



Potencial biotecnológico para la valorización de residuos generados en granjas porcinas y cultivos de trigo

Biotechnological potential for the valorization of waste generated from pig farms and wheat cultivation

Luis Humberto Álvarez Valencia^{a*}, Refugio Bernardo García Reyes^{b**},
Ruth Gabriela Ulloa Mercado^{c*}, Maritza Arellano Gil^{d*}, Alcione García González^{e**}

RESUMEN

Objetivo: identificar las biotecnologías disponibles para valorizar y tratar los residuos generados en granjas de cerdos y cultivos de trigo.

Método: revisión de literatura científica y reportes gubernamentales para recopilar la información y datos presentados.

Resultados: identificación de procesos novedosos que aplican biotecnología para la obtención de productos de valor actual a partir de residuos de paja de trigo y agua residual porcina.

Limitaciones: se centra en procesos microbiológicos para la valorización de los residuos.

Principales hallazgos: se propone la aplicación de procesos que permiten la generación de energía por medios alternos y la producción de compuestos químicos de valor, aunado a la disminución de desechos que entran al ambiente.

ABSTRACT

Purpose: To identify the biotechnological processes for the evaluation and treat waste produced from pig farms and wheat cultivation.

Methodology: Scientific literature and governmental reports were reviewed in order to gather information and data.

Results: Novel biotechnological processes to obtain products from wheat straw waste and pig wastewater were identified.

Limitations: It focuses on microbial processes for the valuation of waste.

Findings: The application of processes that allow the generation of energy by alternative means and the production of valuable chemical compounds, together with the reduction of waste entering the environment is proposed.

*Instituto Tecnológico de Sonora

**Universidad Autónoma de Nuevo León



Recibido: 12 de junio de 2018;
aceptado: 1 de noviembre de 2019.



Palabras clave:
valorización; residuos agropecuarios; digestión anaerobia; recuperación de recursos.



Keywords:
Valuation; agricultural and cattle waste; anaerobic digestion; resource recovery.



Se autoriza la reproducción total o parcial de los textos aquí publicados siempre y cuando se cite la fuente completa y la dirección electrónica de la publicación. CC-BY-NC-ND

INTRODUCCIÓN

El desarrollo y crecimiento de los sistemas de producción pecuario y agrícola está directamente ligado a la demanda de los productos para satisfacer las necesidades de la población mundial actual. Específicamente, la producción de carne de cerdo y de cereales, como el trigo, ha generado un impacto económico importante, no sólo por la comercialización de los productos, sino también por la cantidad de empleos directos e indirectos que genera. Aunado al crecimiento económico, estos sectores productivos también son responsables de generar residuos que, en general, no son tratados o aprovechados adecuadamente en México, lo que representa una pérdida importante de recursos naturales de gran valor. Un manejo integral de los residuos derivados de granjas porcinas y cultivos de trigo aplicando biotecnologías actuales puede permitir disminuir su descarga, producir energía en forma de biocombustibles líquidos y gaseosos, generar productos químicos con alta demanda actual y recuperar nutrientes como nitrógeno y fósforo. En el presente trabajo se plantean diferentes estrategias biotecnológicas para la valorización de los residuos generados en granjas de cerdos y cultivos de trigo.

PANORAMA ACTUAL DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN

Impacto de la producción de carne de cerdo

En el año 2016 la producción mundial de carne de cerdo alcanzó 109.3×10^6 ton, siendo los principales productores China, la Unión Europea y Estados Unidos de América. México se ubica en el noveno lugar con una participación mundial de 1.3 %, que representa un valor de producción de 43 mil millones de pesos. El comportamiento del consumo de carne es similar a la tendencia observada en su producción. En México, octavo lugar mundial, se registra una participación de 2.1 % del consumo mundial. A nivel nacional, la producción (%) de carne se concentra en cinco entidades: Jalisco (19.5), Sonora (17.3), Puebla (12.2), Yucatán (9.3) y Veracruz (9.0). En Sonora; Navojoa, Hermosillo y Cajeme son los tres municipios con la producción más alta a nivel nacional

(Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura [FIRA], 2016).

Aunado al gran impacto económico y de generación de empleos derivado de la producción de carne de cerdo han surgido problemas ambientales por el manejo inapropiado de los residuos generados. La crianza intensiva de cerdos está asociada a daños severos al ambiente, debido a que, los sólidos y aguas residuales son descargadas sin ningún tratamiento, o bien con un tratamiento inapropiado. Los residuos pueden entrar al ambiente por fugas en lagunas mal construidas, por eventos de precipitación importantes, o bien debido al exceso de residuos que resultan en un excedente en la capacidad instalada. La magnitud y dirección del transporte de los residuos dependen de las propiedades del suelo, propiedades de los contaminantes presentes, carga hidráulica y prácticas de manejo (Burkholder *et al.*, 2007).

Los residuos o estiércol pueden contener tanto contaminantes como nutrientes (Jongbloed y Lenis, 1998), patógenos (Gerba y Smith, 2005), fármacos veterinarios (Boxall *et al.*, 2003), metales pesados (Barker y Zublena, 1996) y hormonas (Hanselman, Graetz y Wilkie, 2003). Algunos antibióticos encontrados en agua residual y estiércol porcino son: bacitracina, clortetraciclina, lincomicina, oleandomicina, oxitetraciclina, tetraciclina, tilmicosina, sulfonamidas y tilosina, en concentraciones de 2 a $40,000 \mu\text{g/L}$ (Hamscher *et al.*, 2002; Campagnolo *et al.*, 2002; Thiele-Bruhn, 2003; Christian *et al.*, 2003; Zilles *et al.*, 2005). Desafortunadamente en México no existen un inventario sobre la presencia de estos productos veterinarios en aguas residuales agropecuarias. Sin embargo, es presumible que la mayoría de los antibióticos encontrados en residuos porcinos en otras partes del mundo, también existan en México, ya que algunos tienen registro de la Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación [Sagarpa]. Uno de los compuestos que se ha logrado medir en muestras de agua residual porcina en México (Jojutla, Morelos) es la tilosina, que alcanza valores de hasta $72 \mu\text{g/L}$ (García-Sánchez *et al.*, 2013).

Impacto del cultivo de trigo

México no figura en el panorama mundial dentro de los principales productores de trigo, lo cual es evidenciado por una participación tan sólo del 0.5 % de la producción en el año 2014. Los actores principales son la Unión Europea, China, India, Rusia y Estados Unidos. Aun así, México tuvo una superficie cosechada de más de 700 mil ha y una producción de 3.7×10^6 ton en el año 2014, con un crecimiento promedio de 1.8 % entre los años 2005 y 2014. Sonora destaca como el principal productor de trigo en México, alcanzado 1.8×10^6 ton. Los principales municipios productores a nivel nacional son Mexicali y Cajeme, con una participación de 14.1 y 12.9 %, respectivamente (FIRA, 2015).

Los procesos de producción intensivos actuales buscan incrementar el rendimiento en los cultivos de trigo a través de altos suministros de nitrógeno, fósforo y plaguicidas. Estas prácticas agrícolas contribuyen en algún grado al consumo de energía, efecto de invernadero, acidificación, ecotoxicidad terrestre y toxicidad humana (Charles *et al.*, 2006), por ejemplo, en un estudio reciente se determinó que más de la mitad de los gases con efecto de invernadero generados a partir de la industria de panificación, eran producidos directamente durante el cultivo de trigo derivado del nitrato de amonio utilizado como fertilizante (Goucher *et al.*, 2017). Esto toma gran relevancia al considerar que en México se han utilizado hasta 700 mil ha (en 2014) para cultivar trigo y que se pueden aplicar hasta 350 kg N/ha. Además, el manejo del cultivo también puede incluir el uso de insecticidas, funguicidas y herbicidas; cuya aplicación y uso está asociado a enfermedades crónicas neurológicas, alteraciones hormonales, cáncer, malformaciones, defectos congénitos y la muerte en seres humanos (Juárez, Bárcenas y Hernández, 2014). Otra problemática frecuente es la quema de la biomasa residual tras la cosecha, que en muchos casos no se hace de manera controlada. Diversos reportes indican que aproximadamente 85 % de los residuos son quemados y el resto son utilizados para alimentación animal (Montero *et al.*, 2016). La quema ocasiona la generación de cenizas y material particulado emitido al aire que resulta en un riesgo potencial para la salud humana (Seyhi *et al.*, 2014). Por otro lado, también existen reportes que indican que la incorporación de los residuos al suelo puede mejorar sus características y

rendimiento del cultivo (Cortés *et al.*, 2011). Sin embargo, a la fecha no hay reportes que indiquen la cantidad de residuos incorporados al suelo.

El manejo inapropiado de los residuos porcinos y del cultivo de trigo no sólo tiene impactos ambientales adversos, sino que puede ser aún más crítico el hecho de que estos residuos no sean considerados recursos potenciales que pueden permitir la recuperación de energía, nutrientes o bien la obtención de productos químicos de gran demanda mundial a través de diversos procesos de valorización.

CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS GENERADOS

En los últimos años ha cambiado el pensamiento sobre el destino de los residuos generados por las actividades humanas. Tradicionalmente, los residuos eran considerados basura, por lo que se desestimaba y rechazaba por completo su uso. Gradualmente, los desechos están siendo considerados materias primas al ser utilizados en procesos de valorización que permitan su uso directo, o bien después de transformarlos en productos de alto valor con aplicaciones diversas.

Residuos porcinos

Las aguas residuales porcinas están formadas por material sólido y líquido acarreado por el agua de lavado. Los principales componentes son una mezcla de excretas (heces y orina), agua y alimento no utilizado. Existen diferentes factores que determinan las tasas de excreción de heces y orina como la edad del animal, madurez fisiológica, cantidad y calidad del alimento ingerido, volumen del agua consumida y clima (Pinelli *et al.*, 2004). Las granjas porcinas pueden ser catalogadas con base en la cantidad de cerdos (chica < 2 500, mediana 2 500 – 8 000, grande > 8 000) y proceso productivo (maternidad, destete, engorda, mezcla). Se ha encontrado que las granjas más grandes tienen un consumo promedio de agua menor que el consumo registrado en granjas pequeñas, lo que indica la diferencia en las prácticas de manejo del agua. Esto impacta de manera directa en la concentración de los componentes

del agua residual generada (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2014). La tabla 1 muestra que los componentes principales de las aguas residuales porcinas poseen valores muy variados, poniendo de manifiesto que existen diferentes prácticas utilizadas. Un dato interesante presentado en el Valle del Yaqui, en Sonora, es que se originan aproximadamente 1,860 ton/día de estiércol (considerando número de cabezas y edad del cerdo), lo que representa 126 ton de nitrógeno (Cervantes, Saldívar y Yescas, 2007).

Tabla 1. Características típicas de las aguas residuales porcinas

Parámetro	Valor
pH	6.5 – 7.5
DQO total (g/L)	6.0 – 50
DQO soluble (g/L)	4.2 – 21.8
DBO (g/L)	5.1 – 15.6
N-total (g/L)	2.1 – 4.8
N-HN ₄ ⁺ (g/L)	1.2 – 3.3
P-total (g/L)	1.5 – 4.3
Sólidos totales (g/L)	8.5 – 53.9
Sólidos suspendidos totales (g/L)	8.2 – 42.5
Sólidos suspendidos volátiles (g/L)	2.5 – 31.9

Fuente: adaptado de Boursier, Béline y Paul (2005, p. 335).

Residuos del cultivo de trigo

El cultivo de trigo genera una gran cantidad de residuos (paja) con potencial de ser valorizado. La paja de trigo es la segunda biomasa más abundante en el planeta, alcanza 8.8×10^8 ton anuales (Tishler *et al.*, 2015). En Sonora, anualmente, se generan cerca de 5.3×10^5 ton de paja de trigo (Vélez *et al.*, 2013). Este residuo puede contener 33-40 % de celulosa, 20-28 % de hemicelulosa y 15-20 % de lignina (Prasad, Singh y Joshi, 2007). Debido a su gran disponibilidad, bajo costo y alto contenido de carbohidratos biodegradables, la paja de trigo tiene un potencial importante como un residuo susceptible de ser valorizado (Rezania *et al.*, 2017). Lamentablemente, en muchos sitios de México, como en Baja California, sólo el 15 % de la paja de trigo es utilizada como alimento animal. El resto (85 %) se quema sin ningún beneficio energético, lo que causa serios problemas am-

bientales (Montero *et al.*, 2016) y a la salud humana. En otros estados del país no existen datos precisos sobre el destino de los residuos. Sin embargo, una práctica que también tiene alcances importantes es la incorporación de paja de trigo al suelo antes de la siguiente siembra. Esto permite mantener o aumentar el contenido de materia orgánica, incrementar la actividad micro y macro biológica del suelo, evitar la pérdida de nutrientes, así como mejorar la estructura y capacidad de retención de humedad del suelo (Castañeda y Monroy, 1984).

ESTRATEGIAS PARA LA VALORIZACIÓN DE LOS RESIDUOS PORCINOS

Digestión anaerobia sin biogás

En México, la mayoría de los sistemas de tratamiento de efluentes porcinos se lleva a cabo mediante digestión anaerobia. Este proceso permite la degradación de materia orgánica con la subsecuente producción de biogás. A pesar de lo atractivo que resulta la producción de este biocombustible gaseoso, existen al momento otras opciones que pueden permitir tener un mayor valor agregado para los residuos porcinos. La alta concentración de materia orgánica y pH óptimo de las aguas residuales las sitúan como adecuados para procesos fermentativos (tabla 1). Por ejemplo, la recuperación de productos de la fermentación como ácidos orgánicos y alcoholes puede permitir entonces la obtención de compuestos como polihidroxiclcanoatos o ácidos orgánicos de cadena media (AOCM), que son productos de alto valor y que no involucran la producción de metano. Además, también es posible obtener hidrógeno vía fermentación y electricidad en celdas de combustible microbiano sin la producción de metano.

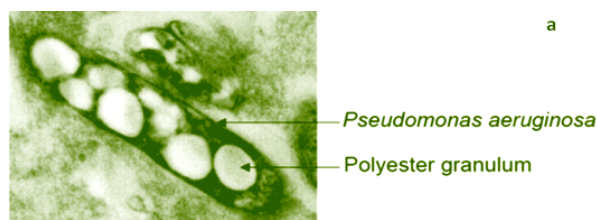
Bioplásticos

La gran cantidad de plásticos que se producen a partir del petróleo ha ocasionado el agotamiento de este recurso y serios problemas ambientales. Una alternativa viable a esta práctica, y que permitirá poco a poco reemplazar a los plásticos comunes, es la producción de biopolímeros como polilactatos, poliésteres alifáti-

cos, polihidroxicanoatos (PHA) y polihidroxibutiratos (Anjum *et al.*, 2016). De estos compuestos, el PHA es uno de los más importantes. Los bioplásticos están conformados por poliésteres intracelulares sintetizados por diferentes especies bacterianas que los acumulan como gránulos (figura 1). Dependiendo de su composición química y estructural, pueden ser empleados en aplicaciones semejantes a los plásticos de origen fósil (Queirós *et al.*, 2017). Además, resultan altamente valiosos ya que son materiales fácilmente biodegradables.

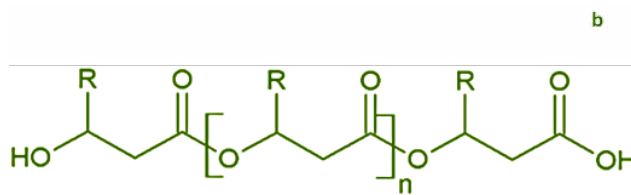
Los PHA pueden ser sintetizados por diferentes bacterias utilizando como sustratos residuos de la soya, malta, remolachas, suero de leche, aceite de cocina, hidrolizados de bagazo y glicerol, alcanzando contenidos en porcentaje en peso de 6-90 % (Bugnicourt *et al.*, 2014). Los ácidos grasos preferidos para la producción de PHA son butirato, lactato y en menor grado acetato, que son los principales productos de la fermentación (Marang *et al.*, 2013). El tratamiento de los efluentes porcinos vía fermentación puede permitir la obtención de los ácidos grasos necesarios para la posterior producción de PHA. En un estudio en el que se utilizaron efluentes porcinos y *Azotobacter vinelandii* UWD se alcanzó una producción de células en peso seco de 9.4 g/L, con el 58 % equivalente a PHA (Ryu *et al.*, 2008). Otro estudio en donde se utilizó la misma cepa reporta que se alcanzó 73.4 % de contenido de PHA en un crecimiento celular (base seca) de 10.9 g/L (Cho *et al.*, 2001). A pesar de esto, aún existe el reto de bajar los costos de producción de PHA para su efectiva producción a gran escala. Una de las estrategias es utilizar residuos que sean generados de manera constante para asegurar el suministro, por lo que el uso de aguas residuales porcinas puede ser prometedor.

Figura 1a. Microscopia electrónica de *Pseudomonas aeruginosa* que acumula gránulos de PHA



Fuente: Rehm (2007, p. 42).

Figura 1b. Estructura general del PHA



Fuente: tomada de PolyFerm Canada, s.f., para. 7.

Ácidos orgánicos de cadena media

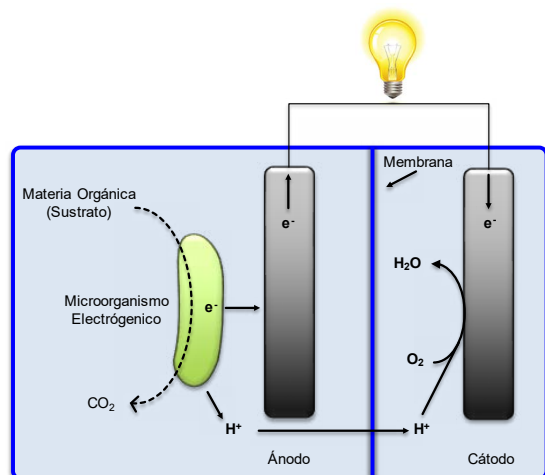
El aumento de tamaño de las cadenas de ácidos grasos puede conseguirse vía fermentación a partir de etanol y ácidos orgánicos de cadena corta (principalmente acetato), para producir AOCM. Algunos ejemplos de AOCM obtenidos vía fermentación son el *n*-caprilato y *n*-caproato, alcanzándose concentraciones de 0.32 y 8.17 g/L, respectivamente (Steinbusch *et al.*, 2011). La solubilidad del *n*-caprilato (0.79 g/L) y *n*-caproato (10.1 g/L) es relativamente baja, lo cual puede facilitar su extracción para reducir costos de producción. El *n*-caprilato y *n*-caproato sirven como agentes antimicrobianos, saborizantes, precursores de biodiesel y aditivo en combustibles de aviación (Kucek *et al.*, 2016). Este tipo de fermentación es especial y debe conducirse a pH 5.5 para suprimir la metanogénesis. Algunas bacterias que se han utilizado son *Clostridium kluyveri* (Barker *et al.*, 1945) y *Eubacterium pyruvatorans* (Wallace *et al.*, 2003). A pesar de que la producción de *n*-caprilato y *n*-caproato no es un proceso nuevo, actualmente, es limitado el número de publicaciones enfocadas en su producción. Por lo que esta temática es un área de oportunidad para la valorización de los residuos porcinos.

Bioelectricidad

La capacidad de algunas bacterias para producir una corriente eléctrica fue inicialmente establecida hace más de 100 años (Potter, 1910; 1911; 1915). Sin embargo, este conocimiento permaneció prácticamente en desuso hasta la década de los ochenta. Desde entonces, se han conducido una cantidad importante de estudios en sistemas bioelectroquímicos para producir electricidad. Estos sistemas requieren de microorganismos anaerobios capaces de utilizar aceptores de electrones insolubles o en fase sólida (i.e., ánodo) para sustentar sus requere-

rimientos energéticos, con la subsecuente generación de electricidad (Martínez y Álvarez, 2018). La figura 2 muestra el mecanismo de producción de electricidad en un sistema bioelectroquímico. La densidad de potencia máxima obtenida en sistemas bioelectroquímicos bajo distintas configuraciones y condiciones varía entre 14 y 6000 mW/m² (Rahimnejad *et al.*, 2015). Específicamente, al utilizar aguas residuales porcinas se han reportado valores de densidad de potencia (mW/m²) de 14, 88, 225 y 831 (Min *et al.*, 2005; Ichihashi, Yamamoto y Hirooka, 2012; Egbadon *et al.*, 2016; Ma *et al.*, 2016), indicando que estos residuos son factibles de ser utilizados para generar electricidad. Esta biotecnología está bajo estudio, por lo que su aplicación en procesos a gran escala es limitada. Aun así, ya se están haciendo algunos esfuerzos para escalar sistemas bioelectroquímicos con reactores de 1 m³ (Logan, 2010).

Figura 2. Mecanismo de producción de electricidad en una celda de combustible microbiana



Fuente: modificado de Rabaey y Verstraete (2005, p. 292).

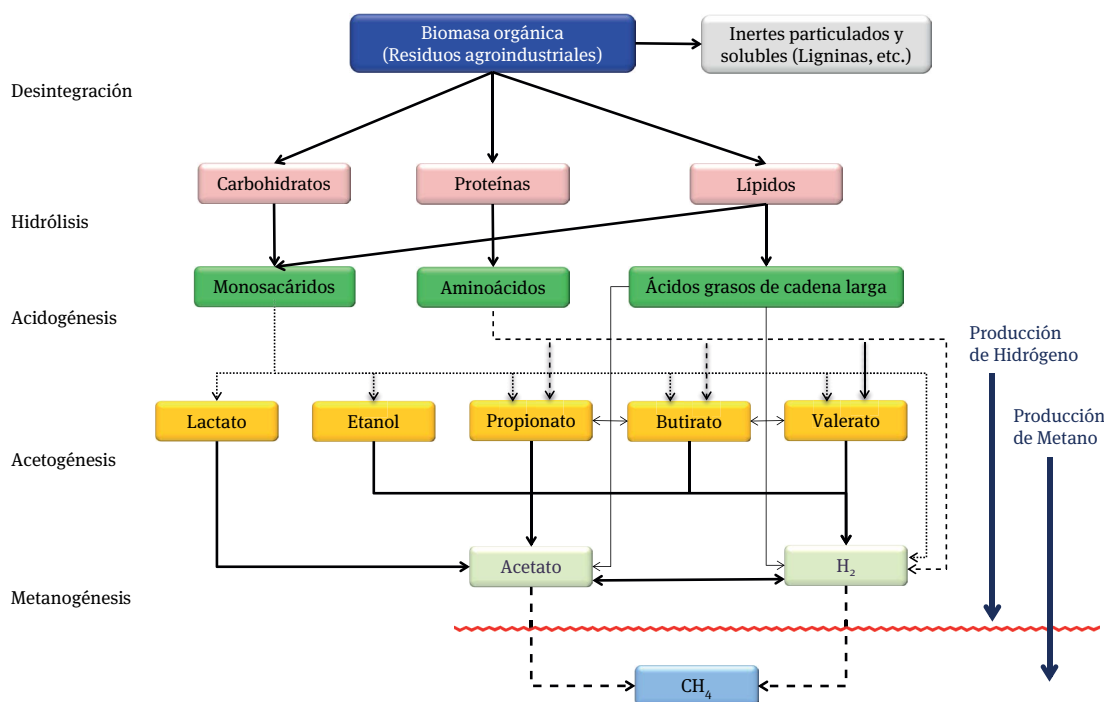
Biohidrógeno

El hidrógeno es un biocombustible gaseoso considerado el combustible del futuro debido a su alto contenido energético (141 MJ/kg vs. 55 MJ/kg del metano, vs. 48 MJ/kg de la gasolina) y porque su combustión no genera contaminantes, ya que el producto principal es agua. Además del contenido energético, el hidrógeno se prefiere por encima del metano debido a sus diversas aplicaciones industriales como la síntesis de amoníaco, procesos de hidrogenación de aceite comestible, petró-

leo y gas de lutita (Kothari *et al.*, 2012). Se puede usar directo en motores de combustión o bien para producir electricidad mediante celdas de combustible (Alves *et al.*, 2013). La fermentación oscura de materia orgánica presente en distintos residuos agroindustriales representa una biotecnología promisoría para producir hidrógeno. La producción de hidrógeno es parte del proceso de digestión anaerobia (figura 3). La fermentación es posible utilizando cepas puras o cultivos mixtos y depende grandemente, entre otras cosas, del pH, tipo de sustrato, temperatura, presión parcial, tipo de reactor y tiempo de residencia hidráulica (Ghimire *et al.*, 2015). Dentro de las limitaciones que actualmente existen y que impiden su escalamiento industrial están: el bajo rendimiento molar en relación al rendimiento máximo teórico (4 mol de H₂ por mol de hexosa) y los costos asociados a su producción. Los estudios al momento indican que los valores de rendimiento están entre 1.2 y 3.9 mol H₂/mol eqv. de glucosa utilizando tanto cepas puras como cultivos mixtos (Ghimire *et al.*, 2015).

Utilizando agua residual porcina se han alcanzado hasta 209 mL H₂/g SV después de la adición de glucosa como co-sustrato utilizando un reactor semi-continuo (Zhu *et al.*, 2009). En un estudio similar con la adición de 10 g glucosa/L se alcanzaron entre 0.05 a 0.15 L H₂/h/L, dependiendo del tiempo de residencia hidráulico de operación aplicado (Wu *et al.*, 2009). A pesar de que la producción de hidrógeno con agua residual porcina puede ser prometedora debido a su alta concentración de sustratos fermentables, es importante considerar que el estiércol contiene microorganismos metanogénicos que deben ser inhibidos a fin de evitar la producción de metano (figura 3). Además, este tipo de efluentes puede contener alta carga de amonio y sulfato, compuestos reportados como inhibitorios para la digestión anaerobia, por lo que se debe implementar alguna estrategia como mezclar la descarga con un efluente distinto para bajar la concentración.

Figura 3. Diagrama esquemático de la digestión anaerobia de materia orgánica



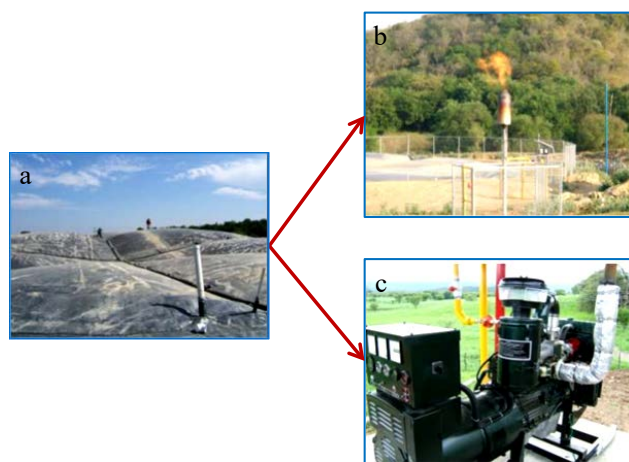
Nota: para favorecer la producción de hidrógeno en lugar de la producción de metano será necesario suprimir la última etapa del proceso (metanogénesis).

Fuente: modificado de Ghimiere *et al.*, (2015, p. 76).

Digestión anaerobia con biogás

La obtención de biogás mediante digestión anaerobia, que permite simultáneamente el tratamiento de efluentes porcinos, es una estrategia que comúnmente se utiliza en México. El proceso sigue las etapas que se indican en la figura 3, incluyendo la etapa metanogénica. En la mayoría de los casos la digestión anaerobia de aguas porcinas se lleva a cabo en lagunas de oxidación que pueden tener una cúpula de polietileno para retener el biogás y conducirlo a un quemador sin que haya un beneficio energético (figura 4). Otra estrategia es conducir el biogás hasta un motogenerador de electricidad (figura 4), que potencialmente puede producir hasta 43,200 kW-h si se mantiene en operación constante durante un mes. Esto equivale a utilizar 15,841 m³ de biogás, que es un volumen que se puede generar de 1 a 7 días dependiendo del tamaño de la granja (Sagarpa, 2007).

Figura 4. Cúpula de polietileno



Nota: a) que permite la recuperación de biogás a partir de los procesos de digestión anaerobia en una laguna de oxidación. El biogás puede ser conducido a un b) quemador o a un c) motogenerador de electricidad.

Fuente: adaptado de Sagarpa (2007, pp. 24-26).

Anteriormente se mencionó que el hidrógeno tiene un contenido energético mayor al del metano, por lo que una estrategia valiosa para recuperar una mayor cantidad de energía puede ser un proceso en dos etapas: a) producción de hidrógeno y generación de los productos de la etapa acidogénica vía fermentación oscura; y b) utilización de los productos de la fermentación oscura para la producción de biogás (CH_4 , CO_2 y H_2S). Estas dos etapas se plasman en la figura 3. Separar el proceso en dos etapas permite que el hidrógeno sea recuperado antes de que sea utilizado por las bacterias metanogénicas. El potencial energético contenido en los residuos porcinos, en función de la cantidad de metano que se puede obtener, es sumamente grande. La tabla 2 muestra valores que nos dan una idea general del potencial energético actual de los residuos sólo en Sonora.

Tabla 2. Estimación del potencial de producción de metano, su equivalente a diésel y electricidad considerando la capacidad instalada de crianza de cerdos en Sonora

Parámetro	Cantidad
Cantidad de residuos (estiércol)	3.5 kg/día ^a
Capacidad de instalada en granjas	1,591,891 cerdos ^b
Cantidad total de residuos base húmeda	5,571,618 kg/día
Cantidad total de residuos base seca	557,161 kg/día ^c
Potencial de producción de biogás	139,290 kg/día ^d
Potencial de producción de metano	83,574 kg/día ^e
Volumen de metano	127,638 m ³ /día ^f
Equivalencia de metano a diésel	49,395 L/día ^g
Potencial de producción de electricidad	525,216 kWh ^h

Nota:

^a Promedio en cerdos cuyo peso es de 30 a 110 kg.

^b Reportado en el año 2015.

^c Considerando un 90 % de humedad.

^d Considerando que el 50 % corresponde a C y que el digestor tiene una eficiencia de 50%.

^e Considerando un contenido de 60 % de metano en el biogás.

^f Aplicando la ecuación de gases ideales considerando para 83,574 kg metano /día ($n=5.2 \times 10^6$ moles), $R=0.082$ L-atm/ $^{\circ}$ K-mol, $T=298$ °K, $P=1$ atm.

^g Considerando que 1 m³ de biogás equivale a 0.378 L de diésel.

^h Considerando que 1 m³ de metano = 8,847 kcal, 1 kWh = 860 kcal, con una eficiencia en el motogenerador de 40 %.

Fuente: elaboración propia con datos de Monroy y Viniegra (1981, p. 115).

Reformado del biogás

El biogás producido mediante digestión anaerobia está compuesto principalmente por metano (50-70 %), dióxido de carbono (30-40 %) y en menor proporción ácido sulfhídrico (0.0-3.0 %) e hidrógeno (0.0-1.0 %) (Angelidaki *et al.*, 2018). A fin de promover la expansión del proceso de producción de biogás es esencial optimizar sus etapas, esto incluye que el CO_2 debe ser retirado. También, la presencia de ácido sulfhídrico es indeseable debido a sus efectos corrosivos sobre los componentes metálicos, incluyendo los generadores de energía eléctrica. La eliminación de los compuestos indeseados se denominada reformado de biogás. Este proceso permite que el biogás incremente su bajo valor calorífico para convertirlo en un combustible con altos estándares. Cuando el biogás es reformado con las especificaciones similares al gas natural se le denomina biometano (Kougias *et al.*, 2017). La literatura actual reporta 17 tecnologías para el reformado de biogás que incluyen diversos procesos biológicos, físicos y químicos. Cinco de las tecnologías con procesos físicos y químicos se encuentran actualmente a escala comercial. Las seis estrategias biológicas reportadas están en distintas etapas de desarrollo (Angelidaki *et al.*, 2018). Una de las ventajas que ofrecen los procesos biológicos de reformado de biogás, como los métodos fotoautotróficos y fermentativos, es la posibilidad de obtener productos de valor y demanda actual.

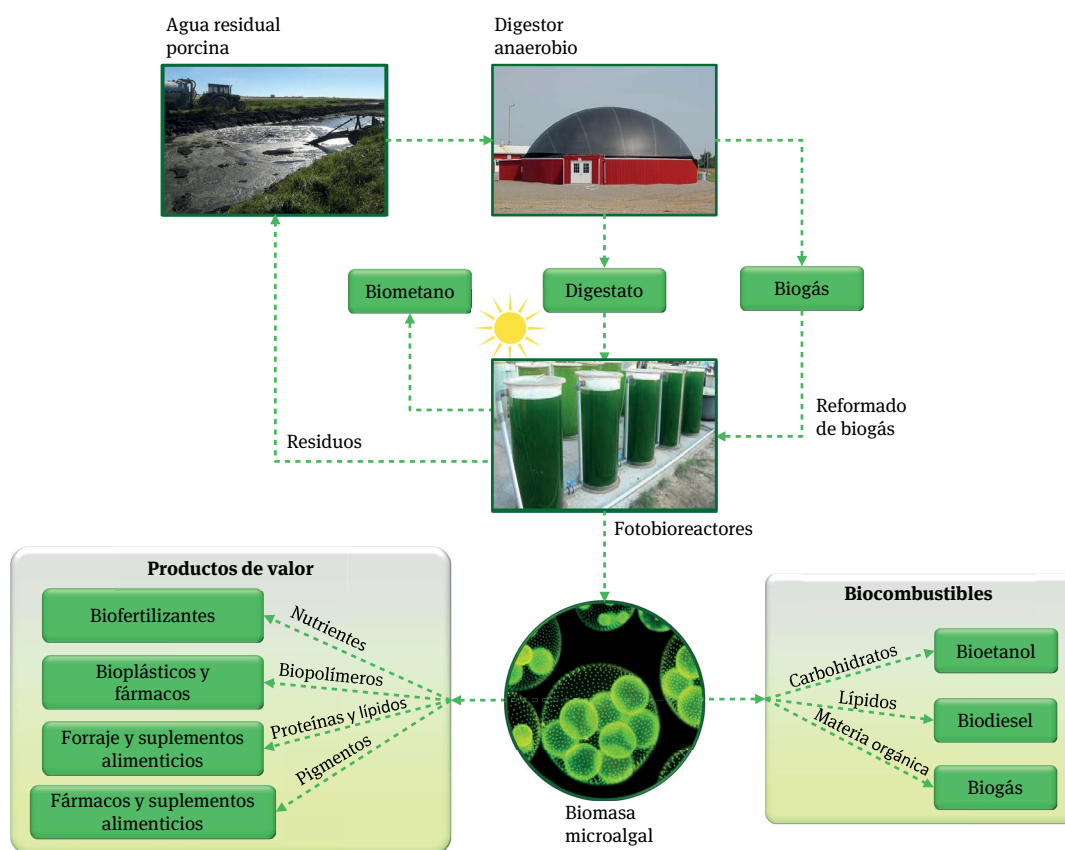
Microalgas y productos de valor agregado

La biomasa de microalgas puede producirse a partir del reformado fotosintético de biogás, que permite el consumo de CO_2 para obtener un biogás rico en metano. La recuperación de metano por este método es elevada, dependiendo del tipo de reactor y especies de microalgas utilizados. Reactores con sistemas cerrados (ej. reactores tubulares) han mostrado alto desempeño fotosintético, que se traduce en alta eficiencia de captura de CO_2 , con la desventaja de costos elevados de instalación y operación. Las especies de microalgas que han alcanzado altas eficiencias (89-99 %) de captura de CO_2 son *Mychonastes homosphaera*, *Geitlerinema sp.*, *Staurosira sp.*, *Stigeoclonium tenue* y *Chlorella sorokiniana*, lo que permite recuperar de manera eficiente el metano con rendimientos de 94-97 % (Angelidaki *et al.*, 2018).

De manera paralela al reformado de biogás es posible producir biomasa microalgal. Actualmente las microalgas son consideradas una materia prima atractiva para obtener biocombustibles y productos químicos diversos a través de procesos de biorefinería, que incluyen el cultivo, cosecha, lisis celular y extracción de compuestos. El CO_2 es utilizado por las microalgas como fuente de carbono, requieren periodos de luz y oscuridad para su crecimiento. Las microalgas producidas repre-

sentan a su vez un potencial grande para generar distintos productos como los señalados previamente en la sección *Digestión anaerobia sin biogás*, pero también otros compuestos como pigmentos, lípidos, proteínas, carbohidratos, biopolímeros y compuestos bioactivos son susceptibles de obtenerse. La figura 5 presenta un esquema global de los procesos involucrados en el cultivo de microalgas a partir de la digestión anaerobia, con y sin biogás, de los efluentes porcinos.

Figura 5. Esquema de la producción de microalgas acoplada al reformado de biogás producido durante la digestión anaerobia de residuos porcinos



Nota: a partir de las microalgas se pueden obtener diferentes biocombustibles y productos químicos de gran valor.

Fuente: modificado de Koutra *et al.*, (2018, p. 822).

Productos vía fermentación

Distintos reportes muestran la conversión de CO_2 a metano vía microbiológica, mediante la adición de hidrógeno. Sin embargo, otra opción atractiva es la generación de productos líquidos como acetato, etanol, butirato,

entre otros, a partir del CO_2 presente en el biogás (Agler *et al.*, 2011). La capacidad de convertir el CO_2 en ácidos orgánicos ha sido reportada en microorganismos como *Acetobacterium woodii*, *Butyribacterium methylotrophicum* y *Clostridium scatologenes* (Schiel-Bengelsdorf y Dürre, 2012). A pesar de estos avances, el reformado de

biogás vía fermentación de CO_2 e hidrógeno no ha sido ampliamente estudiado. Uno de los inconvenientes que impide este tipo de aplicaciones es la presencia de H_2S en el biogás, por lo que la presencia de esta y otras impurezas debe ser estudiada durante la fermentación. Gunnarsson, Alvarado-Morales y Angelidaki (2014), documentaron por primera vez la posibilidad de reformar el biogás mediante la conversión del CO_2 en ácido succínico utilizando *Actinobacillus succinogenes*. Los resultados indican que el aumento de la presión durante el proceso fermentativo (de 101 a 140 kPa) contribuye positivamente a la solubilidad del CO_2 , aumentando la producción de ácido succínico y obteniendo biometano con pureza >95 %.

Azufre elemental

La eliminación del H_2S del biogás es sumamente necesaria debido a que es un fuerte agente corrosivo de motores y otros equipos metálicos (Schieder *et al.*, 2003). Existen diferentes tecnologías que permiten eliminar el H_2S del biogás. Una opción biotecnológica que actualmente se comercializa permite tratar el biogás y gas natural, para convertir el H_2S en azufre elemental. El proceso consiste en una absorción inicial del H_2S en una solución líquida alcalina. El sulfuro de hidrógeno (HS^-) disuelto entra a un biorreactor para ser oxidado a azufre elemental por bacterias sulfooxidantes, principalmente del género *Thiobacillus*. Esto se hace bajo condiciones limitadas de oxígeno para prevenir la oxidación hasta sulfato. El azufre elemental producido es separado del líquido por sedimentación y entonces puede ser utilizado en diversas aplicaciones industriales, incluyendo su uso como un fertilizante (Kleinjan, 2005).

Fertilización: agua tratada rica en nutrientes y compostaje

La gran cantidad de nitrógeno y fósforo presentes en el agua residual porcina puede ser conservada y reciclada en agricultura, permitiendo la disminución de desechos liberados al ambiente y el uso de productos químicos fertilizantes (Salminen *et al.*, 2001). Esto se puede traducir en menor costo por fertilización y/o el incremento de los rendimientos en la cosecha. Después de recibir un tratamiento de digestión anaerobia, el

agua residual porcina posee una menor concentración de patógenos y de olores, mientras que la mayoría de los nutrientes permanece en el material digerido. La digestión anaerobia convierte la mayor parte del nitrógeno orgánico en amonio, que es una forma de nitrógeno más disponible para las plantas (Shih, 1987). El agua tratada puede ser utilizada de manera directa para riego y fertilización. En un estudio realizado en el Valle del Yaqui se encontró que el uso de agua residual tratada de origen porcino, incrementó el rendimiento de 6.6 a 7.3 ton/ha en un cultivo de trigo (Saldívar-Cabrales *et al.*, 2008). Alternativamente, los nutrientes podrían separarse vía precipitación para la producción de estruvita. La obtención de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) requiere cantidades equimolares de N, P y Mg. El P podría resultar ser el reactivo limitante cuando se utilizan aguas tratadas como las generadas en granjas porcinas, por lo que deberá ser añadido para asegurar la producción de estruvita (Cervantes *et al.*, 2007).

El compostaje de desechos sólidos representa también una alternativa para el manejo de residuos sólidos provenientes de una granja porcina. Un proceso adecuado de compostaje de la fracción sólida (estiércol) de los residuos porcinos es posible tras adicionar paja de trigo. Esta mezcla permite una mayor retención de nitrógeno (NH_4-N) e impide las emisiones en forma de NH_3-N (Bernal, Albuquerque y Moral, 2009). Si no se incorpora algún tipo de residuo agrícola, es posible perder hasta el 60 % del nitrógeno que inicialmente está presente en el estiércol (Tiquia, Richard y Honeyman, 2000), lo que se puede traducir de manera directa en una disminución de la capacidad fertilizante del producto. Por otro lado, el compostaje elimina o reduce el riesgo de esparcir patógenos, parásitos y semillas de malezas asociados con el uso directo de los residuos y permite obtener un producto que puede ser utilizado para mejorar y mantener la calidad y fertilidad del suelo (Larney y Hao, 2007).

ESTRATEGIAS PARA LA VALORIZACIÓN DE PAJA DE TRIGO

En México, el destino principal de los residuos generados a partir del cultivo de trigo es su reincorporación al suelo, alimentación animal y quema sin ningún beneficio energético. Esto último implica el desaprovechamiento

del recurso sin la posibilidad de ser valorado. Diversas estrategias tecnológicas pueden ser utilizadas para un manejo más adecuado de la paja de trigo, a fin de buscar su conversión a productos de interés actual y energía. En general, los procesos de conversión pueden incluir la producción de biomateriales, moléculas base, bioenergía y bioquímicos. Este tipo de estrategias se puede denominar “biorrefinería de paja de trigo”. Con el fin de satisfacer la demanda de materia prima para una biorrefinería, es necesario tener una superficie de cultivo de trigo de 68,700 ha (Cherubini y Ulgiati, 2010). Tan sólo en el sur de Sonora, considerando los Valles del Yaqui y del Mayo, se siembra más de cuatro veces la superficie requerida para satisfacer los procesos de una biorrefinería, ya que la superficie utilizada es aproximada a 270,000 ha. Algunos de los procesos de biorrefinería a partir de la paja de trigo se describen a continuación y también se muestran en la figura 6.

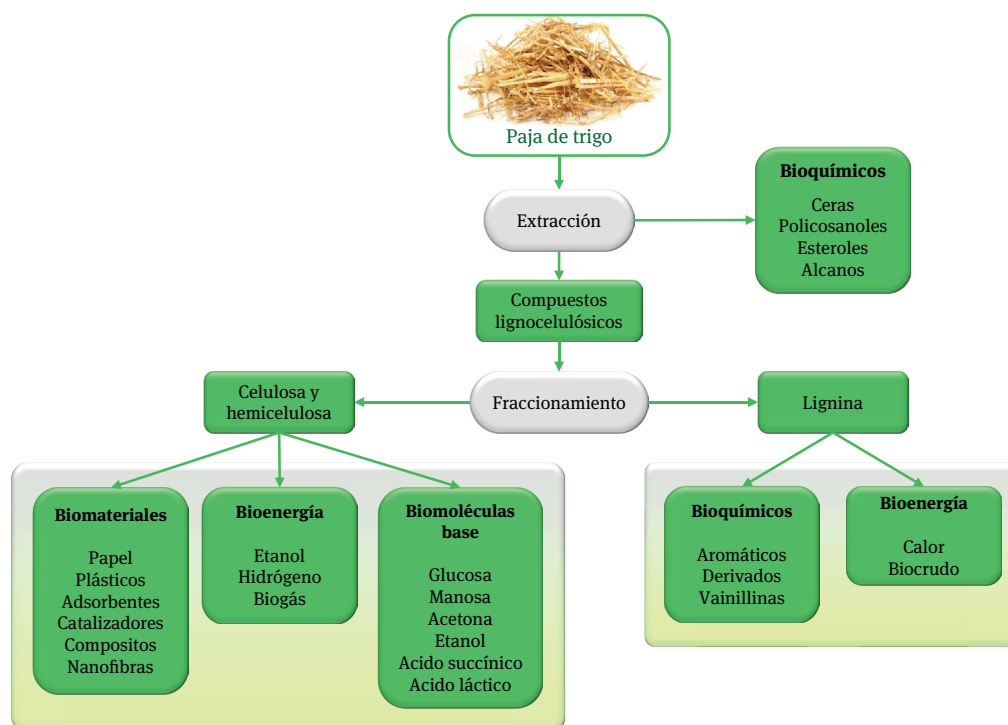
Bioenergía

La conversión de materiales lignocelulósicos a bioetanol ha sido ampliamente estudiada durante las últimas tres décadas. Este proceso incluye dos etapas: la hidrólisis de la celulosa a partir de los residuos lignocelulolíticos a azúcares fermentables y la fermentación de los azúcares a bioetanol. La hidrólisis es comúnmente catalizada por enzimas celulasas y la fermentación es posible por levaduras o bacterias (Sun y Cheng, 2002). Sin embargo, además de la producción de bioetanol, los azúcares obtenidos a partir de la hidrólisis pueden ser utilizados para alimentar los procesos de producción de hidrógeno y biogás, así como los procesos de digestión anaerobia sin biogás descritos previamente (figura 7). Esta estrategia podría incrementar el rendimiento y productividad de los procesos anaerobios debido a la incorporación de los carbohidratos como co-sustratos.

Algunos métodos de pretratamiento para los residuos lignocelulósicos que permiten obtener azúcares pueden ser físicos (pulverización mecánica, pirolisis), fisicoquímicos (explosión de vapor, explosión de fibras con amoníaco, explosión con CO_2), químicos (ozonólisis, hidrólisis ácida y alcalina) y biológicos (hidrólisis enzimática) (Sun y Cheng, 2002). La cantidad de azúcares que se puede obtener de la paja está en función de las variedades de trigo. En pajas provenientes de trigos harineros y cristalinos

se han reportado valores de 10 a 130 g de azúcares/kg de paja, en donde los principales compuestos identificados fueron glucosa y fructosa (Tishler *et al.*, 2015). Considerando la cantidad de residuos generada en Sonora (5.3×10^5 ton anuales), actualmente son desaprovechadas de 5 300 a 68 900 ton de azúcares presentes en la paja de trigo que potencialmente pueden convertirse en energía u otros productos indicados en la figura 6. Para Sonora se puede calcular, según datos reportados en la literatura, que la cantidad de paja de trigo generada (5.3×10^5 ton anuales) puede permitir la producción de hasta 7 172 kg hidrógeno/día vía conversión termoquímica (Pecha *et al.*, 2013) y de 427 m³ bioetanol/día vía fermentación (Kim y Dale, 2004). Kaparaju *et al.*, (2009), documentaron que a partir de la hidrólisis enzimática de paja de trigo y la subsecuente fermentación del hidrolizado se produjeron 0.41 g etanol/g glucosa, mientras que en la fermentación oscura se produjeron 178 mL hidrógeno/g azúcares. Los efluentes de ambos procesos fueron posteriormente utilizados para producir metano con rendimientos de 0.324 y 0.381 m³/kg sólidos volátiles, respectivamente. En otro estudio conducido con reactores tipo UASB se obtuvieron rendimientos específicos de 89 mL H_2 /g sólidos volátiles (190 mL H_2 /g azúcares) y posteriormente 307 mL CH_4 /g sólidos volátiles, con un tiempo de residencia hidráulico de cuatro días (Kongjan *et al.*, 2011).

Figura 6. Concepto integrado de biorrefinería de paja de trigo para la producción de productos químicos, energía y materiales



Fuente: elaboración propia.

Biomateriales y bioquímicos

La lista de materiales susceptibles de producirse a partir de paja de trigo es amplia, con aplicaciones diversas y con importante demanda actual. Algunos productos de alto valor que se pueden extraer son ceras, policosanoles, esteroides y alcanos (Clark *et al.*, 2006). A partir del fraccionamiento de la paja de trigo se pueden obtener los siguientes productos:

- Hemicelulosa: termoplásticos para recubrimientos y películas, hidrogeles para sistemas de liberación de fármacos y absorción de agua, apósitos para heridas, carbohidratos, xilitol para aplicaciones farmacéuticas y alimentarias, sorbitol, furfural y moléculas bioactivas contra células cancerígenas.
- Celulosa: industria de pulpa y papel, carbohidratos, cosméticos, etileno, nitrato de celulosa, acetato de celulosa, xantano de celulosa, nanofibras y etileno.
- Lignina: adhesivos, pinturas, recubrimientos, vainillina, ácido ferúlico, ácido cumárico, fenoles, ácido acético, agentes emulsionantes y agentes

dispersantes (Bilal *et al.*, 2017; Clark *et al.*, 2006; Farhat *et al.*, 2017).

Dada la extensa gama de productos que se pueden obtener a partir de la paja de trigo, resulta difícil hacer una descripción completa y a detalle para muchos de éstos en el presente trabajo, por lo que solamente se mencionaran algunos ejemplos. A partir de la plataforma de carbohidratos de 5-C (xilosa, arabinosa) y 6-C (glucosa, galactosa, manosa), que son productos de la degradación de la celulosa y hemicelulosa, es posible producir 1,4-diacidos (ácido succínico, ácido fumárico, ácido málico), ácido 2,5-furanodicarboxílico, ácido 3-hidroxipropionico, ácido aspártico, ácido sacárico, ácido glutámico, ácido itacónico, ácido levulínico, 3-hidroxibutirolactona, glicerol, sorbitol y arabitól (Isikgor y Becer, 2015). La acetona también es posible obtenerla de residuos lignocelulósicos y puede ser convertida a productos como etileno, etilenglicol butadieno, propileo y cloruro de vinilo, que tienen im-

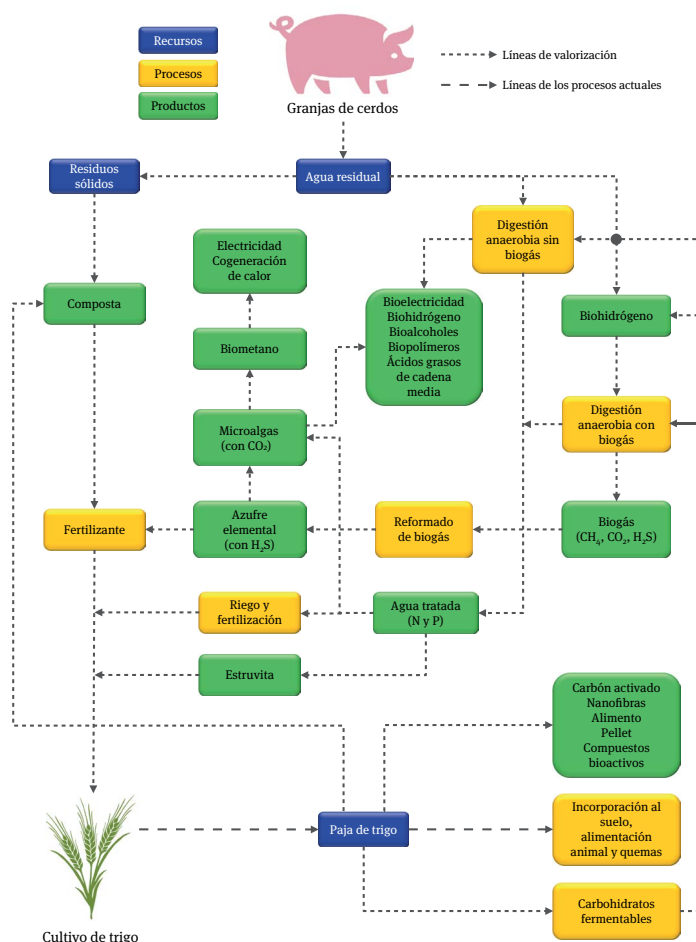
pacto importante en la química de polímeros (Bilal *et al.*, 2017). El ácido láctico puede ser convertido en acetaldehído, ácido acrílico, ácido propiónico, 2,3-pentanodiona y dilactido (Serrano-Ruiz, West y Dumestic, 2010).

Aplicaciones ambientales

Los procesos de biorremediación tienen como objetivo tratar ambientes contaminados y se caracterizan por ser en general de bajo costo. Diversos estudios indican que es posible eliminar metales pesados utilizando residuos lignocelulósicos como adsorbentes. Por ejemplo, la hemicelulosa y lignina son los componentes de los residuos lignocelulósicos responsables en la adsorción de Cr(III), en tanto, la celulosa no mostró capacidad de adsorción (García-Reyes y Rangel-Méndez, 2009). Se ha demostrado que los grupos hidroxilos, carboxílicos y

fenólicos son los responsables de la capacidad de adsorción de iones metálicos en los residuos (Dupont *et al.*, 2003). La paja de trigo ha sido también utilizada como precursor para producir carbón activado (Ioannidou y Zabaniotou, 2007; Yahya, Al-Qodah y Ngah, 2015). Existen diversas aplicaciones ambientales e industriales del carbón activado como el tratamiento de aguas residuales, industria química y petroquímica, procesos de separación y purificación, catalizadores, almacenamiento de energía, baterías, electrodos, farmacéuticas, entre otras. En la industria de alimentos se utiliza para decolorar y desodorizar. Su uso como material adsorbente es una de las aplicaciones ampliamente estudiadas (Yahya *et al.*, 2015). El esquema mostrado en la figura 7 muestra las interacciones propuestas entre los biosistemas que permitirán la generación de diferentes formas de energía y productos de alto valor.

Figura 7. Estrategias para el manejo y valorización de los residuos generados en granjas porcinas y cultivos de trigo



Fuente: elaboración propia.

CONCLUSIONES

El presente estudio contiene propuestas destinadas al manejo de los residuos generados en granjas porcinas y cultivos de trigo (figura 7). Las estrategias planteadas pueden permitir la disminución de contaminantes de estos sectores productivos, los cuales normalmente son descargados al suelo, el agua y el aire, afectando en distintos grados los ambientes naturales. Además, dichas estrategias no sólo son un mecanismo para contrarrestar la contaminación, sino que representan un área de oportunidad para manejar y valorizar los residuos agropecuarios. Las estrategias mostradas en el presente trabajo pueden permitir la generación de energía, recuperar nutrientes y obtener productos de alto valor, a través de la interacción de los biosistemas pecuario-agrícola, tal como las granjas porcinas y cultivos de trigo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte del proyecto soportado por el Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI-2019) del Instituto Tecnológico de Sonora.

REFERENCIAS

- Agler, M. T., Wrenn, B. A., Zinder, S.H., y Angenent, L.T. (2011). Waste to bioproduct conversion with undefined mixed cultures: the carboxylate platform. *Trends in Biotechnology*, 29(2), 70-78. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2010.11.006>
- Alves, H. J., Bley, C., Niklevicz R., Pires, E., Sato, M., y Coimbra-Araujo, C. (2013). Overview of hydrogen production technologies from biogas and the applications in fuel cells. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(13), 5215-5225. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.02.057>
- Angelidaki, I., Treu, L., Tsapekos P., Luo, G., Campanaro, S., Wenzel, P., y Kougias, P. (2018). Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. *Biotechnology Advances*, 36(2), 452-466. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.01.011>
- Anjum, A., Zuber, M., Mahmood, K., Noreen, A., Naveed, M., y Tabasum, S. (2016). Microbial production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) and its copolymers: A review of recent advancements. *International Journal of Biological Macromolecules*, 89, 161-174. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2016.04.069>
- Barker, H. A., Kamen, M.D., y Bornstein, B. T. (1945). The Synthesis of Butyric and Caproic Acids from Ethanol and Acetic Acid by *Clostridium Kluyveri*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 31(12), 373-381. Recuperado de <https://doi.org/10.1073/pnas.31.12.373>
- Barker, J.C., y Zublena, J.P. (1996). *Livestock manure nutrient assessment in North Carolina*. North Carolina: North Carolina Cooperative Extension Service.
- Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., y Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444-5453. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bilal, M., Asgher, M., Iqbal H., Hu, H., y Zhang, X. (2017). Biotransformation of lignocellulosic materials into value-added products—A review. *International Journal of Biological Macromolecules*, 98, 447-458. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.01.133>
- Boursier, H., Béline, F., y Paul, E. (2005). Piggery wastewater characterisation for biological nitrogen removal process design. *Bioresource Technology*, 96(3), 351-358. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.03.007>
- Boxall, A. B., Kolpin D. W., Halling-Sørensen B., y Tolls, J. (2003). Are veterinary medicines causing environmental risks? *Environmental Science & Technology*, 37(15), 286A-294A.
- Bugnicourt, E., Cinelli, P., Lazzeri, A., y Alvarez, V. (2014). Polyhydroxyalkanoate (PHA): Review of synthesis, characteristics, processing and potential applications in packaging. *EXPRESS Polymer Letters*, 8(11), 791-808. DOI: 10.3144/expresspolymlett.2014.82
- Burkholder, J., Libra, B., Weyer, P., Heathcote, S., Kolpin, D., Thorne, p. y Wichman, M. (2007). Impacts of waste from concentrated animal feeding operations

- rations on water quality. *Environmental Health Perspect*, 115(2), 308-312. Recuperado de <https://doi.org/10.1289/ehp.8839>
- Campagnolo, E. R., Johnson, K.R., Karpati, A., Rubin, C., Kolpin, D., Meyer, M., ... McGeehim, M. (2002). Antimicrobial residues in animal waste and water resources proximal to large-scale swine and poultry feeding operations. *Science of the Total Environment*, 299(1-3), 89-95. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00233-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00233-4)
- Castañeda F., y Monroy V. (1984). *Métodos de procesamiento de subproductos agrícolas para elevar su valor nutricional*. Chapingo, México: Centro de Ganadería, Colegio de Postgraduados.
- Cervantes, F., Saldívar, J., y Yescas, J. F. (2007). Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3(1), 3-12.
- Charles, R., Jolliet, O., Gaillard, G., y Pellet, D. (2006). Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture Ecosystem & Environment*, 113(1-4), 216-225. Recuperado <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.09.014>
- Cherubini, F. y Ulgiati, S. (2010). Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study. *Applied Energy*, 87(1), 47-57. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Cho, K. S., Wook, H., Park, C., y Goodrich, P. R. (2001). Utilization of swine wastewater as a feedstock for the production of polyhydroxyalkanoates by *Azotobacter vinelandii* UWD. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 91(2), 129-133. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S1389-1723\(01\)80054-2](https://doi.org/10.1016/S1389-1723(01)80054-2)
- Christian, T., Schneider, R. J., Färber, H. A., Skutlarek, D., Meyer, M. T., y Goldbach, H. E. (2003). Determination of Antibiotic Residues in Manure, Soil, and Surface Waters. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 31(1), 36-44. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/ahch.200390014>
- Clark J. H., Budarin, V., Deswarte, F. E., Hardy, J., Kerton, F., Hunt, A., ... Wilson, A. (2006). Green chemistry and the biorefinery: a partnership for a sustainable future. *Green Chemistry*, 8, 853-860. DOI: 10.1039/B604483M
- Cortés, J. M., Fuentes, G., Ortiz, J. E., Tamayo, L., Cortez, E., Ortiz, A., ... Armenta, I. (2011) *Agronomía del trigo en el sur de Sonora* (sexta edición). Cd. Obregón, Sonora: INIFAP.
- Dupont, L., Bouanda, J., Dumonceau, J., y Aplincourt, M. (2003). Metal ions binding onto a lignocellulosic substrate extracted from wheat bran: a NICA–Donnan approach. *Journal of Colloid and Interface Science*, 263(1), 35-41. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0021-9797\(03\)00241-8](https://doi.org/10.1016/S0021-9797(03)00241-8)
- Egbadon, E., Akujobi, C., Nweke, C., Braide, W., Akaluka, C., y Adeleye, S. (2016). Simultaneous Generation of Bioelectricity and Treatment of Swine Wastewater in a Microbial Fuel Cell. *International Letters of Natural Sciences*, 54, 100-107. Recuerado de <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.54.100>
- Farhat, W., Venditti, R. A., Hubbe, M., Taha, M., Becquart, F., y Ayoub, A. (2017). A Review of Water-Resistant Hemicellulose-Based Materials: Processing and Applications. *ChemSusChem*, 10, 305-323. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/cssc.201601047>
- Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura [FIRA]. (2015). *Panorama Agroalimentario: Trigo*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/61954/Panorama_Agroalimentario_Trigo_2015.pdf
- Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura [FIRA]. (2016). *Panorama Agroalimentario: Carne de Cerdo*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/200634/Panorama_Agroalimentario_Carne_de_Cerdo_2016.pdf
- García-Reyes, R. B., y Rangel-Méndez, J. R. (2009). Contribution of agro-waste material main components (hemicelluloses, cellulose, and lignin) to the removal of chromium (III) from aqueous solution. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 84, 1533-1538. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/jctb.2215>
- García-Sánchez, L., Garzón-Zúñiga, M. A., Buelna, G., Moeller-Chávez, G., Noyola, A., Avilez-Flores, M., y Estrada-Arriaga, E. (2013). Occurrence of tylosin in swine wastewater in Mexico. *Water Science & Technology*, 68(4), 894-900. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/wst.2013.323>
- Garzón-Zúñiga, M. A., y Buelna, G. (2014). Caracterización de aguas residuales porcinas y tratamiento

- por diferentes procesos en México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(1), 65-79. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992014000100006&lng=es&tlng=es
- Gerba, C. P., y Smith, J. E. Jr. (2005). Sources of pathogenic microorganisms and their fate during land application of wastes. *Journal of Environ Quality*, 34(1), 42-48.
- Ghimire, A., Frunzo, L., Pirozzi, F., Trably, E., Escudie, R. Lens, P., y Esposito, G. (2015). A review on dark fermentative biohydrogen production from organic biomass: Process parameters and use of by - products. *Applied Energy*, 144, 73-95. DOI: 10.1016/j.apenergy.2015.01.045
- Goucher, L., Bruce, R., Cameron, D. D., Koh, S. C., y Horton, P. (2017). The environmental impact of fertilizer embodied in a wheat-to-bread supply chain. *Nature Plants*, 3, 1-5. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/nplants.2017.12>
- Gunnarsson, I. B., Alvarado-Morales, M., y Angelidaki, I. (2014). Utilization of CO₂ Fixating Bacterium *Actinobacillus succinogenes* 130Z for Simultaneous Biogas Upgrading and Biosuccinic Acid Production. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 12464-12468. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/es504000h>
- Hamscher, G., Sczesny, S., Höper, H., y Nau, H. (2002). Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilized with liquid manure by high-performance liquid chromatography with electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 74, 1509-1518. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/ac015588m>
- Hanselman, T. A., Graetz, D. A., y Wilkie, A. C. (2003). Manure-borne estrogens as potential environmental contaminants: a review. *Environmental Science & Technology*, 37(24), 5471-5478. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/es034410+>
- Ichihashi, O., Yamamoto, N., y Hirooka, K. (2012). Power Generation by and Microbial Community Structure in Microbial Fuel Cell Treating Animal Wastewater. *Journal of the Japan Society Water on Environment*, 35(1), 19-26. Recuperado de <https://doi.org/10.2965/jswe.35.19>
- Ioannidou, O., y Zabaniotou, A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(9), 1966-2005. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.03.013>
- Isikgor, F. H. y Becer, C. R. (2015). Lignocellulosic biomass: a sustainable platform for the production of bio-based chemicals and polymers. *Polymer Chemistry*, 6, 4497-4559. DOI: 10.1039/C5PY00263J
- Jongbloed, A.W., y Lenis, N. P. (1998). Environmental concerns about animal manure. *Journal of Animal Science*, 76(10), 2641-2648. Recuperado de <https://doi.org/10.2527/1998.76102641x>
- Juárez, Z. N., Bárcenas, M. E., y Hernández, L. R. (2014). El grano de trigo: características generales y algunas problemáticas y soluciones a su almacenamiento. *Temas Selectos de Ingeniería en Alimentos*, 8(1), 79-93
- Kaparaju, P., Serrano, M., Thomsen, A. B., Kongjan, P., y Angelidaki, I. (2009). Bioethanol, biohydrogen and biogas production from wheat straw in a biorefinery concept. *Bioresource Technology*, 100(9), 2562-2568. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.011>
- Kim, S. y Dale, B. E. (2004). Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. *Biomass and Bioenergy*, 26(4), 361-375. DOI: 10.1016/J.biombioe.2003.08.002
- Kleinjan, W. (2005). *Biologically produced sulfur particles and polysulfide ions. Effects on a biotechnological process for the removal of hydrogen sulfide from gas streams*. Países Bajos: Wageningen University.
- Kongjan, P., O-Thong, S., y Angelidaki, I. (2011). Performance and microbial community analysis of two-stage process with extreme thermophilic hydrogen and thermophilic methane production from hydrolysate in UASB reactors. *Bioresource Technology*, 102(5), 4028-4035. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.009>
- Kothari, R., Singh, D. P., Tyagi, V. V., y Tyagi, S. K. (2012). Fermentative hydrogen production – An alternative clean energy source. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(4), 2337-2346. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.01.002>
- Kougias, P. G., Treu, L., Benavente, D. P., Boe, K., Campanaro, S., y Angelidaki, I. (2017). *Ex-situ* biogas upgrading and enhancement in different reactor

- systems. *Bioresource Technology*, 225, 429-437. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.124>
- Koutra, E., Economou, C.N., Tsafrakidou, P., y Kornaros, M. (2018). Bio-Based Products from Microalgae Cultivated in Digestates. *Trends in Biotechnology*, 36(8), 819-833. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2018.02.015>
- Kucek, L. A., Xu, J., Nguyen, M., y Angenent, L. T. (2016). Waste Conversion into *n*-Caprylate and *n*-Caproate: Resource Recovery from Wine Lees Using Anaerobic Reactor Microbiomes and In-line Extraction. *Frontiers in Microbio*, 1-73. Recuperado de <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01892>
- Larney, F.J., y Hao, X. (2007). A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology*, 98(17), 3221-3227. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.005>
- Logan, B. E. (2010). Scaling up microbial fuel cells and other bioelectrochemical systems. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85(6), 1665-1671. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2378-9>
- Ma, D., Jiang Z. H., Lay, C.H., y Zhou, D. (2016). Electricity generation from swine wastewater in microbial fuel cell: Hydraulic reaction time effect. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(46), 21820-21826. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.08.019>
- Marang, L., Jiang, Y., Van Loosdrecht, M., y Kleerebezem, R. (2013). Butyrate as preferred substrate for polyhydroxybutyrate production. *Bioresource Technology*, 142, 232-239. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.031>
- Martínez, C. M., y Álvarez, L. H. (2018). Application of redox mediators in bioelectrochemical systems. *Biotechnology Advances*, 36(5), 1412-1423. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.05.005>
- Min, B., Kim, J., Oh, S., Regan, J., y Logan, B. (2005). Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells. *Water Research*, 39(20), 4961-4968. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.039>
- Monroy, O., y Viniegra G. (1981). *Biotecnología para el aprovechamiento de los desperdicios orgánicos*. Mexico: AGT Editor.
- Montero, G., Coronado, M., Torres, R., Jaramillo, B., García, C., Stoytcheva, M., ... Valenzuela, E. (2016). Higher heating value determination of wheat straw from Baja California, Mexico. *Energy*, 109, 612-619. DOI: 10.1016/j.energy.2016.05.011
- Pecha, B., Chambers, E., Levengood, C., Bair, J., Liaw, S. S., Leachman, J., ... Ha, S. (2013). Novel concept for the conversion of wheat straw into hydrogen, heat, and power: A preliminary design for the conditions of Washington State University. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(12), 4967-4974. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.02.005>
- Pinelli, A., Acedo, E., Hernández, J., Belmar, R., y Beltrán, A. (2004). *Manual de buenas prácticas de producción en granjas porcícolas*. Hermosillo, México: CIAD.
- PolyFerm Canada (s.f.). What are PHAs. Recuperado de <http://polyfermcanada.com/pha.html>
- Potter, M. C. (1910). On the difference of potential due to the vital activity of microorganisms. *Proceedings of the University of Durham Philosophical Society*, 3, 245-249.
- Potter, M. C. (1911). Electrical Effects Accompanying the Decomposition of Organic Compounds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 84(571), 260-276. Recuperado de <https://doi.org/10.1098/rspb.1911.0073>
- Potter, M. C. (1915). Electrical Effects Accompanying the Decomposition of Organic Compounds. II. Ionisation of the Gases Produced during Fermentation. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 91(632), 465-480. Recuperado de <https://doi.org/10.1098/rspa.1915.0038>
- Prasad, S., Singh, A., y Joshi, H. C. (2007). Ethanol as an alternative fuel from agricultural, industrial and urban residues. *Resources Conservation and Recycling*, 50(1), 1-39. DOI: Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.05.007>
- Queirós, D., Fonseca, A., Rossetti, S., Serafim, L., y Lemos, P. (2017). Highly complex substrates lead to dynamic bacterial community for polyhydroxyalkanoates production. *Journal of Industrial*

- Microbiology & Biotechnology*, 44(8), 1215-1224. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10295-017-1951-y>
- Rabaey, K., y Verstraete, W. (2005). Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation. *Trends in Biotechnology*, 23(6), 291-298. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2005.04.008>
- Rahimnejad, M., Adhami, A., Darvari, S., Zirepour, A., y Oh, S. (2015). Microbial fuel cell as new technology for bioelectricity generation: A review. *Alexandria Engineering Journal*, 54(3), 745-756. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.aej.2015.03.031>
- Rehm, B. H. (2007). Biogenesis of microbial polyhydroxyalkanoate granules: a platform technology for the production of tailor-made bioparticles. *Current Issues in Molecular Biology*, 9(1), 41-62.
- Rezania, S., Din, M. F., Taib, S. M., Sohaili, J., Chellianpan, S., Kamyab, H., y Saha, B. (2017). Review on fermentative biohydrogen production from water hyacinth, wheat straw and rice straw with focus on recent perspectives. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(33), 20955-20969. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.07.007>
- Ryu, H.W., Cho, K.S., Goodrich, P. R., Park, C. H. (2008). Production of polyhydroxyalkanoates by *Azotobacter vinelandii* UWD using swine wastewater: Effect of supplementing glucose, yeast extract, and inorganic salts. *Biotechnology and Bio-process Engineering*, 13(6), 651-658. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12257-008-0072-x>
- Saldívar-Cabral, J., Álvarez, L.H., Berrelleza, A., y Cervantes F.J. (Octubre, 2008). Application of anaerobically digested piggery wastewater for water reuse in irrigation. En *IX Taller y Seminario Tratamiento Anaerobio de Aguas Residual*, 1156-1158. Isla de Pascua, Chile.
- Salminen, E., Rintala, J., Härkönen, J., Kuitunen, M., Högmänder, H. y Oikari, A. (2001). Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertilizer in agriculture. *Bioresource Technology*, 78(1), 81-88. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00160-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00160-7)
- Schieder, D., Quicker, P., Schneider, R., Winter, H., Prechtel, S., y Faulstich, M. (2003). Microbiological removal of hydrogen sulfide from biogas by means of a separate biofilter system: experience with technical operation. *Water Science and Technology*, 48(4), 209-212.
- Schiel-Bengelsdorf, B., y Dürre, P. (2012). Pathway engineering and synthetic biology using acetogens. *FEBS Letters*, 586(15), 2191-2198. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.febslet.2012.04.043>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [Sagarpa]. (2007). *Aprovechamiento de biogás para la generación de energía eléctrica en el sector agropecuario*. México: Sagarpa.
- Serrano-Ruiz, J. C., West, R. M., Dumesic, J. A. (2010). Catalytic Conversion of Renewable Biomass Resources to Fuels and Chemicals. *Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering*, 1, 79-100. Recuperado de <https://doi.org/10.1146/annurev-chembioeng-073009-100935>
- Seyhi, B., Drogui, P., Gortares-Moroyoqui, P., Estrada-Alvarado, M., y Álvarez, C. (2014). Adsorption of an organochlorine pesticide using activated carbon produced from an agro-waste material. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 89(12), 1811-1816. DOI: 10.1002/jctb.4256
- Shih, J. C. (1987). Ecological Benefits of Anaerobic Digestion. *Poultry Science*, 66(6), 946-950. Recuperado de <https://doi.org/10.3382/ps.0660946>
- Steinbusch, K. J. J., Hamelers, H. V. M., Plugge, C. M., y Buisman, C. J. N. (2011). Biological formation of caproate and caprylate from acetate: fuel and chemical production from low grade biomass. *Energy & Environmental Science*, 4, 216-224. Recuperado de <https://doi.org/10.1039/c0ee00282h>
- Sun, Y., y Cheng, J. (2002). Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review. *Bioresource Technology*, 83(1), 1-11. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00212-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00212-7)
- Thiele-Bruhn, S. (2003). Pharmaceutical antibiotic compounds in soils – a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(2), 145-167. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/jpln.200390023>
- Tiquia, S. M., Richard, T. L., y Honeyman, M. S. (2000). Effect of Windrow Turning and Seasonal Temperatures on Composting of Hog Manure from Hoop Structures. *Environmental Technology*, 21(9), 1037-1046. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/09496610010001651000>

org/10.1080/09593332108618048

- Tishler, Y., Samach, A., Rogachev, I., Elbaum, R., y Levy, A. (2015). Analysis of Wheat Straw Biodiversity for Use as a Feedstock for Biofuel Production. *BioEnergy Research*, 8(4), 1831-1839. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9631-0>
- Vélez, A., Guevara, F., Gómez, H., Ovando, J., Hellin, J., Espinosa, J., ... Hernández, V. (2013). Rastrojos: manejo, uso y mercado en el centro y sur de México. L. Muro, T. Camacho, F. Hernández (Eds.). México: Sagarpa.
- Wallace, R. J., McKain, N., McEwan, N. R., Miyagawa, E., Chaudhary, L., King, T., ... Newbold, C. (2003). *Eubacterium pyruvatorans* sp. nov., a novel non-saccharolytic anaerobe from the rumen that ferments pyruvate and amino acids, forms caproate and utilizes acetate and propionate. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53(4), 965-970. Recuperado de <https://doi.org/10.1099/ijs.0.02110-0>
- Wu, X., Zhu, J., Dong, C., Miller, C., Li, Y., Wang, L., y Yao, W. (2009). Continuous biohydrogen production from liquid swine manure supplemented with glucose using an anaerobic sequencing batch reactor. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34(16), 6636-6645. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.06.058>
- Yahya, M. A., Al-Qodah, Z., y Ngah, C. W. (2015). Agricultural bio-waste materials as potential sustainable precursors used for activated carbon production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 46, 218-235. DOI: 10.1016/j.rser.2015.02.051
- Zhu, J., Li, Y., Wu, X., Miller, C., Chen, P., y Ruan, R. (2009). Swine manure fermentation for hydrogen production. *Bioresource Technology*, 100(22), 5472-5477. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.045>
- Zilles, J., Shimada, T., Jindal, A., Robert, M., y Raskin, L. (2005). Presence of Macrolide-Lincosamide-Streptogramin B and Tetracycline Antimicrobials in Swine Waste Treatment Processes and Amended Soil. *Water Environment Research*, 77(1), 57-62. Recuperado de <https://doi.org/10.2175/106143005X41627>

NOTAS DE AUTOR

- ^a Profesor de Tiempo Completo del Instituto Tecnológico de Sonora, adscrito al Departamento de Ciencias Agronómicas y Veterinarias. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores nivel 1. Sus líneas de investigación son: la biotransformación y biodegradación de compuestos recalcitrantes por microorganismos reductores del humus y la producción de bioenergía a partir de desechos agroindustriales.

Últimas publicaciones:

- Castañón, D., Álvarez, L.H., Peña, K., García-Reyes R.B., Martínez, C.M., y Pat-Espadas, A. (2019). Azo dye biotransformation mediated by AQS immobilized on activated carbon cloth in the presence of microbial inhibitors. *Environmental Pollution*, 252, 1163-1169. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.050>
- Rodríguez, S.Y., Cantú, M.E., García-Reyes, B., Garza-Gonzalez, M.T., Meza-Escalante, E.R., Serrano, D., y Álvarez, L.H. (2019). Biotransformation of 4-nitrophenol by co-immobilized *Geobacter sulfurreducens* and anthraquinone-2-sulfonate in barium alginate beads. *Chemosphere*, 221, 219-225. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.041>
- Valentín-Reyes, J., García-Reyes, R.B., García-Gonzalez, A., Álvarez-Valencia, L.H., Rivas-García, P., y Cerino-Córdova, F. (2018). Mathematical modelling for biohydrogen production by *Clostridium beijerinckii*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 43(37), 17602-17610. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.07.200>

- ^b Profesor Titular B de Tiempo Completo de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores nivel I. Sus líneas de investigación incluyen procesos de adsorción, fotocatálisis heterogénea y procesos biológicos anaerobios.

Últimas publicaciones:

- Valentín-Reyes, J., García-Reyes, R.B., García-González, A., Álvarez-Valencia, L.H., Rivas-

- García, P., y Cerino-Córdova, F. (2018). Mathematical modelling for biohydrogen production by *Clostridium beijerinckii*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 43(37), 17602-17610. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.07.200>
- Olivo-Alanis, D., García-Reyes, R.B., Álvarez, L. H., y García-Gonzalez, A. (2018). Mechanism of anaerobic bio-reduction of azo dye assisted with lawsonite-immobilized activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 347, 423-430. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.01.019>
 - Valentín-Reyes, J., García-Reyes, R.B., García-González, A., Soto-Regalado, E., y Cerino-Córdova, F. (2019). Adsorption mechanisms of hexavalent chromium from aqueous solutions on modified activated carbons. *Journal of Environmental Management*, 236, 815-822. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.014>
- ^c Profesora Titular del Departamento de Biotecnología y Ciencias Alimentarias del Instituto Tecnológico de Sonora. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores nivel I. Sus líneas de investigación son: los bioprocesos y bioproductos de microalgas con aplicación ambiental, acuicultura y producción de compuestos bioactivos.
- Últimas publicaciones:
- Díaz-Quiroz, C.A., Hernández-Chávez, J.F., Ulloa-Mercado, G., Gortáres-Moroyoqui, P., Martínez-Macías, R., Meza-Escalante, E., y Serrano-Palacios, D. (2018). Simultaneous quantification of antibiotics in wastewater from pig farms by capillary electrophoresis. *Journal of Chromatography B*, 1092, 386-393. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2018.06.017>
 - Durán, U., Coronado-Apodaca, K.G., Meza-Escalante, E.R., Ulloa-Mercado, G., y Serrano, D. (2018). Two combined mechanisms responsible to hexavalent chromium removal on active anaerobic granular consortium. *Chemosphere*, 198, 191-197. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.024>
 - Martínez-Macías, R., Meza-Escalante, E., Serrano-Palacios, D., Gortáres-Moroyoqui, P., Ruíz-Ruiz, P.E., y Ulloa-Mercado, G. (2018). Effect of fed-batch and semicontinuous regimen on *Nannochloropsis oculata* grown in different culture media to high-value products. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93, 585-590.
- ^d Profesora de Tiempo Completo del Departamento de Ciencias Agronómicas y Veterinarias del Instituto Tecnológico de Sonora. Sus líneas de investigación son la agroecología y nutrición agrícola.
- Últimas publicaciones:
- Castelo-Gutiérrez, A. A., García-Mendivil, H. A., Castro-Espinoza, L., Lares-Villa, F., Arellano-Gil, M., Figueroa-López, P., y Gutiérrez-Coronado, M. A. (2016). Residual mushroom compost as soil conditioner and bio-fertilizer in tomato production. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 22(2), 83-93. DOI: 10.5154/r.rchsh.2015.06.012
 - Peñuelas-Rubio, O., Arellano-Gil, M., Verdugo-Fuentes, A.A., Chaparro-Encinas, L.A., Hernández-Rodríguez, S.E., Martínez-Carrillo, J.L., y Vargas-Arispuro, I.C. (2017). *Larrea tridentata* extracts as an ecological strategy against *Fusarium oxysporum* radicle-lycopersici in tomato plants under greenhouse conditions. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 35(3), 360-376. DOI: 10.18781/R.MEX.FIT.1703-3
 - Aguilar-Gastélum, I., Martínez-Téllez, M.A., Corrales-Maldonado, C., Rivera-Domínguez, M., Vargas-Arispuro, I., y Arellano-Gil, M. (2018). Induction of defense response in tomato plants against *Forl* by garlic extract. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 36(3), 394-413. DOI: 10.18781/R.MEX.FIT.1806-2 ISSN 2007-8080
- ^e Profesora Titular A de Tiempo Completo de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León, en donde apoya al programa de Licenciatura en Química Industrial y el posgrado en Microbiología Aplicada. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores nivel I. Sus líneas de investigación incluyen producción, purificación e inmovilización de enzimas, Biomateriales para aplicaciones médicas y ambientales, Biosensores,

Fisicoquímica de superficies y Biointerfases, así como Biocombustibles.

Últimas publicaciones:

- Valentín-Reyes, J., García-Reyes, R.B., García-González, A., Soto-Regalado, E., y Cerino-Córdova, F. (2019). Adsorption mechanisms of hexavalent chromium from aqueous solutions on modified activated carbons. *Journal of Environmental Management*, 236, 815-822. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.014>
- Olivo-Alanis, D., García-Reyes, R.B, Ramirez-Valencia, M., Castellanos, E.M., García-González, A., Cerino-Córdova, F.J., y Soto-Regalado, E. (2019). Effective photocatalytic mechanism on dye decolorization in different water matrices with phenolic resins as a photocatalyst under visible LED irradiation. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 372, 296-308. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2018.12.023>
- Valentín-Reyes, J., García-Reyes, R.B., García-González, A., Álvarez-Valencia, L.H., Rivas-García, P., y Cerino-Córdova, F. (2018). Mathematical modelling for biohydrogen production by *Clostridium beijerinckii*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 43(37), 17602-17610. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.07.200>