

IMPACTOS AMBIENTALES DE UNA BIORREFINERÍA TIPO HMEZS-NN

Environmental impacts of an HMEZS biorefinery

Perla Xochitl SOTELO-NAVARRO^{1*}, Héctor Mario POGGI-VARALDO^{2*}, Juan Pablo CHARGOY-AMADOR³,
Amalia SOJO-BENÍTEZ³, Miguel Ángel PÉREZ-ANGÓN² y Rocío SÁNCHEZ-PÉREZ⁴

¹ Cátedra CONACYT-Doctorado Transdisciplinario en Desarrollo Científico y Tecnológico para la Sociedad, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Apdo. Postal 14-740, 07000 Ciudad de México, México.

² Grupo de Biotecnología Ambiental y de Energías Renovables (DCTS y DBB), Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Apdo. Postal 14-740, 07000 Ciudad de México, México.

³ Centro de Análisis de Ciclo de Vida y Diseño Sustentable (CADIS), Av. Convento de Actopan 24, Habitacional Jardines de Santa Mónica, 54050 Tlalnepan de Baz, Estado de México, México.

⁴ Centro Mexicano para la Producción más Limpia, Av. Acueducto S/N, Ticomán, 07340 Ciudad de México, México.

*Autora para correspondencia: perla.sotelo@cinvestav.mx; r4cepe@yahoo.com

(Recibido: marzo 2021; aceptado: junio 2021)

Palabras clave: biorrefinería, análisis de ciclo de vida, impactos ambientales, nanopartículas

RESUMEN

Se realizó el análisis de ciclo de vida (ACV) de una biorrefinería (BRF) de seis etapas tipo HMEZS-NN (hidrógeno, metano, ácidos, solventes, enzimas, sacarificados y nanobiopartículas), la cual procesa la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos para obtener bioenergías y productos de valor agregado (concentrado de ácidos orgánicos y solventes, enzimas celulolíticas y xilanolíticas, y nanobiopartículas) para la industria de remediación de aguas. Se analizaron las 18 categorías de impacto de punto intermedio con el método ReCiPe jerárquico 2016. Se encontró que la BRF es autosuficiente en energía total, en una cantidad cercana a los 600 MJ, que consiste totalmente en energía eléctrica de alto y bajo voltaje, pero deficitaria en un 37 % en el rubro calor. Con un análisis de sensibilidad ad hoc, se encontró que subiendo el valor de la fracción de sólidos fermentados que genera el biorreactor H y que se destina al biorreactor metanogénico M del 40 al 54.12 %, la BFR podría ser autosuficiente en calor y además generar un excedente muy significativo de energía eléctrica. Las etapas que contribuyeron significativamente a varias de las categorías de impacto de punto intermedio fueron las etapas de producción de enzimas (Z) y nanopartículas (NN), y de varios procesos anidados en ellas. Con menor frecuencia, y actuando sobre categorías particulares, se colocaron la etapa M de metanogénesis (en calentamiento global, por ejemplo), hidrógenosis y E (extracción de ácidos orgánicos), importante para el deterioro de ozono estratosférico, por ejemplo. En las diversas categorías de ecotoxicidad se notó tendencia marcada a la contribución predominante de Z y NN, y de los procesos relacionados con purificación de residuos de la producción de ácido fosfórico y varios procesos de tratamiento de residuales de minería, de carbón, cenizas y jales. La mayoría de esos procesos no son explícitos en la base de datos del *Software*.

Key words: biorefinery, life cycle analysis, environmental impacts, nanoparticles

ABSTRACT

The life cycle analysis (LCA) of a six-stage biorefinery (BRF) called HMEZS-NN (hydrogen, methane, acids, solvents, enzymes, saccharified and nanobioparticles), which processes the organic fraction of municipal solid waste to obtain bioenergy and value-added products (concentrated organic acids and solvents, cellulolytic and xylanolytic enzymes, and nanobioparticles) for the water remediation industry, was carried out. The 18 intermediate point impact categories were analyzed with the 2016 hierarchical ReCiPe method. It was found that the BRF is self-sufficient in total energy, in an amount close to 600 MJ that consists entirely of high and low voltage electrical energy, but it has a 37 % deficit in the heat category. With an ad hoc sensitivity analysis, it was found that by raising the value of the fraction of fermented solids generated by the bioreactor H destined for the methanogenic bioreactor M from 40 to 54.12 %, it could be self-sufficient in heat and generate a very significant surplus of electrical energy. The stages that contributed significantly to several midpoint impact categories were the Z and NN stages and various processes nested within them. Less frequently, and acting on specific categories, stages M (in global warming, for example), H, and E (extraction of organic acids, essential in stratospheric ozone deterioration) were placed. In the various categories of ecotoxicity, a marked trend was noted for Z and NN predominant contribution. Almost all processes related to the purification of residues from the production of phosphoric acid and various processes for treating mining waste, coal, ash, and tailings are non-explicit.

INTRODUCCIÓN

En México, la disposición y eventual aprovechamiento de residuos sólidos urbanos y otros residuos (agropecuarios, agroindustriales, etc.) exhibe un retraso importante respecto a las metas deseadas, lo que compromete la calidad del ambiente y salud humana, y puede también representar una pérdida de recursos secundarios.

Por otro lado, dentro de ese retraso, se maneja un catálogo restringido de tecnologías por los encargados de la toma de decisiones (relleno sanitario, incineración). Recientemente se ha dado énfasis a la obtención de bioenergías a partir de residuos. En una biorrefinería (BRF) se lleva a cabo el procesamiento sostenible de biomasa para producir un amplio espectro de productos comerciales que puede incluir materiales, productos químicos, alimentos, alimentos para animales, y energía (Poggi-Varaldo et al. 2014, Fava et al. 2015). La opción de BRF de residuos orgánicos (no de cualquier biomasa), a su vez, se basa en el aprovechamiento de dichos residuos para la obtención de bioenergías y productos de valor agregado. Además, implica la separación y recuperación de materiales reciclables convencionales (aluminio, fierro, plásticos, otros) antes de llegar a la BRF para separar la fracción orgánica que

es susceptible de degradación biológica y transformación. A primera vista, el enfoque de biorrefinería aparece como alternativa superior a tecnologías más simples de tratamiento o a la disposición bruta en rellenos sanitarios.

En los últimos años ha crecido notablemente el interés sobre los estudios de sostenibilidad ambiental de BRF. Una búsqueda en Web of Science sobre el periodo 2017-2021 detectó 403 registros (WoS, 2021; disponible a solicitud). De ellos, una gran proporción corresponde a biorrefinación basada en algas y biorrefinerías que producen biodiésel. La proporción de estudios de sostenibilidad ambiental usando análisis del ciclo de vida (ACV) en biorrefinerías de residuos sólidos municipales es bastante menor en el mismo periodo (aprox. 10 artículos).

Elyasi et al. (2021) diseñaron un modelo de toma de decisiones para determinar la ruta más sostenible para el aprovechamiento de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) considerando la BRF con los procesos de digestión anaerobia, producción de ácido succínico por fermentación, y recuperación de ácido láctico, producción de proteína unicelular. También consideraron los mejores procesos corriente abajo para la purificación de biogás. Encontraron que el escenario de mayor sostenibilidad fue aquel que

incluía digestión anaerobia de la FORSU acoplada con purificación biológica del biogás para alcanzar biometano de calidad combustible (equiparable a gas natural).

Ioannidou et al. (2020) publicaron una revisión sobre la producción sostenible de compuestos químicos y polímeros producidos biológicamente, obtenidos por biorrefinación integrada de biomasa en un contexto de economía circular. El artículo también contiene un estudio de caso sobre la evaluación técnico-económica de la bioproducción de ácido succínico a partir de la FORSU.

Khoshnevisan et al. (2020) estudiaron la sostenibilidad ambiental con ACV consecucional de varias plataformas de biorrefinería alimentadas con residuos sólidos municipales. Reportaron que los escenarios que incluyen producción de proteína microbiana tuvieron ahorros de -58 a -147 kg CO₂eq/t biopasta en la categoría de impacto de cambio climático. También determinaron ahorros netos en la categoría cambio climático para BRF donde incluyeron la producción de ácido succínico y láctico.

Papadaskalopoulou et al. (2019) condujeron estudios comparativos de ACV de una BRF que produce bioetanol a partir de residuos vs. sistemas convencionales de gestión de residuos sólidos. Determinaron que la BRF de residuos a bioetanol exhibe un muy buen desempeño ambiental y que las emisiones netas son muy bajas o incluso negativas (ahorros de emisiones) para todas las categorías de impactos potenciales examinadas. También se demuestra que la sostenibilidad de esta BRF de residuos a bioetanol es mejor que la de sistemas convencionales de gestión de residuos.

Moretti et al. (2018) compararon la sostenibilidad de dos escenarios para el aprovechamiento de la FORSU por medio de ACV. En el escenario 1 usaron tratamiento separado de residuos por digestión anaerobia. En el escenario 2 configuraron una BRF que integra la codigestión anaerobia de la FORSU con excretas porcinas y otros sustratos orgánicos. Concluyeron que el escenario 2 tuvo una mayor sostenibilidad y representa una gran oportunidad para mejorar la gestión de residuos sólidos orgánicos y simultáneamente reducir tanto los impactos potenciales asociados a la producción de energía como los costos para el tratamiento y disposición de excreta porcina.

Por otro lado, Sadhukan et al. (2017) presentaron los resultados del análisis de flujo de materiales y sostenibilidad ambiental de un sistema de aprovechamiento de residuos sólidos municipales. Dicho sistema se basa en la transformación y degradación mecánica-biológica-química que valoriza

casi completamente el residuo. Reportaron que con un precio de residuos municipales de 50 euros/t se obtiene un margen de ganancias de 204 euro/t. Un atractivo adicional consiste en los ahorros de calentamiento global del orden de 2.4 kg CO₂ eq/kg ácido levulínico producido y 1.3 kg CO₂ eq/kg de fertilizante.

Chen et al. (2017) determinaron la sostenibilidad ambiental de la producción de ácido caproico en un sistema alimentado con la FORSU y residuos de alimentos recolectados en supermercados. El proceso de producción de ácido caproico fue por elongación de la cadena de ácidos grasos de bajo peso molecular, proceso que utiliza etanol como insumo. El ACV reveló que el uso de etanol fue dominante y crucial en el impacto ambiental causado. La extracción de ácido con solvente también tuvo una gran influencia sobre los impactos ambientales.

Romero-Cedillo et al. (2017) publicaron un artículo de revisión sobre el potencial del pretratamiento de residuos sólidos para incrementar la producción de biocombustibles gaseosos en BRF basadas en la FORSU. Su análisis concluye que los pretratamientos de la FORSU pueden incrementar significativamente los rendimientos de biocombustibles gaseosos. Recomiendan implementar etapas previas de acondicionamiento y pretratamiento de residuos en este tipo de BRF para favorecer la obtención de energía bajo la forma de biohidrógeno y metano.

Pérez et al. (2019) evaluaron la sostenibilidad del cultivo de *Jatropha curcas* para producir biodiésel y alimentos en suelos rurales marginales. *J. curcas* es una planta oleaginosa no comestible que se utiliza para la producción de biodiesel y tiene el potencial de alentar el desarrollo de comunidades rurales a la vez que contribuir a minimizar el consumo de combustibles fósiles.

Manzi Tarapués et al. (2020) revisaron el estado del arte de la valorización de biorresiduos de origen residencial (tipo FORSU) en grandes ciudades de países de América Latina y el Caribe y en países desarrollados de otras regiones.

Los tratamientos más utilizados fueron la digestión anaerobia y el compostaje, y en menor proporción tecnologías como tratamiento mecánico biológico y tratamiento térmico para producción de alimentación animal. Sin embargo, se observó el predominio de la disposición final de los residuos. Los autores recomiendan priorizar el aprovechamiento y valorización de residuos en los sistemas de gestión de residuos de esas regiones.

Buenrostro et al. (2000) propusieron y estudiaron el tratamiento de residuos sólidos de los mercados

municipales y mercados sobre ruedas (tianguis) de México. Eligieron la digestión anaerobia como tratamiento principal utilizando digestores a escala de laboratorio de tipo hindú. Encontraron que el tiempo de retención óptimo en términos de máxima remoción de materia orgánica fue siete días. Concluyeron que la digestión anaerobia separada de este tipo de residuos es más sostenible porque por un lado permite el aprovechamiento energético y material de los residuos y por otro lado disminuye presiones sobre la disposición tradicional en rellenos sanitarios.

Un análisis previo ha demostrado que una biorrefinería que procesa la FORSU en un esquema HMEZS (hidrógeno, metano, enzimas y sacarificados), con sacarificación enzimática, supera al relleno sanitario para las condiciones de México (Escamilla-Alvarado et al. 2017). Interesantemente, también se demostró que este tipo de BRF contribuye muy poco al efecto invernadero.

El desarrollo ulterior de la BRF HMEZS con la integración, primero, de una etapa de extracción de los ácidos orgánicos de los sólidos fermentados que después irán a la etapa Z (enzimas) y, segundo, de una etapa de fabricación de bionanopartículas utilizando los licores sacarificados (con actividad biológica y abiótica mejoradas, pensada para usuarios que requieren alternativas para la depuración de aguas residuales con compuestos tóxicos organoclorados típicos) (Bretón-Deval et al. 2015, Bretón-Deval y Poggi-Varaldo, 2017, Romero-Cedillo et al. 2018a) condujo a una configuración que se ha acuñado como HMEZS-NN (Romero-Cedillo et al. 2018b). Sin embargo, con el aumento de la complejidad de este tipo de BRF nace la inquietud de que sus impactos ambientales aumenten y, por lo tanto, su sostenibilidad.

Con este marco de antecedentes el objetivo principal de este trabajo fue realizar el ACV de una biorrefinería de seis etapas HMEZS-NN (hidrógeno,

metano, ácidos, solventes, enzimas, sacarificados y nanobiopartículas), que procesa la FORSU para la obtención de bioenergías y productos de valor agregado tales como concentrado de ácidos orgánicos y solventes, concentrado de enzimas celolíticas y xilanolíticas, y nanobiopartículas para la industria de remediación de aguas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Definición de unidad funcional y límites del sistema

La unidad funcional (UF) elegida fue la gestión del procesamiento de la FORSU (que proviene de una planta de reciclaje) con un sistema consistente en una red de procesos serie-paralelo de transformación de los residuos durante el tiempo de operación que procese 1000 kg de la FORSU. La FORSU está compuesta de residuos alimenticios, papel y cartón no separados en el reciclaje con una humedad típica del 35 %.

El sistema consiste en la BRF, con los procesos de acondicionamiento, transformación, bioprocesos, y procesos de separación requeridos (**Fig. 1**). La BRF se alimenta con la FORSU, y produce biohidrógeno, metano, enzimas industriales, licores sacarificados que eventualmente se constituyen en una segunda plataforma dentro de la BRF para alimentar más procesos corrientes abajo de la etapa S.

Subsiguientemente, los licores sacarificados o hidrolizados se utilizan para la producción de bionanopartículas (biopartículas con nanopartículas de Fe y magnetita). Las bionanopartículas podrían ser utilizadas por la industria ambiental en aplicaciones de depuración de aguas subterráneas y residuales contaminadas con compuestos organoclorados tóxicos (Bretón-Deval et al. 2015).

La BRF tiene en seis grandes etapas: HMEZS-NN, aunque en la denominación abreviada se omite

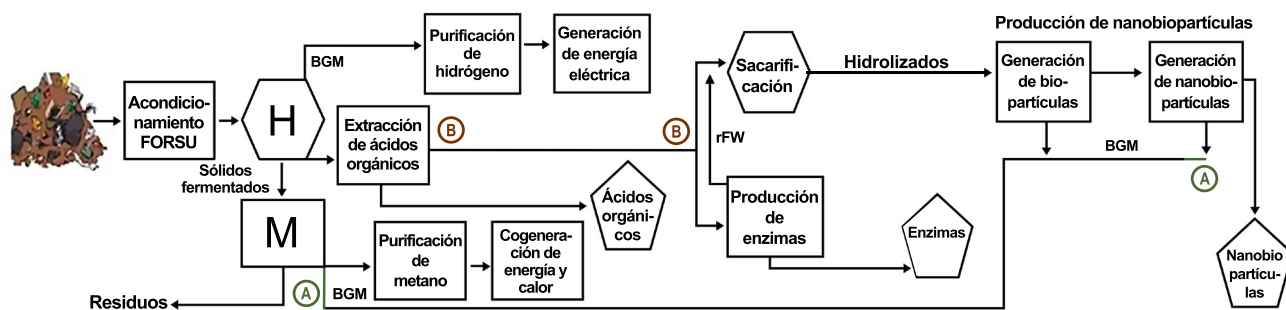


Fig. 1. Diagrama del sistema de la biorrefinería HMEZS-NN.

la E (etapa de extracción de ácidos orgánicos y solventes de bajo peso molecular) y típicamente se conoce como BRF HMEZS-NN.

El agua para el acondicionamiento de la FORSU al principio de la biorrefinación como proceso es agua residual doméstica (o efluentes internos recirculados al acondicionamiento). Esta agua residual se considera disponible sin costo de material ni de transporte (tubería y válvulas cercanas a la BRF). Además, se prevee una buena cantidad de recirculaciones internas de efluentes para minimizar la salida de aguas residuales a tratamiento. De la misma manera, se pueden aprovechar materiales como el fosfato que se utiliza en el acondicionamiento de la FORSU. El cloruro de hierro del reactor metanogénico que genera las nanopartículas puede ser recirculado. Con esto se puede lograr ahorro de materiales en la BRF.

Para este análisis, se consideró el destino de ciertas corrientes selectas de salida de materiales orgánicos generados en la BRF (por ejemplo, sólidos de la sacarificación a relleno sanitario, etc.).

Respecto a la energía, aunque la BRF pretende ser autosuficiente, cuando haya requerimientos de energía en forma de calor o electricidad externos, se considera la entrada de servicios de energía convencionales. En principio, se consiguió sustituir el 100 % de la energía eléctrica y el 60 % del calor requerido con la energía producida por la BRF (energía autóctona).

La elección de la UF y de los límites del sistema en este trabajo permitirán que después se pueda cotejar impactos ambiente-salud-recursos (ASR) de esta BRF con aquellos de la BRF que se analizará con la denominación HMEZS-SEBQ (biorrefinería que produce biohidrógeno, metano, enzimas celulolíticas y licores sacarificados, e incluye la producción en sistemas bioelectroquímicos de ácido succínico utilizando licores sacarificados), y la disposición de la FORSU a relleno sanitario publicada en Escamilla-Alvarado et al. (2017).

Elaboración del inventario de ciclo de vida (ICV)

Los balances de masa y energía de los diversos procesos se basaron en su mayoría en información experimental obtenida por el Grupo de Biotecnología Ambiental y Energías Renovables (GBAER) del Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, y publicada en tesis de maestría, doctorado, y artículos internacionales (Breton-Deval et al. 2015, Breton-Deval y Poggi-Varaldo 2017, Escamilla-Alvarado et al. 2012, 2013a, b, 2014, 2015, 2017, Romero-Cedillo et al. 2018b).

En datos obtenidos a partir de cálculos basados en procedimientos aceptados internacionalmente de

diseño de operaciones y procesos unitarios, se utilizó un criterio de corte del 3 al 5 %, dado que muchas de las correlaciones utilizadas en mezclado, transferencia de calor, y transferencia de masa, tienen un error de ese orden. En datos experimentales de dosificación de materiales/reactivos, el criterio de corte fue menor al 2 %. En algunas emisiones de vapor de agua a la atmósfera, frecuentemente se aplicó un criterio de corte de hasta el 100 % (Chargoy 2019, comunicación personal).

Los procedimientos de asignación utilizados estuvieron basados en proporciones de masa o de valor económico agregado en el caso de más de un producto en cada etapa o subetapa. Para el caso de energía, se consideró que la energía eléctrica (EEL) es más valiosa que el calor en relación 2 a 1, por lo que sus asignaciones fueron 2/3 y 1/3, aproximadamente.

En el caso de los biorreactores (H) que producen sólidos fermentados (SF) y biogás rico en hidrógeno (BG-H), se asignó 20 % al primero y 80 % al segundo debido al valor del hidrógeno como combustible limpio.

Se postularon recirculaciones de corrientes internas a los procesos selectos de la BRF. Ello permite abatir consumos de agua potable de la tecnosfera y reciclar materiales tales como alcalinizantes, cloruro de hierro, etc. Las recirculaciones deberán validarse experimentalmente. Por ahora, los experimentos escala laboratorio no permiten determinar el efecto de las recirculaciones sobre el desempeño de los procesos y etapas, aunque casos de literatura han demostrado los beneficios de recirculación de efluente sobre la digestión anaerobia, por ejemplo.

También se postuló la recuperación de calor de las corrientes de proceso, de acuerdo con los principios básicos de transferencia de calor.

Evaluación de los impactos del ciclo de vida (EICV)

Se utilizó el software SimaPro v. 9.0.0.35, Analyst Professional. La mayor parte de procesos proxi, entradas, salidas a tratamiento provienen de la base de datos Ecoinvent 3.5 de procesos unitarios, con ligas a otros procesos. Esta base de datos fue compilada en noviembre de 2018. La base de datos Ecoinvent 3.5 contiene datos del ICV de sectores claves de la economía y procesos, tales como energía, transporte, materiales de construcción, producción de compuestos químicos, producción de metales, procesamiento de frutas y vegetales.

El método seleccionado para realizar la EICV fue ReCiPe 2016 jerárquico de punto intermedio v.1.03. La normalización fue global o mundial, única opción disponible en la versión de SimaPro utilizada.

De acuerdo con PRé Sustainability (2020), la normalización se considera opcional para el ACV

simplificado. Sin embargo, es obligatorio para el ACV detallado. Para cada indicador basal, los puntos normalizados se calculan para situaciones de referencia: global (el mundo) en 1990 y 2010, Europa en 1995, y Holanda en 1997. Hay datos disponibles de normalización globales para 1990, 1995 y 2010, entre otros (Huijbregts et al. 2003, 2016). Por ejemplo, los factores de normalización global para el año de referencia 2010 se incluyen desde la versión 1.03 del método ReCiPe 2016.

La normalización es muy conveniente, porque los indicadores de impacto tienen la misma unidad (adimensionales, de hecho), lo que facilita la comparación de las magnitudes entre impactos en un ACV, y para comparar la magnitud de una categoría de impacto entre diferentes ACVs (PRé Sustainability 2020).

Las categorías de impacto evaluadas en este proyecto fueron: calentamiento global, ecotoxidades marinas y de agua dulce, toxicidades humanas de tipo cancerígeno y no cancerígeno, entre otras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Categorías de impacto

Los principales resultados de este análisis se muestran en la **figura 2**. Puede verse que las etapas Z y NN son las que tienen mayor predominancia en cinco y seis de las 18 categorías, respectivamente. La etapa Z prácticamente monopoliza los efectos sobre las categorías eutrofización marina, uso del suelo, y

escasez de recursos minerales, posiblemente debido a la cantidad de materiales requeridos para conformar el medio de cultivo, los grandes requerimientos de calor para esterilizar el medio y después conducir el proceso a 30 °C durante 5 días, y el envío a la planta de tratamiento de aguas residuales de una fracción considerable de efluente Z que no se pudo recircular internamente.

Por su lado, la etapa NN es dominante en las categorías eutrofización de agua dulce, ecotoxidades de agua dulce y marina, toxicidad a seres humanos no carcinogénica, y escasez de recursos fósiles. Como se verá más adelante, la contribución a toxicidad y ecotoxicidad estaría asociada con el uso de carbón activado para conformar las nanobiopartículas.

Evaluación de los impactos normalizados

Con la finalidad de identificar las categorías de impacto más afectadas se llevó a cabo la normalización. Es aparente que las categorías con mayores efectos normalizados son las de la familia de toxicidad y ecotoxicidad, en el centro de la **figura 3**, que van desde ecotoxicidad terrestre a toxicidad a seres humanos, no carcinogénica. También es evidente que, en ese subconjunto de categorías, las etapas Z y NN, contabilizan más del 90 % de los efectos.

A la izquierda de este grupo central, emergen impactos modestos en las categorías acidificación terrestre y eutrofización de agua dulce. En la segunda otra vez predominan los efectos de las etapas Z y NN. Sin embargo, en acidificación terrestre dominan los

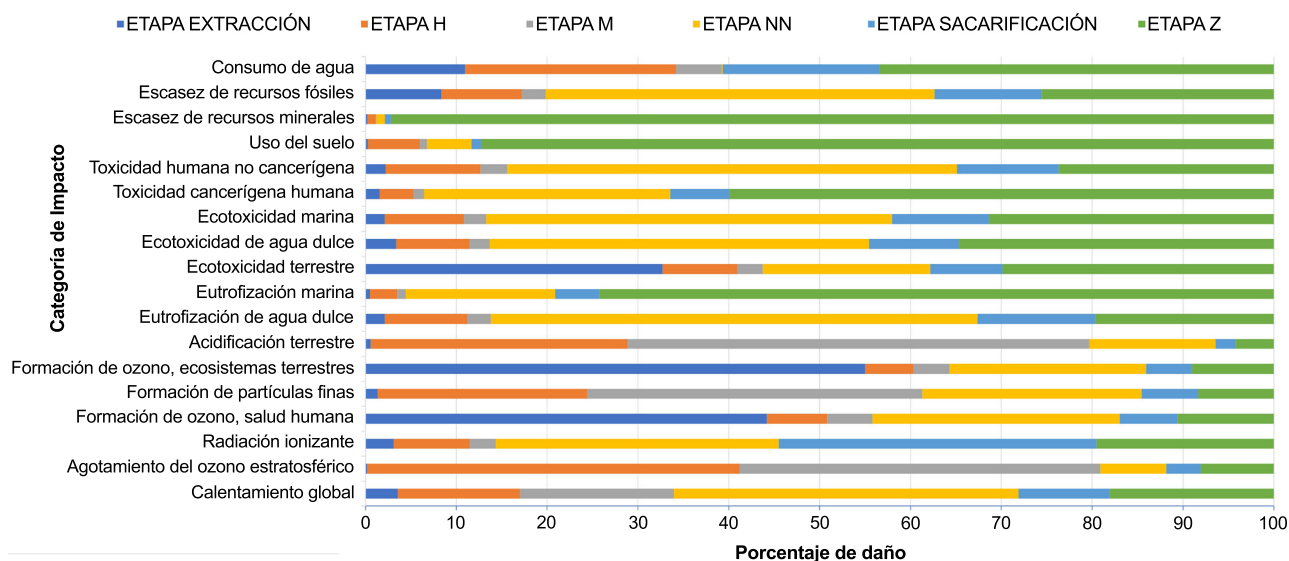


Fig. 2. Tendencias de los efectos porcentuales de las etapas de la BRF HMEZS-NN sobre las categorías de impactos ambientales.

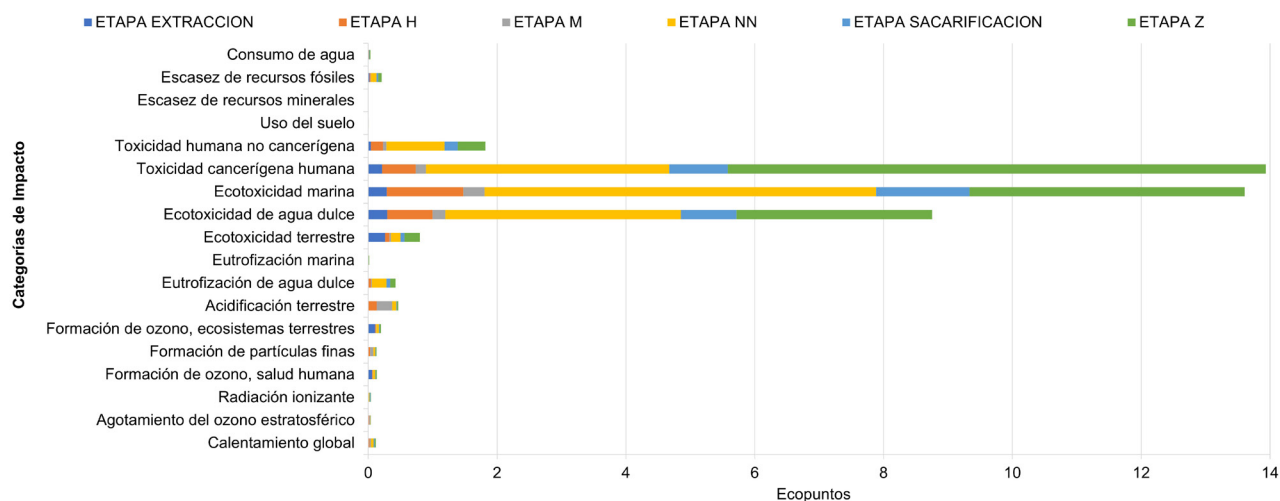


Fig. 3. Tendencias de los efectos normalizados en puntos de las etapas de la BRF BRF H-M-Z-S sobre las categorías de impactos ambientales.

efectos de la etapa M, con cerca del 50 % (0.23, posiblemente relacionado con las subetapas de purificación de metano, la cual emite CO_2 y H_2S) y cogeneración de calor y energía eléctrica a partir del metano purificado. La etapa H queda en segundo lugar en los efectos de acidificación terrestre.

Dependiendo de lo que se pueda confiar en los resultados normalizados, lo anterior indica que hay que analizar con más cuidado y detenimiento las categorías de mayor impacto normalizado. Es decir, ver con mucho detalle las contribuciones de etapas y procesos en esas categorías, buscar y revisar minuciosamente los procesos mencionados y materiales descritos por Ecoinvent que participan en los procesos contribuyentes, etc.

Sorprendentemente la categoría de impacto calentamiento global no fue importante para la BRF en general, de acuerdo con los resultados normalizados. Esto podría estar vinculado con que en este ACV se sustituyeron todos los consumos de EEl de las etapas por EEl autóctona (generada en la BRF) dado que la BRF produjo un exceso de ese tipo de energía, y casi todo el calor producido, que representó un 63 % del calor requerido. En suma, se sustituyó el 100 % de la energía eléctrica requerida y el 60 % del calor requerido por las etapas.

CONCLUSIONES

Basados en los resultados normalizados para la BRF en general, las categorías de mayor impacto se concentran en el rubro de ecotoxicidad y toxicidad; en orden descendente: toxicidad humana no carcinogénica,

toxicidad humana carcinogénica, ecotoxicidad marina, ecotoxicidad de agua fresca, ecotoxicidad terrestre. Más abajo hay un par de categorías: acidificación terrestre y eutrofización de agua fresca. Esta tendencia está basada en el análisis de los resultados normalizados.

La categoría de impacto calentamiento global no fue importante para la BRF en general (siguiendo el mismo criterio). Esto podría estar vinculado a que en este ACV se sustituyeron todos los consumos de EEl de las etapas dado que la BRF produjo un exceso de ese tipo de energía, y casi todo el calor producido, que representó un 63 % del calor requerido.

Una variable cuyo efecto sobre el balance global de energía se recomienda estudiar es la alimentación de sólido fermentados (FW, por sus siglas en inglés) al biorreactor metanogénico. Como el metano es la fuente de calor autóctono al ser utilizado para cogeneración, un aumento de la fracción de FW alimentados al biorreactor M conducirá a un aumento de calor generado, y simultáneamente, como quedarán menos FW para alimentar las etapas Z y S, se requerirá menos calor, paliando el déficit de cargas térmicas. Estas tendencias convergentes pueden conseguir que se equilibre la generación de carga térmica con los requerimientos. Esto es ventajoso.

Sin embargo, una consecuencia posiblemente negativa es que disminuya la producción de ácidos orgánicos, enzimas y nanobiopartículas en las etapas extracción de ácidos, Z y NN, respectivamente. Actualmente, el 40 % de los FW van al biorreactor M, 40 % a la etapa Z, y 20 % a la etapa NN después de la sacarificación (en forma de hidrolizados).

Posiblemente con un fraccionamiento 50 % al biorreactor M, 33.33 % hacia Z, y 16.67 % hacia sacarificación y NN se conseguirá el equilibrio de cargas térmicas. Para ello hay que plantearse el nuevo fraccionamiento y rehacer los balances de masa y energía de cada etapa y subetapas. No es un trabajo menor, pero puede dar resultados positivos.

Otro aspecto muy importante sobre los requerimientos energéticos es el dilema entre estado estable y arranque. El balance energético actual de esta BRF (y de cualquier otra) supone un estado estable en que todas las secciones de la BRF trabajan a plena capacidad, especialmente las secciones que generan energía. Pero en el arranque, esas secciones no estarán produciendo energía, y entonces todos los requerimientos de energía de la BRF deberán ser provistos por energía externa fósil, de otras biorrefinerías o de plantas solares/eólicas que exporten energía. El abastecimiento de energía para el arranque de la BRF constituye un cuadro complicado y difícil que merece un futuro análisis más detallado y posiblemente un ACV específico para el periodo transitorio de arranque.

Un aspecto significativo del ICV consistió en el alto consumo de cargas térmicas de la etapa Z, así como su potencial de alto consumo de agua potable de buena calidad para conformar el masivo del medio de cultivo. El primero se debe a la esterilización del medio de cultivo puesto que la producción de enzimas se realiza con cultivo puro de *Trichoderma reesei*. A pesar de que se propone la recuperación de calor de la corriente esterilizada (además que beneficia que baje la temperatura del caldo estéril para el posterior cultivo mesofílico), el consumo de calor es muy grande.

El consumo de agua potable de buena calidad se disminuyó con recirculación parcial al medio de cultivo del efluente Z y el efluente anaerobio de la etapa NN, pero aún no es suficiente. El resto de medio de cultivo se conforma con agua potable y agua residual. Esta decisión está basada en experiencias parciales positivas, pero introduce incertidumbres técnicas cuyo abordaje se retoma más abajo.

Otro resultado de este ACV consistió en identificar áreas de conocimiento experimental insuficiente que requieren regresar a laboratorio y eventualmente realizar estudios a escala piloto. Dos aspectos, aunque puede haber más, relacionados con esto se discutieron más arriba: primero, la recuperación de calor de las corrientes internas de proceso (aprovechar el calor sensible de los efluentes de biorreactores H y M, que salen a 55 °C, de los efluentes de la esterilización en Z que salen a 120 °C y del hidrolizado en la etapa S que sale a 120 °C, por mencionar algunas corrientes internas).

Como muchos de los efluentes son pastas calientes, el reto técnico para el intercambio de calor es muy grande, y en principio se requieren ensayos con intercambiadores de calor y bombas reales para evaluar la factibilidad, por lo que el trabajo a escala de laboratorio no es suficiente. Hay que realizar estudios piloto y demostrativos. La perspectiva es positiva debido a que existe equipo para manejo de pastas y mezclas en la industria del concreto y en la industria alimenticia, de cuyas tecnologías puede beneficiarse nuestro esquema de BRF.

Retomando el efecto de la recirculación de corrientes internas de la BRF tanto en sus propios procesos de origen como en otros de sus procesos, se puede y debe ensayar a escala laboratorio. Algunos tipos de recirculación (la de efluentes anaerobios recirculados en procesos anaerobios, por ejemplo) se han reportado de manera positiva en la literatura internacional arbitrada durante el tratamiento de residuos orgánicos. Pero la recirculación de efluentes internos en la etapa de producción de enzimas con cultivo puro de *Trichoderma reesei*, a pesar de que los licores se esterilicen para conformar el medio de cultivo, no se ha ensayado en la literatura y es un campo completamente abierto. Se tiene que contestar la pregunta “cuál es el efecto de la recirculación de efluentes sobre la producción de enzimas”.

Respecto a materiales, se observó que el carbón activado aparece con efecto negativo en varias categorías por lo que se recomienda estudiar su reemplazo por otro material, tanto en la sacarificación (usado para detoxificar los hidrolizados) como en la producción de nanobiopartículas (en etapa NN). Alternativamente cambios tecnológicos innovadores, ambientalmente benignos en los procesos de producción del carbón activado pueden minimizar sus impactos negativos.

AGRADECIMIENTOS

PXSN agradece a CONACYT y al programa CATEDRAS-CONACYT por el apoyo al proyecto 492. “Políticas públicas, prospectivas y sustentabilidad de las biorrefinerías en México”.

REFERENCIAS

- Breton-Deval L., Poggi-Varaldo H.M., Ríos-Leal E. y Solorza-Feria O. (2015). Bionano-bioparticles of magnetite from a microbial consortium with perchloroethylene treatment capabilities; Chapter 8.9. En: Poggi-

- Varaldo H.M., Hernández-Flores G. y Solorza-Feria O. (SMH-CINVESTAV-CONACYT. Publ.). *Advances in Hydrogen Energy*, Proceedings of the 15th International Congress of the Mexican Hydrogen Society, 4 September 2015, México. ISSN-2448-7120 Año 2 Número 26. pp. 2 819-825.
- Breton-Deval L. y Poggi-Varaldo H.M. (2017). Sustainable iron based bionanobioparticles from a dehalogenating microbial consortium allows remediation of water polluted with PCE. En: Candal R., Curutchet G., Domínguez-Montero L., Macarie H., Poggi-Varaldo H., Sastre I., y Vázquez S. (Cinvestav Publisher). *Environmental Biotechnology and Engineering ISEBE Advances 2016*. México. ISBN Vol. 2: 978-607-9023-51-5, ISBN Complete: 978-607-9023-44-7, pp 275.
- Buenrostro O., Cram S., Bernache G. y Bocco, G. (2000). La digestión anaerobia como alternativa de tratamiento a los residuos sólidos orgánicos generados en los mercados municipales. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 16 (1), 19-26. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37016103>
- Chargoy J.P. (2019). Comunicación personal. Diplomado CADIS 2019; <https://www.centroacv.mx>
- Chen W.S., Strik D.P.B.T.B., Buisman C.J.N. y Kroeze C. (2017). Production of caproic acid from mixed organic waste: An environmental life cycle perspective. *J. Clean. Prod.* 51 (12), 7159-7168. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06220>
- Elyasi S.N., Rafiee S., Mohtasebi S.S., Tsapekos P., Angelidaki I., Liu H.B. y Khoshnevisan B. (2021). An integer superstructure model to find a sustainable biorefinery platform for valorizing household waste to bioenergy, microbial protein, and biochemicals. *J. Clean. Prod.* 278, 123986. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123986>
- Escamilla-Alvarado C., Ríos-Leal E., Ponce-Noyola M.T. y Poggi-Varaldo H.M. (2012). Gas biofuels from solid substrate hydrogenogenic-methanogenic fermentation of the organic fraction of municipal solid waste. *Process Biochem.* 47, 1572-1587. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2010.08.051>
- Escamilla-Alvarado C., Poggi-Varaldo H.M. y Ponce-Noyola M.T. (2013a). Use of organic waste for the production of added-value holocellulases with *Celulomonas flavigena* PR-22 and *Trichoderma reesei* MCG 80. *Waste Manage Res* 31 (8), 849-858. <https://doi.org/10.1177/0734242X13492841>
- Escamilla-Alvarado C., Ponce-Noyola M.T., Ríos-Leal E. y Poggi-Varaldo H.M. (2013b). A multivariable evaluation of biohydrogen production by solid substrate fermentation of organic municipal wastes in semi-continuous and batch operation. *Int. J. Hydrog. Energy.* 38(28), 12527-28 12538. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.02.124>
- Escamilla-Alvarado C., Ponce-Noyola M.T., Poggi-Varaldo H. M., Ríos-Leal E., García-Mena J. y Rinderknecht-Seijas N. (2014). Energy analysis of in series biohydrogen and methane production from organic wastes. *Int. J. Hydrog. Energy.* 39(29), 16587-16594. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.06.077>
- Escamilla-Alvarado C., Poggi-Varaldo H.M., Ponce-Noyola M. T., Ríos-Leal E., Robles-Gonzalez I. y Rinderknecht-Seijas N. (2015). Saccharification of fermented residues as integral part in a conceptual hydrogen-producing biorefinery. *Int. J. Hydrog. Energy.* 40,17200-17211. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.06.164>. 22.
- Escamilla-Alvarado C., Poggi-Varaldo H.M. y Ponce-Noyola M.T. (2017). Bioenergy and bioproducts from municipal organic waste as alternative to landfilling: a comparative life cycle assessment with prospective application to Mexico. *Environ. Sci. Pollution Res.* 24 (33), 25602-25617. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6939-z>
- Fava F., Totaro G., Diels L., Reis M., Duarte J., Carioca O. B., Poggi-Varaldo H. M. y Ferreira B. S. (2015). Biowaste biorefinery in Europe: opportunities and research & development needs. *N. Biotechnol* (1), 100-108. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2013.11.003>
- Huijbregts M. A. J., Steinmann Z. J. N., Elshout P. M. F., Stam G., Verones F., Vieira M., Zijp M., Hollander A. y van Zelm R. (2016). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22(2), 138-147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- Huijbregts M.A.J., Breedveld L., Huppes G., De Koning A., Van Oers L. y Suh S. (2003). Normalisation figures for environmental life-cycle assessment: The Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the World (1990 and 1995). *J. Clean. Prod.* 11 (7), 737-748. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00132-4)
- Ioannidou S.M., Pateraki C., Ladakis D., Papapostolou H., Tsakona M., Vlysidis A., Kookos I.K. y Koutinas A. (2020). Sustainable production of bio-based chemicals and polymers via integrated biomass refining and bioprocessing in a circular bioeconomy context. *Biore-sour. Technol.* 307, 123093. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123093>
- Khoshnevisan B., Tabatabaei M., Tsapekos P., Rafiee S., Aghbashlo M., Lindeneg S. y Angelidaki I. (2020). Environmental life cycle assessment of different biorefinery platforms valorizing municipal solid waste to bioenergy, microbial protein, lactic and succinic acid. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 117, 109493. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109493>
- Manzi-Tarapués V., Rendón-Muñoz L.I., Herrera-Rodas M., Gandini-Ayerbe M.A. y Marmolejo-Rebellón L.F.

- (2020). Estado de la valorización de biorresiduos de origen residencial en grandes centros urbanos. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 36 (3), 755-774. <https://doi.org/10.20937/RICA.53341>.
- Moretti M., Van Dael M., Malina R. y Van Passel S. (2018). Environmental assessment of waste feedstock mono-dimensional and bio-refinery systems: Combining manure co-digestion and municipal waste anaerobic digestion. *J. Clean. Prod.* 171, 954-961. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.097>
- Papadaskalopoulou C., Sotiropoulos A., Novacovic J., Barabouti E., Mai S., Malamis D., Kekos D. y Loizidou M. (2019). Comparative life cycle assessment of a waste to ethanol biorefinery system versus conventional waste management methods. *Resour Conserv Recycl.* 149, 130-139. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.05.006>
- Pérez G., Islas J., Guevara M. y Suarez R. (2019). The sustainable cultivation of Mexican nontoxic *Jatropha curcas* to produce biodiesel and food in marginal rural lands. *Sustainability*, 11 (20), 5823. <https://doi.org/10.3390/su11205823>.
- Poggi-Varaldo H.M., Munoz-Paez K.M., Escamilla-Alvarado C., Robledo-Narváez P.N., Ponce-Noyola M.T., Calva-Calva G., Ríos-Leal E., Galíndez-Mayer J., Estrada-Vázquez C., Ortega-Clemente A. y Rinderknecht-Seijas N.F. (2014). Biohydrogen, biomethane and bioelectricity as crucial components of biorefinery of organic wastes: A review. *Waste Manag Res.* 34 (1), 1-13. <https://doi.org/10.1177/0734242X14529178>
- PRé Sustainability (2020). SimaPro Database Manual-Methods Library. Version 4.15, PRé Sustainability B.V., Amersfoort, Netherlands. 98 pp.
- Romero-Cedillo L., Poggi-Varaldo H.M., Ponce-Noyola M. T., Ríos-Leal E., Ramos-Valdivia A.C., Rojas C.M.C. y Tapia-Ramírez J. (2017). A review of the potential of pretreated solids to improve gas biofuels production in the context of an OFMSW biorefinery. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 92 (5), 937-958 <https://doi.org/10.1002/jctb.5116>
- Romero-Cedillo L., Poggi-Varaldo H. M., Breton-Deval L. y Robles-González V.S. (2018a). Biological synthesis of iron nanoparticles: an overview. 6th International Symposium on Environmental Biotechnology and Engineering, Cd. Obregón, Son., México. ITSON-IRD-CINVESTAV-UFP-52 Fundación Semilla.
- Romero Cedillo L., Poggi-Varaldo H. M., Matsumoto Kuwubara Y., García-Rocha M., Ponce-Noyola, M.T., Escamilla-Alvarado C., Bretón-Deval L. y Santoyo-Salazar J. (2018b). Biological synthesis of iron nanoparticles from anaerobic consortia grown in anaerobic fluidized bed reactors from biohydrogen and methane-based biorefineries. 6th International Symposium on Environmental Biotechnology and Engineering, Cd. Obregón, Son., México. ITSON-IRD-CINVESTAV-UFP-2 Fundación Semilla.
- Sadhukhan J. y Martinez-Hernandez E. (2017). Material flow and sustainability analyses of biorefining of municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 243, 135-146. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.078>
- WoS (2021). Documento que contiene el listado de referencias sobre sostenibilidad de biorrefinerías en el periodo 2017-2021. Búsqueda en Web of Science de los autores. Documento disponible a petición.