas en tubos Falcon de 50 mL nuevos y estériles. Posteriormente se determinó la concentración de cromo (VI) de cada muestra por el método de difenilcarbazida [5]. Para el crecimiento inicial de microorganismos se usó el medio Mineral Postgate C modificado: 0.5 g/L KH_2PO_4 , 4.5 g/L Na_2SO_4 , 1.0 g/L NH_4Cl , 0.06 g/L $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0.06 g/L $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0.3 g/L citrato de sodio, 0.004 g/L $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. A este medio se le administraron diferentes fuentes de carbono: 1.0 g/L lactato de sodio, 5.0 g/L de Acetato de sodio o 5.0 g/L de papel higiénico (preparación de cada fuente de carbono por separado). Las condiciones de crecimiento fueron como sigue: en un frasco de vidrio estéril se adicionó un volumen de 50 mL de medio Mineral Postgate C modificado, y una cantidad de cada muestra que contuviera el equivalente a 0.96 mM de Cr(VI), lo cual fue seguido de una incubación a 28°C durante 6-7 días. Para el aislamiento de las cepas de interés, se utilizó el medio mínimo M9 conteniendo extracto de levadura al 0.1%; para la preparación de este medio se utilizó: 200 mL/L de sales 5X [para la preparación de dichas sales se emplean las siguientes cantidades de cada compuesto: 64 g/L $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 15 g/L KH_2PO_4 , 2.5 g/L NaCl , 5.0 g/L NH_4Cl]. Además, como parte del medio se adicionan al 2.0 mL/L de MgSO_4 1M, 0.1 mL/L de CaCl_2 1M, 20 mL/L de glucosa al 20%. Para enriquecer el medio, se adicionó 1 g/L de extracto de levadura y para la solidificación 15 g/L de agar bacteriológico; el medio M9 con extracto de levadura se denominó M9L. Para la inoculación se agregaron 200 μL de muestra, además de conservar las condiciones de crecimiento mencionadas con anterioridad. Para aislar por completo cada microorganismo, se realizaron resiembras por estría de diluciones en placas de medio M9L. Para el aislamiento de los microorganismos se probaron condiciones de incubación aerobiosis y anaerobiosis.

Tolerancia a cromo.

Las cepas aisladas se analizaron respecto de su tolerancia a Cr(VI) cultivándolas en placas de medio M9L conteniendo diferentes concentraciones finales de Cr(VI) (0, 1.92, 2.4, 2.88, 3.36, 3.84, 5.76 mM), las cuales se obtuvieron por dilución de un stock concentrado de dicromato de potasio.

Reducción de Cr(VI).

Se probó la capacidad de reducción de Cr(VI) de las cepas que presentaron crecimiento a una concentración de 2.4 mM del oxianión. Para ello, se preparó un preinóculo de cada cepa en medio M9L con una incubación de 18 a 24 horas a 37°C con agitación de 200 rpm. Posteriormente, se tomó un volumen de 1 mL del preinóculo y se adicionó a un matraz Erlenmeyer que contenía 50 mL de medio M9L, con una incubación a 37°C con agitación a 200 rpm, hasta alcanzar la densidad óptica de 0.5 a 600 nm; al llegar a esta D.O, se adicionó una concentración de 0.384 mM de Cr(VI). Se tomó una muestra inicial al adicionar el cromo, para que fuera el tiempo 0, y se midió la cantidad de cromo hexavalente a las 0, 3 y 6 horas de incubación. Este experimento se repitió con las cepas que redujeron con mayor facilidad el cromo a tiempos tempranos, pero con una concentración de 0.96 mM de Cr(VI). En condiciones anaerobias y aerobias.

Extracción y cuantificación de DNA genómico.

Este experimento se realizó con las cepas tolerantes a 0.96 mM de Cr(VI). La extracción de DNA genómico se realizó de acuerdo al protocolo descrito por Aljanabi y Martínez (1997).

Amplificación de fragmentos del gen rDNA 16S.

Se utilizó como cadena molde el DNA extraído anteriormente, DNA polimerasa Pfu, los oligos universales 27F y 907R, se siguieron las condiciones de reacción sugeridas en el manual del proveedor ThermoScientific para la realización de la reacción de PCR.

Ligación del producto al plásmido pJET1.2/blunt.

Los productos obtenidos se separaron en un gel de agarosa al 1%, se recuperaron del gel las bandas de interés y se purificaron utilizando el GeneJET Gel Extraction Kit siguiendo las instrucciones de protocolo proporcionado por el proveedor ThermoScientific. Las bandas purificadas se resuspendieron en 30 µL de agua mQ, esta suspensión se utilizó para realizar la reacción de ligación para cada una de las diferentes cepas utilizando el CloneJET PCR Cloning Kit, basándose en las condiciones descritas en el protocolo del proveedor ThermoScientific.

Transformación de E.coli por electroporación.

Se usaron tubos Eppendorf estériles, en cada uno se depositaron 20 µL de células competentes de E.coli y 2 µL de cada una de las muestras de ligación. Se tomó todo el volumen y se adicionó a una celda de electroporación, a la cual se le aplicó un pulso de 15000 volts, se recuperó la mezcla y se adicionó a un tubo con medio fresco para incubarse a 37°C por 1 hora. Después se centrifugó a 12000 rpm durante 1 minuto, el sobrenadante fue desechado y la pastilla fue resuspendida en el volumen remanente; se tomó una alícuota de la resuspensión y se inoculó en placas de medio LB con ampicilina, las cuales se dejaron incubando a 37°C por 12 horas. Se recuperaron las colonias transformantes, esto por picadura con un palillo y se introdujo cada palillo a tubos de ensayo con medio LB con ampicilina, usando las condiciones de crecimiento antes mencionadas.

Análisis de Transformantes por PCR en colonia.

Los transformantes resistentes a ampicilina se someterán a análisis mediante PCR en colonia, para determinar la presencia de insertos del gen rDNA 16S.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aislamiento de microorganismos nativos de residuos industriales contaminados con cromo.

A partir de residuos de una empresa de la región que contienen Cr y otros metales se aislaron 34 cepas, las cuales fueron nombradas en base al tipo de muestra y al medio de crecimiento. Las cepas fueron probadas en condiciones aeróbicas y anaerobias, teniendo un mejor crecimiento en condiciones aeróbicas. La Tabla 1 presenta las cepas que muestran tolerancia a 2.4 mM de

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de
Septiembre 2014

Cr(VI), indicándose el tipo de residuo del que proceden y la fuente de carbono en que fueron aisladas.

Tabla 1. Cepas tolerantes a 2.4 mM de Cr(VI)

Tr3a1 (Ac.Na)	Cr2a2 (Ac.Na)	Tr1b2 (Ac.Na)	Tr1a2 (Ac. Na)	Cr1b (Lac. Na)	Cr1 (papel)
Cr1b1 (Ac.Na)	Cr3b2 (Ac.Na)	Cr1a1 (Ac. Na)	Tr3b1 (Ac.Na)	Tr1a (Lac. Na)	Lx3b (papel)
Tr2a1 (Ac.Na)	Cr2a1 (Ac.Na)	Tr3b2 (Ac. Na)	Tr2b2 (Ac.Na)	Cr1a (Lac. Na)	Tr1a (papel)

Tipo de residuo: Tr, tierra; Cr, tierra cribada; Lx, lixiviado;

Fuente de carbono: AcNa, acetato de sodio; Lac. Na, lactato de sodio; papel, papel higiénico

Ensayos de reducción de Cr(VI)

Para esta prueba se incluyeron algunas cepas aisladas anteriormente del mismo sitio de muestreo, las cuales toleran una concentración de 1.92 mM de Cr(VI), dichas cepas se habían registrado como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Cepas tolerantes a 1.92 mM de Cr(VI) aisladas anteriormente.

PA1	PA4	PA7	PA13	PA20	PA28
PA2	PA5	PA10	PA15	PA21	PA32
PA3	PA6	PA11	PA18	PA22	PA35

Se seleccionaron las cepas que redujeron en menor tiempo la concentración de 0.38 mM de Cr(VI) (Figura 1A, 1B y 1C) y se probaron en su capacidad de disminuir los niveles de Cr(VI) ahora en medio con una concentración de 0.96 mM. Como se aprecia, en esta condición las cepas mas eficientes fueron Tr1a (obtenida de medio con papel como fuente de carbono) y PA21, que disminuyeron casi totalmente el Cr(VI) inicial a las 6 horas de incubación; después están las cepas Cr1a1 y PA1, que en el mismo periodo de incubación disminuyeron alrededor del 50 % del Cr(VI) inicial (Figura 2).

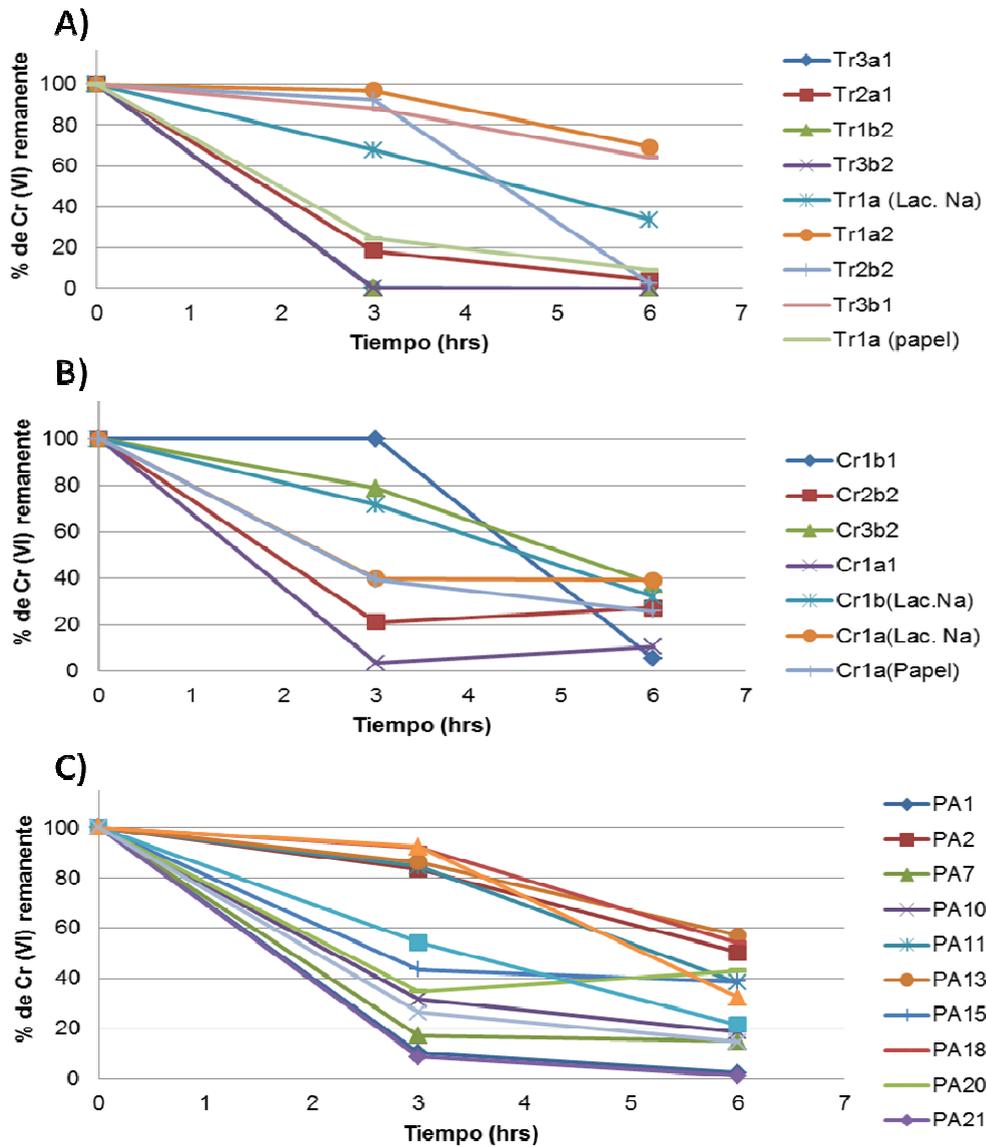


Figura 1. Reducción de Cr(VI) en medio 0.38 mM del oxianión Cr(VI). A) Gráfica de reducción de Cr(VI) de cepas aisladas de muestras de tierra. B) Gráfica de reducción de Cr(VI) de cepas aisladas de muestra de cribado. C) Gráfica de reducción de Cr(VI) de cepas aisladas con anterioridad.

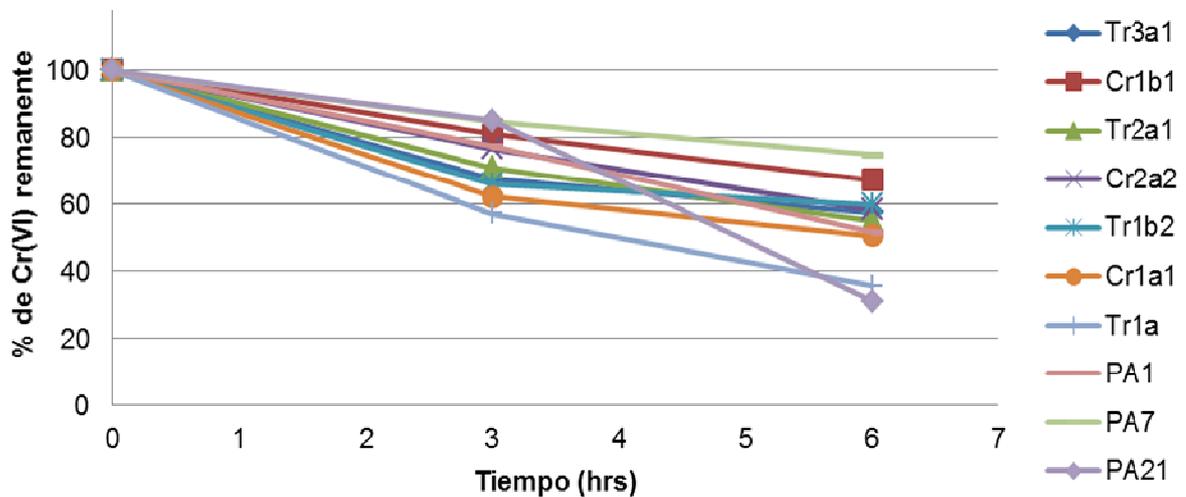


Figura 2. Gráfica comparativa de la reducción de Cr(VI) de las cepas seleccionadas cultivadas en presencia de una concentración de 0.96 mM de Cr(VI)

Amplificación de un fragmento del rDNA 16S

De las 10 cepas seleccionadas por su eficiente disminución de 0.38 mM de Cr(VI), se realizó la extracción de DNA genómico y se realizaron diluciones para obtener muestras con una concentración de 200 ng de DNA/100µL. Posteriormente, las muestras se utilizaron para realizar reacciones de PCR para amplificar un fragmento del rDNA 16S; la Fig. 3 muestra el fragmento obtenido para las diferentes cepas, el cual posee el tamaño esperado (800-900 pb). El fragmento amplificado se recuperó del gel y se ligó en el vector pJET-1 y la mezcla de ligación se utilizó para transformar células de *E.coli*. Los transformantes resistentes a ampicilina se someterán a análisis mediante PCR en colonia, para determinar la presencia de insertos del gen rDNA 16S.

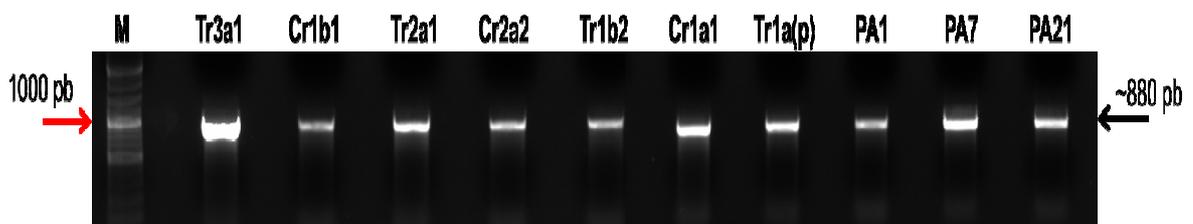


Figura 3. Geles de agarosa al 1%, mostrando el segmento 16S ribosomal amplificado mediante reacciones de PCR en cada una de las cepas de interés.

M, marcador de peso molecular, (p) aislado de medio con papel como fuente de carbonol.

CONCLUSIONES

Se aislaron 34 cepas bacterianas a partir de muestras de residuos industriales sólidos y líquidos que contienen Cr y otros metales; alrededor del 50 % de las cepas fue tolerante a 2.4 mM de Cr(VI). Tomando en cuenta las cepas aisladas anteriormente, que se incluyeron en este estudio, la mayor eficiencia de reducción de 0.34 mM de Cr(VI) se observó en las cepas Tr3a1, Tr2a1, Tr1b2, Cr1a1, Cr2b2, PA1 y PA21, en tanto que en medio con 0.96 mM de Cr(VI) la reducción mas eficiente se observó en las cepas Tr1a (obtenida de medio con papel como fuente de

carbono), PA21 y Cr1a1 . En todas las cepas seleccionadas para su identificación fue posible amplificar un fragmento del rDNA 16 S.

AGRADECIMENTOS

Este proyecto fue realizado con apoyo de la DAIP de la Universidad de Guanajuato y del proyecto Biometal (ANR-CONACyT C0011-FR12-01 n. 188775). La empresa Química Central de México S.A. de C.V. proporcionó facilidades para la toma de muestras de sus residuos.

REFERENCIAS

- [1] ARMIENTA-HERNANDEZ, M.A, *et al*, (1995). Groundwater pollution with chromium in Leon Valley, Mexico. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 53:1-13.
- [2] CERVANTES, C., *et al*, (2001). Interactions of chromium with microorganisms and plants, *FEMS, Microbiology Rev* 25:335-347.
- [3] LOSI, M.E., *et al*, (1994). Environmental biochemistry of chromium, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 136 91–131.
- [4] OLIVEIRA, H. (2012). Chromium as an environmental pollutant: Insights on induced plant toxicity, *J. Bot.* 1-8.
- [5] GREENBERG, A.D., *et al*, (1981). *Standard Methods for the examination of water and waste-water*. 15th ed., Am. Pub. Health Assoc., Washington, DC, pp. 187–190.

DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS DE DISEÑO EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Brett González¹, Alejandra Cruz¹

¹Universidad Tecnológica de León, León Gto. México
bcardenas@utleon.edu.mx

RESUMEN

El presente trabajo de investigación cuyo objetivo fue diseñar una metodología que permita obtener los parámetros básicos de diseño para los siguientes procesos unitarios de tratamiento de aguas residuales de cualquier tipo estos son: coagulación-floculación, sedimentación, parámetros biocinéticos, adsorción por carbón activado, partiendo de pruebas en plantas piloto y de los efectuados en el laboratorio.

INTRODUCCIÓN

Si hay contaminación en un cuerpo de agua, se altera la naturaleza de la misma y deja de ser adecuada para sus diferentes usos. Por ello, es importante comprender los efectos de la contaminación y conocer las medidas de control disponibles para el manejo eficiente de los recursos hidráulicos [1].

Una medida de control es el tratamiento que efectúan las plantas de tratamiento de agua residual, cuya finalidad es eliminar los contaminantes presentes en el agua mediante una serie de procesos físicos, químicos y biológicos para hacer de ella un agua sin riesgos a la salud y/o el medio ambiente.

METODOLOGIA

A continuación se muestran las pruebas efectuadas para la determinación de parámetros, [2], [3]:

1. Coagulación- Floculación

La prueba de jarras se ha utilizado para evaluar el proceso de coagulación y floculación. Durante el desarrollo de esta prueba, se tomó en cuenta la siguiente metodología:

1. Se realizó un diseño de experimentos factorial 2².
2. Se ajustó el pH hasta alcanzar el óptimo.
3. Se determinó la dosis de coagulantes.
4. Se ajustó la velocidad.
5. Se cuantificaron los lodos formados.

2. Sedimentación

La sedimentación es un proceso que se utiliza para clarificar el agua. Durante el proceso se separan los sólidos en suspensión mediante fuerzas gravitacionales, se realizó una la sedimentación zonal en el reactor biológico con la siguiente metodología;

1. Se colocaron los lodos con cierta concentración prefijada de sólidos suspendidos en una probeta de 1 000 ml.

2. Se mezclaron para homogeneizar la muestra.
3. Se detuvo el mezclado ($t = 0$) y se observó cómo descendió la interface de lodos a diferentes intervalos (cada cinco minutos), hasta que ya no se observó ninguna variación.
4. Se obtuvo la velocidad de sedimentación zonal (VSZ) de cada concentración de sólidos suspendidos.
5. Se relacionó gráficamente la velocidad de sedimentación zonal (VSZ) con la concentración de sólidos suspendidos.

4. Determinación de parámetros biocinéticos

1. Se arrancó y se equilibró del sistema.
2. Se ajustaron los flujos (mediante bombas dosificadoras) para los diferentes tiempos de residencia.
3. Se conectó el aire con mangueras de hule a los difusores hasta obtener una concentración de oxígeno disuelto en el reactor, igual o superior a 2 mg/L.
4. Se efectuó el muestreo en la zona aireada.
5. Se muestreó el agua residual tratada a la salida de la zona de sedimentación.

5. Adsorción del carbón activado

1. Se tomó una muestra de la salida del tren de tratamiento.
2. Se hizo pasar a través de un filtro de carbón activado y arena sílice.
3. Se analizaron los parámetros de respuesta para observar la remoción de DQO y SST.

Se hizo una comparación de la remoción de contaminantes en la entrada y salida del tratamiento.

RESULTADOS Y DISCUSION

1. Coagulación-Floculación

Los datos de la Tabla 1 muestran los resultados que arrojó el diseño de experimentos factorial 2² para determinar la combinación óptima para minimizar la cantidad de DQO, empleando un polímero como coagulante (A) y Ácido Sulfúrico para ajustar el pH (B), el experimento arrojó una combinación de una cantidad mínima de coagulante y un pH alto para lograr disminuir la DQO, el resultado es mostrado en color rojo.

Tabla 1. Diseño de experimentos factorial 2².

MODELO DEL EXPERIMENTO COMBINACIÓN ÓPTIMA PARA MINIMIZAR			
X1 (A=ml de coagulante)	X2 (B=pH)	X1X2 (AB)	Y
-	-	+	83
+	-	-	97
-	+	-	65
+	+	+	72

Con la combinación que se obtuvo del modelo, se procedió a la realización de la prueba de jarras donde se ajustó el pH, se suministró la dosis adecuada y finalmente se realizaron los análisis, los resultados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados de la prueba de jarras y análisis de parámetros.

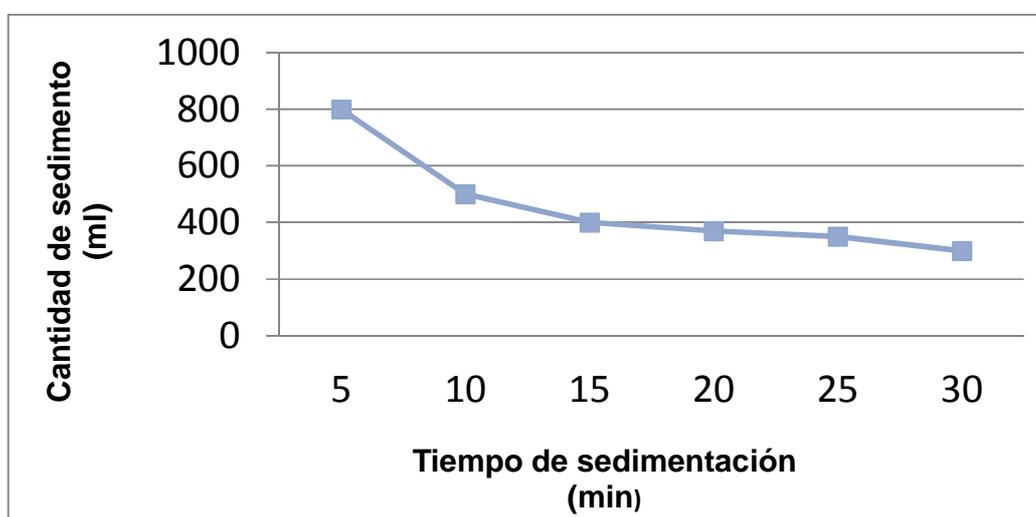
VARIABLES DE OPERACIÓN			
Ajuste de un pH Óptimo	Dosis adecuada	Velocidad del mezclado (rpm)	
8	0.5 ml	10-20	
PARÁMETROS DE RESPUESTA			
pH (unidades de pH)	SST (mg/l)	DQO (mg/l)	Turbidez (NTU)
7	400	240	130

2. Sedimentación zonal

La Tabla 3 muestra un aumento en la cantidad de sólidos sedimentables a diferentes intervalos de tiempo así como el comportamiento de la sedimentación zonal (Gráfica 1) y finalmente los resultados de los análisis (Tabla 4).

Tabla 3. Sedimentación zonal.

SEDIMENTACIÓN	
Tiempo de sedimentación (min)	Cantidad de sedimento (ml)
5	800
10	500
15	400
20	450
25	470
30	300



Gráfica 1. Comportamiento de la sedimentación zonal.

Tabla 4. Resultados de los análisis del clarificado.

CLARIFICADO			
DQO (mg/l)	SST (mg/l)	IVL (ml/gr)	Turbidez (NTU)
720	700	428.57	255

3. Determinación de parámetros biocinéticos

Se llevó a cabo el suministro de oxígeno mediante difusores de aire como se muestra en la imagen, 1 llegando a un valor de 3 mg/L y posteriormente el análisis de los parámetros (resultados mostrados en la Tabla 5).



Imagen 1. Suministro de Oxígeno.

Tabla 5. Resultados de los análisis del Reactor Biológico.

CARACTERÍSTICAS DE LODOS ACTIVADOS		
O ₂ (mg/l)	SST (mg/l)	pH (unidades de pH)
2	5000	7

Posteriormente se determinó el parámetro biocinético referente a la remoción de la materia orgánica en el Reactor Biológico mostrado en la Tabla 6.

Tabla 6. Constante de remoción de la materia orgánica (sustrato).

Constante de remoción de materia orgánica (sustrato)

Datos
 S₀= 400 mg/L
 S_e= 1920 mg/L
 X_{VA}= 2000 mg/L
 t_h= 27 horas=1.125 d

$$q = \frac{S_0 - S_e}{X_{VA} \cdot t_h} = k S_e$$

$$q = \frac{400 - 1920}{2000 \cdot 1.125} = k S_e$$

$$q = 0.6755 S_e$$

SIMBOLOGÍA

q= Velocidad específica de consumo de sustrato

S₀= Concentración de BDO o DQO en la entrada al reactor (mg/L)

S_e= Concentración de BDO o DQO en el reactor (mg/L)

X_{VA}= Concentración de SSV en el reactor (mg/L)

t_h= Tiempo de residencia hidráulico (d)

k= Constante específica de velocidad de remoción de sustrato

4. Adsorción del Carbón Activado

Los resultados de la prueba del filtrado con carbón activo fueron los siguientes que se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Resultados de los análisis de la adsorción con carbón activado.

ADSORCIÓN			
DQO (mg/l)	SST (mg/l)	Turbidez (NTU)	pH (Unidades de pH)
80	20	12	7

CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

Los resultados de las pruebas piloto muestran que para distintos tipos de influentes se pueden obtener parámetros para el diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales, sin embargo, es común que los propios ingenieros sean los que la diseñen, apoyándose solo en la información escrita por especialistas, esta práctica aunque es muy empleada no es correcta, debido a que los valores empleados son en la mayoría de las veces promedios de estudios efectuados, por ello surge la necesidad de enseñar a los estudiantes e ingenieros la metodología para obtener los parámetros básicos al diseñar diferentes procesos unitarios de tratamiento de aguas residuales de cualquier tipo, partiendo de estudios piloto y de los efectuados en el laboratorio.

Finalmente, se concluye que para el diseño de los sistemas de tratamiento se pueden utilizar los parámetros biocinéticos, en este caso la constante de remoción de materia orgánica lo cual es un parámetro de diseño para las dimensiones de los reactores biológicos y de esta manera hacer eficiente y económico el tratamiento del agua residual de cualquier tipo.

REFERENCIAS

- [1] Ramalho, R. S., (1991) "Tratamiento de Aguas Residuales", Quebec Canadá: Reverté
- [2] Martínez, D.S.A., (1999) "Parámetros de diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales", México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- [3] Cruz, S. A., Álvarez, L. K. V., (2013) "Propuesta para disminuir las cargas contaminantes de las descargas de agua residual en la elaboración de tortilla para los industriales de la masa y la tortilla de San Francisco del Rincón, A. C", Universidad Tecnológica de León. León Guanajuato.

EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO DE *TRAMETES VERSICOLOR* EN PRESENCIA DE FURADAN®, BOSCALID (CANTUS)® Y QUINTACENO®

*Fátima Ojeda-Rodríguez*¹, *Héctor G. Nuñez*², *Blanca E. Gómez*³, *Noé Saldaña*⁴,
Graciela M. L. Ruiz-Aguilar^{1*}

¹ Departamento de Ciencias Ambientales, División Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Irapuato, México.

² Departamento de Ingeniería en Agronomía, División Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Irapuato, México.

³ Departamento de Ingeniería Agroindustrial, División de Ciencias de la Salud e Ingenierías, Campus Celaya-Salvatierra, Universidad de Guanajuato, Salvatierra, México.

⁴ Departamento de Ingeniería Agrícola, División Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Irapuato, México.

*Dirección de contacto: g.ruiz.aguilar@gmail.com

ABSTRACT

It has been observed a big problem in agricultural soils by excessive use of herbicides and pesticides in agricultural soils in the last years. In order to address this problem, new techniques for bioremediation of agricultural soil are investigated. Some of the compounds with greater permanence in agricultural soils in the state of Guanajuato are Furadan®, Boscalid (Cantus®) and Quintaceno® according with Plant-Health Commission of Guanajuato (in Spanish CESAVEG, A.C.). Several microorganisms able to transform various chemical compounds have been reported, such as *Trametes versicolor*. This basidiomycete fungus has been proved be active to degrade a wide range of toxic chemical compounds. This paper presents the preliminary results to growth *Tv* in presence of those pesticide and fungicides in order to evaluate the fungal growth rate and its survival. Therefore a set of solid media was prepared for each compound by triplicate in PDA media. Also a control without any pollutant was run at the same time. It was found that Furadan® showed the best rate growth compare with the other compounds, and was similar to the control without any of the pesticide tested. These results showed the opportunity to use *Tv* in contaminated soil with agrochemicals in Mexico.

Keywords: *First word*, *Trametes versicolor*, *Boscalid*, *Furadan*, *Quintoceno*, *Degradation*.

RESUMEN

Se ha observado en los últimos años una gran problemática en los suelos agrícolas por el uso excesivo de herbicidas y plaguicidas en suelos agrícolas, con el fin de atender esta problemática, se investigan nuevas técnicas para la biorremediación de suelos agrícolas. Algunos de los compuestos con mayor permanencia en los suelos agrícolas en el estado de Guanajuato son Furadan®, Boscalid (Cantus®) y Quintaceno® de acuerdo con la Comisión Estatal de Sanidad Vegetal de Guanajuato (CESAVEG, AC). Varios microorganismos capaces de transformar diversos compuestos químicos se han reportado, tales como *Trametes versicolor* (*Tv*). Este hongo basidiomiceto ha demostrado ser activos para degradar una amplia gama de compuestos químicos tóxicos. Este trabajo presenta los resultados preliminares del crecimiento de *Tv* en presencia de los pesticidas y fungicidas con el fin de evaluar la velocidad de crecimiento del hongo y su supervivencia. Por lo tanto se preparó un conjunto de medios sólidos para cada compuesto por triplicado en medio PDA. También al mismo tiempo se hizo un control sin contaminante. Se encontró que Furadan® mostró la mejor velocidad de crecimiento comparada con los otros compuestos, y era similar al control sin ningún pesticida probado. Estos resultados muestran la posibilidad de utilizar la *Tv* en suelo contaminado con agroquímicos en México.

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas son continuamente contaminados por una gran cantidad de productos químicos con diferentes niveles de toxicidad y diferentes estructuras [7]. Existen diferentes técnicas para biorremediar suelos agrícolas, una de ellas consiste en agregar microorganismos al suelo uno de ellos es *Trametes versicolor* (*Tv*). Es un hongo de la división de basidiomicetos. La enzima lacasa de *Tv* es de gran interés para el blanqueo de pulpa biológica, y de desintoxicación de desechos [3]. Otras enzimas de gran importancia que secreta *Tv* son la enzima fenol oxidasa y peroxidasa, que participa en la transformación de compuestos hidrocarburos aromáticos [3]. Se ha informado de una oxidación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) de 3 anillos, tales como el antraceno por la lacasa de *Tv* bajo condiciones in vitro [5].

La contaminación de suelos agrícolas se afectada por el uso constante de productos químicos altamente permanentes en los suelos. El Quintoceno (Pentacloronitrobenceno) ha sido reportado por varios investigadores como un fungicida capaz de controlar diferentes plagas, entre ellas *R. solani*, este compuesto fue usado en distintas partes del mundo, como en Suecia, donde años más tarde fue prohibido su uso debido a sus propiedades carcinogénicas [2]. Otro compuesto de gran importancia en la agricultura es el Boscalid (2-cloro-N-(40-clorobifenil-2-yl) nicotinamida) es un fungicida que se emplea intensivamente a lo largo el mundo para luchar contra los agentes patógenos de plantas altamente destructivas, tales como *Botrytis cinerea* [1] en plantas frutales y viñas. El Boscalid es persistente y por esto, es importante utilizar cierto tratamiento para la eliminación de este contaminante del agua [4]. Por otro lado otro compuesto de alto impacto toxico es el Furadan, el nombre comercial de carbofurán, mata insectos, ácaros y nematodos en contacto o después de la ingestión [6]. Este compuesto se considera que es muy tóxico para los peces [6] pero existe poca información disponible sobre la toxicidad de Furadan a los macroinvertebrados acuáticos. Como objetivo de este trabajo fue evaluar la velocidad de crecimiento de *Tv* con cada uno de los contaminantes propuestos.

METODOLOGÍA

Considerando los resultados de los análisis de cromatografía de gases en el año 2013 efectuados por el CESAVEG, A.C, se realizó un análisis de los contaminantes detectados en suelo, en particular para el estado de Guanajuato. Entre los contaminantes con mayor persistencia fueron los plaguicidas Furadan®, Boscalid (cantus)® y Quintaceno®.

Se hicieron dos pruebas, la primera se aplicó el contaminante una vez solidificado el medio. Se tomó un cuadro cortado con un área aproximada de 16.89 mm² y se colocó en la parte central de cada caja. En la segunda prueba, el contaminante se mezcló con el medio PDA antes de verterlo en las cajas Petri, con la finalidad de tener una mejor distribución del contaminante en el medio sólido. Ambas pruebas se realizaron por triplicado. Todas las cajas se incubaron a 28 ± 1°C y se midió el diámetro de crecimiento del hongo a diferentes tiempos. La velocidad de crecimiento se estimó a partir del valor de la pendiente de la regresión lineal de los valores en la fase de crecimiento exponencial. Adicionalmente se prepararon tres cajas sin contaminante y sólo medio PDA, las cuales se inocularon con el hongo y se dejaron incubando a las mismas condiciones que con las cajas con contaminante. Esto para evaluar la velocidad de crecimiento y compararlo entre sí. La velocidad de crecimiento se estableció comparando la pendiente de la regresión lineal de cada uno de las cinéticas en presencia de los plaguicidas.

La cantidad adicionada de contaminante corresponde a la sugerida para su uso en la etiqueta. En el caso del Furadan se consideró la dosis para maíz (100 mL/100 L H₂O), para el Boscalid se utilizó lo recomendado para fresa (1.0 Kg/Ha) y el Quintaceno lo sugerido para papa (30 Kg/Ha). Esto con la finalidad de que sean manipulables a nivel laboratorio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El crecimiento en las cajas donde se puso el contaminante de manera superficial fue muy desigual. Al estar los contaminantes concentrados sólo en ciertas áreas no permitió generar un resultado conclusivo. Es por ello que se decidió solubilizar previamente el contaminante en el medio antes de que se solidificara. En la figura 1 se muestra el crecimiento del hongo en los diferentes medios de cultivo con contaminante: A) Quintaceno, B) Furadan, C) Cantus y D) Control hongo sin contaminante.

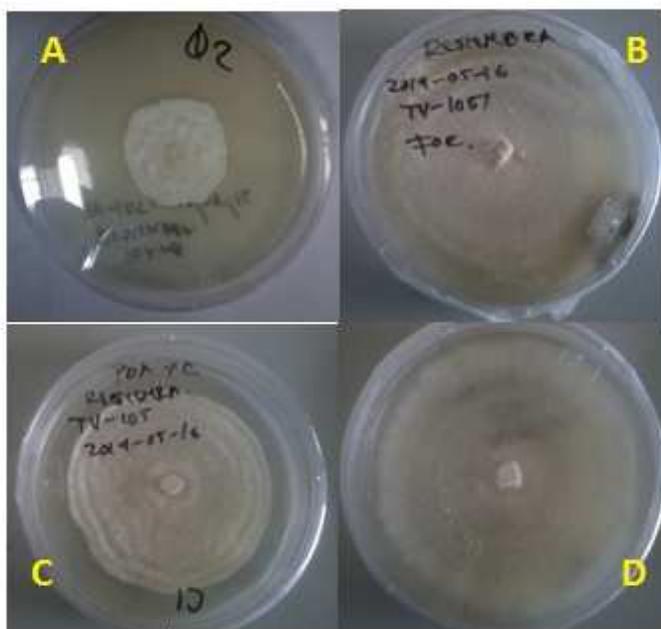


Figura 1. Crecimiento de *Trametes versicolor* con diferentes contaminantes a los 12 días de incubación: a) Quintaceno, b) Furadan, c) Cantus y d) Sin contaminante.

Se puede observar en la figura 1 que el crecimiento del hongo con cada uno de los contaminantes varía en forma y en cantidad. Al graficar las distancias radiales en cada uno de los casos con sus respectivos triplicados de tratamiento se observa que el Furadan es el contaminante con el cual el hongo crece igual que en el control, aun que cabe destacar su difícil manejo para este experimento debido a su alta toxicidad. Sin embargo en el Boscalid crece de manera uniforme aun tomando en cuenta que tarda en llenar totalmente la caja petri dos días más que el control. Con respecto al Quintaceno no se puede obtener un llenado total de hongo en la caja petri al paso del tiempo.

En la tabla 1 muestra las velocidades de crecimiento en cada uno de los casos, de acuerdo a los valores determinados se observa que la velocidad más alejada del control es el Quintaceno, con aproximadamente el 72% de diferencia, sin embargo en Boscalid y Furadan tienen una velocidad muy parecida a la del control. El Boscalid difiere en un 11% en su velocidad con respecto al control, pero respecto al Furadan, el caso es diferente ya que este pasa un 2% la velocidad del control.

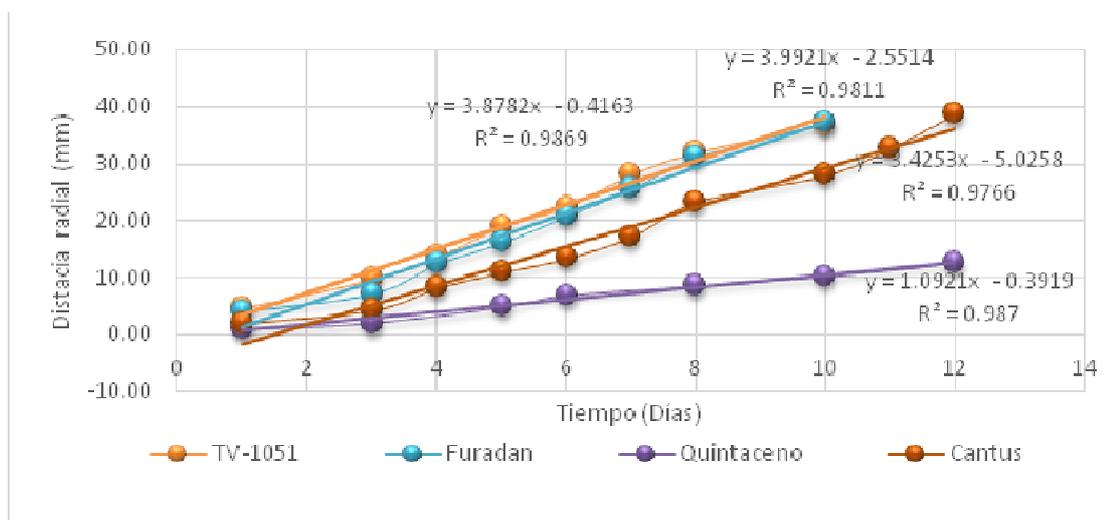


Figura 2. Comparación de velocidades de crecimiento de *Tv* en presencia de los diferentes contaminantes.

Tabla 1. Valores de velocidad de crecimiento de *Tv* con contaminantes.

Experimento	Velocidad (mm/día)	R ²
Tv-1051 control sin contaminante	3.88	0.9869
Furadan /Tv-1051	3.99	0.9811
Cantus / Tv-1051	3.43	0.9766
Quintaceno /Tv-1051	1.09	0.9870

CONCLUSIONES

Los resultados presentados en este trabajo resultan prometedores por la apertura que existe para futuros experimentos en este campo. Los experimentos efectuados lograron generar una gran aportación para el conocimiento del crecimiento, manejo y funcionamiento del hongo *Tv*, en particular para los plaguicidas empleados. Se tiene una gran perspectiva para la utilización y creación de técnicas para estudiar a fondo estos plaguicidas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer el apoyo de la CESAVEG, A.C., para proporcionar la información referente al tipo de agroquímicos con mayor presencia en suelos del Estado de Guanajuato. Asimismo del apoyo económico brindado por la FESE-SEP a través del proyecto "Empleo de riego tecnificado, bioabonos y agricultura de conservación como alternativas para reducir el consumo de agua y fertilizantes minerales en gramíneas" (CU3O020114).

REFERENCIAS

- [1] Abad-Fuentes, A., Esteve-Turrillas, F. A., Agulló, C., Abad-Somovilla, A., & Mercader, J. V. (2012). Development of competitive enzyme-linked immunosorbent assays for boscalid determination in fruit juices. *Food Chemistry*, 135(1), 276-284.
- [2] GEBER, U. 1987. Occurrence of soil home pathogens on beans (*Phaseolus vulgaris* L.) in Nicaragua. Swedish University of Agricultural Sciences, Research Information Center. Uppsala, Sweden. 16 p.
- [3] Jönsson, L. J., Palmqvist, E., Nilvebrant, N. O., & Hahn-Hägerdal, B. (1998). Detoxification of wood hydrolysates with laccase and peroxidase from the white-rot fungus *Trametes versicolor*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 49(6), 691-697.

- [4] Lagunas-Allué, L., Martínez-Soria, M. T., Sanz-Asensio, J., Salvador, A., Ferronato, C., & Chovelon, J. M. (2010). Photocatalytic degradation of boscalid in aqueous titanium dioxide suspension: Identification of intermediates and degradation pathways. *Applied Catalysis B: Environmental*, 98(3), 122-131.
- [5] Majcherczyk, A., Johannes, C., & Hüttermann, A. (1998). Oxidation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) by Laccase of *Trametes Versicolor*. *Enzyme and Microbial Technology*, 22(5), 335-341.
- [6] Metcalf, R. L., Fukuto, T. R., Collins, C., Borck, K., Abd El-Aziz, S., Munoz, R., & Cassil, C. C. (1968). Metabolism of 2, 2-dimethyl-2, 3-dihydrobenzofuran-7-N-methylcarbamate (Furadan) in plants, insects, and mammals. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 16(2), 300-311.
- [7] Mroziak, A., & Piotrowska-Seget, Z. (2010). Bioaugmentation as a strategy for cleaning up of soils contaminated with aromatic compounds. *Microbiological Research*, 165(5), 363-375.

TRATAMIENTO VÍA FENTON DE AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE UNA INSTITUCIÓN EDUCATIVA

Paola Abigail Martínez Aldape¹, Carlos J. Escudero S.^{2*}

^{1,2}Universidad Tecnológica de León, México.

Blvd. Universidad Tecnológica #225 Col. San Carlos C.P. 37670. León, Gto., Méx., * oreducse@gmail.com

ABSTRACT

The Universidad Tecnológica de León (UTL) is an institution concerned about the environment, for years installed a biological wastewater treatment plant. However, in February this year, in order to increase the capacity of wastewater treatment UTL changed system wastewater treatment (PTAR-UTL). Currently this system is in process of stabilization, which commits the institution's compliance with current regulations. This paper explains the application of physicochemical treatment via Fenton, one of Advanced Oxidation Processes (AOP) of raw wastewater generated in the UTL.

The conditions tested were: $\text{FeSO}_4 = 500, 750$ and 100 mg/L ; $\text{H}_2\text{O}_2 = 75, 100$ and 1000 mg/L , adjusting to pH 3 and 4 Finding that using a ratio of $\text{FeSO}_4: \text{H}_2\text{O}_2$ 1: 1 and pH 3 is achieved a 97% removal of COD and 55% of TSS.

Keywords: *Energy, Fenton, Advanced oxidation processes(AOP), wastewater.*

RESUMEN

Siendo la Universidad Tecnológica de León (UTL) una institución preocupada por el ambiente, desde años atrás instaló una planta de tratamiento biológico de su agua residual. Sin embargo, en febrero del presente año, con el fin de incrementar la capacidad a tratar la UTL cambió de sistema de tratamiento de agua residual (PTAR-UTL). Actualmente se encuentra en proceso de estabilización, lo que compromete a la institución el cumplimiento de la normatividad vigente. En el presente trabajo se propone la aplicación de un tratamiento fisicoquímico vía Fenton, que es uno de los Procesos de Oxidación Avanzada (POA), del agua residual cruda generada en la UTL.

Las condiciones probadas fueron FeSO_4 de 500, 750 y 100 mg/L; H_2O_2 de 75, 100 y 1000 mg/L, con ajustes de pH de 3 y 4. Encontrando que utilizando una relación de $\text{FeSO}_4:\text{H}_2\text{O}_2$ 1:1 y a pH de 3 se logra hasta 97% de remoción de la DQO y 55% de los SST.

Palabras clave: *Energía, Fenton, Procesos de oxidación avanzada (POA), agua residual.*

INTRODUCCIÓN

El tratamiento de agua residual proveniente de unidades académicas es un tema importante en México, dado que muchas veces se carece de sistemas de tratamiento de éstas, las cuales llegan a ser descargadas en cuerpos receptores sin ningún tipo de tratamiento.

Con el fin de dar seguimiento a uno de los aspectos ambientales detectado en la UTL, que es la generación de agua residual, en este primer cuatrimestre del presente año, fue necesaria la instalación de una nueva PTAR con capacidad de 30 m^3 . Sin embargo, se encuentra en la etapa de estabilización lo que podía demorar más tiempo en la operación óptima de la planta.

El proyecto llevado a cabo como propuesta de tratamiento del agua residual generada en la UTL comprende la aplicación del proceso Fenton, que es uno de los procesos de oxidación avanzada considerados una alternativa para la degradación de contaminantes y desinfección de agua residual [1].

El método consiste en agregar soluciones de sales ferrosas y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para formar los iones Fe^{3+} y radicales hidroxilo (HO^{\bullet}) quienes son los responsables de oxidar la materia orgánica, los iones Fe(III) descomponen el H_2O_2 en O_2 y H_2O a través de un mecanismo en cadena.

La alta eficacia de esta técnica se puede explicar por la formación del fuerte radical hidroxilo (OH^\bullet) y la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} . Tanto el Fe^{2+} y los iones Fe^{3+} son coagulantes en el proceso Fenton, los cuales tienen una doble función, la oxidación y coagulación, en los procesos de tratamiento [2]. Es esencial investigar y establecer las condiciones de tratamiento que mejor se adapten al tipo de agua residual que se estén tratando con el fin de lograr altas eficiencias.

METODOLOGÍA

Muestreo y caracterización del agua residual cruda (AR). Se realizaron tres muestreos del AR proveniente del tanque homogenizador de la PTAR-UTL midiendo los parámetros: pH, conductividad, temperatura, turbidez, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (STT), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos sedimentables (SSed).

Pruebas de tratabilidad fisicoquímica vía Fenton. Se realizaron con H_2O_2 entre 75-1000 mg/L de concentración, sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) de 500, 750 y 1000 mg/L y un Fe^{3+} activo entre 183 y 368 mg/L. Para ello se ajustó el pH de la muestra a tratar (500 mL de muestra) al valor de interés con adición de H_2SO_4 (1:1). Posteriormente se colocaron cada una de las muestras en el sistema de agitación de seis módulos y se procedió a agregar la cantidad deseada de H_2O_2 y FeSO_4 al mismo tiempo, para agitar por 1 min a 100 rpm. Después se reguló la agitación a 50 rpm durante un periodo de 30 min. Las muestras tratadas se dejaron en reposo por 30 min para generar el clarificado a caracterizar.

Análisis de resultados. Se realizaron análisis de los resultados obtenidos de las pruebas de jarras, utilizando herramientas estadísticas y comparando con la NOM-003-SEMARNAT-1997 [3].

RESULTADOS Y DISCUSION

1. Caracterización del agua cruda

En la tabla 1, se presentan los resultados de la caracterización del agua residual generada en la UTL.

Tabla 1. Caracterización del agua residual cruda-UTL

Parámetro	Muestra de agua residual		
	M1	M2	M3
Temperatura (°C)	24	24	24
pH	8.3	8.61	8.53
Conductividad (mS/cm)	1.69	1.58	1.46
Turbidez (UNT)	163.33	83.75	195.67
DQO (mg/L)	340±28.28	540±28.28	620±56.57
STT(mg/L)	641	761	701±84.85
SST(mg/L)	72.33±27.34	14.42±0.82	31.93±6.26
SSed (mL/L)	10		

2. Tratamiento vía Fenton

A continuación, se presentan los resultados del análisis del efluente clarificado resultante de aplicar tratamiento Fenton al agua residual M2.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica del clarificado de M2, H₂O₂= 75 mg/L, pH= 3.

	Clarificado de M2		
FeSO ₄ (mg/L)	500	750	1000
Parámetro	Valores		
Conductividad (mS/cm)	2.38	2.46	2.53
Turbidez (NTU)	268	217	216.5
DQO (mg/L)	140±85	180±28	250±42
STT (mg/L)	202±55	2076±53	1782±72
SST(mg/L)	58±48	37±38	42.5±25
SSed (mL/L)	30		

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica del clarificado de M2, H₂O₂= 75 mg/L, pH= 4

	Clarificado de M2		
FeSO ₄ (mg/L)	500	750	1000
Parámetro	Valores		
Conductividad (mS/cm)	2.172	2.224	2.316
Turbidez (NTU)	318.5±0.7	306±1.4	285±1.4
DQO (mg/L)	250±42	250±70	230±42
STT (mg/L)	761±15	823±1.4	1288±625
SST(mg/L)	95	76±69	79±86
SSed (mL/L)	20		

La siguiente figura muestra el porcentaje de remoción de la DQO total bajo las diferentes condiciones de experimentación de la M2.

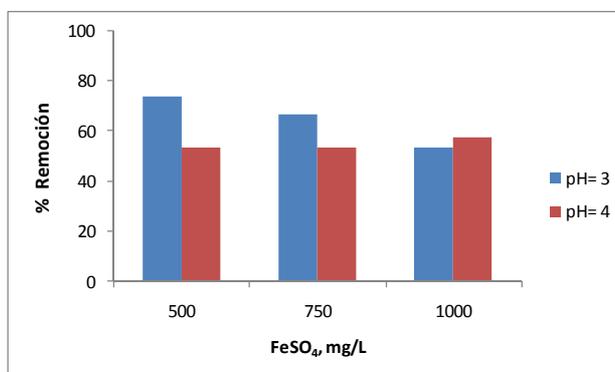


Figura 1. Remoción de la DQO total del clarificado de M2, H₂O₂= 75 mg/L, a diferentes concentraciones de FeSO₄ y diferente pH.

Enseguida, en las tablas 4 y 5 se muestran los resultados del análisis del efluente clarificado resultante de aplicar tratamiento Fenton al agua residual M3 utilizando dos valores de pH (3 y 4) y variando las dosis de las sales de hierro de 500 a 1000 mg/L.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de
Septiembre 2014

Tabla 4. Caracterización fisicoquímica del clarificado de M3, H₂O₂= 100 mg/L, pH= 3

	Clarificado de M3		
FeSO ₄ (mg/L)	500	750	1000
Parámetro	Valores		
Conductividad (mS/cm)	2.41	2.49	2.57
Turbidez (NTU)	166.5	117	90.45
DQO (mg/L)	460±56	460±56	460±56
STT (mg/L)	1910±268	1705±64	1975±7.07
SST(mg/L)	37.5±17	30±28	15±7.07
SSed (mL/L)	20		

Tabla 5. Caracterización fisicoquímica del clarificado de M3, H₂O₂= 100 mg/L, pH= 4

	Clarificado de M3		
FeSO ₄ (mg/L)	500	750	1000
Parámetro	Valores		
Conductividad (mS/cm)	2.04	2.122	2.218
Turbidez (NTU)	165+2.12	147±0	149+2.12
DQO (mg/L)	520±28	500±0	540±56
STT (mg/L)	1700±28	1975±7.07	1750±17
SST(mg/L)	75±07	45±49	77±12
SSed (mL/L)	20		

También se realizó una prueba de tratabilidad Fenton utilizando H₂O₂ de 1000 mg/L y una concentración de FeSO₄ de 1000 mg/L a pH de 3. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Caracterización fisicoquímica del clarificado de M3, H₂O₂= 100 mg/L, pH=3

	Clarificado de M3
FeSO ₄ (mg/L)	1000 mg/L
Parámetro	Valores
Conductividad (mS/cm)	2.613±0.007
Turbidez (NTU)	28.75±0.64
DQO (mg/L)	20.0±0.0
STT (mg/L)	2190±325.27
SST(mg/L)	14.5±7.42
SSed (mL/L)	40.0

En la Fig. 2 se muestran las remociones de la DQO total de las condiciones probadas para tratar la M3.

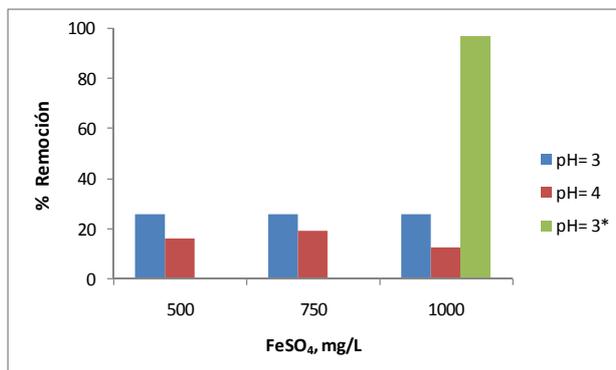


Figura 2. Remoción de la DQO total del clarificado de M3, H₂O₂= 100 mg/L, a diferentes concentraciones de FeSO₄ y diferente pH. * H₂O₂= 1000 mg/L.

CONCLUSIONES

Considerando a la DQO como principal variable del seguimiento del tratamiento de AR, se tiene que bajo pH= 3 se obtienen los valores más altos de remoción (25-65%). A diferencia, al experimentar con pH= 4 la remoción de la DQO no fue mayor del 57%.

No se observó remoción de los SST significativa al experimentar con H₂O₂ a concentraciones de 75 y 100 mg/L.

La condición de tratamiento Fenton con mejores resultados mostrados fueron utilizando un pH de 3, FeSO₄ de 1000 mg/L y H₂O₂ de 1000 mg/L, en los que la remoción de la DQO alcanzó el 97% y de SST el 55%. Al comparar los valores residuales de este clarificado, con los límites máximos permisibles de la NOM-003-SEMARNAT-2003, para el tipo de reuso del agua tratada en servicios al público con contacto directo, los SST se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles, así también se infiere que la DBO₅ cumple con la normatividad (ambos < 20 mg/L).

AGRADECIMIENTOS

Al CONCYTEG por el apoyo financiero otorgado para la realización del proyecto dentro del 7mo Verano Estatal de la Investigación 2014.

REFERENCIAS

- [1] Domènech X., Jardim W., Litter M. (2001). Procesos Avanzados de Oxidación para la eliminación de contaminantes. Pp. 3-25. Red CYTED VIII-G, Argentina.
- [2] Badawy (2006). Fenton's peroxidation and coagulation processes for the treatment of combined industrial and domestic wastewater. Journal of Hazardous Materials (B136) 961-966.
- [3] Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

EFFECT OF THE WALNUT SHELL PECANERA IN GYPSUM

*Luis Elías Chávez Valencia*¹, *Claudia Hernández Barriga*², *Martin Alejandro Moreno Hernandez*³,
*Cesar Leonardo Ruiz Jaime*⁴

¹Profesor de Tiempo Completo. Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato. lechavez@ugto.mx

²Profesor de Tiempo Completo. Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato.

³Estudiante del PE de Ingeniería Civil, Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato.

⁴Técnico Académico de Tiempo Completo. Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato.

ABSTRACT

This work was aimed to study the possibility for the Pecanera nutshell (residue) for use in the manufacture of materials, this being a waste that is generated in abundance by the food industry. In this research the shell was incorporated in gypsum for construction materials. Yemasa brand gypsum and crushed walnut shell with mesh particle size 4 mm and 2 mm was used. The nutshell is added at 20 wt%. The flexural strength was determined in 4x4x16 cm molds and also compressive strength was determined in cubes of 5 cm square. The average values for compressive strength are 4.55 MPa for the reference, 2.57 and 2.69 MPa for plaster shell of 2 and 4 mm, respectively. In the case flexion strength are 3.04 MPa for the reference, 2.17 and 2.34 MPa for plaster shell of 2 and 4 mm, respectively.

In developing this project, we observed that it is feasible to use the nutshell as a substitute raw material in the plaster considering that the mechanical properties obtained, which meet the limits of UNE-EN 13279-2 [1]. It was also observed that the addition of walnut with a larger size had a higher mechanical properties and also aesthetic.

Keywords: *nut shell waste, construction materials, gypsum.*

RESUMEN

Este trabajo tuvo como propósito estudiar la posibilidad que tiene la cascara de nuez Pecanera (residuo) para emplearse en la confección de materiales, siendo este un desecho que se genera en abundancia por la industria de la alimentación. Se realizó la investigación de incorporar como material de construcción en el yeso. Se empleó yeso de la marca yemasa, y cascara de nuez triturada con granulometría de malla 4 mm y de 2 mm. La cascara de nuez se adiciona en 20 % en peso. Se determinó la resistencia a flexión en moldes de 4x4x16 centímetros de lado y la resistencia a compresión en cubos de 5 cm de lado. Los valores promedio son resistencia a compresión de 4.55 MPa para el patrón, 2.57 y 2.69 MPa para el yeso con cascara de 2 y 4 mm, respectivamente. Para el caso de la flexión se obtuvo 3.04 MPa para el patrón, 2.17 y 2.34 MPa para el yeso con cascara de 2 y 4 mm, respectivamente.

En la elaboración de este proyecto se pudo observar que es viable el uso de la cáscara de nuez como sustituto de materia prima en el yeso tomando en cuenta que las propiedades mecánicas que se obtienen, aunque no superan el patrón pero cumplen con los límites establecidos en la UNE-EN 13279-2. También se pudo observar que el agregado de nuez con un mayor tamaño obtuvo una mayor resistencia en la prueba a la compresión, por lo que haciéndolo a mayor escala y con diferentes concentraciones de este agregado, se pueda llegar a obtener un material nuevo, con una capacidad de resistencia de acuerdo con la norma y además estético.

INTRODUCCION

El yeso se obtiene a partir de mineral de sulfato de calcio deshidratado que se encuentra abundantemente en la naturaleza por lo que es un producto natural y ecológico. Es no tóxico, respetuoso con el medio ambiente y sus residuos son biodegradables. Por sus excelentes

Las cualidades higrométricas del yeso es el más eficaz y natural regulador de la humedad ambiental en los interiores de las edificaciones. Absorbe la humedad excesiva y la libera cuando hay sequedad. La utilización de yeso en los revestimientos interiores de las edificaciones puede aumentar en un 35% la capacidad de aislamiento térmico frente a construcciones no revestidas. Debido a su elasticidad y estructura finamente porosa, el yeso ofrece una excelente capacidad de insonorización. Disminuye ecos y reverberaciones, mejorando las condiciones acústicas de las edificaciones. El yeso es completamente incombustible y resistente al fuego. Al exponerse al calor se produce una gradual liberación del agua de cristalización en forma de vapor que retrasa la elevación de temperatura absorbiendo el calor, sin emanar gases tóxicos que son la principal causa de accidentes fatales en la mayoría de los incendios. El yeso tiene excelente plasticidad y moldeado, posee infinidad de posibilidades en decoración. Es compatible con casi todos los elementos de decoración: papel, tapiz, madera, pintura, texturizados

El panel de fibra-yeso INTERGYPSUM [2] es una mezcla homogénea de yeso escayola y fibra celulósica procedente de papel reciclado, que se mezcla con agua para el fraguado del yeso, sin añadirle colas ni otros productos aglutinantes, aparte de una ligera impregnación superficial que le permite ser pintado, empapelado o alicatado inmediatamente después de su puesta en obra. El yeso envuelve a la fibra. La fibra arma al yeso, mejorando sustancialmente sus propiedades mecánicas. En otra investigación consistió en mezclar yeso o escayola y agua para constituir pastas que contienen residuos de EPS (poliestireno expandido) que se moldean como placas y paneles para la construcción. Los ensayos que se reportan aquí son para aplicación en placa constructiva: carga máxima a la flexión, resistencia al impacto, absorción de agua por inmersión, reacción al fuego determinación de su masa por unidad de superficie. Esto se permite señalar que con las pastas con residuos de EPS [3] se pueden fabricar placas y paneles con algunas ventajas en relación a los existentes a lo que se le suma el beneficio medioambiental de reciclaje de EPS.

Finalmente en una investigación se revisó la viabilidad de la incorporación de la cáscara de mejillón como sustituto de la materia prima, con la intención de aprovechar las propiedades mecánicas que la misma Naturaleza le concede a las cáscaras de éste molusco, debido a la especial composición y estructura de la cutícula de la concha que le confiere propiedades particulares. Se trata de una fina monoestructura, de entre 2 y 4 micras de espesor, combinado de proteínas con una composición un tanto peculiar pues contienen secuencias repetitivas de aminoácidos poco frecuentes en este tipo de polímeros, como la hidroxiprolina o la dihidroxifenilalanina. Esto permite destacar que las propiedades de la cáscara del mejillón, lo convierte en un material muy conveniente para ser incorporado como árido, la cáscara de mejillón como áridos, supone una opción factible para la valoración del material, la cual además de eliminar el vertido de este material, ayuda a reducir el consumo de un recurso natural que cada día se hace más escaso.

METODOLOGIA

Para la determinación de las propiedades físicas y mecánicas, se fabricaron una serie de probetas de 4x4x16cm, según los pasos siguientes [4] :

- Se pesaron las cantidades de yeso y agua, en función de la relación agua/yeso obtenida en la mesa de sacudidas.
- Se vierte el agua en el recipiente de amasado y seguidamente se le añade el yeso y se mueve manualmente con la espátula durante un minuto. Teniendo presente que el yeso tiene una velocidad de secado bastante rápida, se pone especial atención en la mezcla para que no pierda sus propiedades al secarse con el movimiento.
- Inmediatamente después de la preparación, con la ayuda de una espátula para rellenar los huecos. Para eliminar la aparición de burbujas de aire, se coge el molde por los extremos y se sacude diez veces sobre la mesa.
- Cuando la pasta haya adquirido el grado adecuado de resistencia, se deben desmoldar

las probetas e identificarlas. Las probetas deben mantenerse durante 7 días en la atmosfera del laboratorio.

- Transcurridos los siete días de fraguado de las probetas, y tras el proceso de secado de las mismas, estas se pesan, y se procede a efectuar los ensayos.

La resistencia en compresión se ha determinado aplicando carga, hasta colapso, a las partes de las probetas rota en el ensayo de flexión, según recomienda la norma UNE-EN13279-2. Se coloca la probeta entre dos placas de acero de 4x4 cm, de tal forma que la presión se ejerza sobre las caras laterales. En este caso, como no se cuenta con dichas placas, se procede a hacerlo en forma puntual con varillas sirviendo de apoyos.

Se realizaron dos series de probetas de referencia de yeso YG/L con relación 0,8 que es la relación que demanda el fabricante y comprobado con el método de fluidez de la pasta y 0,67. La relación 0,67 obtenido en la mesa de sacudida cuyo valor está dentro del rango estipulado en la norma UNE-EN 13279-2 y según la norma la consistencia exigida se alcanza cuando el diámetro de la pasta, determinando empíricamente, es de (165 ± 5) mm. Con esta relación 0,67 el valor fue 162mm, lo que significa que está dentro del rango.

Se realizaron probetas 4x4x16cm de yeso sustituyendo en 20% con cáscara de nuez en granulometrías de 4.75 2.0mm. En un plan de estudios más detallado, se pretende analizar las probetas con porcentajes diferentes así como con un mayor número de granulometrías, para tener un estándar más eficiente del comportamiento de este compuesto. Sin embargo por falta de tiempo y material disponible, se hace solo un ensayo preliminar con solo dos tipos de tamaños y a un solo porcentaje.

RESULTADOS Y DISCUSION

La figura 1 y 2 muestran los resultados de la incorporación de la cascara de nuez en el yeso.

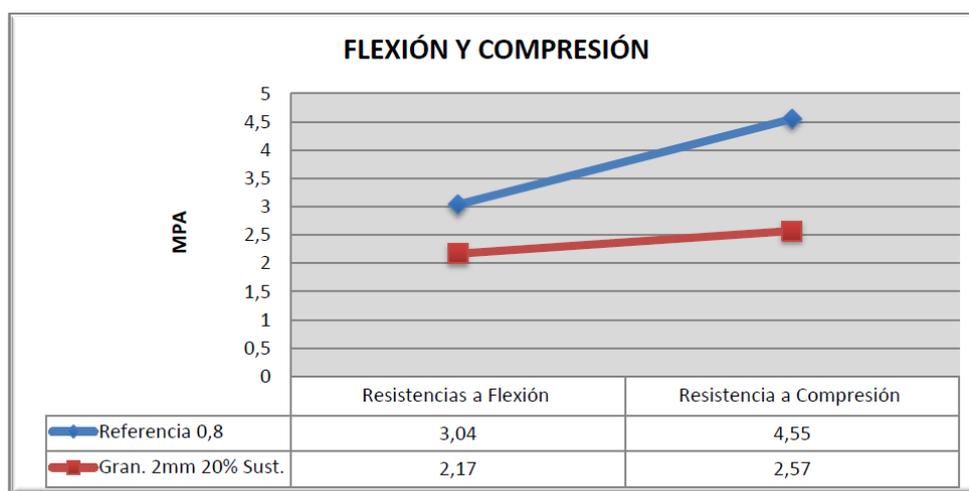


Figura 1. Flexión y compresión de la probeta de referencia 0,8 y 20% sustitución de con granulometría 2mm.

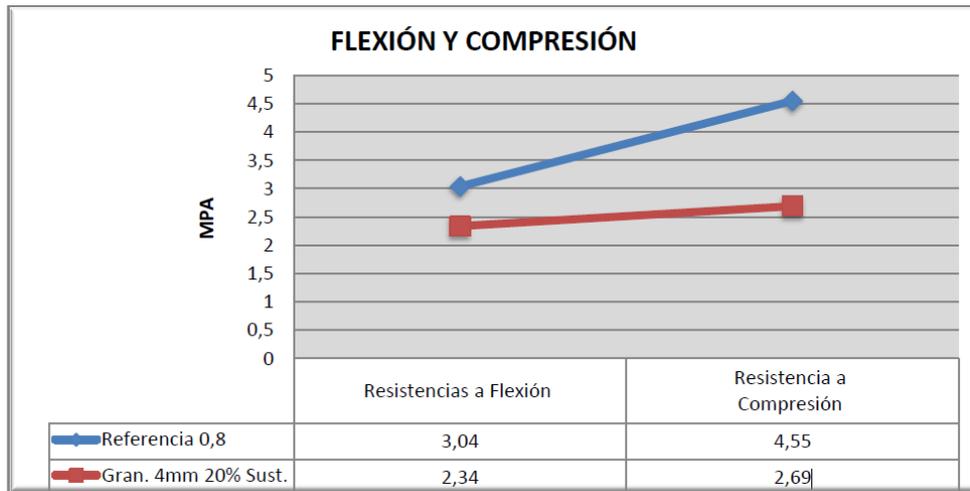


Figura 2. Flexión y compresión de la probeta de referencia 0,8 y 20% sustitución de con granulometría 4mm.

El proyecto tiene una gama mucho más amplia de trabajo, se pueden obtener mejores resultados si se hace un mayor número de pruebas, con diferentes granulometrías, y porcentajes de agregado de nuez, este trabajo fue inspirado en un proyecto de tesis para maestría realizado en España, el cual, por la magnitud del mismo, contempla muchos más aspectos técnicos y por dicha cuestión, obtienen resultados mucho más acertados. Por la falta de cierto tipo de instrumentos así como también de tiempo en laboratorio, el proyecto se basó solo en los componentes principales que dieron los mejores resultados en dicha tesis, el objetivo al cual quería llegar era comprobar que dichos resultados fueran ciertos, así como el hecho de probar por mi propia mano una idea innovadora y poco convencional en el campo de los materiales de construcción.

CONCLUSIONES

En la elaboración de este proyecto se pudo observar que es viable el uso de la cáscara de nuez como sustituto de materia prima en el yeso tomando en cuenta que las propiedades mecánicas que se obtienen, aunque no superan las propiedades de las referencias de YG/L, si están dentro de las requeridas por las especificaciones.

También se pudo observar que el agregado de nuez con un mayor tamaño obtuvo una mayor resistencia en la prueba a la compresión, lo cual quiere decir que posiblemente haciéndolo a mayor escala y con diferentes concentraciones de este agregado, se pueda llegar a obtener un material nuevo, con una capacidad de resistencia bastante aceptable, que además de ser a base de un compuesto orgánico, también se me ocurre que podría llegar a ser un material de acabado aparente, ya que en la confección de las probetas, el aspecto estético podría ser más cuidado e incluso llegaría a ser bastante atractivo a la vista.

REFERENCIAS

- [1] Eichhorn, S.J. 2003). Composites Science and Technology. 63 :1225-1230 .
- [2] Halpi, J.C., Tasai, S.W. 1976. Environmental factors in composite materials design. Air Force Material Laboratory Technical Report. AFML-TR-67-42.
- [3] Saad Felix, M.A., Mayor Gonzalez Orus Asso. Materiales de Construcción Tomo I y II Serie Schaum. 4 edición. 1997.
- [4] American Society for Testing and Materials. 2000. Annual Book of ASTM Standards. Section Four. Construction. Volume 04.03. Roads and paving material; vehicle-pavement systems.

ISOLATION OF SULFATE-REDUCING BACTERIA FOR POTENTIAL BIOREMEDIATION OF METAL-CONTAMINATED EFFLUENTS

María Fernanda Pérez Bernal^{1*}, *Jéssica Jazmín Gómez Marmolejo*¹, *Elcia M.S. Brito*¹, *Germán Cuevas Rodríguez*¹

¹División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México
Av. Juárez No. 77; Zona Centro, Guanajuato, Guanajuato, C.P. 36000.

ABSTRACT

Sulfate-reducing bacteria (SRB) are obligate anaerobes characterized by their ability to reduce sulfates to sulfides with simultaneous oxidation of organic substrates [1]. The SRB play an important role in the development of bioremediation technologies for wastewater treatment, which has been studied extensively in the last decades [2,3]. Biogenic sulfides can be used to precipitate metals, the precipitated metal-sulfides can be easily recovered and reused. The operation of sulfidogenic bioreactors under acidic conditions has several advantages, since most of the sulfide produced is contained in the gaseous phase, thus facilitating the separation of the sulfide from the effluent [4]. However, most of the SRB are neutrophilic, which limits its application in the treatment of acidic effluents. The aim of this study was to isolate SRB from Los Azufres, Michoacán (model of acidic environment, pH's below 3), for its potential application in the treatment of acidic metal-contaminated effluents. To isolate the SRB the "roll tube" technique [5] was used. A total of 35 colonies were recovered in liquid medium, 6 of them already show evidence of sulfate reducing activity (black precipitate of iron sulfide). The isolation will be verified by microscope observation and then identified by molecular biology techniques.

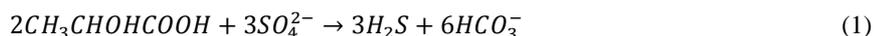
Keywords: *Biotechnology, Sulfate-reducing bacteria, extremophile.*

RESUMEN

Las bacterias sulfato reductoras (BSR) son microorganismos estrictamente anaerobios, caracterizados por su capacidad de reducir sulfatos a sulfuros con oxidación simultánea de sustratos orgánicos [1]. Las BSR juegan un papel muy importante en el desarrollo de tecnologías de bio-remediación de aguas residuales contaminadas con metales, lo cual ha sido estudiado ampliamente en las últimas décadas [2,3]. Los sulfuros biogénicos pueden ser utilizados para la precipitación de metales, luego los sulfuros metálicos pueden ser fácilmente recuperados y reusados. La operación de bioreactores sulfurogénicos bajo condiciones ácidas tiene varias ventajas, ya que la mayoría del sulfuro producido se encuentra en la fase gaseosa, facilitando así la separación del sulfuro del efluente [4]. Sin embargo, la mayoría de las BSR descritas son neutrofílicas. Esto ha limitado su aplicación en el tratamiento de efluentes ácidos, que es una característica casi siempre inherente de efluentes contaminados con metales y metaloides. El objetivo de este estudio fue aislar BSR de los Azufres, Michoacán (modelo de ambiente ácido, pH's menores a 3), para su aplicación potencial en el tratamiento de efluentes contaminados con metales y/o metaloides. Para aislar las BSR se empleó la técnica del "roll tube" o tubo rolado. Se recuperaron un total de 35 colonias en medio líquido, 8 de los cultivos ya presentan evidencia de actividad de sulfato-reducción (precipitado negro de sulfuro de hierro). El aislamiento será verificado por observación al microscopio y luego será identificado filogenéticamente con técnicas de biología molecular.

INTRODUCCIÓN

Las bacterias sulfato reductoras (BSR) son los organismos claves en la reducción biológica del azufre. La primer evidencia de la actividad de las BSR fue identificada en 1895 por Beijerinck, quien descubrió que el sulfato podría ser reducido a sulfuro por respiración anaeróbica en sedimentos. Estos microorganismos son capaces de utilizar fuentes sencillas de carbon, tal como el lactato, el pirurato, acetato entre otros. En el caso de la oxidación de fuentes de electrones como el lactato, en presencia de sulfatos como aceptor de electrones, se produce sulfuro de hidrógeno y alcalinidad, como se evidencia en la reacción general descrita por la Ec.1.



Las BSR son anaerobias restrictas sendo necesario para su aislamiento metodos que simulen eficientemene estas condiciones en laboratorio. Una de las tecnicas disponibles que ha mostrato éxito en el aislamiento de microorganismos anaerobicos restrictos es el de *Roll-Tube* [5]. Esa fue desarroyada por Hungate en la decada de 60s y consiste en preparar un tubo hermeticamente cerrado, una capa delgada de agar manteniendo ensu interior una atmósfera libre de oxígeno. El tubo es sellado con tapones impermeables a gases para garantizar las condiciones de anaerobiosis. La muestra diluida se inocula en el agar ligeramente fluido, e inmediatamente se rota el tubo, que por solidificase lentamente, se forma una capa de agar sobre la pared del tubo, al mismo tiempo que la muestra se mezcla con el agar. Se pone el tubo para incubar , y en la capa de agar se desarrollarán las colonias. Estas colonias se recolectan con ayuda de una aguja estéril, y en atmosfera reductora, transferindolas individualmente a medio líquido; los cultivos son incubados en condiciones anaeróbicas.

En poco más de un siglo de investigación de los microorganismos reductores de azufre, actualmente han identificado más de 120 especies y 40 géneros pertenecientes a 3 filos bacterianos y, a un filo arquea. Las BSR tienen morfología celular variada: bacilo, vibrio, bacilos curvados y coco-bacilos [3]. En reneral las BSR más conocidas se desarrollan en condiciones ligeramente neutras; tienen un pH óptimo de crecimiento alrededor de 7 y son inhibidas a valores de pH menores a 6.

El uso de BSR para la obtención de sulfuro, ya sea en forma de gas o acuoso, para su aplicación en la precipitación de metales (Ec. 2) es una opción económicamente viable y ha ganado terreno en los procesos hidrometalúrgicos en lugar de la precipitación con hidróxidos. Las razones para que sea preferido se basa en el alto grado de metal removido a pH's relativamente bajos; la naturaleza poco soluble de los precipitados; velocidades de reacción rápidas; características favorables para deshidratarlos y la estabilidad de los metales de sulfuro formados [6]. Además de una baja producción de lodos y la oportunidad de recuperar los metales [7].



M²⁺= metal de interés [7].

En años recientes se ha reportado actividad de sulfato-reducción en ecosistemas naturales o de ingeniería a bajos pH. Por lo cual el aislamiento de bacterias de sitios con condiciones extremófilas, es de interés para el tratamiento de efluentes ácidos [8]. El objetivo principal de ese trabajo es aislar BSR de un sitio extremo para a continuacion, estudiar su potencial aplicación en la bioremediación de efluentes contaminados con metales y metaloides.

MATERIALES Y MÉTODOS

Medio mineral mínimo (MMM). El medio mineral mínimo utilizado en ese trabajo, se preparó a partir del agua del sitio de muestreo, esterilizándola tres veces en autoclave (a 121°C por 2 horas) con intervalos de 24 h entre cada esterilización y haciéndola pasar por un filtro con tamaño de malla de 0.25 µm.

Medio BSR. El medio se preparó utilizando agua destilada y **MMM** en una proporción 1:1. A este se añadió glicerol, lactato, piruvato y acetato de sodio con una concentración final de 5mM; extracto de levadura (0.05 g/L), rezarsurina (0.0003 g/L). Se esterilizó y se desgasificó con nitrógeno gas. Una vez frío se adicionó Fe₂SO₄ (1mM); solución de metales traza (1ml/L) y solución de vitaminas (1ml/L), solución selenito (1ml/L).

Medio BSR modificado. Este medio se preparó enriqueciendo el **medio BSR** con KH₂PO₄ (0.25 g/L), MgSO₄×7H₂O (2 g/L), Na₂SO₃ (0.5 g/L), Citrato de Na×7H₂O (0.5 g/L), triptona (10 g/L), (NH₄)₂SO₄ (1 g/L), KCl (0.1 g/L), Ca(NO₃)₂×4H₂O (0.014 g/L), Na₂S₂O₃×5H₂O (0.5 g/L) y Etanol (20mM).

Muestreo e inoculación. Se trabajó con muestras colectadas en un estudio previo del sitio extremo el SPA Los Azufres, ubicado en el sitio geotérmico Los Azufres, Michoacán. En el estudio previo se colectaron muestras superficiales de un tapete microbiano del sitio. De las muestras colectadas se utilizó 1 ml de la suspensión como inóculo para 5 ml de medio BSR. Se incubó a temperatura ambiente hasta observar turbidez o un precipitado negro, que es indicador de presencia de BSR. Se realizó un repique, es decir, se tomó nuevamente 1ml del cultivo y se reinoculó en 10 ml de medio BSR y se incubó por más de 1 mes más o hasta observar turbidez o el precipitado negro. Posterior a esto se inició el aislamiento por medio del Roll-tube.

Aislamiento por Roll Tube. Se utilizaron tubos de ensaye de 20 ml en los cuales se agregó 0.4 g de agar bacteriológico (pre-lavado con agua destilada) y 10 ml de medio BSR. Los tubos se taparon herméticamente con tapones de butil, se esterilizaron y desgasificaron con N₂. Posteriormente se inoculó con diferentes volúmenes de inóculo (500 µL, 300 µL, 200 µL, 100 µL, y 50 µL), luego se rolaron los tubos en baño de hielo/agua hasta solidificar y se incubaron a temperatura ambiente. Al observarse microcolonias aisladas (puntos negros), éstas se recuperaron en medio BSR líquido y se incubaron a temperatura ambiente y en condiciones de anaerobiosis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los cultivos de las colonias recuperadas en el estudio anterior fueron observados al microscopio óptico para corroborar que se tratara de cultivos aislados. Sin embargo, en varios se observaron más de 2 morfologías, por lo que en este trabajo se procedió a repetir de nuevo el *Roll-tube* de los cultivos no aislados.

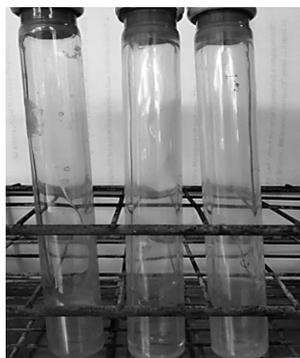


Figura 1. Aislamiento por Roll-Tube

En la figura 1 se muestran los tubos empleados para el aislamiento por Roll-Tube, las microcolonias observadas fueron recuperadas según el procedimiento descrito anteriormente. Se recuperaron un total de 35 colonias que fueron inoculadas en frascos de 20 ml con 10 ml de medio BSR (Fig. 2a). Después de poco más de un mes, no se observó crecimiento en casi ninguno de los cultivos, algunos se tornaron un poco turbios, sin embargo, ninguno presentó evidencia de sulfato-reducción (precipitado negro), por lo cual se hizo una revisión de varios medios empleados para el aislamiento y enriquecimiento de BSR y se modificó el medio BSR (*Medio BSR modificado*). Las modificaciones fueron hechas haciendo una revisión de los medios Fude, Postgate, V9, medio para específico para *Acidithiobacillus* sp. y para *Thiobacillus* sp.



Figura 2. Recuperación de colonias en medio líquido.

a) Medios recién inoculados, b) Medios con presencia de precipitado negro (sulfuro de hierro).

Se agregó 10 ml de medio BSR modificado a los cultivos y una semana después, 2 frascos ya presentaban formación del precipitado negro y en casi todos se observó mayor turbiedad. Hasta el momento en 8 frascos ya se observa precipitado negro (fig. 2b), por lo cual, la modificación al medio tuvo resultados positivos para el enriquecimiento. Debido a la gran diversidad de BSR, varias sustancias pueden ser utilizadas como donadores de electrones para metabolismos particulares. De acuerdo a Hao y colaboradores (2014), se recomienda una mezcla de donadores de electrones o fuentes de carbono para el crecimiento de las BSR, aunque el medio BSR tiene varias fuentes de carbono no hubo buen crecimiento, por lo cual, parte de éxito del medio modificado puede atribuirse a la presencia de etanol, ya que es un sustrato de fácil degradación. Por otro lado, la peptona también pudo tener un efecto positivo al ser empleado para el cultivo de microorganismos de difícil crecimiento.

Los cultivos serán observados con microscopio óptico para verificar que se encuentren aislados. Aunque ya hay presencia de precipitado y turbiedad en la mayoría de los cultivos, la biomasa presente aún no es suficiente para hacer la extracción de ADN y su posterior secuenciación e

identificación. Una vez que haya la biomasa suficiente, se hará el estudio filogenético de los aislados, además se amplificará con PCR utilizando los primers DSR1F/DSR4R, los cuales se dirigen a la mayoría de los genes *dsrAB* que codifican para la enzima reductasa disimilatoria del sulfito y la cual es exclusiva de las BSR, verificándose de igual modo que se trate de sulfato-reductoras.

CONCLUSIÓN

Las BSR son microorganismos de gran importancia, ya que su capacidad para reducir el sulfato a sulfuro puede ser aprovechada para la bioremediación de efluentes contaminados con metales, metaloides y para eliminación de sulfatos. En el presente estudio, el uso de la técnica del *Roll-Tube* fue exitosa para el aislamiento de BSR, ya que se pudieron recuperar 35 microcolonias. Aunque es sabido que las BSR son de lento crecimiento, la modificación al medio BSR tuvo un efecto positivo en el crecimiento de los cultivos, dicho éxito se puede atribuir a la incorporación sobre todo de etanol y peptona. El estudio filogenético y caracterización de los aislados que se realizará posteriormente; esto permitirá proponer y establecer las condiciones óptimas para la aplicación biotecnológica de los microorganismos aislados en el tratamiento de efluentes contaminados con metales y metaloides.

AGRADECIMIENTOS

María Fernanda Pérez Bernal recibe beca de doctorado otorgado por CONACyT; Jéssica Jazmín Gómez Marmolejo recibió beca de licenciatura otorgado por DAIP de la Universidad de Guanajuato; El trabajo hace parte del proyecto BIOMETAL de Innovación Tecnológica de Cooperación Internacional Francia-México, financiado por CONACyT y ANR (No. 188775).

Referencias

- [1] Cao J., Zhang G., Mao Z., Fang Z., Yang C. (2009). Precipitation of valuable metals from bioleaching solution by biogenic sulfides. *Minerals Engineering* 22, 289–295.
- [2] Muyzer G. y Stams J.M. (2008). The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. *Nature reviews, Microbiology*, 6, 441- 454.
- [3] Hao, T-W., Xiang P-Y., Mackey H.R., Chi K., Lu H., Chui H-K., van Loosdrecht M.C.M., Chen G-H. (2014). A Review of Biological Sulfate Conversions in Wastewater Treatment. *Water Research*, doi: 10.1016/j.watres.2014.06.043.
- [4] Sánchez-Andrea I., Sanz J.L., Bijmans F.M., Stams J.M. (2014). Sulfate reduction at low pH to remediate acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials* 269, 98–109.
- [5] Hungate R. E. and Macy J. (1973), The Roll-Tube Method for Cultivation of Strict Anaerobes *Bulletins from the Ecological Research Committee*, No. 17, *Modern Methods in the Study of Microbial Ecology*. pp. 123-126.
- [6] Lewis A.E. y Hille R. (2006). An exploration into the sulphide precipitation method and its effect on metal sulphide removal. *Hydrometallurgy* 81, 197–204.
- [7] Bhagat M., Burgess J.E., Paula A., Antunes M., Whiteley C.G., Duncan J.R. (2004). Precipitation of mixed metal residues from wastewater utilising biogenic sulphide. *Minerals Engineering* 17, 925–932.
- [8] Alazard D., Joshep M., Battaglia-Brunet F., Cayol J-L., Ollivier B. (2010). *Desulfosporosinus acidiphilus* sp. nov.: a moderately acidophilic sulfate-reducing bacterium isolated from acid mining drainage sediment. *Extremophiles*. Vol. 14, Issue 3, 305-312.

EVALUACIÓN DE UN CONSORCIO BACTERIANO Y UN EFLUENTE DE BIODIGESTOR ANAEROBIO PARA LA PRODUCCIÓN DE LOMBRICOMPOSTA

Elsa A. Guerrero¹, Héctor G. Nuñez², Víctor Olalde-Portugal³, Vicente J. Álvarez¹, Rafael Veloz⁴
Graciela M. L. Ruiz-Aguilar^{1*}

¹ Departamento de Ciencias Ambientales, División Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca,
Universidad de Guanajuato, Irapuato, México.

² Departamento de Ingeniería en Agronomía, División Ciencias de la Vida, Campus Irapuato- Salamanca,
Universidad de Guanajuato, Irapuato, México.

³ Departamento de Ingeniería Agroindustrial, División de Ciencias de la Salud e Ingenierías, Campus
Celaya-Salvatierra, Universidad de Guanajuato, Salvatierra, México.

⁴ Departamento de Ingeniería Agrícola, División Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca,
Universidad de Guanajuato, Irapuato, México.

*Dirección de contacto: g.ruiz.aguilar@gmail.com

ABSTRACT

Vermicompost is an option to organic fertilization that provides soil nutrients for plants growth. The amount of water used for the vermicompost process could be a disadvantage from a sustainable point of view. In a previous study was demonstrated that using effluents from anaerobic digesters could enhance and keep vermicompost moisture content, reducing the water consumption. It has been reported some bacteria are able to help in the process by reducing cellulosic material. There is no evidence the combination of bacteria and anaerobic effluents has been used for vermicompost practices. In order to address this matter, two treatments with anaerobic effluent were prepared: with and without bacterial consortium. It was found carbon-nitrogen ratios of the treatments were decreasing over the time. Control watered with water and inoculated with bacterial consortium was the nearest to the C/N ratio limit suggested by the Mexican legislation. In all cases, highest humic acids productions were reached at 20 days and at the same time, fulvic acid achieved the lowest level during the pre-compost process. Results suggest the bacterial consortium addition during the vermicomposting process had no influence on the quality of the final product since C/N ratio and humic acids were similar to those controls with water and without bacteria.

Keywords: *Vermicompost, bacteria, biodigestor, anaerobic effluent.*

RESUMEN

La lombricomposta es una opción para la fertilización orgánica que aporta nutrientes al suelo para el crecimiento de plantas. La cantidad de agua utilizada para el proceso de lombricompostaje puede ser una desventaja desde un punto de vista sustentable. En un estudio previo se demostró que usando los efluentes de un biodigestor anaerobio puede enriquecerse y mantener la humedad en la lombricomposta, reduciendo el consumo de agua. Se ha reportado que algunas bacterias son capaces de ayudar en el proceso reduciendo el material celulósico. No hay evidencia de que la combinación de bacterias y efluentes anaeróbicos haya sido usada para prácticas de lombricompostaje. Se prepararon dos tratamientos con efluente anaerobio: con y sin consorcio bacteriano. Se observó que la relación C/N de los tratamientos disminuyó a través del tiempo. El control regado con agua e inoculado con el consorcio bacteriano presentó una relación C/N cercana al límite sugerido por la legislación Mexicana. En todos los casos, las producciones más altas de ácidos húmicos fueron a los 20 días y al mismo tiempo, los ácidos fulvicos presentaron el nivel más bajo durante el proceso de pre-compostaje. Los resultados sugieren que la adición del consorcio bacteriano durante el proceso de lombricompostaje no tiene influencia en la calidad del producto final, la relación C/N y ácidos húmicos fueron similares a aquellos controles con agua y sin bacteria.

Palabras clave: *Lombricompostaje, bacteria, biodigestor, anaerobic effluent.*

INTRODUCCIÓN

El uso de fertilizantes orgánicos es una opción que puede llegar a reducir el uso de los fertilizantes inorgánicos sintéticos dañinos para el medio ambiente, ya que conforman una fuente rica en nutrientes vegetales [5]. La lombricomposta, está constituida exclusivamente por material orgánico resultante de la transformación digestiva y metabólica de la materia orgánica que pasa a través del sistema digestivo de la lombriz [4]. El uso de la lombricomposta incrementa la fase orgánica del suelo y mejora las características fisicoquímicas para conservación y fertilización del suelo [1], y debido al enriquecimiento de nutrientes y a la viabilidad de la actividad microbiana que proveen las lombricompostas, promueven el crecimiento de las plantas y suprimen la población de organismos patógenos y la cantidad de pesticidas presentes en el suelo [3]. Un sistema de biodigestión es el conjunto de componentes que facilitan la conversión de un residuo en energía. Uno de los componentes más importantes es el biodigestor anaeróbico, éste es capaz de convertir materia orgánica, como estiércol de vaca y cerdo, aguas negras, entre otros, en metano principalmente [6]. El estiércol de vaca aplicado de manera directa en terrenos agrícolas acarrea diversos problemas, una alternativa para conformar un sistema integral para los ganaderos incluye el uso de biodigestores anaerobios, éstos además de producir metano también producirán efluentes los que pueden utilizarse para la producción de lombricompostas y así representaría un ahorro en el uso de agua en este proceso, y además se enriquecería el material lombricompostado haciéndolo apto para el uso directo en el suelo agrícola.

El objetivo de este proyecto es evaluar la producción de lombricomposta asociándola a un consorcio bacteriano lignocelulolítico, empleando un efluente de un biodigestor anaerobio para sustituir el agua de uso en la elaboración de la lombricomposta.

METODOLOGÍA

El experimento constó de dos fases: la primera un pre-compostaje en el que se acondiciona el estiércol de vaca fresco para posteriormente, en una segunda fase, ser lombricompostado. Se propusieron dos tratamientos para la fase de lombricompostaje: a) lombricomposta regada con agua e inoculada con consorcio bacteriano; y b) lombricomposta regada con efluente del biodigestor e inoculada con el consorcio bacteriano. Los controles se corrieron del mismo modo pero sin el inóculo bacteriano. Se pre-compostearon 72 Kg de estiércol de vaca para cada tratamiento, regando diariamente las camas con 1 L de agua (o efluente según el caso) durante 55 Días. Pasado este tiempo, se colocaron charolas para la fase de lombricompostaje con 5 Kg de material pre-compostado y 20 lombrices cada una. En el caso de las camas que se inocularon, se colocaron 1.39×10^5 bacterias del consorcio y se regaron con 500 mL de agua (o efluente según el caso) cada dos días, durante 37 días. Se hicieron diferentes determinaciones relación C/N, densidad aparente y humedad al inicio del pre-composteo, al inicio del lombricomposteo y al final del mismo. La determinación de ácidos húmicos y fúlvicos se realizó semanalmente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El porcentaje de humedad, la relación carbono-nitrógeno y la densidad aparente de la composta y de la lombricomposta se muestran en la Tabla 1, en donde se puede observar como los valores en los dos primeros casos presentaron un decremento. En el caso de la humedad se vio afectada a lo largo del experimento. Esto se le atribuye al estiércol de vaca fresco y al manejo y riego que se le dió a los tratamientos, puesto que la adición de agua o efluente se efectuaba para todos los tratamientos y controles independientemente si alguno de ellos lo requería o no. El porcentaje de humedad en los diferentes tratamientos de lombricompostaje está por arriba del límite establecido por la legislación mexicana el cual debe ser de 20 a 40% para las lombricompostas terminadas [4]. Sin embargo, en el caso de compostas con paja, los porcentajes de humedad alcanzan valores por arriba del 55% [2]. Esto se cumple para nuestro caso, al incorporar paja de sorgo en el sistema por lo que el contenido de humedad obtenido está acorde a lo reportado. La relación C/N en todos los tratamientos se observó por arriba del límite recomendado por la legislación Mexicana [4]. Una excepción fue el control regado con agua y que contenía bacterias, el cual fue el más cercano al límite sugerido por la norma [4].

TABLA 1. Características de las compostas y lombricompostas con bacterias y efluente de biodigestor anaerobio.

	% Humedad	Relación C/N	Densidad aparente g/mL
Límites según Legislación Mexicana [4]	20-40	0-20	0.4-0.9
<i>Pre-compostaje</i>			
Inicio con agua	80.03	111.78	0.18
Inicio con efluente	80.03	111.78	0.18
Final con agua	69.33	261.18	0.13
Final con efluente	62.68	143.78	0.19
<i>Lombricompostaje fin</i>			
Agua sin bacterias	68.65	23.61	0.36
Efluente sin bacterias	60.89	36.79	0.37
Agua con bacterias	66.34	23.10	0.34
Efluente con bacterias	64.63	38.68	0.30

La determinación de ácidos húmicos y fúlvicos a lo largo del experimento permitió observar que el comportamiento de los ácidos húmicos, en la fase de pre-compostaje fue a la baja y en la fase de lombricompostaje fue a la alta (Figura 1). Sin embargo en el caso de los ácidos fúlvicos ocurre al contrario, excepto en el caso del tratamiento de lombricompostaje regado con agua e inoculado con bacterias (Figura 1). En este caso la tendencia en la fase de lombricompostaje fue a la alta aunque la producción de ácidos fúlvicos fue menor que en la fase de pre-compostaje. De acuerdo a lo reportado por Domínguez y Edwards (2011) [2], la relación que debe haber entre ácidos húmicos y ácidos fúlvicos debe ser de al menos 1 para que se considere que la lombricomposta está madura. Se observó que la producción más alta de ácidos húmicos en la fase de pre-compostaje se dio al día 20, mientras que los ácidos húmicos tienen un fuerte decremento en el mismo día en ambos tratamientos (agua y efluente), lo cual nos indica que la relación existente entre ácidos húmicos y fúlvicos en este punto es la mayor encontrada en todo el experimento. Para la fase de lombricompostaje, los tratamientos denotan el mismo comportamiento, excepto en el tratamiento de efluente con bacterias, en el que la relación entre ácidos húmicos y fúlvicos es inversa. En el caso de los tratamientos con el consorcio bacteriano, se observó que el tratamiento con agua presentó el mayor porcentaje de ácidos húmicos, mientras que el que se regó con efluente fue el de menor rendimiento.

CONCLUSIONES

Con la finalidad de evaluar el efecto de un consorcio bacteriano lignocelulósico en la producción de lombricomposta irrigada con efluentes de un biodigestor anaerobio, se estableció un experimento. Se encontró que a los 20 días, se presenta la relación entre ácidos húmicos y fúlvicos mayor, estableciéndose como el óptimo para detener la fase de pre-compostaje e iniciar la fase de pre-compostaje. Los tratamientos con efluente se mostraron con menores rendimientos en los porcentajes de ácidos húmicos y fúlvicos con respecto a los controles con agua. Pero demostraron tener la mejor proporción entre estos ácidos que refleja un grado de madurez mayor en la lombricomposta. El consorcio bacteriano no mostró ser un factor para definir la calidad de la lombricomposta. Por lo que se demuestra que el empleo de un consorcio bacteriano puede ser incorporado al proceso de lombricompostaje sin afectar la calidad del producto final.

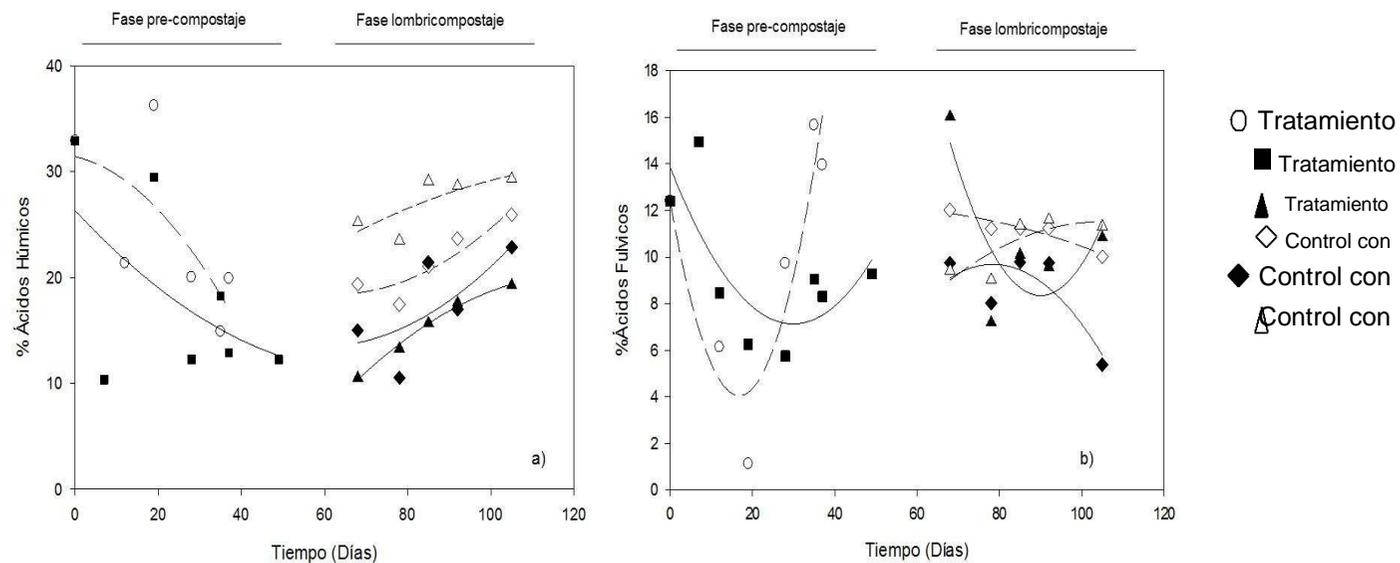


Figura 1. Porcentaje de a) ácidos húmicos; y de b) ácidos fúlvicos durante el proceso de compostaje y lombricompostaje con efluente anaerobio y presencia de bacterias. Las líneas representan la mejor regresión lineal que se adecuara a los datos

AGRADECIMIENTO

Los autores desean agradecer el apoyo económico brindado por FESE-SEP a través del proyecto "Empleo de riego tecnificado, bioabonos y agricultura de conservación como alternativas para reducir el consumo de agua y fertilizantes minerales en gramíneas" (CU3O020114).

REFERENCIAS

- [1] Barbado, J. L. 2003. Cría de lombrices. Editorial Albatros. México. Pp 56-58.
- [2] Domínguez, J., and Edwards, C. A. 2011. Relationship between composting and vermicomposting. *Vermiculture Technology*. CRC Press cap. 2 11-40.
- [3] Jayakumar, P., and Natarajan, S. 2012. Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. *Springer Plus* 26:1-19.
- [4] Normas Oficiales Mexicanas. NMX-FF-109-SCFI-2007. Humus de lombriz (lumbricomposta) – Especificaciones y Métodos de prueba.
- [5] Rodríguez, O. J. C., Loredó, C., Alcalá, J. A., Beltrán, L., Tapia, J. J., Villar, C., y García, J. L. 2010. Efecto de dosis y momento de aplicación de lumbricomposta en la producción de cebollita cambray (*Allium cepa*). *Agrofaz*. 10:99-106.
- [6] Samayoa, S., Bueso, C., Víquez, J. 2012. Guía de implementación de sistemas de biodigestión en ecoempresas. Programa Regional de Medio Ambiente en Centro América pp 13.

APPLICATION OF MICROCULTURE FOR BACTERIAL ISOLATION FROM INDUSTRIAL RESIDUE CONTAMINATED BY HEXAVALENT CHROMIUM

Mariana Pérez Medina¹, Carolina Alejandra Martínez Gutierrez², Reyna Edith Padilla-Hernández³, Julio Cesar Valerdi Negreros¹, Germán Cuevas Rodríguez⁴, Elcia M.S. Brito⁴

¹Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México (marianapermed@gmail.com); ²Universidad Autónoma de Baja California, Baja California, México (carolina.mg.seabacter@gmail.com);

³Biología, DCNyE, Universidad de Guanajuato, Mexico

⁴Ingeniería Ambiental D.I. Universidad de Guanajuato (emsbrito@gmail.com)

Keywords: *Biotechnology, bioprospection, Cr(VI), phylogenie, extremophile, alkaline.*

ABSTRACT

Leon city is nationally known for its high production of shoes and other leather products. For this activity, this city demands large quantities of hexavalent chromium [Cr(VI)] which are used for tanning the leather. That activity has affected the environment, polluting the water, air and soil of the city. Based on the fact that there are some bacteria capable of surviving on industrial residue, this can be used as a source of microorganisms which are promising to find new biotechnology applications, for example: to help removing this metal from the environment. The purpose of this work was to isolate extremophile bacteria from industrial residue for its future use in bioremediation technology. To fulfill this industrial residue sediments of the lixiviation channels, which had concentrations of Cr(VI) oscillating between 5100 to 7040 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. were prospected. Using a new approach of bacterial culture on micro-volumes, with LB and NB as culture media, 13 different strains were isolated and morphologically characterized. Our study points out that even sites that seem inhospitable to life, it can host life. In the future, these microorganisms will be used to study their possible physiological adaptations to survive under the extreme conditions observed at this site, and also to gather evidence of their capacities to biotransformation Cr(VI) to Cr(III) and the mechanisms to do this process.

RESUMEN

La ciudad de León es conocida nacionalmente por su alta producción de zapatos y otros artículos de piel. Dicha actividad, hace uso del Cromo hexavalente [Cr(VI)] para curtir la piel, lo que ha generado un gran impacto ambiental que está contaminando el agua, aire y suelo de la ciudad. Debido a que algunas bacterias son capaces de sobrevivir en dichos residuos tóxicos [1], estos pueden servir como fuente de microorganismos con potencial aplicación en biotecnología para la bioremediación de este metal del ambiente. El objetivo de ese trabajo fue aislar bacterias extremófilas de un residuo industrial para su futura aplicación biotecnológica. Para cumplir esto, se prospectaron los residuos industriales y los sedimentos de los canales de lixiviación de estos, los cuales se encontraban concentraciones de Cr(VI) total que van desde 5100 hasta 7040 μg . Por medio de siembras sólidas en placas petri, con medio de cultivo LB y NB, se logró aislar 13 cepas. Este estudio señala que sitios que parecen completamente inhóspitos, como son los residuos industriales, pueden albergar microorganismos. Como perspectiva futura, dichos microorganismos serán utilizados para estudiar los posibles adaptaciones fisiológicas que los mismos poseen para sobrevivir en dichas condiciones y realizar la biotransformación del Cr(VI) en Cr(III).

INTRODUCCIÓN

La ciudad de León es conocida nacionalmente por su alta producción de zapatos y otros artículos de piel. Dicha actividad, hace uso del Cromo hexavalente [Cr(VI)] para curtir la piel, ya que por lo general las sales de cromo trivalente (como Cr(OH) SO₄) se han utilizado para evitar la degradación de las moléculas de colágeno constituyentes del cuero[2]. La utilización desmedida de esta sal, sin el manejo adecuado de sus residuos, ha generado un gran impacto ambiental que está afectando el agua, aire y suelo de la ciudad. El cromo es un elemento que se encuentra presente de manera natural en rocas, animales, plantas, suelo y gases volcánicos. Funciona químicamente con diversas valencias, siendo las formas trivalente [Cr(III)] y hexavalente, las más estables. El Cr(III) es relativamente inocuo, mientras que el Cr(VI) es considerado la especie más tóxica, ya que este último es muy hidrosoluble atravesando fácilmente la membrana plasmática. Dentro de la célula el es transformado en formas muy reactivas que interaccionan con el DNA, entre otras moléculas. A largo plazo la exposición al Cr(VI) puede generar problemas de salud, ya que puede actuar tanto como agente mutagénico como carcinógeno [2]. Debido a estas características el Cr(VI) está en la lista de las sustancias tóxicas que deben tener su manejo controlado. En nuestro país ese sal es regido por la norma Oficial Mexicana-052-Ecología-1993. Organismos cromatorreductores, tanto eucariotas como procariotas, han sido aislados y probados ser eficientes en la transformación del Cr(VI) a Cr(III). Estudios previos han identificado la presencia de bacterias, tanto en los residuos industriales como en los lixiviados de un residuo industrial de una empresa procesadora de cromina ubicado en el estado de Guanajuato [3]. Utilizando librería de clonas, ellos han identificado que estos residuos sirven como microhábitat de diversas especies, con abundancia de las especímenes *Bacillus akibai*, *Lysobacter enzymogenes* y *Thiobacillus thioparus*. Pero en total han observado 20 especies distintas. Los microorganismos del género *Bacillus* son muy interesantes debido a que tienen la capacidad de producir esporas y han sido aislados de varios sitios con características ambientales extremas; algunos microorganismos del género *Lysobacter* han sido utilizados como fuente de enzimas y los organismos del género *Thiobacillus* han sido aplicados en procesos de biotransformación de metales. Dichas características destacan que estos residuos son muy interesantes, y que pueden ser utilizados como posible fuente de estos microorganismos para una aplicación biotecnológica para la bioremediación de este metal del ambiente. Reducir Cr(VI) a Cr(III) se puede hacer de diversas maneras, pero la reducción bacteriana ha demostrado ser una de las que presenta menor costo y no representa daños al ambiente [3]. Sin embargo, es necesario que los microorganismos estén aislados y estudiados a nivel laboratorial. Por ejemplo, cuestiones como ¿cuales son los mecanismos metabólicos que estos utilizan para la biotransformación?, ¿cuales son los productos de esta biotransformación? y ¿Cuál son los impactos que estos microorganismos podrán causar en el caso de que estos lleguen al medio ambiente? Por otro lado, es muy pequeña la cantidad de microorganismos que son aislados del medio ambiente, se estima que es sólo el 1%, y es un reto de la microbiología ambiental aumentar ese número. El objetivo de ese trabajo fue aislar bacterias extremófilas para su futura aplicación biotecnológica en la transformación de metales y metaloides. Se utilizaron técnicas tradicionales de cultivo en medio sólido y microcultivo en placas.

METODOLOGÍA

Sitio de muestreo - Se utilizó como fuente de microorganismos los residuos industriales y los sedimentos de los canales de lixiviación de una empresa procesadora de cromina, ubicada en León, Guanajuato. Se colectó el material en Enero de 2012, inmediatamente fue utilizado como inóculo para un medio mineral líquido, este se mantuvo almacenado a 4°C hasta su utilización.

Medios de cultivo – Se utilizaron los medios de cultivo LB, R2A y NB, con pH controlados de 8-9, y esterilizados en autoclave durante 40min.; donde un litro de LB contiene 10g de triptona, 5 g de levadura y 10g de NaCl, y uno de NB contiene 3g de extracto de carne y 5 g de peptona. Para los medios sólidos se utilizó 20g/L de agar bacteriano.

Técnicas de siembra – Inicialmente se realizó un precultivo en medio líquido con 1ml de la suspensión almacenada a 4°C. Después del segundo enriquecimiento en medio líquido se utilizó 10 µL del cultivo para la siembra en placas de petri, las colonias morfológicamente distintas fueron

seleccionadas y aisladas por estriación. Posteriormente cada aislado se transfirió para medio líquido, sin embargo al continuar con morfologías celulares distintas se aplicó la técnica de cultivo en microplaca. Esa consistió, en sembrar las muestras diluidas en placa de ELISA estériles (con 96 pozos). Se realizaron las diluciones de hasta 10^{-96} , donde cada pozo contenía 180 μ L de medio de cultivo y 20 μ L de inóculo. Estas se incubaron durante 24h a 30°C. Posteriormente, se observó cada pozo al microscopio óptico para verificar la morfología celular. Los pozos conteniendo una única morfología celular se transfirió para un volumen final de 5 ml y se incubó hasta obtener biomasa. Antes de la extracción del ADN estos se observaron al microscopio óptico para verificar la morfología celular. Se almacenaron estos microorganismos a -20°C en glicerol al 70%.

Extracción del ADN total – Se extrajo el ADN de los aislados con *Wizard® Genomic DNA Purification Kit* utilizando las indicaciones del proveedor que resumidamente son: al botón de células se le agregan 480 μ L de EDTA a 50mM, 10 μ L de lisozima y 10 μ L de acromopetidasa, se dejó incubar por 40 min a 37°C, se centrifugó (13000 rpm) y eliminó el sobrenadante. Después, se agregan 600 μ L de solución de lisis nuclear, y se dejó incubar durante 5 minutos a 80°C, inmediatamente se le agregaron 3 μ L de solución RNAasa y se dejó incubar a 37°C durante 30 min, Posteriormente se agregaron 200 μ L de solución precipitadora de proteínas, y se incubó en hielo durante 5min. Después centrifugar (13000 rpm por 3 min.) se transfirió el sobrenadante a un tubo nuevo, conteniendo 600 μ L de isopropanol, que después de mezclado y centrifugado, se eliminó el sobrenadante. A ese, se le adicionaron 600 μ L de etanol al 70%, se centrifugó (13000 durante 2 min.) y se eliminó el etanol. Finalmente se le agregó 100 μ L de solución de rehidratación, se dejó incubar a 65°C durante 1 h, y se almacenó a -20 °C. Se utilizó electroforesis en gel de agarose 0.5% en TAE 1X para verificar y cuantificar (indirectamente) el ADN extraído. Para la electroforesis se utilizó una cámara horizontal con TAE 0.5X como fase móvil a un voltaje de 80 Volts por 30 min. En cada pozo se aplicó 5 μ L del ADN extraído mezclado con 2 μ L de tampón de carga (0.1 μ g/ μ L, 50 μ g), igualmente se aplicó 5 μ L del marcador de tamaño molecular (*Thermo Scientific® GeneRuler 100 bp Plus DNA Ladder*).

Obtención del gen ADNr 16S. – Se utilizó en el ADN para amplificar el gen ADNr 16S por medio de una reacción en cadena de polimerasa (PCR). Se utilizó para esto el oligonucleido universal 8F (5'- AGAGTTTGATCCTGGCTCAG -3') y el oligonucleido degenerado 907R (5'- CCGTCAATTCCTTTRAGTTT-3', donde R = A ó G) produciendo ampliaciones de aproximadamente 900 pb. Para un volumen reaccional final de 25 μ L se utilizó la siguiente mezcla: Taq Buffer (10X) 2.5 μ L, dNTP (10mM) 0.5 μ L, MgCl₂ (25mM) 2 μ L, oligonucleidos 8F y 907R (10 μ M) 1.125 μ L, Taq Polimerasa (1.25 U; Fermentas®) 0.125 μ L, y DNA 0.25 – 1.0 μ L. Las condiciones de la reacción de amplificación fueron: 95°C durante 5min para la desnaturalización del ADN; 32 ciclos de 95°C durante 60 segundos, seguidos por calentamiento a 52°C por 45 segundos para el alineamiento de los oligonucleidos y calentamiento a 72°C durante 30 segundos para la elongación del fragmento; al final se calentó a 72°C durante 10 minutos para una elongación final. El termociclador utilizado fue Biorad®. Los productos de la PCR fueron verificados en electroforesis en gel de agarose 1.2 % (en TAE 1X), con TAE 0.5X como fase móvil y a un voltaje de 80 Volts por 30 min. En cada pozo se aplicó 5 μ L del producto de PCR mezclado con 2 μ L de tampón de carga (0.1 μ g/ μ L, 50 μ g), y se utilizó como marcador de tamaño molecular el *Thermo Scientific® GeneRuler 100 bp Plus DNA Ladder*.

El producto de PCR fue purificado con el kit GFX PCR DNA and Gel Band Purification Kit (GE Healthcare® Life Science).

Estudio filogenético – Los productos de PCR purificados se envían a secuenciación en el CINVESTAV IRAPUATO. La PCR se realizó con el oligonucleido universal 8F (5'- AGAGTTTGATCCTGGCTCAG -3') y se secuenció en la plataforma Sanger. Las secuencias fueron visualizadas y editadas manualmente con el software libre Bioedit; las secuencias químicas fueron descartadas del análisis. Se comparó las secuencias resultantes con las secuencias depositadas en el NCBI Gene Bank por medio de Blast, con la finalidad de encontrar filiaciones superiores a 97% de identidad. Con el software Mafit se compararon secuencias de nuestros aislados con las secuencias de las cepas tipo más cercanas, obteniendo una matriz de alineamiento. Con esta matriz se construyó un árbol filogenético con el software Mega 5.

RESULTADOS Y DISCUSION

A partir del cultivo en medio sólido se observaron varias colonias bacterianas con morfologías distintas (amarillas, blancas, cremas, naranjas, de borde liso, de borde rugoso, transparentes, etc.). Después de varias siembras se ha logrado observar una única morfología por placa, obteniendo de esta forma 32 aislados. Sin embargo, la observación microscópica de estas colonias aparentemente aisladas, presentaba diferentes morfologías celulares (Fig. 1A). Fueron varias las tentativas de aislamiento en placa de petri con técnica de extinción, pero siempre las colonias eran idénticas por las morfologías variadas. Hay algunas especímenes bacterianas que no pueden crecer solas y necesitan de otras para sobrevivir, normalmente eso se debe a que una depende de un producto de la otra. Estos. Hay también microorganismos que en cultivo presentan morfologías distintas, lo que dificulta identificarlas como especies distintas durante el proceso de aislamiento. Sin embargo, ese último se puede certificar a partir de la secuenciación. Es decir, que mismo en cultivos aparentemente no están puros, la secuenciación va haber una única secuencia, confirmando que el cultivo está puro, y que la cepa posee esta característica, múltiples morfología celular cuando en cultivo. Estos problemas prácticos dificultan mucho el aislamiento de estos microorganismos, y el trabajo de bioprospección. En el intento de obtener colonias de una única morfología, cuyas células presentarían también una única morfología, se realizó a partir de estas supuestas colonias aisladas, nuevos cultivos en medio líquido.

La técnica aplicada consistió en realizar estos cultivos en pequeños volúmenes de 200 μL con diluciones seriadas hasta 10^{-96} (Fig. 1). Después de un período de incubación de 24h, se observa una alícuota de cada microcultivo al microscopio óptico, hasta observar el microcultivo cuyas células presentan una única morfología, que en nuestro caso se encontraban entre las últimas diluciones. En algunos casos la dilución a 10^{-96} no resultaba exitosa, por lo que se debía de esa dilución, volver a realizar otra placa y volver a diluir hasta alcanzar la dilución 10^{-192} . A pesar de extenuante la técnica, sobre todo debido a la observación microscópica, que son decenas de cultivos a observar, esa presentó buenos resultados, como se puede observar en la foto 2B y 2C que ilustra que en los cultivos presentan células con una única morfología. Hasta la fecha, con esta técnica fue posible obtener 13 cepas, donde 7 se aislaron con el medio LB y 6 con el medio NB. Sin embargo, hay varias que aun se encuentran en proceso de aislamiento.

Una vez aislados, se recupera todo el microcultivo y lo transfiere para 1 mL. Se deja incubar por 15 días, y se le adiciona 5 mL de nuevo medio. Después de observar crecimiento bacteriano, se siembra en medio sólido para la realización de algunas pruebas fisiológicas cotidianas. La tabla 1 se enlistan estas características. Algunos de los aislados no crecen en medio sólido y por lo tanto no se hizo dichas pruebas.

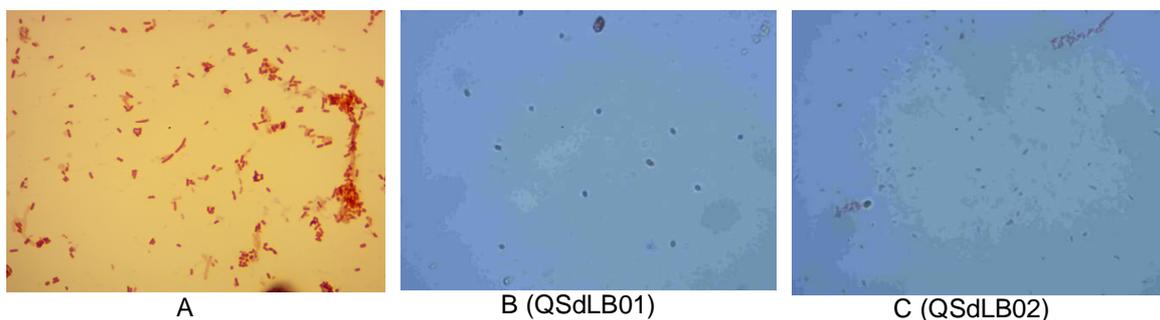


Figura 1. Cultivos en medio sólido y observación microscópica de los aislados antes y después de la técnica de microcultivo en placas. En A se observa tres morfologías celulares: bacilos alargados, coco-bacilos y cocos, y en B y C se ilustran las morfologías (diplococos) observadas después de aplicar la técnica del microcultivo.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 1. Características de los aislados obtenidos

Código de la cepa ¹	Características de la colonia	Características fisiológicas	Características microscópicas de las células
QSdLB01	Colonia transparente, circular, borde liso y pequeño.	Peroxidasa negativo, gram negativo	Baciliforme, presenta movimiento cuando está en medio líquido
QSdLB02	Colonia color crema circular, borde liso	Peroxidasa positiva, gram positivo	Baciliforme, relación diámetro-largo 1:3, presenta movimiento cuando está en medio líquido
C1 QSdLBO1	No observado	No realizado	Diplococos

(1) Las primeras letras corresponden al sitio de muestreo (Sedimento de residuo industrial), seguido por las letras del medio de cultivo del cual fueron aisladas (LB o NB), y por fin un número secuencial.

En la figura 2 se ilustra el ADN extraído de los aislados y el gen ADNr 16S amplificado que se envió a secuenciación. Los resultados de la secuenciación no fueron satisfactorios, indicando contaminación por proteínas, e imposibilitando la reacción de secuenciación para la electroforesis capilar. A continuación, el ADN extraído será dializado en membrana de celulosa (Millipore VSWPO1300 MF) y el gene ADNr aplicado para realizar el estudio filogenético de estos aislados. También, se verificará la resistencia de estos aislados a diferentes concentraciones de cromato.

CONCLUSIONES

La técnica de microcultivo hasta la exhaustión se mostró eficiente para aislar microorganismos de difícil separación. Se ha logrado aislar x cepas. Se continuarán aplicando la técnica descrita para separar los microorganismos de los cultivos que aparentemente presentan mezclas de 2 o tres morfologías. Todos los aislados se secuenciarán para realizar el estudio filogenético de estos.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo hace parte del proyecto BIOMETAL de Innovación Tecnológica de Cooperación Internacional Francia-México, financiado por CONACyT y ANR (No. 188775).

REFERENCIAS

- [1] Cheunga, K., Gu, J (2007) Mechanism of hexavalent chromium detoxification by microorganisms and bioremediation application potential: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 59(1), 8-15
- [2] Xu L, Luo M, Li W, Wei X, Xie K, Liu L, Jiang C, Liu H (2011) Reduction of hexavalent chromium by *Pannonibacter phragmitetus* LSSE-09 stimulated with external electron donors under alkaline conditions. *J Hazard Mater* 185:1169–1176
- [3] Brito EMS *et al* (2006) Bacterial biodiversity from anthropogenic extreme environments: a hyper-alkaline and hyper-saline industrial residue contaminated by chromium and iron. *Appl Microbiol Biotechnol* DOI 10.1007/s00253-012-3923-5

AISLAMIENTO DE BACTERIAS ANAEROBIAS DEL LAGO ALKALINO DEL CRÁTER DEL RINCÓN DE PARANGUEO

Rivera Martínez, Laura Guadalupe^{1✉}, Cuevas-Rodríguez, Germán², Malm Olaf³, Brito Elcia M. S.²

(1) Depto. de Biología, DCNyE, Universidad de Guanajuato, (2) Dept. Ing. Civil (Ambiental), D.I.,
Universidad de Guanajuato, (3) Inst. Biofísica Carlos Chagas (LREPF-IBCC, URFJ), Brasil
✉ e-mail: laquarima_91@hotmail.com

ABSTRACT

The Rincon of Parangueo is a Quaternary maar located in Valle of Santiago in a Michoacan-Guanajuato volcanic field in the central part of the Trans Mexican Volcanic Belt [2]. The Rincon of Parangueo crater-lake has a phreatomagmatic origin. The water's chemistry of this lake has a high salinity and pH, mainly because of desiccation process which is intensified by anthropogenic activities. The physicochemical parameters of this crater-lake and the geographic isolation could to facilitate the evolve the microorganisms with physiology highly specialized to the extreme conditions of this environment. This site is of special interest to the extreme-microorganisms applied on biotechnological researches, which can be used as source of extreme-enzymes, other compounds, and to study the origin of the live and the live out off the earth. Here we show the preliminary researches of the bioprospection of anaerobic microorganisms of Rincon of Parangueo crater-lake for the isolating sulfate reducing bacteria (BSR). The bacterial isolates were obtained using the Roll-Tube technique, the minimal mineral media used was enriched with Parangueo's water, and the anaerobic atmosphere was obtained with N₂ gas to optimize the BSR isolation. Subsequently, the genomic DNA will be extracted and the gene 16S rDNA will be amplified for phylogenetic identification of these isolates. Additionally, we show the sample characterization. We determined the content of heavy metals (Zn, Fe, Cu y Mn), the bacterial biomass and the content of exopolysaccharide (69% y 31% respectively) of the samples used as inoculum.

Keywords: Biotechnology, bioprospecting, BSR, anaerobic, Roll- tube, alkaline, extremophile

RESUMEN

El Rincón de Parangueo es un maar cuaternario localizado en el Valle de Santiago, una región volcánica de Michoacán-Guanajuato que hace parte central del cinturón volcánico transmexicano [2]. El origen del lago cráter de Rincón de Parangueo es freatomagmático [3]; La química del agua muestra una alta salinidad y pH, los cuales se formaron debido al elevado proceso de desecación, incrementadas por las actividades antropogénicas actuales [1]. Por otra parte, el aislamiento geográfico y parámetros físico-químicos presentes en ese lago cráter lo clasifica como un hábitat extremo, los cuales permitieron la evolución de microorganismos especializados conocidos como extremófilos (Valerdi et 2013). Estos hábitats extremos son de interés biotecnológico por la diversidad microbiana y las características fisiológicas que puedan presentar. En el presente trabajo se realizó la bioprospección de microorganismos anaeróbicos del lago cráter Rincón de Parangueo para el aislamiento de bacterias sulfato reductoras (BSR). Adicionalmente se determinó las concentraciones de los metales (Zn, Fe, Cu y Mn), de biomasa bacteriana y de exopolisacáridos (69% y 31%, respectivamente) de las muestras utilizadas como inóculo. Los aislados bacterianos se obtuvieron con la técnica Roll-Tube utilizando medios mínimos mineral para las BSR. Posteriormente se realizó la extracción de ADN genómico y se amplificó el gen ADNr 16S. Ese se envió a secuenciar, para la futura identificación filogenética de estos aislados.

INTRODUCCIÓN

Hoya de Rincón de Parangueo es un lago maar cuaternario ubicado en el Valle de Santiago, Guanajuato. En los años 1980, los lagos maar de la región del Valle de Santiago, más precisamente La Alberca, Cántora, San Nicolás y Rincón de Parangueo secando. Parte es debido a propia geotectónica local, pero gran parte es resultado de actividades antropogénicas tal como la sobre-explotación de sus aguas.

El agua de los lagos de cráteres en regiones subárido y templado-áridas muestran una combinación de salinidad y pH elevados, hacen que estos cuerpos acuáticos sean clasificados como hábitats extremos, en donde sólo pueden habitar microorganismos altamente especializados, los alcalófilos. El lago-cráter de Rincón de Parangueo presenta material volcánico, con bicarbonatos, carbonatos, cloruros, sodio y magnesio como iones predominantes. Dichas características mineralógicas aporta al lago alta salinidad y pHs superiores a 9. Una descripción adicional, en el interior del cráter-lago Rincón de Parangueo sustenta colonias de estromatolitos, los cuales actualmente tiene riesgo de ser destruidos por las actividades antropogénicas sobretodo de turismo. A pesar de hacer parte de patrimonio natural, la falta de información hace que la población local exploten de manera poco ecológica el sitio, por ejemplo, son ofrecidos recorridos de caballo que destruyen los stromatolitos. Dichas actividades, pueden estar destruyendo el patrimonio local, además de estarem probablemente interferir en el proceso natural de aislamiento geográfico natural del sitio.

Las condiciones naturales de un hábitat extremo facilitan el desarrollo de microorganismos extremos, las características desarrolladas dependen de estas condiciones ambientales. En el Rincón de Parangueo, se espera que haya evolucionado microorganismos alcalofílicos, con resistencias a presión osmótica, debido a elevada concentración de sales y también resistentes a radiación solar y a periodos de desecación. Se ha verificado la presencia en los tapetes microbianos alrededor de los lagos así como entre estromatolitos ligeramente húmedos. Las condiciones y características observadas en campo (p.ej., olor de sulfuro y capas de colores rojas y negras) nos hizo hipotetizar que dicho ambiente existen microorganismos sulfato reductores.

La capacidad de la sulfato reducción esta presente en varios procariontes anaerobios, tanto del dominio bacterias como arqueas. Estos poseen una amplia fisiología, pero en general son capaces utilizar una variedad de compuestos orgánicos sencillos como fuente de carbono, así como, varios compuestos del azufre para la sulfato-reducción. El objetivo del presente trabajo fue realizar la bioprospección de bacterias extremófilas anaerobias del lago-cráter del Rincón de Parangueo sobretodo las Bacterias Sulfato-reductoras (BSR).

METODOLOGÍA

Colecta – El lago del Rincón de Parangueo (20°25'N-101°15' W y 1700 m s.n.m) es uno de los cráteres volcánicos del Valle de Santiago, Guanajuato, México. En setiembre de 2013 se colectaron muestras de sedimento superficial de sus lagos para utilizarlo como fuente de microorganismos. Además, también se colectó el agua de ese sitio, y muestras de sedimento para la caracterización de algunos metales y metaloides. Se determinaron *in situ* los parámetros fisicoquímicos de conductividad eléctrica, pH, temperatura, oxígeno disuelto y salinidad con instrumentos de campo.

Para la caracterización química y microbiológica se almacenaron las muestras en tubos falcón esteriles de 50 ml. Para la bioprospección de las bacterias, se colectaron las muestras en condiciones de esterilidad mantenidas (en campo) con auxilio de un mechero a gas. Estas fueron depositadas directamente en frascos de vidrio de penicilina previamente esteriles, los cuales se cerraron con tapones de butil. Una vez en laboratorio, se burbujeó N₂ gaseoso por 5 min., y de esa forma, se mantuvo las condiciones reductoras y anaerobias.

Caracterización fisicoquímica y química. Además de las condiciones fisicoquímicas determinadas en campo (conductividad eléctrica, pH, temperatura, oxígeno disuelto y la salinidad), también se tomaron muestras para el análisis de los nutrientes. Los nutrientes estudiados fueron: el

nitrógeno amoniacal (N-NH₃), el nitrato (N-NO₃) y el fosfato (P-PO₄³⁻). Para estos se utilizó kits comerciales HASCH® cuya determinación se realiza por espectrofotometría, siguiendo las recomendaciones del fabricante.

Para la evaluación de los metales, se enviaron las muestras al Laboratorio de Radioisótopos Eduardo Penna Franca (LREPF) de la Universidad Federal do Rio de Janeiro (UFRJ - Brasil). Las muestras fueron sometidas a una digestión ácida, y después se determinaron los metales extraídos por absorción atómica de flama (Malm y col, 1989).

Caracterización microbiológica – El análisis microbiológico de las muestras se realizó el mismo día de la colecta. La actividad microbiana activa del sedimento superficial se determinó a partir de la producción de las enzimas esterasas. Estas se midieron a partir de la hidrólisis de diacetato de fluoresceína (FDA), el cual se determinó por espectrofotómetro de luz visible y se cuantificó con curva patrón como referencia externa. Adicionalmente, también se determinaron el Número Más Probable (NMP) con medio mineral MMB y tres replicas.

Medio de cultivo - Se utilizaron medios de cultivo selectivos para bacterias sulfato reductoras (BSR). Se mezclaron medios mínimos mineral y una solución mineral obtenida a partir del agua del sitio (filtrada y esterilizada 3 veces con intervalos de 24h entre cada autoclave). La proporción utilizada de agua destilada y el agua del medio fue de 1:1. Esta solución se burbujeó de N₂ gaseoso para mantener la condición anaeróbica. También se le adicionaron el FeSO₄ y S⁰ para actuar como aceptadores de electrones, 0.5 ml de lactato, piruvato, glicerol y acetato (1M) como fuente de carbono, y resazurina como indicador de oxidación-reducción. Con ese medio, cuyo pH era superior a 9, se preparó un pre-cultivo inoculado con la muestra de sedimento superficial, anteriormente descrita. Se dejó a incubar por 15 días. De esa suspensión se realizaron diluciones seriadas (1 mL del pre-inoculo para 9 ml de medio fresco), en frascos de penicilina y en condiciones anaeróbicas. Estos fueron utilizados para aislamiento de los microorganismos anaerobios restringidos con la técnica del Roll- Tube.

Roll-Tube (Hungate, 1960). Inicialmente se lavó el agar bacteriano con agua destilada (5X), para asegurar una capa realmente transparente de agar-sólido. En tubos de Hungate, se preparó 4 mL agar lavado (30g/L). Se esterilizó en autoclave, y aún caliente, se le añadió 6 ml de la solución del medio, y se le inyectó 10 µL de la suspensión del inóculo en diferentes diluciones. Inmediatamente se le sometió a un baño de hielo para rodar el tubo hasta formar una ligera y delgada capa de agar solidificada sobre la superficie del tubo. Posteriormente se inyectó, por 2 minutos, N₂ gaseoso al tubo para mantener la condición anaeróbica. Los cultivos realizados se incubaron a 37 °C por 15 días. Las colonias aisladas vistas en los tubos en roll tube, se colectaron en atmósfera de anaerobiosis, y se las transfirieron individualmente a un medio líquido. Se dejaron incubar hasta la observación del aumento de biomasa.

PONGA AQUÍ LA FOTO DEL ROLL TUBE, EL ESQUEMA Y UNA FOTO TUYA TRABAJANDO EN LA BOLSA

Observación microscópica - Se tomó muestra del medio líquido para observar en microscopía en campo claro (aumento de 1000x). Se realizó la tinción de Gram para verificar la morfología de los aislados. Los aislados con una única morfología celular, y con biomasa suficiente para formar una pastilla, se utilizaron para la extracción de su ADN genómico.

Extracción de DNA- La extracción de ADN genómico se realizó con el kit Wizard® Genomic DNA siguiendo las recomendaciones del proveedor del producto. El DNA obtenido se verificó por electroforesis (75 volts durante 45 minutos) en gel agarosa al 1%. Estos fueron utilizados como molde para la amplificación del gen ADNr 16S la cual se realizó por la Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR). Para la PCR se utilizaron los oligonucleótidos 8F (5'-GGATCCAGACTTTTGATYMTGGCTCA G) y 907R (5'- CCGTCAATTCMTTTGAGTTT). Se probaron varias concentraciones de ADN (0.5 µl, 1 µl y 2 µl). La reacción de amplificación inició

con una desnaturalización a 94 °C durante 5 min seguida de 33 ciclos del siguiente patrón de incubación: 94 °C durante 1 min, 52 °C durante 45s y 72 °C durante 1 min., después se aplicó una extensión final a 72 °C por 10 minutos. Estos productos se verificaron por electroforesis (75 volts durante 45 minutos) en gel agarosa al 1.5%. Antes de enviar a secuenciación estos productos fueron sometidos a una purificación con el kit comercial MoBio, el cual elimina los primers y productos de reacción no utilizados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el día de la colecta la conductividad eléctrica estuvo en 33.3 mS/cm, el pH 10.07, la temperatura del agua entre 22.3 - 24.4 °C, el oxígeno disuelto 7.6 mg/L y la salinidad de 22.35 g/L (Tabla 1). El lago del Rincon de Parangueo es un lago raso formado por agua acumulada durante el periodo de las lluvias y por agua de runoff. La conductividad, pH y salinidad de estas aguas son resultados de la disolución de los minerales del propio cráter. Como anteriormente descrito, el lago posee varios iones con predominancia de los bicarbonatos, carbonatos, cloruros, sodio y magnesio. La temperatura y el oxígeno de estas aguas, por su vez, es resultante de características climáticas del momento en que se estuvo realizando la colecta. La temperatura del lago resulta del calentamiento diurno por la absorción de la energía del sol, y el oxígeno parte de las microalgas y microorganismos autótrofos del lago, pero también por la interacción del agua del lago con la atmósfera. Como hoy hay impedimentos y anteojos para el aire en movimiento, ese es responsable por gran parte del contenido de oxígeno del lago. Desafortunadamente no teníamos instrumentos para hacer la caracterización química del sedimento. El contenido de los nutrientes (Tabla 1), clasifica el lago como oligotrófico. Tal cual ocurre con los parámetros físico-químicos ya descritos, el aporte de nutriente para el lago proviene principalmente con el agua de lluvia y de runoff. Los metales estudiados también mostraron valores no muy elevados compatibles con el esperado. Los valores elevados de Fe son normales.

Tabla 1. Valores observados en la determinación de los parámetros químicos y físico-químicos en el día de muestreo.

Parámetros físico-químicos ⁽¹⁾		Caracterización química	
Conductividad eléctrica (mS/cm)	33.3	N-NH ₃ (mg/L)	248.75 ⁽¹⁾
pH	10.07	N-NO ₃ (mg/L)	265 ⁽¹⁾
Temperatura (°C)	22.3- 24.4	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	300 ⁽¹⁾
Oxígeno disuelto (mg/L)	7.60	Zn (mg/g)	No detectable
Salinidad (g/L)	22.35	Cu (mg/g)	6.73 ± 1.1 ⁽²⁾
		Mn (mg/g)	21.8 ± 4 ⁽²⁾
		Fe (mg/g)	500 79 ⁽²⁾

(1) medidas tomadas a partir de muestras del agua y (2) a partir de muestras de sedimentos

La caracterización microbiológica de las muestras de los sedimentos superficiales sugieren que a pesar de las características extremadamente alcalinas y de la elevada salinidad, ese sedimento presenta elevada actividad bacteriana como se puede observar a partir de la determinación del FDA hidrolizado (Tabla 2). Los resultados de la actividad microbiana y la estimación del número más probable de los microorganismos heterotróficos tuvieron en prácticamente en misma orden, a pesar de que en trabajos anteriores tenemos observados que la técnica del NMP no es ideal para ambientes extremos, lo mismo no se observó en el caso de ese muestreo. Se determinó, por diferencia de peso natural y liofilizada, que la muestra del tapete microbiano estudiado presentaba elevado contenido de agua (83%). Adicionalmente, después de liofilización se extrajo de ese tapete la fracción de los exopolisacáridos, y identificamos que aproximadamente 70% de ese tapete se forma de biomasa y que tan solo 30% es de EPS.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 2. Valores observados en la determinación de los parámetros microbiológicos para las muestras del tapete microbiano estudiado y que se utilizó como fuente de microorganismos en ese trabajo.

FDA hidrolizado	9.5×10^3	% biomasa	69
NMP	2×10^3	% EPS	31
		% humedad	83

Se realizaron 12 réplicas con la técnica de Roll-Tube en distintas concentraciones, y se utilizaron diferentes volúmenes del inóculo diluido (10 µl, 20 µl, 50 µl y 100 µl). De estas réplicas se aislaron 8 colonias, las cuales se trasladaron al medio líquido manteniendo las condiciones de anaerobiosis. Tras el análisis morfológico de estos aislados (con Tinción de Gram) se determinó que sólo se obtuvo un aislado (Figura 1). Estas en aumento de 1000x se trataban de micrococcos gram negativos, pero algunas en fase de división, o sea, visualizados aquí como diplococos (Figura 1A). El ADN genómico de este microorganismo fue extraído, y utilizado para amplificar el gen ADNr 16S (Figura 1B). De las varias concentraciones probadas para amplificar el gen de ADNr 16S, se observa una banda muy ligera en el carril B de la Figura 2B, correspondiente al volumen de 1 µl de ADN. Para los volúmenes de 0.5 µL y 2 µL de DNA (Carril A y C; Figura 2B), no se obtuvo amplificación visible en la electroforesis. Así, se utilizaron las condiciones de la muestra del carril B para lograr más del gen ADNr 16S, el cual se purificó y se envió a secuenciación en el laboratorio de LangeBio, en el CINESTAV Irapuato, para realizar un estudio taxonómico de ese aislado. Según las informaciones del laboratorio, no se ha logrado realizar la reacción de para la secuenciación de la muestra. El posible causa para eso puede haber sido debido a una gran cantidad de sales en la muestra. Para eliminar esta hipótesis, a seguir, se realizó un dialisis del ADN de ese aislado con una membrana especial. Otra posibilidad es mejorar la eficiencia de purificación y eliminación de las proteínas. Para eliminar estos riesgos se cambió la técnica por otra, con etapas más eficientes en la eliminación de las proteínas.

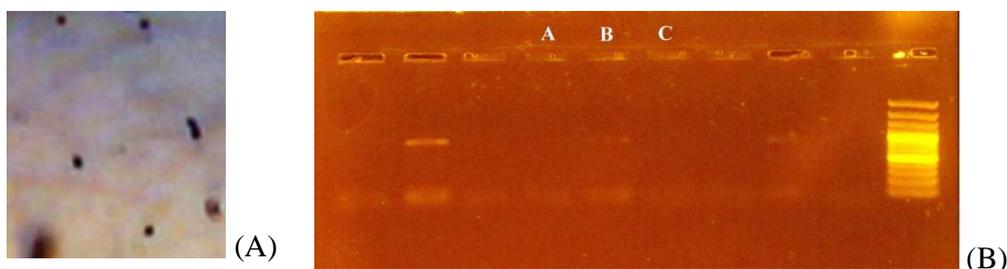


Figura 1. En A se observa la morfología celular de aislado obtenido (Microscopía óptica de campo claro; ocular de 10x y objetiva de 100x). (B) fotografía de la electroforesis del producto de la PCR con los oligonucleótidos 8F y el 907R. El fragmento esperado es de aproximadamente 900 pares de bases (según se observa en el carril del control positivo). Se utilizaron 3 concentraciones de ADN: 0.5 µL, 1 µL y 2 µL (ilustrados en la foto como carril A, B y C, respectivamente); el primer carril es el control negativo.

Para terminar, los cultivos que aún no se logran obtener una única morfología celular serán aplicados a otra metodología, hasta lograr morfologías celulares uniformes.

CONCLUSIONES

Se logró obtener varias colonias de BSR, las cuales se detectaron por la presencia de colonias negras. De estas se logró aislar una bacteria, la cual se observó que son micrococcos y microdiplococos gram negativos. Con la secuenciación se analizará si se trata de una especie. Se pretende aumentar el número de diluciones con las probabilidades de encontrar más aislados con la técnica de Roll-tube.

AGRADECIMENTOS

El trabajo hace parte del proyecto BIOMETAL de Inovacion Tecnologica de Cooperacion Internacional Francia-Mexico, financiado por CONACyT y ANR (No. 188775).

REFERENCIAS

- [1] Armienta MA, R.S. de la Cruz, Ceniceros N. et al (2008). Water chemistry of lakes related to active and inactive Mexican volcanoes. *J. Volcanology and Geothermal* , 178(2):249–258.
- [2] Cifuentes RMU y Fucuguachi JU et al (1999). Paleomagnetic study of the Valle de Santiago volcanics, Michoacán-Guanajuato volcanic field, Mexico. *Geofísica Internacional*, 38(4):217-230
- [3] Gómez JJA, Levresse Gilles, Núñez GC y González MV et al (2013). Active sinking at the bottom of the Rincon de Parangueo maar (Guanajuato, Mexico) and its probable relation with subsidence faults at Salamanca and Celaya. *Bol. Soc. Geológica Mexicana*, 65(1):169-188
- [4] Jiménez B., Marín L., Morán D., Escolero Ó., Alcocer J., Martínez V. (2005). El Agua en México vista desde la Academia. Edición Digital, Acad. Mex. Ciencias, 99-116.

USING *TILLANDSIA USNEOIDES* AS BIOMARKER OF HEAVY METALS IN THE ATMOSPHERE: GUANAJUATO TUNELS

Pedro Antonio Zárate-Santoyo^{1□}, *Elcia M.S. Brito*¹ *Adan Lino*², *Rodrigo Meire*², *Olaf Malm*², *Joao P.M. Torres*², *Gérman Cuevas-Rodríguez*¹
Dept. Ing. Civil – Ing. Ambiental, D.I., Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, ²Alnst. Biofísica Carlos Chagas Filho,(LREPF-IBCCF-UFRJ), Rio de Janeiro, Brasil

E-mail: *santoyo.pedro@hotmail.com* , *emsbrito@gmail.com*

ABSTRACT

We use *Tillandsia usneoides* as a biomonitor of metal atmospheric pollution because it is well adapted to dry and hot regions, and is usually used as a bioindicator in tropical areas [1]. *Tillandsia usneoides*, also known as “Spanish moss”, is an aerial epiphytic bromeliad that lives on trees or other kinds of inert substrates, absorbing water and nutrients directly from the environment. Due to its morphological and physiological characteristics this species accumulates the pollutants present in the atmosphere, become very efficient as air pollution biomonitors. They have no contact with soil, taking out nutrients from the atmosphere, and their tissue content largely reflects atmospheric contamination. In general, they are excellent accumulator biomonitors. The *Tillandsia usneoides* was installed on the Guanajuato network tunnels on December of 2011. The plastic passive sampler was made (sphere of 10 cm of diameter) containing 50g of *T. usneoides* , and exposed to the air during 45 days. At total were installed 21 samplers. The *T. usneoides* was collected on Santa Rosa, a site theoretically free of atmospheric input contamination, which was also used as a control. After the exposition, the plants were cut on small pieces of 1 mm, the metals (Cd, Fe, Zn, Cr, Cu and Hg) were extracted with acid, and then determined by absorption atomic flame (Varian AAS – AA240FS or FIMS 400). The metal concentrations vary of 264 - 1512 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Fe, 3.87 – 9.28 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cu, 1.55 – 292.70 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Zn, 0.56 – 4.20 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cr and 0.20 – 2.72 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Hg. The biomonitoring showed that the atmosphere in the studied areas had significantly higher metal concentrations than the control sites.

INTRODUCCION

La ciudad de Guanajuato empezó su expansión con el descubrimiento de oro en 1558, con la mina de rayas y muy pronto fue considerada la ciudad más rica de la nueva España. Dicha expansión se refleja en su población que pasa de 4 mil habitantes al final del siglo XVI y para 18 mil habitantes, en la mitad del siglo XVIII. A lo largo de su historia ha tenido problemas de inundaciones lo que llevó a los gobernantes a desviar el cauce del río Guanajuato, transformando dicho río en la calle Miguel Hidalgo y Costilla. Al final de los años 60 el gobierno local ordena una remodelación del centro histórico, y el lecho del río se convierte en la subterránea. Y varios otros túneles son construidos, creando un laberinto de calles, que sirvieron en ese momento para desviar el tráfico y desahogar el centro histórico. Actualmente, dichos túneles enlazan de manera corta y directa varios puntos de la ciudad y por eso son utilizados también por los peatones. [1, 2].

Los túneles de Guanajuato hacen parte un patrimonio histórico y cultural de la ciudad, sin embargo no poseen una ventilación adecuada y el intenso tráfico vehicular produce una contaminación atmosférica local que aún no ha sido estudiada. Aunado a esto los peatones están expuestos a dichos contaminantes por eso en este trabajo se postula estudiar parte de estos contaminantes, utilizando un bioindicador. Varios trabajos han utilizado una especie de bromelia como bioindicador de contaminación atmosférica, la *Tillandsia usneoides*. Las especies de *Tillandsia* realizan el metabolismo del ácido crasuláceo (CAM) lo que las posibilita de sobrevivir a condiciones de

extremas de sequía. Respecto a la especie de *T. usneoides*, esta es una bromelia epífita que no posee raíces y tiene su tallo y hojas cubiertas por tricomas. Dichos tricomas la posibilita absorber vapores de agua y nutrientes directamente del aire, características que explica el amplio uso de ésta especie como bioindicador de contaminación atmosférica [3]: por ejemplo, Pereira y col., la utilizaron para evaluar los contaminantes orgánicos persistentes (PCBs, HPA, dioxinas, DDTs); Malm y col., han utilizado esta especie como trazador de mercurio atmosférico en la Amazonia y Rio de Janeiro, estudiando específicamente el aire *in-door* de sitios de quema de oro y en empresas de cloro-álcali [4]. Es una especie ampliamente utilizada para estudiar metales pesados en el aire: en el parque Nacional de Itatiaia Brasil [5], en la ciudad de Sao Paulo [6], en varios puntos de Argentina [7.], en Perú [8] y col. y en Florida [9]. Los metales pesados son de interés ambiental debido a su elevada toxicidad, además su principal fuente son debido a actividades humanas. Ellos pueden ser introducidos a la atmósfera por actividades industriales, por la quema de combustibles fósiles y lubricantes, y vía la erosión de distintas actividades [5]. La concentración de estos elementos en los tejidos de la planta refleja largamente la concentración de estos poluentes atmosféricos ya que ella no posee contacto con el suelo y por eso se destaca como excelente bioindicador atmosférico. Se puede definir un buen bioindicador el organismo o parte del organismo capaz de acumular un xenobiótico y que éste contaminante no cause efecto dañoso al bioindicador en el periodo estudiado [6].

El principal objetivo de este trabajo es la utilización de la *T. usneoides* como bioindicador para evaluar la contaminación por metales y metaloides, utilizando como estudio de caso los túneles de la ciudad de Guanajuato.

METODOLOGIA

Muestreador de aire y pre-tratamiento del bioindicador – Se construyeron los muestreadores del aire a partir de cestas plásticas formando una pequeña esfera de 15 cm de diámetro. En estas cestas se colocaron 50 g del bioindicador. Para impedir que la planta se mojara en la parte superior de esa esfera se instaló un disco de 40 cm de diámetro (Figura 1). Se seleccionó un sitio en la Sierra de Santa Rosa (Guanajuato), donde aparentemente no posee fuente de los contaminantes atmosféricos estudiados, para la colecta de los bioindicadores. Únicamente se utilizó partes visualmente verdes y no secas de la planta. Estas fueron lavadas con agua y secas al aire, antes de pesar. En cada soporte se puso 50 g del bioindicador.

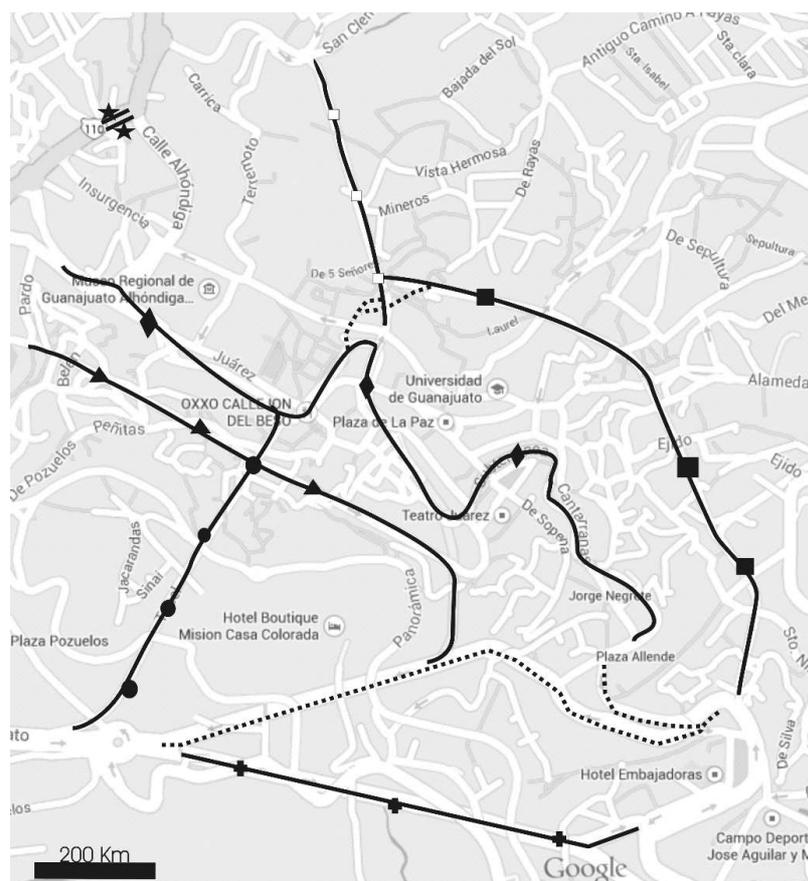


Figura 1. Muestreador y foto del bioindicador.

Sitios de muestreo – En la selección de los puntos de muestreo se llevó en consideración (a) la utilización por el tráfico vehicular, (b) la utilización peatonal, (c) la longitud del túnel (d) puntos donde había cruce de dos o más túneles. Se instalaron entre 2 a 4 muestreadores por túnel, y en la

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

parte más elevada de estos. La distribución de estos está ilustrada en la Figura 2. Dichos soportes se quedaron expuestos por 45 días, entre diciembre de 2011 y enero de 2012. En el día de la recolección de bioindicadores, se abrió los muestreadores en el sitio de muestreo, se almacenó la planta en bolsa ziploc individuales, y se envolvió cada bolsa con hojas de papel aluminio para evitar en contacto con la luz u otro agente externo. Estas bolsas se almacenaron en refrigeración (4 °C) hasta su procesamiento. La instalación y recolección de los muestreadores se realizó con el apoyo de Tránsito Municipal y la dirección de Alumbrado Público de la ciudad de Guanajuato.



- ✚ Tunnel Boulevard Guanajuato-embajadoras
- Tunnel Los Angeles
- Tunnel Ponciano Aguilar
- Tunnel Tiburcio Alvarez
- ★ Tunnel Tamazuca
- ▲ Tunnel Juan Valle
- ◆ Tunnel Miguel Hidalgo y Costilla

Figura 2 – Localización de los muestreadores en la malla de túneles de la ciudad de Guanajuato.

Determinación de metales - Las muestras fueron enviadas al Laboratorio de Radioisótopos

Eduardo Pena Franca de la Universidade Federal do Rio de Janeiro (LREFP/IBCCF/UFRJ), Brasil. En el laboratorio se cortaron las muestras de *Tillandsia* en pequeños trozos menores que 1mm. Las muestras se procesaron en triplicado.

Para la extracción del mercurio total se utilizó la metodología descrita en Bastos y col. [10] que se describe resumidamente a continuación: a 0,1 g de muestra se le agregó 5 mL de HNO₃ concentrado, 1 mL de H₂O₂, y se digirió en baño-maría a 100°C durante 1h; se enfrió en baño de hielo y se le agregó 4 mL de KMnO₄ 5%, y después se digirió (en baño-maría a 100°C) por más 30 min. Se dejó en reposo a temperatura ambiente 18h, y se neutralizó la solución con 1.5 mL de clorhidrato de hidroxilamina, 12%. Se aforó a 10 mL con agua Milli-Q, y se determinó el Hg Total en el FIMS 400. Para la extracción de los metales se utilizó la metodología descrita en Malm y col. [11].

RESULTADOS Y DISCUSION

Los resultados se presentan en la Tabla 1. Estudios han mostrado que hay una correlación lineal ($r=0.99$; $p<0.05$) entre la concentración del Hg atmosférico medido con muestreadores de aire tradicionales (que miden en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de aire) con las medidas con la *T. usneoides* (que se miden en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de planta). Además afirman que esta relación es aún más verdadera para los ambientes cerrados que los abiertos [Fonseca 2007]. Basados en esa premisa, inferimos la contaminación atmosférica directamente con el valor acumulado en el bioindicador utilizado. Adicionalmente comparamos estos datos con de otros trabajos utilizando la *T. Usneoides* también como un bioindicador de contaminantes atmosféricos.

La concentración de los metales variaron de 264 - 1512 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Fe, 3.87 - 9.28 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cu, 1.55 - 292.70 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Zn, 0.56 - 4.20 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cr and 0.20 - 2.72 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Hg. La organización mundial de salud (WHO) ha establecido los límites para la exposición ocupacional al Hg⁰ (a largos periodos) de 50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ in el aire [Fonseca 2007], y aparentemente el aire de los túneles está por debajo de ese límite, y no presenta peligro a los peatones que transitan estos túneles. Respecto a los otros metales, los datos obtenidos en la *Tillandsia* se compararon con los observados en dos ciudades metropolitanas conocidas por su pésima calidad del aire, las ciudades de Sao Paulo (SP), Brasil y la ciudad de México (DF), México. Se seleccionaron estos datos porque para estos se utilizaron también la *Tillandsia* como un bioindicador de la cualidad del aire. Se puede observar que los túneles de Guanajuato poseen elevados contenidos de Cr y de Fe comparados a los observados en SP y en el DF. Algunos túneles, tal como el Ponciano Aguilar y el Tamazuca, tuvieron concentraciones de Zn muy superiores a SP y del DF. En los túneles de Los Ángeles y la subterránea (túnel Boulevard Guanajuato-Embajadoras) los valores para el Cu fueron mucho más que los observados en dichas ciudades (56 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y 48 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para SP y el DF respectivamente, comparados a los 12.000 y 13.000 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para los túneles Los Ángeles y la subterránea, respectivamente). Por otro lado, las concentraciones de Cd y del Fe, estuvieron bajo los valores detectados en SP y DF.

Segundo Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental 24, 25 y 26 de Septiembre 2014

Tabla 1. Metales totales determinados en la *Tillandsia usneoides*. Las muestras fueron analizadas en duplicados y están expresos en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de planta digerida.

Túnel/Metal	Hg	Cr	Cd	Zn	Fe	Cu
Los Angeles	3,212±0,02	3,867±0,719	0,149±0,0	28,668±0,4	1170,5±10,1	8,322±0,032
	2,917±0,0001	3,782±0,874	0,145±0,0	26,836±1,2	1158,1±104,4	7,292±0,664
	2,025±0,370	4,950±1,151	0,098±0,0	35,554±0,4	1443,2±22,3	12,222±0,232
Boulevard Guanajuato-Embajadoras	2,025±0,01	3,119±0,061	0,207±0,1	31,732±1,8	1545,8±138,5	13,295±1,223
	0,181±0,005	2,134±0,015	0,274±0,0	38,845±0,6	816,2±3,0	3,848±0,015
Juan Valle	0,213±0,0159	1,713±0,093	0,602±0,1	33,569±0,3	831,2±94,1	
	0,222±0,0264	1,550±0,191	0,421±0,1	29,441±2,1	619,4±83,4	
	0,244±0,0193	2,098±0,203	0,341±0,2	87,333±14,9	886,1±103,5	
Miguel Hidalgo y Costilla	0,234±0,0162	2,383±0,062	0,195±0,0	31,454±0,12	893,8±25,6	4,745±0,045
	0,162±0,1569	2,925±0,184	0,233±0,0	40,029±0,2	1063,3±0,6	9,772±0,427
	0,200±0,0179	2,123±0,367	0,152±0,0	31±314±0,4	1080,5±434,3	3,493±0,604
	0,202±0,0028	1,703±0,049	0,156±0,0	35,046±0,8	1098,7±30,4	6,166±0,141
Ponciano Aguilar	0,366±0,0022	3,303±0,228	0,165±0,0	304,69±1,6	1105,7±12,4	5,016±0,0195
	0,259±0,0359	2,600±0,062	0,250±0,1	35,272±0,4	885,5±52,5	3,421±0,147
	0,217±0,0226	1,646±0,037	0,113±0,0	27,042±0,4	781,8±4,0	3,764±0,046
Tamazuca	0,309±0,0246	3,054±0,094	0,213±0,0	296,18±2,9	868,5±6,1	4,326±0,041
	0,228±0,0006	2,436±0,168	0,333±0,2	289,208±3,6	819,6±22,8	3,419±0,235
Tiburcio Álvarez	0,168±0,0012	0,562±1,023	0,342±0,2	12,55±19,3	264,7±374,3	
	2,327±0,0604	2,409±0,173	0,185±0,0	28,287±0,2	1178,7±9,5	
	0,272±0,0011	1,467±0,085	0,318±0,1	30,386±1,1	542,0±6,9	
	0,249±0,0132	1,889±0,076		35,800±0,2	872,1±2,2	
Dados de referencia		1.3 -3.7 (a)		42 -102 (a)	650 – 1189 (a)	2.7 - 56 (a)
		0,8-40,4 (b)	0,9-6,5 (b)	3,7-192 (b)	401-4368 (b)	2 - 48,4 (b)

(a) Sao Paulo [6] , (b) T. Recurvata ,Mezquiral Valley, México [10],

CONCLUSIONES

La utilización de la *Tillandsia usneoides* puede ser muy útil en la evaluación de la calidad del aire, sobre todo para los metales: Es una planta endémica en México lo que torna un método económico, y no requiere energía para ponerse en marcha. Además, se puede poner varios mostradores para realizar un análisis estadístico. Por no poseer valor económico agregado si pierden muy pocos mostradores. La comparación de los datos con de lo de la literatura hace validar la técnica.

La calidad del aire en los túneles de Guanajuato es comparable con el aire de dos grandes metrópolis, las Ciudad de Sao Paulo y el DF México, y tránsito de los peatones puede ser peligroso a la salud de estos. Sin embargo, sería muy interesante realizar este estudio temporalmente, es decir, haciendo colectas a lo largo del año.

AGRADECIMENTOS

Ese trabajo recibió el finacoiamente de CONACyT y del CNPq (proyecto de cooperación internacional Brasil-Mexico).

REFERENCIAS

- [1] Clark, Dean. "Teaching (and learning) in Guanajuato." *The Leading Edge* 5.7 (1986): 15-
- [2] Bower, D., & Bower, C. (2006). Guanajuato, Mexico. Universal-Publishers.
- [3] Vianna, N. A., Gonçalves, D., Brandão, F., de Barros, R. P., Amado Filho, G. M., Meire, R. O., . & Andrade, L. R. (2011). Assessment of heavy metals in the particulate matter of two Brazilian metropolitan areas by using *Tillandsia usneoides* as atmospheric biomonitor. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(3), 416-427.
- [4] Calasans, C. F., & Malm, O. (1997). Elemental mercury contamination survey in a chlor-alkali plant by the use of transplanted Spanish moss, *Tillandsia usneoides* (L.). *Science of the total environment*, 208(3), 165-177.
- [5] de Souza Pereira, M., Heitmann, D., Reifenhäuser, W., Meire, R. O., Santos, L. S., Torres, J. P. M., ... & Körner, W. (2007). Persistent organic pollutants in atmospheric deposition and biomonitoring with *Tillandsia usneoides* (L.) in an industrialized area in Rio de Janeiro state, southeast Brazil—Part II: PCB and PAH. *Chemosphere*, 67(9), 1736-1745.
- [6] Figueiredo, A. M. G., Nogueira, C. A., Saiki, M., Milian, F. M., & Domingos, M. (2007). Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of São Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor. *Environmental Pollution*, 145(1), 279-292.
- [7] Wannaz, E. D., Carreras, H. A., Pérez, C. A., & Pignata, M. L. (2006). Assessment of heavy metal accumulation in two species of *Tillandsia* in relation to atmospheric emission sources in Argentina. *Science of the Total Environment*, 361(1), 267-278.
- [8] Bedregal, P., Mendoza, P., Ubillús, M., Torres, B., Hurtado, J., Maza, I., & Espinoza, R. (2009). El uso de *Usnea* sp. y *Tillandsia capillaris*, como biomonitores de la contaminación ambiental en la ciudad de Lima, Perú. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 75(4), 479-487.
- [9] Husk, G. J., Weishampel, J. F., & Schlesinger, W. H. (2004). Mineral dynamics in Spanish moss, *Tillandsia usneoides* (L.) (Bromeliaceae), from Central Florida, USA. *Science of the total environment*, 321(1), 165-172.
- [10] Zambrano García, A., Medina Coyotzin, C., Rojas Amaro, A., López Veneroni, D., Chang Martínez, L., & Sosa Iglesias, G. (2009). Distribution and sources of bioaccumulative air pollutants at Mezquital Valley, Mexico, as reflected by the atmospheric plant *Tillandsia recurvata* L. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(17), 6479-6494.
- Fonseca, M. F., Bastos, W. R., Pinto, F. N., Rebelo, M. D. E. F., Torres, J. P. M., Guimarães, J. R. D., ... & Malm, O. (2007). Can the Biomonitor *Tillandsia usneoides* Be Used to Estimate Occupational and Environmental Mercury Levels in the Air?. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol*, 2(2), 129-137.

ANAEROBIC BIOTRANSFORMATION OF HEXAVALENT CHROMIUM IN BATCH REACTORS

*Alba América Moreno González, Sergio Antonio Silva Muñoz, Elcía Souza Brito, Germán Cuevas
Rodríguez, Arodí Bernal Martínez*

*Department of Civil Engineering, University of Guanajuato, Guanajuato, Mexico.
E-mails: arodiberna@ugto.com*

ABSTRACT

Since its start, the chemical industry has generated residues which have been stockpiled in deposits and which behave as loci for contamination by toxic effluents and with a high content in heavy metals. The use of anaerobic bioreactors permits the biotransformation of Cr (VI) into Cr (III) from industrial leachate. In this type of systems one of the factors that play an important part in the reduction is the source of carbon (SC). In the present study, the effect of the SC was evaluated over the reduction in different concentrations (50, 100, 150, 200, and 300 mg Cr (VI)/L). Two types of SC were used, synthetic (SCS) and alternative (SCA). Since SCS were used (pyruvate, lactate, glycerol, acetate, and yeast extract) there were 100 percent reductions observed, for 50 mg Cr(VI)/L, in a time interval of 4 days, nonetheless these sources are expensive which is why an alternative was used using SCA a mixture of waste effluents: clarified from a waste sludge of a WWTP (CL) and waste lactose water (WLW), in a batch anaerobic system. For the mixture (CL+WLW and 50 mg Cr (VI)/L) 100% removal percentages were obtained in only 2 days.

INTRODUCTION

The development of chemical industry has generated a large quantity of residues that are difficult to manipulate and treat; previously, the lack of normativity in the disposal of these residues permitted their accumulation in open air deposits, which with time have become a problem because of the production of toxic leachate with a high content of heavy metals an environmental migration; such is the case of a chemical industry in San Francisco del Rincón, Guanajuato Mexico. Industry produces and distributes chromium salts for tanning. With more than 60 years on the market, it presents an accumulation of old residues that go above 300,000 ton [1] and which constantly are found producing chemical leachates with a high concentration of hexavalent chromium [Cr (VI)]. The physicochemical processes are an alternative treatment for these effluents, but they are expensive and they present a high generation of chemical sludges.

Currently there are alternative biological treatments that have been studied and generated good results in the reduction of Cr (VI) into Cr (III), either under aerobic or anaerobic conditions. Bioreactors are inoculated with isolated microbial populations isolated from industrial deposits, these are capable of metabolizing organic and inorganic substances, intervening in the solution or precipitation of metals [2]; the activity and the growth of these populations, many times is limited by the disposition of the SC [3]. The operation with synthetic SC generates control, but also disadvantages in terms of costs, nonetheless, it is worth mentioning that residual effluents can be found in nature with a high content of nutrients, which are disposed of in the environment as residues and can be taken advantage of as natural SC.

METHODOLOGY

The sampling of leachates which are rich in Cr (VI) was performed in a chemical industry in Guanajuato, Mexico; leachates were characterized physic-chemically and the metal content was analyzed in a certified laboratory.

The biotransformation of Cr (VI) was batch evaluated in anaerobic systems, using as an SC: pyruvate (P), glycerol (G), acetate (A), lactate (L) and yeast extracts (YE). These tests were

performed on serological 100 mL bottles. Each system contained a volume of 50 mL of water coming from a sample site. Different compositions of SC were evaluated: 1) PGALYE, 2) GALYE, 3) ALYE, 4) LYE, and 5) YE. The concentration of each nutrient was 100 mM. Each of these media was prepared and 50 mg/L of Cr (VI) was added, without microorganisms and SC. Two SCA waste effluents were used: "clarified" (CL) and waste lactose water of a local cheese business (WLW) for SC a 50:50 v/v mixture was used (CL: WLW). In said sources, the reduction process was evaluated at different concentrations of Cr (VI) (50,100,150,200,250,300 mg/L) which came from the matrix of industrial leachate. The test samples were inoculated with a microbial proliferation consortium, while the control samples were treated without microorganisms. The tests were performed in serological 120 mL bottles. The conditions for the operation were: room temperature ($25\pm 2^{\circ}\text{C}$) and constant agitation at 120 rpm. These tests were monitored daily over a period of 15 days in which the parameters analyzed were the concentration of Cr (VI) by the colorimetric method of diphenylcarbazide [4] and pH. Later the culture was performed on the plaque over trypticase soy agar (TSA) with the intent of quantifying the microorganisms present in test samples once the biotransformation of metal was achieved.

RESULTS AND DISCUSSION

The leachate had a pH of 14 and 6810 mg/L of Cr (VI). In figure 2, the biotransformation of the metal through time is illustrated, and the effect of lactate as a donor of potential electrons is observed and corroborated [3, 5, 6].

This permits the total biotransformation of metal. For all treatments a reduction in the concentration of Cr (VI) was observed. The composition of SCS which most quickly reduces the concentration of 50 mg/L of Cr (VI) was LYE (91.3%) in a period of three days, while with the PAGALYE medium (which contains all of the SC) a reduction of 83% was achieved in the same time interval. With all of the SC tried, reductions of 100% were achieved in a period of 4 days, except for the YE medium, which achieved highest efficiency at 10 days (89%). This is due to the potential that compounds have to donate electrons in this medium; lactate and acetate are two nutrients that have been proven to generate this effect [5, 7].

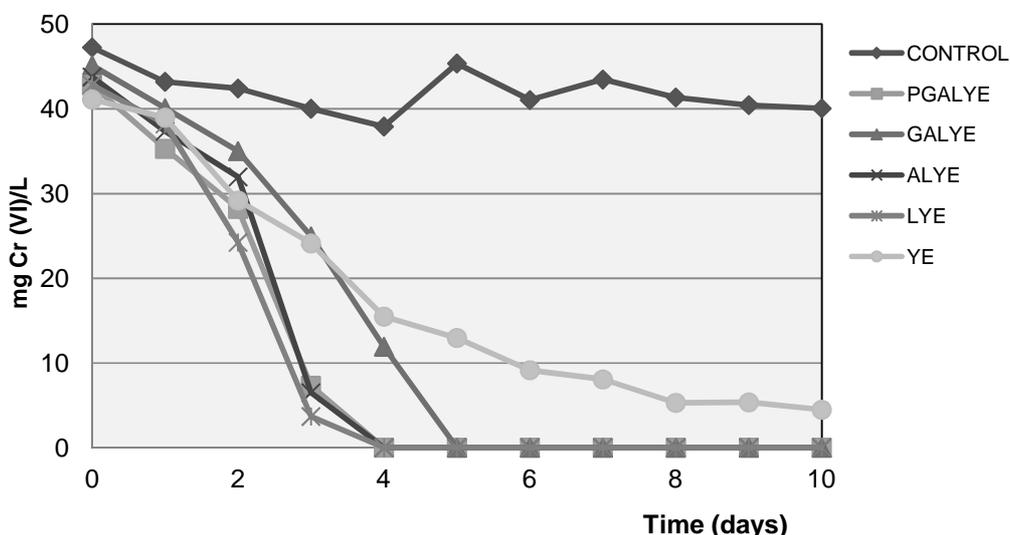


Figure 2. Behavior of the reduction of Cr (VI) in batch systems with different combinations of SC.

In this part it was concluded that lactate is an essential SC in systems for the reduction of Cr (VI), due to its high potential for the donation of electrons.

Figure 3 presents the behavior of the reduction of Cr (VI) in systems, the mixture of CL+WLV, for test samples presented a 99% reduction in 2 days for 50 mg Cr (VI)/L while for controls with the same concentration it presented only 1.2% reduction in a period of 14 days.

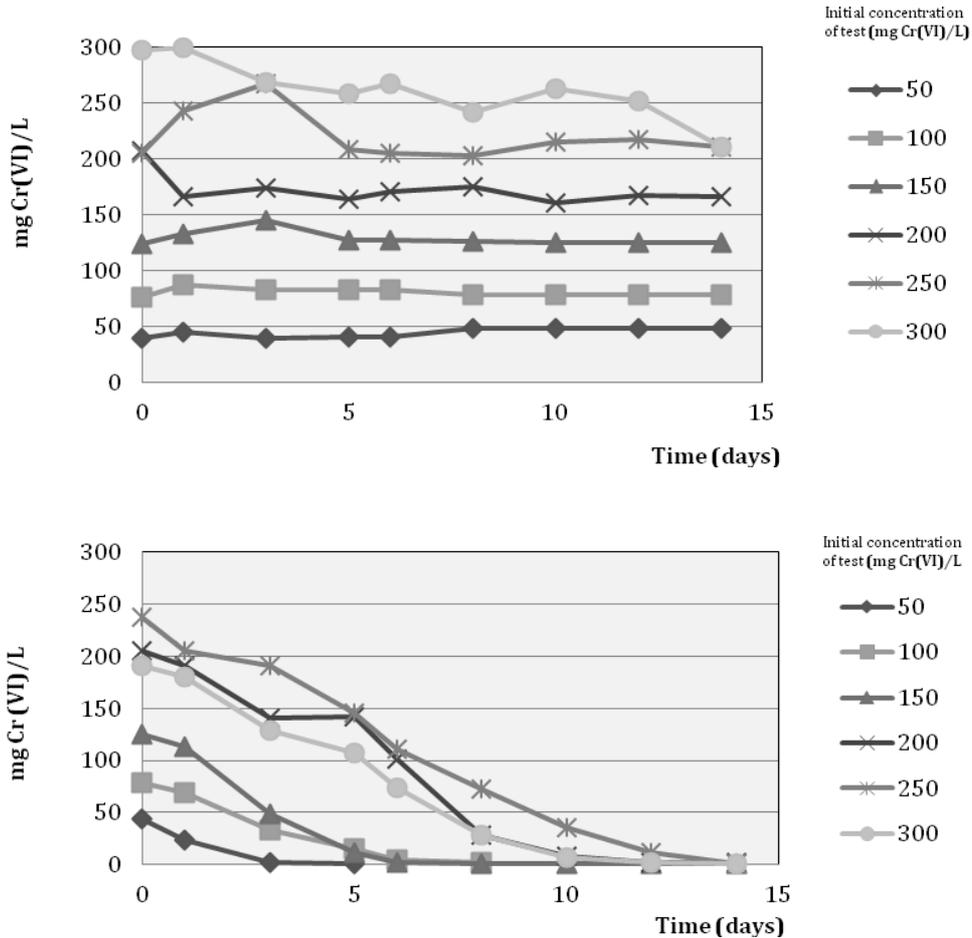


Figure 3. Effect of different doses of Cr (VI) using CL+WLV and a microbial consortium as SC. above (control samples), below (test samples).

For a mixture of CL+WLV, all test samples reached a 100% reduction of Cr (VI). The required time varied with the initial concentration of Cr in the system, while in control samples percentages of reduction were less than 3%.

From the previous results, SC is an important factor in the biotransformation of Cr (VI) such as is explained [3, 5, 7]. Lactate present in WLW presented a greater donation of electrons in the system without reducing the importance of biotransformation on the part of microorganisms. This can be observed clearly in tests with SC (CL+WLV at 300 mg Cr(VI)/L), while for the test samples, a 99% reduction was reached in 12 days, control samples only reached 29% over a period of 15 days.

With respect to the pH levels (table 1) it was observed that in systems with a combination of SC (CL+WLW) there is a considerable reduction in test samples that oscillates between 4 and 4.6 while in control samples of this same SC, the reduction in pH was not so evident. This can be because low pH levels (between 2-4) favor reactions of absorption/desorption of chromium ions and protonation/deprotonation of the cell walls. The increase of pH in the solution increases the negative charge on the cell surface because of the deprotonation of sites of metal unions [8].

Table 1. pH in the anaerobic systems for batch reduction of Cr (VI).

		Controls			Test samples		
		pH		Time	pH		Time
SC	mg Cr(VI)/L	Initial	Final	Days	Initial	Final	Days
CL+WLW	50	5.54	5.54	5	4.07	4.03	5
	100	6.36	6.4	8	5.9	4.2	8
	150	7.11	6.86	8	4.4	4.1	8
	200	7.4	7.31	12	7.4	4.4	12
	250	8.46	8.34	14	7.4	4.6	14
	300	9.0	8.65	14	9.5	4.6	14

Microbiological tests in plaques indicate that there was no reduction of growth, even though a slight reduction of CFU (colony forming unit) was observed in relation to the increment in the initial concentration of Cr (VI) in experimental systems (table 2). Gram stain of each test sample reveal that there are both gram⁺ and gram⁻ colonies.

The type of colonies presents are very similar and mostly present bacilli forms. On some occasions they join to allow diplobacilli and streptobacilli although they have also identified cocci, diplococci and coccobacillus.

Table 2. Biomass in the TSA plaques after reduction of Cr (VI) in the experimental samples.

mg Cr (VI)/L	50	100	150	200	250	300
CFU/mL	277X10 ⁻³	156X10 ⁻³	118X10 ⁻³	61.3X10 ⁻⁴	218X10 ⁻⁴	151X10 ⁻⁴

5. CONCLUSIONS

With this study we can conclude that the source of carbon is a very important factor in the biotransformation of Cr (VI) in anaerobic reactors.

Not all waste effluents present a reduction capacity (CL) and the availability of SC is another variable that should be considered (WLW); therefore it is considered convenient to use mixtures, since they present a higher percentage of reduction in batch systems (CL+WLW) for 300 mg Cr (VI)/L, reduction of 99% in 12 days while control samples only reached 29.2% in 14 days. The reduction time increased with the amount of heavy metals in the systems.

The pH in the system influences the development of the biomass and absorption and desorption reaction in cell walls, which permits a greater biotransformation of metal in systems. The most favorable pH are found between 4-7.

There is a selection of microbial populations by their resistance to extreme conditions and high concentrations of metal. The study and identification of these populations can be a great contribution for the development of economically viable alternatives for the reduction of Cr (VI), the studied industrial leachates and to avoid the contamination of the environment.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the Agence Nationale de la Recherche and CONACYT for their financing support for the project: "Bioprospection of sulfate-reducers and metal-reducers from acidic sites: biotechnological applications for the treatment of metal and metalloid containing wastes" and the Dirección de Apoyo a la Investigación y Posgrado de la Universidad de Guanajuato, for the financing backing granted for the project: "Biotransformación anaerobia de Cr (VI) en reactores de lecho fijo y biomasa suspendida". We thank CONACYT for the scholarship which was granted for upkeep during the completion of this research (2012-2014).

REFERENCES

- [1] Vullo, D.. (2003). Microorganismos y metales pesados una interacción en beneficio del medio ambiente. *Revista Química Viva* 2, (3): 1-18.
- [2] Michailides M., Tekerekopoulou A.G., Akratos C. S., and Vayenas D.V (2012). A kinetic study of biological Cr (VI) reduction in drawfill reactors". *Memoria del congreso Protection and restoration of the environment XI. Wastewater treatment and management, Thessaloniki, Greece.*
- [3] Tekerekopoulou, A., Tsiamis, G., Dermou, E., Siozios, S., Bourtzis, K. and Vayenas, D.. (2010). The effect of carbon source on microbial community structure and Cr (VI) reduction rate. *Biotechnology and Bioengineering*. 107(1): 478-487.
- [4] NMX-AA-044-SCFI-2001 Análisis de aguas, determinación de cromo hexavalente en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas, método de prueba.
- [5] Ferro, A., Contreras M. and Zaritzky, E. (2010). Cr (VI) reduction capacity of activated sludge as affected by nitrogen and carbon sources, microbial acclimation and cell multiplication. *Journal of Hazardous Material*. 176(1):657-665.
- [6] Cuevas, R., Rodríguez, D., Bernal, M., Souza, B., Gutiérrez, C., Reyna, L. (2011). Hacia la búsqueda de una simbiosis industrial para la reducción de Cr (VI) presente en lixiviados de RP. *Memorias VI Congreso Internacional de Sistemas de Innovación para la Competitividad 2011. Ecología Industrial e Innovación.*
- [7] Ramírez D.; Riveros R., Campos G., Cervantes C. (2009). Reducción bacteriana de cromo hexavalente: mecanismos y aplicaciones. *Revista de Educación Bioquímica*, 28(3): 73-79.
- [8] Silva, B., Figueiredo, H., Quintelas, C., Neves, I. and Tavares, T. (2009). The role of pH on Cr (VI) Reduction and Removal by *Arthrobacter Viscosus*. *International Journal of Chemical and Biological Engineering* 2(2): 100-1003.