

El Análisis del Ciclo de Vida DE LOS BIOCOMBUSTIBLES EN MÉXICO

Julio César Sacramento Rivero - Leonor Patricia Güereca
(Coordinadores)



UADY
UNIVERSIDAD
AUTÓNOMA
DE YUCATÁN

EL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LOS BIOCOMBUSTIBLES EN MÉXICO

Julio César Sacramento Rivero
Leonor Patricia Güereca
(Coordinadores)



MTD Análisis del ciclo de vida de los biocombustibles
195 en México / Julio César Sacramento Rivero,
.B56 Leonor Patricia Güereca, coordinadores.--
.A53 Mérida, Yucatán : Ediciones de la Universidad
2025 Autónoma de Yucatán, 2025

*1 recurso electrónico (160 páginas).
Acceso abierto en PDF.*

*1. Energía biomásica—Aspectos ambientales—México.
2. Recursos energéticos renovables—México.
3. Productos de residuos como combustible—México.
1. Sacramento Rivero, Julio César. 2. Güereca, Leonor Patricia*

El análisis de ciclo de vida de los biocombustibles en México

Primera edición: marzo 2025

D. R. © 2024, Universidad Autónoma de Yucatán
Bajo el sello de la Casa Editorial UADY
Calle 60 núm. 491 A por 57, centro,
C. P. 97000, Mérida, Yucatán, México
Tel. +52 (999) 923 9769
casa.editorial@correo.uady.mx
www.uady.mx/casa-editorial

ISBN 978-607-8741-73-1



Las ideas y opiniones expresadas en esta obra son responsabilidad exclusiva de los autores y no reflejan necesariamente la postura oficial de la Universidad Autónoma de Yucatán.

Hecho en México / *Made in Mexico*



UADY
UNIVERSIDAD
AUTÓNOMA
DE YUCATÁN



Índice

Introducción. El análisis de ciclo de vida de la bioenergía en el centro mexicano de innovación en bioenergía	8
El rol de la bioenergía en México	8
El centro mexicano de innovación en bioenergía	9
El Clúster Biocombustibles Gaseosos	10
El Clúster Biocombustibles Lignocelulósicos para el Sector Autotransporte	11
El Clúster Biocombustibles Sólidos	11
El Clúster Biodiésel Avanzado	12
El Clúster Bioturbosina	13
Logros del CEMIE-Bio	14
Los análisis de ciclo de vida en el CEMIE-Bio	14

CAPÍTULO 1

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DEL ETANOL ANHIDRO PRODUCIDO EN MÉXICO A PARTIR DE MELAZAS AZUCARERAS

Resumen	16
1.1 Introducción	17
1.2 Definición del objetivo y el alcance del estudio	17
1.2.1 Descripción del sistema	18
1.3 Consideraciones generales	22
1.3.1 Calidad, origen de los datos y balances de materia	22
1.4 Análisis de inventario	22
1.4.1 ACV de la caña de azúcar	22
1.4.2 ACV del etanol anhidro	24
1.5 Evaluación de impacto ambiental	26
1.5.1 Etapa agronómica	26
1.5.2 Evaluación del ciclo de vida completo	27
1.5.3 Comparación con otros estudios	28
1.6 Interpretación de los resultados	30
1.7 Conclusiones	32
Agradecimientos	33

CAPÍTULO 2
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN DE
BIODIÉSEL USANDO ACEITE DE COCINA USADO Y ACEITE DE PALMA

Resumen	34
2.1 Introducción	35
2.2 Definición del objetivo y el alcance del estudio	36
2.2.1 Unidad funcional	37
2.2.2 Fuente y calidad de los datos	37
2.2.3 Fronteras del sistema	38
2.2.4 Cálculo de la mitigación	41
2.2.5 Descripción de las rutas tecnológicas y suposiciones	43
2.3 Análisis de inventario	46
2.3.1 Métodos de asignación	50
2.4 Evaluación de impacto ambiental	52
2.4.1 Consumo de agua dulce en el ciclo de vida	52
2.4.2 Razón de energía neta	53
2.4.3 Impactos potenciales: GWP, HTP y POCP	54
2.4.4 Impactos potenciales: otras categorías	56
2.5 Interpretación de los resultados	58
2.5.1 Consumo de agua y energía	58
2.5.2 Mitigación de impactos ambientales: GWP, HTP y POCP	58
2.6 Conclusiones	60
Agradecimientos	61

CAPÍTULO 3. 3.
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN A ESCALA PLANTA PILOTO DE
COMBUSTIBLE SOSTENIBLE PARA AVIACIÓN (SAF) A PARTIR DE ACEITE DE JATROFA

Resumen	62
3.1 Introducción	63
3.2 Definición del objetivo y el alcance del estudio	64
3.2.1 Aplicación prevista	64
3.2.2 Razones para realizar el estudio	65
3.2.3 Público previsto	65
3.2.4 Unidad funcional y flujo de referencia	65
3.2.5 Límite del sistema	65
3.2.6 Categorías de impacto evaluadas	67
3.3 Análisis de inventario	67
3.3.1 Producción de plántula en vivero	68
3.3.2 Plantación en terreno	72
3.3.3 ICV de extracción de aceite	79
3.3.4 Transformación por proceso HEFA	83
3.4 Evaluación de impacto ambiental	86
3.4.1 EICV de la etapa de cultivo de jatrofa	86

3.4.2 EICV de la etapa de extracción de aceite	90
3.4.3 EICV del proceso HEFA	92
3.5 Interpretación de los resultados	95
Agradecimientos	97

CAPÍTULO 4

ACV DE LA ELECTRICIDAD GENERADA A PARTIR DE BIOGÁS PROVENIENTE DE RESIDUOS URBANOS E INDUSTRIALES

Resumen	98
4.1 Introducción	99
4.2 Definición del objetivo y el alcance del estudio	100
4.3 Descripción de los sistemas analizados	101
4.3.1 Lodos de purga provenientes de PTAR	101
4.3.2 FORSU	102
4.3.3 Agua residual de vino tinto	103
4.4 Análisis de inventario	107
4.4.1 Validación de los datos	114
4.5 Evaluación de impacto ambiental	116
4.5.1 Cambio climático	117
4.5.2 Formación de oxidantes fotoquímicos	119
4.5.3 Toxicidad humana	120
4.6 Interpretación de los resultados	122
4.6.1 Análisis de sensibilidad	122
Conclusiones	124

CAPÍTULO 5

EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES PARA GENERACIÓN DE CALOR A PARTIR DE RESIDUOS DE CÁSCARA DE NARANJA

Resumen	126
5.1 Introducción	127
5.2 Definición del objetivo y el alcance del estudio	127
5.2.1 Objetivo y alcance	127
5.2.2 Unidad funcional	129
5.2.3 Límites del sistema	129
5.2.4 Descripción de las rutas tecnológicas y suposiciones	130
5.3 Análisis de inventario	132
5.4 Evaluación de impacto ambiental	137
5.4.1 Consumo de agua dulce en el ciclo de vida	137
5.4.2 Razón de energía neta	138
5.4.3 Impactos potenciales	138
5.5 Interpretación de los resultados	139
5.6 Conclusiones	140
Agradecimientos	140

CAPÍTULO 6
CONCLUSIONES Y LECCIONES APRENDIDAS

Conclusiones y lecciones aprendidas	141
Referencias	144

INTRODUCCIÓN. EL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA BIOENERGÍA EN EL CENTRO MEXICANO DE INNOVACIÓN EN BIOENERGÍA

Julio C. Sacramento Rivero¹
Leonor Patricia Güereca²
Omar Masera³
Elías Razo-Flores⁴
Georgina Sandoval⁵
David Ríos⁶
Marco A. Sanchez⁷
Arturo Sánchez⁸

EL ROL DE LA BIOENERGÍA EN MÉXICO

La bioenergía se refiere a la energía proveniente de la biomasa y se obtiene de los biocombustibles, los cuales pueden ser sólidos –como la leña y los pellets–, líquidos –como el etanol y el biodiésel–, o gaseosos –como el biogás y el biohidrógeno–. La bioenergía tiene numerosas aplicaciones y, en la mayoría de los casos, tecnologías maduras para brindar energía térmica, eléctrica y combustibles para el transporte. Manejada sustentablemente a lo largo de su ciclo de vida, es un recurso renovable, que produce un menor impacto ambiental respecto a los combustibles fósiles, y constituye una alternativa de mitigación al calentamiento global, además de que permite una adecuada disposición de los residuos orgánicos utilizados como materia prima. Otras ventajas de la bioenergía incluyen ser una fuente energética de carácter local, generar más empleos rurales por unidad de energía entregada que otras opciones renovables (IRENA 2022), tener una gran diversidad de aplicaciones, ser escalable y brindar un respaldo a fuentes intermitentes como la solar o la eólica.

Actualmente, la bioenergía es la principal fuente de energía renovable a nivel global, brindando un 12.5% del consumo de energía final (REN21 2022). En México, la bioe-

1 Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería Química.

2 Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.

3 Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México.

4 Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C., División de Ciencias Ambientales.

5 Laboratorio LIBBA, Unidad de Biotecnología Industrial, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ).

6 Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C., División de Materiales Avanzados.

7 Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas.

8 Laboratorio de Futuros en Bioenergía, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV), Unidad Guadalajara.

nergía es también la fuente de energía renovable más importante, con casi el 10 % del consumo de la energía final (480 PJ) (Tauro, Serrano-Medrano, y Masera 2018). Su aprovechamiento está centrado en aplicaciones llamadas “tradicionales” –como el uso de leña para la cocción de alimentos–, y es empleada como fuente de energía para miles de pequeñas industrias rurales –ladrilleras, panaderías y otras–. Dentro del sector industrial formal, su aplicación más importante es para la cogeneración de calor y electricidad en los ingenios azucareros utilizando el bagazo de caña, y existe un interés creciente dentro del sector agroindustrial –como la tequilera, del mezcal, cervecera– y otras para el uso de residuos orgánicos con fines energéticos. Existe una experiencia relativamente amplia en la producción de biogás a partir de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica, de lodos provenientes de sistemas de tratamiento de aguas residuales, del estiércol en ranchos pecuarios y mediante el aprovechamiento de los residuos sólidos urbanos. La producción de etanol para uso energético y biodiésel es todavía marginal en nuestro país, con proyectos emblemáticos en algunas ciudades, como el uso del aceite usado de cocina para producir biodiésel, mientras que, en el caso del biohidrógeno, aún se encuentra en fase experimental.

Tanto para México, como en el ámbito mundial, la bioenergía se considera clave para lograr una transición energética justa y sustentable y a la vez responder a los retos de llegar a reducir a cero las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de los combustibles fósiles para el 2050 (IRENA, 2022). Específicamente en nuestro país el potencial técnico de los recursos bioenergéticos alcanza los 1500 PJ y se encuentra ampliamente distribuido a lo largo del territorio (Tauro, Serrano-Medrano & Masera, 2018). Aprovechar sustentablemente este potencial bajo una lógica de economía circular, permitiría diversificar y ampliar el uso de la bioenergía, incluyendo principalmente el uso más amplio de los residuos agroindustriales, forestales y pecuarios, así como el manejo forestal sustentable, los residuos sólidos municipales y los lodos de sistemas de tratamiento de aguas residuales. Aunque existen aplicaciones bioenergéticas para todos los sectores, la bioenergía podría tener un rol prominente para las aplicaciones térmicas prácticamente en todos los sectores económicos, la cogeneración eficiente de calor y electricidad en el sector industrial y como complemento a combustibles del transporte como biometano, bioturbosina, biodiésel, bioetanol y biohidrógeno. A mediano plazo, la bioenergía se deberá integrar de manera más estrecha a la química verde, dando paso a tecnologías más limpias y biocombustibles avanzados que, lejos de competir con el sector alimentario, lo impulsen y fomenten un uso más sostenible del suelo.

EL CENTRO MEXICANO DE INNOVACIÓN EN BIOENERGÍA

El Centro Mexicano de Innovación en Bioenergía (CEMIE-Bio), se constituyó como uno de los cinco Centros de Innovación en Energía (CEMIEs) financiados con el ahora extinto Fondo de Sustentabilidad Energética, para impulsar la investigación y desarrollo de energía renovable en México desde un enfoque de pentahélice, es decir, la participación integrada de la academia, el gobierno, la sociedad, la industria y organismos de cuidado del medio ambiente. Los CEMIEs son uno de los mecanismos articulado-

res de la estrategia de la Secretaría de Energía para la transición energética del país y, hasta el día de hoy, constituyen la mayor inversión gubernamental para impulsar la investigación y el desarrollo tecnológico en energías renovables en México. En los CEMIEs, participaron más de 120 instituciones a lo largo y ancho del país, agrupados en centros virtuales con fines de investigación científica básica y aplicada, desarrollo tecnológico, difusión del conocimiento y formación de recursos humanos. En particular, el CEMIE-Bio inició sus labores en 2016. Debido a la naturaleza tan diversa de las fuentes de biomasa y los usos finales de la bioenergía, el CEMIE-Bio estuvo compuesto por cinco clústeres, cada uno dedicado al desarrollo de un tipo de biocombustible:

- Clúster Biocombustibles Gaseosos
- Clúster Biocombustibles Lignocelulósicos para el Sector Autotransporte
- Clúster Biocombustibles Sólidos
- Clúster Biodiésel Avanzado
- Clúster Bioturbosina

A continuación, se presenta una descripción sintética de estos cinco clústeres.

El Clúster Biocombustibles Gaseosos

El Clúster Biocombustibles Gaseosos (CBG) tuvo como objetivo desarrollar líneas de investigación para la generación de energía eléctrica y térmica a partir de biomasa residual. Participaron 12 instituciones o dependencias de educación superior y 4 empresas. Los productos generados en las distintas acciones estratégicas del CBG contribuyen y nos acercan más a la producción escalada de biocombustibles gaseosos obtenidos a partir de distintos residuos orgánicos complejos generados en el país. Los productos desarrollados de forma integrada abarcan todos los aspectos de producción de biocombustibles gaseosos y estos van desde pretratamientos para los residuos utilizados, la producción de biogás en plantas piloto bajo diferentes configuraciones, la purificación del biogás por métodos biológicos y fisicoquímicos, la obtención de energía eléctrica y térmica en una planta piloto de 80 kW, así como la evaluación de los potenciales impactos ambientales de los sistemas de productos desarrollados, a través del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y la huella de carbono.

Es importante destacar que dentro del CBG se lograron mejoras sustanciales en las velocidades de producción de biohidrógeno gracias, en parte, a las mejoras en la tecnología de fermentación, los sistemas automatizados construidos y la implementación de sistemas de control. Gracias a todo el trabajo de investigación desarrollado se tiene un conocimiento profundo de muchos de los aspectos no solo operacionales sino también metabólicos de los procesos que son de gran utilidad para mejorar los procesos, adicionalmente se evaluaron los potenciales impactos ambientales de las tecnologías, aspecto que finalmente se requiere para la aplicación industrial. En este libro se presenta una muestra del trabajo que se desarrolló en este clúster: el ACV de la electricidad generada a partir de biogás proveniente de biomasa residual de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y de aguas residuales de la industria vitivinícola.

El clúster biocombustibles lignocelulósicos para el sector autotransporte

El Clúster de Biocombustibles Lignocelulósicos para el Sector Autotransporte (CBL-SA) estableció como uno de sus objetivos realizar investigación aplicada para producir bioetanol, biobutanol y biohidrógeno avanzados utilizando plataformas bioquímicas a partir de residuos agrícolas, en particular pajas, rastrojo de maíz, bagazo de caña y de agave. Dichos biocombustibles pueden ser utilizados en el sector de autotransporte ligero, que en México es responsable de alrededor del 18 % de las emisiones de gases efecto invernadero (Secretaría de Energía, 2021). Otro objetivo fue desarrollar y promover el uso de tecnologías rentables y ambientalmente sostenibles basadas en el conocimiento generado en el CBLSA. Con la participación de más de 100 miembros de 12 instituciones nacionales y extranjeras, el CBLSA desarrolló conocimiento de frontera en el ámbito mundial en hidrólisis termoquímica, fermentación alcohólica y producción de enzimas sacarolíticas para la hidrólisis enzimática de biomásas lignocelulósicas. Con base en este conocimiento, produjo tecnologías a escala piloto para la producción de bioetanol, butanol e hidrógeno avanzado. En particular, se demostró que las tecnologías desarrolladas pueden producir bioetanol de manera rentable y con menor impacto ambiental que su contraparte fósil en ambientes distribuidos y a pequeña y mediana escala, promoviendo así el autoabasto energético en comunidades agrícolas. Como parte del trabajo realizado en este clúster, se realizaron evaluaciones de los impactos ambientales de los procesos y en este libro se presenta el caso de estudio del ACV del etanol anhidro producido en México a partir de melazas azucareras.

El clúster biocombustibles sólidos

El Clúster Biocombustibles Sólidos (CBS) tuvo como objetivo facilitar y promover la producción y el uso de los citados combustibles como fuente de energía renovable fundamental para la transición energética. Para esto, conjuntó la investigación científica y técnica; la creación y el desarrollo de capacidades humanas e institucionales; y el desarrollo, la adaptación y la validación de tecnologías apropiadas a las condiciones del entorno de México. El CBS incorporó a un total de 50 investigadores de 13 instituciones académicas mexicanas, dos universidades extranjeras y tres empresas. Con el fin de promover el uso sustentable a gran escala de los biocombustibles sólidos (BCS), se abordó la problemática desde un enfoque interdisciplinario e integral, analizando desde los recursos biomásicos, las características y calidades de los BCS (como leña, carbón, bagazos, astillas y pellets), los sectores y tecnologías de aprovechamiento y las condiciones y contextos socioambientales e institucionales. Asimismo, el CBS tuvo incidencia social en comunidades marginadas a través del desarrollo de innovaciones tecnológicas participativas y para empresas sociales, con particular impacto en las mujeres. Algunas aportaciones emblemáticas incluyen: a) el desarrollo de una herramienta geoespacial en forma de plataforma *web* de acceso público, para cuantificar los recursos biomásicos del país, b) la caracterización de los principales BCS (leña, carbón vegetal, astillas, aserrín, pellets) provenientes de diferentes tipos de biomasa agrícola y forestal, c) la evaluación técnico-ambiental

de los principales modelos de estufas eficientes de biomasa difundidas en México, d) el establecimiento de 12 protocolos estándar sobre caracterización de BCS y dos protocolos estándar para la evaluación de estufas eficientes de BCS, e) estudios de prefactibilidad para facilitar la penetración de los BCS en las pequeñas y medianas industrias, f) propuestas de políticas públicas para promover el uso sustentable a mayor escala de estos energéticos en México y g) el desarrollo de escenarios, metodologías de análisis de sustentabilidad y ACV, de lo cual se deriva el caso de estudio titulado “Evaluación de impactos ambientales para generación de calor a partir de residuos de cáscara de naranja”, que se presenta en este libro.

El clúster biodiésel avanzado

El Clúster Biodiésel Avanzado (CBDA), es un consorcio de investigación y desarrollo tecnológico que conjuntó las capacidades e infraestructura de 14 instituciones (100 participantes) nacionales e internacionales, entre universidades, centros de investigación y empresas. Actualmente, promueve y verifica el cumplimiento de la normatividad aplicable para la calidad del biodiésel y ofrece capacitación y consultorías especializadas a lo largo de toda su cadena de valor (BDA, 2023). Sus logros más importantes han sido:

- 1) *Aseguramiento de calidad.* En colaboración con la Secretaría de Energía, se elaboraron los lineamientos nacionales de caracterización y calidad de los biocombustibles líquidos (Segob, 2018). El CBDA fue pionero en el país, al lograr en 2020 la acreditación ante la Entidad Mexicana de Acreditación del Laboratorio de Investigación en Bioenergéticos y Bioprocesos Avanzados en las Normas ISO/IEC 17025:2017 (NMX-EC-17025-IMNC-2018) y ASTM D6751.
- 2) *Desarrollo de catalizadores heterogéneos.* Se desarrollaron catalizadores y fotocatalizadores heterogéneos de tipo metálico, enzimático y membranas, eficientes en la transformación de materias primas nacionales. Esto llena un hueco en la cadena de producción nacional, pues los catalizadores comerciales son preponderantemente de importación.
- 3) *Desarrollo de reactores.* Se desarrollaron tres tipos de reactores para la producción de biodiésel: i) reactor de cavitación, ii) reactor solar, iii) reactor enzimático empacado, cada uno con ventajas tecnológicas de interés para diferentes productores nacionales. Los desarrollos i) y iii) participaron en los “Nodos Binacionales de Innovación” del entonces Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (Valencia, 2018).
- 4) *Biorrefinerías para la producción de insumos para biodiésel.* Se generó un inventario georreferenciado (compartido con los otros clústeres) de residuos y coproductos que sirven como insumos para biodiésel. Se estudió la sustitución del metanol (fósil) por bioetanol y se generaron dos patentes sobre la producción simultánea de aceites microbianos a partir de residuos (glicerol crudo de las fábricas de biodiésel y vinazas tequileras) y otros coproductos de valor, como proteínas y ácidos orgánicos.
- 5) *Desarrollo de metodologías para el ACV.* En colaboración con las empresas del CBDA, se elaboraron inventarios mexicanos de ciclo de vida del biodiésel de

aceites usados, aceite de palma, y aceites microbianos. Se establecieron las bases para una metodología estándar de ACV de la bioenergía y se promovió su uso en el CEMIE-Bio.

- 6) *Difusión e integración de paquetes tecnológicos*. Se realizó la divulgación intensiva de los resultados anteriores (bdavanzado.org, y redes sociales). También se realizaron estudios tecnológicos (Estado de la Técnica con revisión de Patentes y tendencias, Paquetes Tecnológicos de los desarrollos de Catalizadores y Reactores), publicados gratuitamente en la página web.

Dentro de este clúster se desarrolló el “Análisis de Ciclo de Vida de la producción de biodiésel usando aceite de cocina usado y aceite de palma”, que se presenta en este libro.

El clúster bioturbosina

En el Clúster Bioturbosina (CBT) participaron 10 instituciones con el objetivo de integrar esfuerzos, capacidades y recursos, para establecer una cadena de valor para la producción sostenible de combustible de aviación (bioturbosina). El CBT desarrolló sus actividades en cuatro líneas de investigación, desarrollo tecnológico e innovación.

- 1) En *Biomasa*, se evaluó la producción, acondicionamiento y suministro de aceites vegetales no comestibles y de residuos de biomasa lignocelulósica, desarrollando paquetes tecnológicos para mejorar la productividad del aceite vegetal no comestible y para usar residuos lignocelulósicos en la generación de coproductos de valor agregado como energía y etanol de segunda generación.
- 2) En *Transformación*, se evaluaron las tecnologías HEFA (*hydroprocessed esters and fatty acids*) y ATJ (*alcohol-to-jet fuel*) para la producción de bioturbosina a nivel de bancos de pruebas (TRL 5), usando catalizadores desarrollados en el proyecto y se elaboró la ingeniería básica requerida para la construcción posterior de plantas demostrativas de estas tecnologías.
- 3) En *Análisis de Ciclo de Vida*, se implementaron estrategias y metodologías para evaluar los impactos ambientales de cada tecnología, y se usaron normas y criterios de sostenibilidad establecidos por la industria internacional de aviación para guiar el desarrollo de un producto sostenible.
- 4) En *Mercado*, se caracterizó el perfil del mercado local, se propusieron modelos de negocio para los paquetes tecnológicos desarrollados y para la producción y comercialización de la bioturbosina en México.

Al cierre del proyecto, el CBT identificó múltiples beneficiarios en diversos sectores productivos y de servicios asociados a la cadena de valor de la bioturbosina, y documentó que algunas premisas clave para reducir la inversión y el tiempo requeridos para validar la producción de bioturbosina a nivel comercial, son: 1) asociaciones estratégicas con actores a nivel internacional, 2) diversificación del portafolio de materias primas locales, 3) producción de nuevas generaciones de catalizadores por parte de las instituciones participantes. Estas premisas agilizarían el desarrollo de tecnologías con elementos diferenciadores con respecto a las existentes en el mercado, sobre las cuales se desarrolle y consolide el mercado de combustibles sostenibles de aviación en México. Uno de los estudios relevantes dentro de este clúster fue el

ACV de la producción a escala planta piloto de Combustible Sostenible para Aviación (SAF, por sus siglas en inglés) a partir de aceite de jatrofa, que se presenta en este libro.

Logros del CEMIE-Bio

Lo descrito anteriormente da muestra del trabajo transdisciplinario desarrollado dentro del CEMIE-Bio, desde donde, además, se difundió ampliamente todo el conocimiento generado, tanto a nivel nacional como internacional. El CEMIE-Bio ha sido una sólida plataforma para formación de recursos humanos especializados en la materia y pretende seguir contribuyendo al desarrollo del sector energético. Como parte de este esfuerzo, se crearon diversas competencias, capacidades e infraestructura al interior de todas las instituciones participantes, lo cual representa un beneficio para el sector energético del país.

El CEMIE-Bio generó una gama amplia de productos que incluyen publicaciones internacionales, innovaciones tecnológicas y reportes técnicos, además fortaleció laboratorios de referencia internacional en el área de bioenergía y generó insumos para política pública e instituciones gubernamentales incluyendo mapas de ruta tecnológica, normas y estudios estratégicos. Como parte del trabajo institucional se crearon y fortalecieron redes de investigación e innovación sobre bioenergía a nivel de México y Latinoamérica.

LOS ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA EN EL CEMIE-BIO

Tras identificar las funciones en materia de evaluación ambiental y de sostenibilidad que eran comunes a los cinco clústeres del CEMIE-Bio, se conformó un grupo transversal interclústeres para coordinar sus actividades, especialmente los Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de las varias rutas tecnológicas que se estudiarían en los clústeres. En este grupo se identificaron metodologías comunes y también aspectos únicos que debían abordarse en los ACV de tecnologías y biocombustibles específicos. Si bien se generaron lineamientos generales para tomar las decisiones metodológicas que exigen las normas ISO 14040 e ISO 14044 (ISO 2006a; 2006b), cada clúster tuvo la libertad de particularizar los ACV a las necesidades y objetivos de dichas evaluaciones, en el contexto de los mercados en los que cada biocombustible se insertaría. Lo anterior resultó en un conjunto de análisis que reflejan con una misma metodología, los distintos pros y contras ambientales de una gama de tecnologías que transforman diversas fuentes de biomasa (material vegetal, microorganismos, residuos agrícolas, residuos industriales, aguas residuales, cultivos no alimentarios, y un largo etcétera) en biocombustibles con usos finales varios (transporte terrestre, transporte aéreo, producción de electricidad, generación de calor) y a diferentes escalas (laboratorio, residencial, industrial).

La presente obra conjunta una selección de los ACV de los cinco clústeres, para ilustrar la mencionada riqueza de enfoques, resultados y conclusiones, que se derivan de aplicar la metodología estandarizada pero particularizada a las necesidades de cada sistema de bioenergía. Así, los estudios seleccionados son: 1) producción de etanol a

partir de melazas de caña de azúcar, 2) producción de biodiésel a partir de aceite de cocina usado y de aceite de palma aceitera, 3) producción de combustible de aviación a partir de aceite de jatrofa, 4) producción de electricidad a partir de biogás generado con agua residual de la industria vinícola, de los lodos de plantas de tratamiento de agua residual, y de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y 5) generación de calor industrial con residuos de cáscara de naranja.

Además de presentar resultados numéricos originales de los ACV de los sistemas mencionados, en el capítulo final se reflexiona sobre las lecciones aprendidas de este proyecto multidisciplinario e interinstitucional, y los aportes del CEMIE-Bio con respecto al ACV de la bioenergía en el contexto mexicano. Con esta contribución, los editores y autores involucrados en la producción de esta obra confían en que su contenido será útil para estudiantes, investigadores y el público en general que busquen información contextualizada para México en materia del desempeño ambiental de la bioenergía.

CAPÍTULO 1. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DEL ETANOL ANHIDRO PRODUCIDO EN MEXICO A PARTIR DE MELAZAS AZUCARERAS

Stephanie Martínez Victoria⁹

Juliana González-Quijano¹⁰

Arturo Sánchez¹¹

Julio C. Sacramento Rivero¹²

RESUMEN

El etanol anhidro es una alternativa técnicamente viable para contribuir a la descarbonización a corto plazo del sector autotransporte en México y mejorar la seguridad energética nacional. Este capítulo presenta el análisis de ciclo de vida con un análisis de la cuna a la tumba, desde el cultivo de caña de azúcar hasta el uso del etanol anhidro en vehículos ligeros. El etanol se produce de las melazas en ingenios mexicanos. El inventario considera los valores promedios de las zafras y operación de 51 ingenios que operaron en México en el periodo 2006-2016. Se analizaron las 11 categorías de línea base de la metodología CML-IA v3.06, de punto medio. En la etapa agronómica (producción de caña), dos recursos son los responsables del impacto en 10 categorías: uso de diésel en maquinaria de cosecha (54-94 %) y las emisiones por herbicidas y pesticidas (67-91 %). El ciclo de vida del bioetanol incluyó, además de la producción de caña, las etapas: agronómica, de transporte, fabricación, distribución-uso en mezclas de gasolina al 10 % (E10) y de disposición de residuos. Al existir muchos productos en el sistema sin una función compatible, se realizó el cálculo con asignaciones por masa, energía y valor económico. Los resultados muestran que la etapa agronómica es responsable del impacto en tres categorías (83-85 %) y la etapa industrial en siete (52-87 %), usando asignación energética o económica. En el caso de asignación por masa, la etapa agronómica es responsable del impacto en siete categorías (53-94 %)

9 Laboratorio de Futuros en Bioenergía, Centro de Investigación y Estudios Avanzados (CINVESTAV), Unidad Guadalajara.

10 Facultad de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Yucatán.

11 Laboratorio de Futuros en Bioenergía, Centro de Investigación y Estudios Avanzados (CINVESTAV), Unidad Guadalajara. // julio.sacramento@correo.uady.mx

12 Laboratorio de Futuros en Bioenergía, Centro de Investigación y Estudios Avanzados (CINVESTAV), Unidad Guadalajara. // julio.sacramento@correo.uady.mx

y la industrial en tres categorías (41-69 %). El recurso que sobresale en los impactos de la etapa industrial es el combustóleo utilizado en el ingenio y la destilería (70-77 %, dependiendo del método de asignación). Reducir el consumo de diésel y combustóleo en las etapas agronómica e industrial o sustituirlos por energía renovable son las mayores oportunidades de reducir el impacto ambiental. Esto podría llevarse a cabo, por ejemplo, con siembra directa y reestructuración de la etapa de cogeneración en los ingenios. Otras oportunidades son buscar alternativas de fertilización. Esto con el fin de promover el uso de biocombustibles con bajo impacto ambiental en México.

1.1 INTRODUCCIÓN

El sector autotransporte es uno de los principales consumidores de energía y productores de gases efecto invernadero (GEI) en el ámbito mundial. En 2016, produjo el 16.2 % de las emisiones de gases efecto invernadero (Ritchie, Roser & Rosado 2016) y representó en 2019 el 44 % del consumo total de energía en el país. En particular, el sector autotransporte a gasolina consumió el 28 % de esta energía y produjo alrededor del 31 % de los GEI (Sener, 2021).

El etanol anhidro, usado como oxigenante de la gasolina o combustible alternativo, puede contribuir a la reducción de GEI y a la seguridad energética, ya que sustituye combustibles de origen fósil. En el año 2016 entró en vigor en México la norma NOM-016 (Segob, 2016) que permite el uso de hasta el 5.8 % (v/v) de etanol anhidro como oxigenante en gasolinas, denominada mezcla E6. Su uso significaría una demanda en el mediano plazo (cr. 2030) de más de 3.5 mil millones de litros anuales de etanol, en su mayoría producido a partir de caña de azúcar y sorgo (Sener 2018). La producción anual de etanol anhidro en México en 2019 fue de 143.5 millones de litros, un 37 % fue destinado para biocombustible. Por otro lado, se registró un consumo de 171.3 millones de litros para biocombustible, a partir de sorgo y caña de azúcar (Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria, 2020). De existir políticas que incentiven el consumo de bioetanol, esta producción se podría incrementar exponencialmente en el corto plazo (Sener 2018).

A nivel federal, se llegó a contemplar una participación importante del etanol anhidro a partir de caña de azúcar en la matriz energética en el mediano y largo plazo (Sener 2014). Actualmente, existen análisis de ciclo de vida (ACV) de este combustible basados en datos restringidos a periodos de tiempo cortos y solamente de alcance local (García *et al.*, 2011). Por lo tanto, resulta de gran importancia contar con estudios que cuantifiquen los impactos ambientales de este biocombustible en el ámbito nacional y que capturen las variaciones de los inventarios con respecto un tiempo mayor, para dar mayor certeza a la cuantificación de los beneficios ambientales.

1.2 DEFINICIÓN DEL OBJETIVO Y EL ALCANCE DEL ESTUDIO

Este capítulo presenta el ACV del etanol anhidro producido en México a partir de las melazas de azúcar de caña, realizado como parte de las actividades del “Clúster de Biocombustibles Lignocelulósicos para el Sector Autotransporte” del Centro Mexica-

no de Innovación en Bioenergía. Los resultados de este estudio son para la divulgación del conocimiento, ayuda a la toma de decisiones relacionadas con políticas públicas para la producción y uso de energías renovables en México, contribuir al avance científico y tecnológico en la producción de biocombustibles, y diseminar información entre el público en general interesado en el impacto de biocombustibles en el medio ambiente. El sistema se analizó desde “la cuna” (siembra y cultivo de caña de azúcar) a “la tumba” (uso del etanol en mezcla E10 con gasolina, en vehículos de pasajeros). Dada la predominancia de la etapa agrícola, se analizan sus resultados por separado.

1.2.1 Descripción del sistema

La función del sistema es el transporte de pasajeros utilizando vehículos impulsados con mezcla E10. La unidad funcional se eligió como 1 MJ de energía obtenida por la combustión de etanol en un vehículo ligero con una eficiencia y perfil de emisiones que cumpla el estándar Euro 3. Como coproductos relativos a 1 MJ de etanol se generan 1.44 kg de azúcar estándar, 0.29 kg de melazas grado C para consumo animal y 0.53 kg de cenichaza utilizable como fertilizante.

El sistema comprende los procesos unitarios de siembra, cultivo y cosecha (etapa agronómica) transporte de caña, transformación en el ingenio (etapa industrial), distribución y uso de etanol, así como la gestión de residuos generados en las etapas anteriores, como se muestra en la figura 1.1. Los datos de inventario consideraron la producción de azúcar en los 51 ingenios azucareros de toda la república que estuvieron activos en el periodo de estudio. Los límites temporales del estudio son 10 años de zafra (desde 2006-2007 hasta 2015-2016), (Conadesuca, 2017). No fue necesario realizar asignación puesto que la caña de azúcar es el único producto. En la figura 1.1 se muestran los procesos incluidos, en el contexto del ciclo de vida completo del etanol anhidro.

Para la preparación del suelo, se consideran dos labores de subsolado, un paso de arado y dos pasos de rastra. Finalmente, con ayuda de tractores se construyen surcos de 30 a 40 cm de profundidad con una distancia de 1.2 a 1.3 m entre ellos. Para la siembra se utilizan esquejes de caña de azúcar (*Sacharum officinarum*). Para el control de malezas se aplican herbicidas pre-emergentes tales como Gesapax H, Kator, Versátil, Bazuka y Campero, con base en Ametrina, Diurón, Glifosato y 2,4-D butil éster, durante los primeros 60 días (Meza-Palacios *et al.*, 2019). Posteriormente se hacen controles combinados con métodos mecánicos y aplicación de los herbicidas. Se utilizan fertilizantes químicos tales como urea, sulfato diamónico, fosfato diamónico (DAP), óxido de potasio y carbonato de calcio (cal agrícola) en forma mecánica y de acuerdo con las necesidades del cultivo y tipo de suelo (García *et al.*, 2016). En algunos sitios se utilizan, además, biofertilizantes como la cachaza o la cenichaza (mezcla de cachaza con cenizas de combustión de bagazo de caña), coproductos provenientes del ingenio.

El riego se realiza por temporal y por bombeo. La preparación del suelo y la siembra están completamente mecanizadas, mientras que el 95 % de la cosecha es manual. Malezas o residuos de caña de azúcar se queman en los campos antes y después de la cosecha para facilitar el trabajo del cortador, aunque estas emisiones usualmente

no son consideradas en el inventario de los ACV (Le Quéré *et al.*, 2013; Da Silva *et al.*, 2014; García *et al.*, 2016).

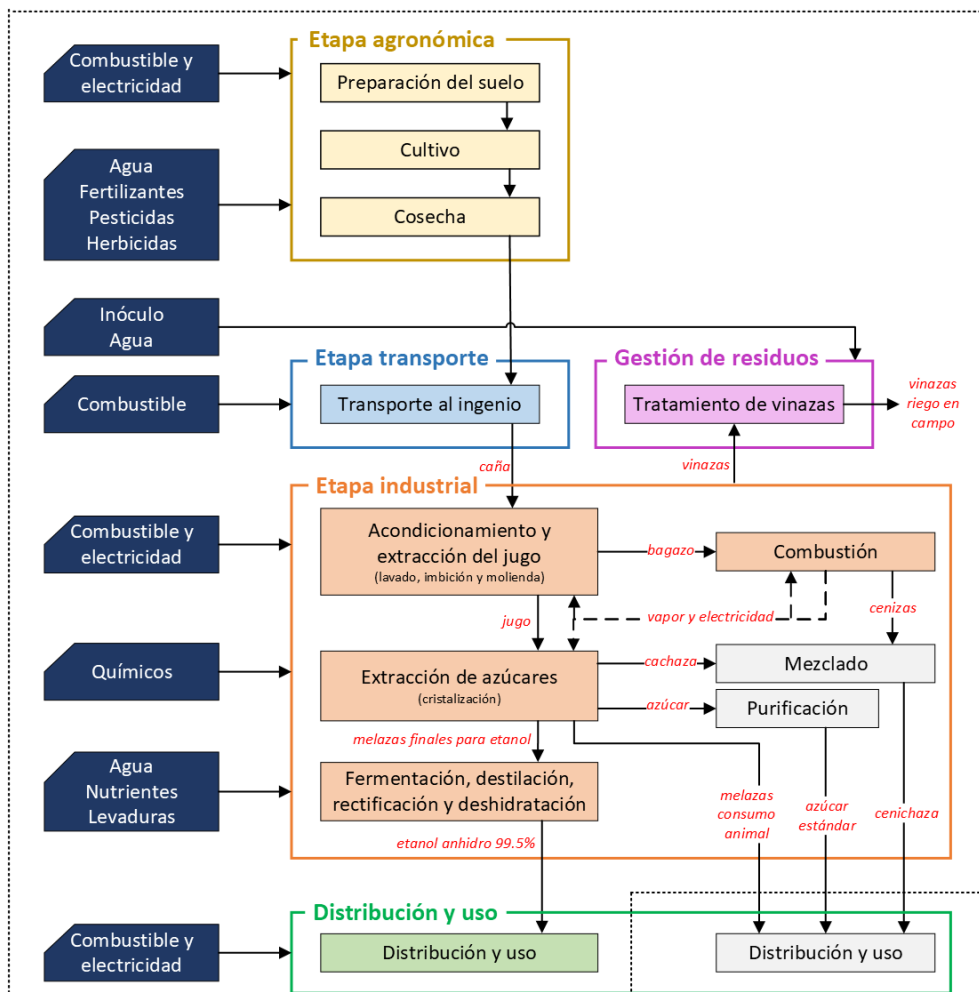


Figura 1.1. Límites del sistema del ACV de etanol anhidro a partir de melazas.

En la *etapa de transporte*, la carga de la caña se realiza de forma mecanizada y se transporta al ingenio más cercano por carretera, en tráileres a diésel y como máximo dos remolques de neumáticos (Segob, 2017; Sánchez Vela *et al.*, 2019), con un consumo de diésel fósil de 2.3 l/t de caña en promedio (García *et al.*, 2016). Los estándares aplicados en México para vehículos pesados con motores a diésel (Norma Oficial Mexicana-044-Semarnat), considera la regulación europea y americana en los límites de emisiones (Euro 3) (Sánchez Vela *et al.*, 2019).

La *etapa industrial* consta de cuatro procesos unitarios. El primero corresponde al acondicionamiento y la extracción del jugo de caña. Incluye recepción, pesado, lavado, imbibición con agua caliente y molienda de la caña. Los productos de este proceso son jugo y bagazo. El segundo proceso consiste en la extracción de azúcares mediante la clarificación del jugo y después tres cristalizaciones sucesivas, recirculando las melazas "A" y "B" que aún tengan azúcares cristalizables. De este proceso se obtienen azúcar, cachaza y melazas finales "C", las cuales no contienen sacarosa recuperable,

pero aún tienen 50 % de azúcares fermentables. El 65 % de las melazas finales se vende para consumo animal y el resto se utiliza para obtener etanol anhidro al 99.5 % (v/v) mediante los procesos de fermentación, destilación, rectificación y deshidratación, que componen el tercer proceso unitario. Se asume que a partir de una tonelada de melazas finales “C”, se producen hasta 244 l de etanol (Castañeda-Ayarza & Cortez, 2017). Por último, el proceso de combustión consiste en cuatro calderas para la quema de bagazo cuyo fin es producir electricidad, vapor de alta y baja presión, que abastecen a toda la planta industrial.

Sobre la *distribución y uso* del etanol anhidro, se asume que las destilerías se encuentran ubicadas dentro de las instalaciones de cada ingenio, por lo que el transporte se realiza del ingenio hasta las terminales de almacenamiento y distribución (TAD) más cercanas (150 km en promedio) y autorizadas por Pemex (Sener, 2014), donde se realiza la mezcla de etanol anhidro al 10 % (v/v) con la gasolina base (92 octanos), para obtener la mezcla denominada E10. El recorrido TAD-ingenio-TAD se realiza en pipas con capacidad de 20,000 litros, con perfil de emisiones Euro 3 y un consumo de diésel fósil de 0.20 l/km cuando están vacías y de 0.40 l/km cuando están llenas (Camino y puentes federales, 2004; Caterpillar, 2009). La distribución de la mezcla E10 hacia las estaciones de servicio (ES) también se hace en pipas con capacidad de 20,000 litros, emisiones Euro 3 y un consumo de diésel fósil de 0.20 L/km cuando están vacías y de 0.40 L/km cuando están llenas, suponiendo una radio de distribución de 10 km.

Los impactos por distribución en el recorrido TAD-ingenio-TAD asociados al etanol anhidro son del 10 % (en peso) del consumo de diésel fósil (por estar en mezcla E10). Las emisiones por uso de etanol anhidro se tomaron de la bibliografía (Jin *et al.*, 2017; Argonne National Laboratory 2022), considerando la mezcla E10 en vehículos ligeros con capacidad para cinco pasajeros, con motores de combustión interna y arranque en frío. La última etapa es la *gestión de residuos*. Las vinazas de destilación se tratan en lagunas facultativas, para posteriormente utilizarse para riego en campo. Se asume una producción de 12.5 l de vinazas por litro de etanol anhidro (Anaya *et al.*, 2008; Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura, 2010) con una demanda química de oxígeno de 0.03 kg/l de vinaza (Moraes *et al.*, 2014).

Ya que el tipo de asignación influye en los resultados del análisis de impacto, el ACV se realizó con tres tipos diferentes de asignación (véase las figuras 1.2, 1.3 y 1.4). En todos los casos, el factor de asignación más alto corresponde al azúcar. Para la asignación energética, se utilizaron los siguientes datos de poder calorífico inferior: jugo: 9.95 MJ/kg, bagazo: 17.32 MJ/kg, cachaza: 8.8 MJ/kg, azúcar: 16.7 MJ/kg, melazas: 9.2 MJ/kg, etanol anhidro: 26.76 MJ/kg. Por otro lado, la asignación económica contempla los siguientes precios de venta del año 2019: 506.33 USD/t de etanol (International Energy Agency, 2022), 176.48 USD/t de melaza (Conadesuca, 2016), 370 USD/t de azúcar (OECD y FAO 2021) y 10 USD/t de cenichaza (Paturau, 1988), donde USD representa dólares americanos.

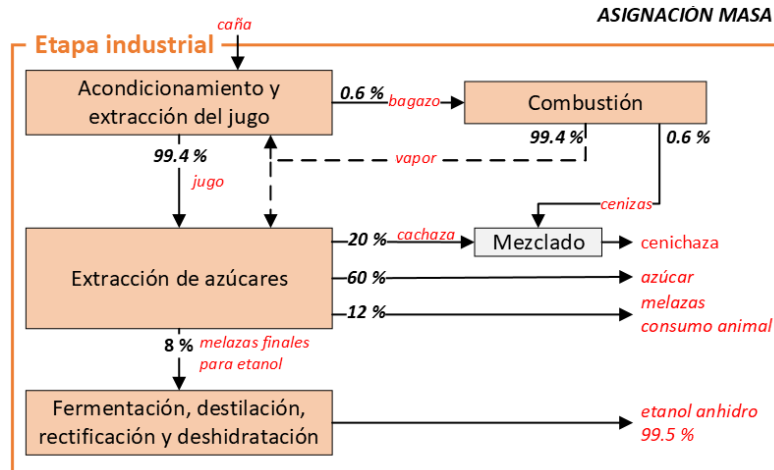


Figura 1.2. Factores de asignación másica.

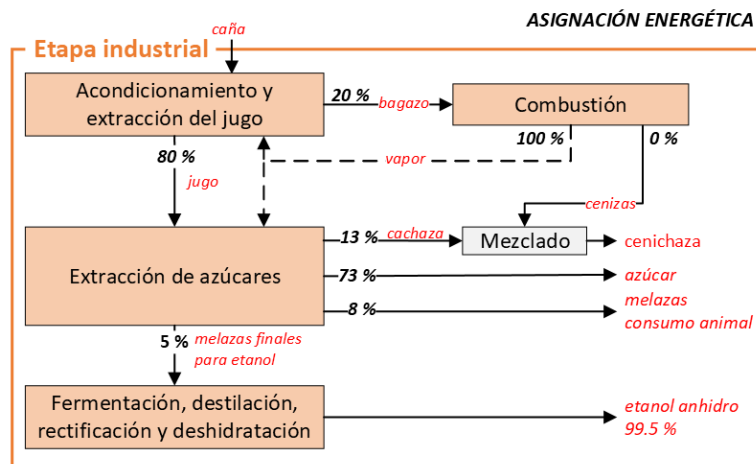


Figura 1.3. Factores de asignación energética.

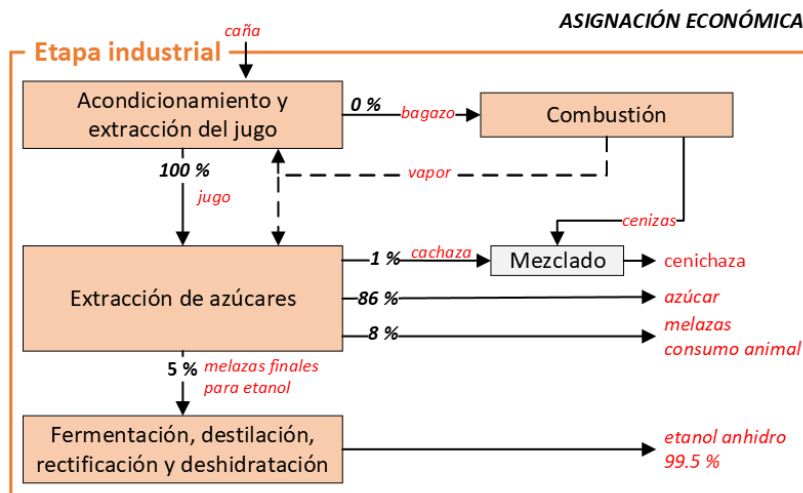


Figura 1.4. Factores de asignación económica.

Debido al amplio rango de emisiones que se identifican en todo el ciclo de vida, se evaluaron las 11 categorías de impacto del método CML-IA v3.06 listadas en el cuadro 1.1.

Cuadro 1.1. Categorías de impacto seleccionadas para el estudio.

Abreviatura (siglas en inglés)	Categoría de impacto	Unidad de caracterización
ADP	Potencial de agotamiento de recursos abióticos	kg Sb _{eq}
ADP-FF	Potencial de agotamiento de recursos abióticos (combustibles fósiles)	MJ
GWP	Potencial de calentamiento global (GWP100a)	kg CO _{2eq}
ODP	Potencial de agotamiento de la capa de ozono	kg CFC-11 _{eq}
HTP	Potencial de toxicidad humana	kg 1,4-DB _{eq}
FAEP	Potencial de ecotoxicidad en agua dulce	kg 1,4-DB _{eq}
MAEP	Potencial de ecotoxicidad en agua marina	kg 1,4-DB _{eq}
TEP	Potencial de ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DB _{eq}
POCP	Potencial de creación de oxidantes fotoquímicos	kg C ₂ H _{4eq}
AP	Potencial de acidificación	kg SO _{2eq}
EP	Potencial de eutrofización	kg PO _{4eq}

1.3 CONSIDERACIONES GENERALES

1.3.1 Calidad, origen de los datos y balances de materia

Los datos para la etapa agronómica fueron en su mayoría datos primarios (uso de fertilizantes, pesticidas, electricidad, diésel) y algunos pocos fueron datos secundarios (caña cosechada, agua de riego y emisiones por uso de agroquímicos). En la etapa de transporte, el uso de diésel es un dato primario. En la etapa industrial, los flujos de coproductos (etanol anhidro, jugo, bagazo de caña, electricidad, combustóleo, agua y químicos) son datos secundarios, al igual que las emisiones por combustión del bagazo. Para la etapa de gestión de residuos, se utilizaron datos *proxy*. En la etapa de distribución y uso, el consumo de diésel para distribución y los datos de emisiones por uso de E10 son datos secundarios. Las fuentes de información específicas de cada flujo se reportan en el cuadro 1.2.

Los cálculos se realizaron con SimaPro Classroom 9.1.0.11. El método seleccionado para ejecutar los ACV de este estudio fue CML IA *baseline* v3.06.

1.4 ANÁLISIS DE INVENTARIO

1.4.1 ACV de la caña de azúcar

En el cuadro 1.2 se muestra el inventario de la etapa agronómica, referidos a 1 t de caña de azúcar cosechada. Los datos reportados son el promedio ponderado de los 51 ingenios en las 10 zafras incluidas.

El consumo de diésel para la cosecha se realiza por la maquinaria agrícola para la preparación del suelo. Las emisiones derivadas por el uso de fertilizantes se estimaron siguiendo la metodología reportada por Nemecek y Schnetzer (2012), usando como

datos de entrada las condiciones climáticas promedio (tipo de suelo, región climática y precipitación anual) de los estados de cada ingenio; como resultado se obtienen los flujos de especies de N, CO₂ y metales pesados al aire, agua y suelo, en función de la dosis aplicada de cada fertilizante. Las emisiones al suelo de pesticidas y herbicidas se tomaron como el 100 % de la sustancia activa aplicada.

Cuadro 1.2. Inventario de ciclo de vida de la etapa agronómica. Cantidades referidas a 1 t de caña de azúcar.

Flujo	Cantidad	Unidad	Categoría	Fuente
Caña de azúcar	1	t	Producto principal	Flujo de referencia de la etapa (Meza-Palacios <i>et al.</i> , 2019)
Urea	0.64	kg	Entrada-material	
Sulfato diamónico	0.18	kg	Entrada-material	
Fosfato diamónico	0.37	kg	Entrada-material	
Óxido de potasio	1.57	kg	Entrada-material	(García <i>et al.</i> , 2016)
Carbonato de calcio (cal agrícola)	11.35	kg	Entrada-material	
Pesticida	0.04	kg	Entrada-material	
Gesapax H	0.02	kg	Entrada-material	
Kator	0.03	kg	Entrada-material	(Meza-Palacios <i>et al.</i> , 2019)
Versátil	0.09	kg	Entrada-material	
Bazuka	0.02	kg	Entrada-material	
Campero	0.09	kg	Entrada-material	
Agua para riego	18.43	m ³	Entrada-material	
Electricidad para riego	1.79	kWh	Entrada-energía	(García <i>et al.</i> , 2016)
Diésel	1688.71	MJ	Entrada-energía	
Pesticida	0.04	kg	Emisión al suelo	
Ametryn ^a	0.02	kg	Emisión al suelo	
2,4-D <i>butyl ester</i> ^a	3.26×10 ⁻¹²	kg	Emisión al suelo	
Diuron ^b	0.02	kg	Emisión al suelo	
Ametryn ^c	0.005	kg	Emisión al suelo	
2,4-D <i>butyl ester</i> ^c	0.003	kg	Emisión al suelo	
<i>Glyphosate</i>	0.01	kg	Emisión al suelo	
Ametryn ^d	0.01	kg	Emisión al suelo	
2,4-D <i>butyl ester</i> ^d	0.01	kg	Emisión al suelo	
Diuron ^d	0.02	kg	Emisión al suelo	
Cadmio ^e	0.1	g	Emisión al suelo	Modelado (Nemecek y Sch-netzer, 2012)
Zinc ^e	0.78	g	Emisión al suelo	
Plomo ^e	0.03	g	Emisión al suelo	

Níquel ^e	0.14	g	Emisión al suelo
Nitrato ^e	3.62	kg	Emisión al agua
Fósforo ^e	0.07	g	Emisión al agua
Cadmio ^e	0.68	mg	Emisión al agua
Zinc ^e	0.21	g	Emisión al agua
Plomo ^e	0.85	mg	Emisión al agua
N ₂ O ^e	0.04	kg	Emisión al aire
NOx ^e	0.01	kg	Emisión al aire
NH ₃ ^e	0.21	kg	Emisión al aire
CO ₂ ^f	1	kg	Emisión al aire

^a Emisión versátil

^b Emisión kator

^c Emisión gesapax H

^d Emisión campero

^e Emisión proceso de plantación

^f Emisión por uso de fertilizante

1.4.2 ACV del etanol anhidro

El cuadro 1.3 muestra el inventario integrado de las etapas de transporte, industrial, distribución y uso, y gestión de residuos. Para las equivalencias con la unidad funcional, se consideraron las siguientes relaciones derivadas del balance de masa y energía: el PCI del etanol anhidro es 26.76 MJ/kg, por lo que para 1 MJ (0.037 kg) se requieren 12.23 kg de caña de azúcar molida, tomando la producción nacional promedio de caña molida neta (CONADESUCA 2017).

Cuadro 1.3. Inventario para las etapas de transporte, industrial, manejo de residuos, y distribución y uso. Cantidades referidas a la unidad funcional.

Parámetro	Valor	Unidad	Etapas	Categoría	Fuente
Etanol anhidro (99.5%)	1	MJ	Industrial	Producto principal	Unidad funcional (CONADESUCA 2017) (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura 2010) (Anaya <i>et al.</i> , 2008; Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura, 2010)
Azúcar (base estándar)	1.44	kg	Industrial	Coproducto	
Cenichaza	0.53	kg	Industrial	Coproducto	
Melazas consumo animal	0.29	kg	Industrial	Coproducto	
Diésel para tractores de tecnología Euro 3	1.29	tkm	Transporte	Entrada-energía	(García <i>et al.</i> , 2016)

Combustóleo en ingenio	1.28	MJ	Industrial	Entrada-material	
Combustóleo en destilería	0.23	MJ	Industrial	Entrada-material	(CONADESUCA 2017)
Combustóleo en pruebas y liquidación	0.12	MJ	Industrial	Entrada-material	
Agua para imbibición	0.31	m ³	Industrial	Entrada-material	
Agua para procesos	0.78	l	Industrial	Entrada-material	
Levadura seca activa	0.03	g	Industrial	Entrada-material	(SUCROMER S. A. de C. V., 2009)
Sulfato de amonio	0.64	g	Industrial	Entrada-material	
Fosfato de amonio	0.07	g	Industrial	Entrada-material	
Ácido sulfúrico (98%)	0.01	g	Industrial	Entrada-material	
Electricidad autogenerada	0.22	kWh	Industrial	Entrada-energía	(CONADESUCA, 2017)
Electricidad de la red mexicana	0.01	kWh	Industrial	Entrada-energía	
Carbón negro ^a	0.17	g	Industrial	Emisión al aire	
CH ₄ biogénico ^a	0.93	g	Industrial	Emisión al aire	
CO biogénico ^a	0.28	g	Industrial	Emisión al aire	
CO ₂ biogénico ^a	3.68	kg	Industrial	Emisión al aire	
N ₂ O ^a	0.12	g	Industrial	Emisión al aire	
NOx ^a	2.26	g	Industrial	Emisión al aire	(Argonne National Laboratory, 2022)
Carbón orgánico ^a	0.42	g	Industrial	Emisión al aire	
PM < 10 um ^a	2.57	g	Industrial	Emisión al aire	
PM < 2.5 um ^a	1.28	g	Industrial	Emisión al aire	
SOx ^a	1.24	g	Industrial	Emisión al aire	
Compuestos orgánicos volátiles (VOC) ^a	0.02	g	Industrial	Emisión al aire	
Vinazas	0.59	l	Gestión de residuos	Residuo	(Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura 2010)
Demanda química de oxígeno (DQO) vinazas	17.7	g	Gestión de residuos	Emisión al agua	(Moraes <i>et al.</i> , 2014)
Diésel total distribución TAD-ING-TAD	4.61×10^{-3}	tkm	Distribución y uso	Entrada - energía	(Castañeda-Ayarza & Cortez, 2017)
Diésel total distribución TAD-ES-TAD	3.4×10^{-4}	tkm	Distribución y uso	Entrada - energía	

VOC ^b	26	mg	Distribución y uso	Emisión al aire	(Argonne National Laboratory, 2022)
Carbón orgánico ^b	1.05	g	Distribución y uso	Emisión al aire	
NOx ^b	31.43	g	Distribución y uso	Emisión al aire	
PM ₁₀ ^b	0.78	g	Distribución y uso	Emisión al aire	
PM _{2.5} ^b	0.69	g	Distribución y uso	Emisión al aire	
SOx ^b	1.74	g	Distribución y uso	Emisión al aire	
CH ₄ biogénico ^b	5.53	g	Distribución y uso	Emisión al aire	
CO ₂ biogénico ^b	0.11	kg	Distribución y uso	Emisión al aire	
N ₂ O ^b	2.04	g	Distribución y uso	Emisión al aire	
Carbono negro (BC) ^b	0.26	g	Distribución y uso	Emisión al aire	
Carbón orgánico primario ^b	0.32	g	Distribución y uso	Emisión al aire	

^a Emisión combustión de bagazo

^b Emisión por uso de mezcla E10

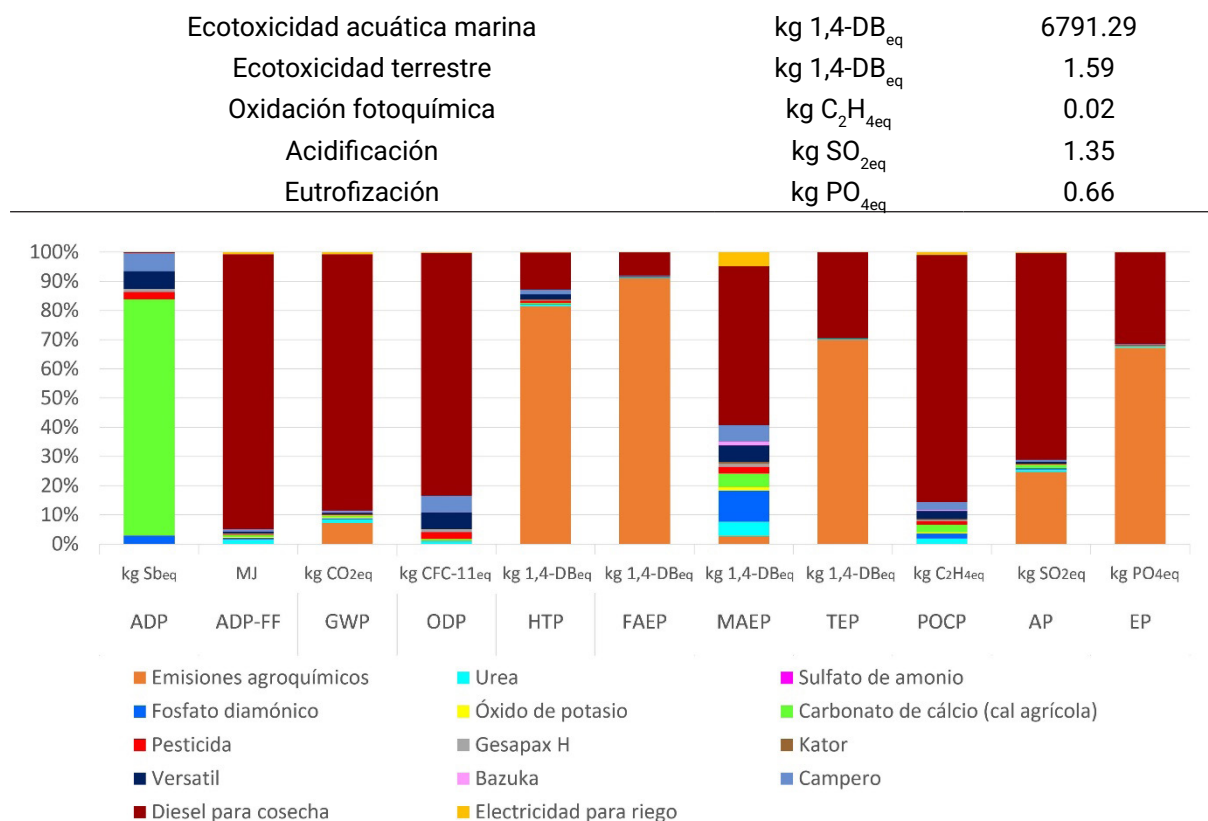
1.5 EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

1.5.1 Etapa agronómica

El cuadro 1.4 resume los factores de impacto en todas las categorías estudiadas. La figura 1.5 muestra las contribuciones de cada elemento de inventario a los indicadores de categoría. Se puede apreciar que dos elementos son responsables del 82 % o más de los impactos en casi todas las categorías consideradas. El más relevante son las emisiones por el consumo de diésel en la cosecha, seguido por las emisiones de los agroquímicos. Por otro lado, el carbonato de calcio (cal agrícola) es un recurso predominante en la categoría de agotamiento de recursos abióticos.

Cuadro 1.4. Indicadores de categoría referidos a 1 t de caña de azúcar.

Categoría de impacto	Unidad	Total
Agotamiento abiótico	kg Sb _{eq}	2.96×10 ⁻³
Agotamiento abiótico (combustibles fósiles)	MJ	1970.61
Calentamiento global	kg CO _{2eq}	152.69
Agotamiento de la capa de ozono	kg CFC-11 _{eq}	2.89×10 ⁻⁵
Toxicidad humana	kg 1,4-DB _{eq}	74.6
Ecotoxicidad en agua dulce	kg 1,4-DB _{eq}	17.81



1.5.2 Evaluación del ciclo de vida completo

Los resultados de la evaluación de impacto ambiental del etanol anhidro se resumen en el cuadro 1.5. Los resultados entre las asignaciones energética y económica son muy similares, lo que indica que el valor comercial de los coproductos relativos al producto principal es consistente con su contenido energético. Con la asignación másica se observan diferencias alrededor de un factor de 1.5-2 para casi todas las categorías, aunque se mantienen en el mismo orden de magnitud. A continuación, se analiza con más detalle la contribución de los elementos de inventario a las categorías, según el método de asignación.

Cuadro 1.5. Indicadores de categoría del ACV del etanol, referidos a 1 MJ de etanol anhidro (99.5 %).

Categoría	Unidades	Asignación másica	Asignación energética	Asignación económica
ADP	kg Sb _{eq}	6.21×10 ⁻⁷	2.54×10 ⁻⁷	2.82×10 ⁻⁷
ADP-FF	MJ	0.72	0.44	0.46
GWP	kg CO _{2eq}	0.06	0.03	0.04
ODP	kg CFC-11 _{eq}	9.95×10 ⁻⁹	5.80×10 ⁻⁹	6.11×10 ⁻⁹
HTP	kg 1,4-DB _{eq}	0.02	0.01	0.01
FAEP	kg 1,4-DB _{eq}	3.70×10 ⁻³	1.46×10 ⁻³	1.63×10 ⁻³

MAEP	kg 1,4-DB _{eq}	4.76	3.68	3.76
TEP	kg 1,4-DB _{eq}	3.44×10^{-4}	1.38×10^{-4}	1.54×10^{-4}
POCP	kg C ₂ H _{4eq}	1.63×10^{-5}	1.25×10^{-5}	1.28×10^{-5}
AP	kg SO _{2eq}	6.43×10^{-4}	4.17×10^{-4}	4.34×10^{-4}
EP	kg PO _{4eq}	5.43×10^{-4}	4.53×10^{-4}	4.60×10^{-4}

Asignación másica. En la figura 1.6 se muestra la contribución de las etapas con asignación másica. La etapa agronómica domina el impacto en la mayoría de las categorías. Recordando que, a su vez, la principal contribución es el uso de diésel para la cosecha, se explica que la categoría de agotamiento de recursos fósiles (ADP) y las toxicidades de agua fresca (FAEP) y terrestre (TEP) tengan contribuciones de esta etapa por encima del 90 %. La etapa industrial es la otra etapa que, junto con la agronómica, constituye casi la totalidad del impacto en el sistema. La etapa industrial tiene como principal contribuyente el combustóleo necesario para el funcionamiento del ingenio y la destilería, y esto provoca que sus contribuciones en las etapas de toxicidad de agua marina (MAEP) y de creación de fotooxidantes (POCP) sean muy dominantes, por encima del 70 %, como resultado de las emisiones de óxidos de nitrógeno y de azufre al aire y su posterior absorción al agua marina. Las etapas transporte de caña al ingenio, distribución y uso de E10, y gestión de residuos contribuyen muy poco en la mayoría de las categorías de impacto (menos del 7 %), a excepción de la categoría de eutrofización con una contribución del 73 % (3.96×10^{-4} kg PO_{4eq}) derivados del aporte de DQO al utilizar las vinazas como agua de riego.

Asignación energética y económica. Dado que los factores de asignación son tan parecidos, estos dos métodos se discuten simultáneamente, por presentar las mismas tendencias. Aunque en términos generales, las etapas y emisiones dominantes son las mismas que en la asignación másica, la contribución relativa de la etapa industrial es mayor. Este efecto se observa con mayor claridad en las categorías ADP-FF, GWP, ODP y HTP. Esto lo provoca una mayor asignación de las emisiones en la etapa de destilación al etanol, puesto que el contenido energético de las vinazas es pobre, pero el flujo másico es muy grande, relativo al del metanol. Así, el recurso que resalta en la etapa industrial es el combustóleo de destilería, en donde su contribución a todas las categorías es siempre mayor al 57 % (véase figura 1.7).

1.5.3 Comparación con otros estudios

Se han publicado otros artículos sobre la evaluación ambiental del etanol anhidro a partir de la caña de azúcar o coproductos del azúcar. La figura 1.8 muestra cuatro diferentes evaluaciones de ACV. Por ejemplo, en un primer estudio “BC” (Luo, Van der Voet & Huppel, 2009) se analizó la producción de bioetanol a partir de toda la caña (jugo y melazas); en un segundo estudio “BJ” (Da Silva *et al.*, 2014) estudiaron la producción de bioetanol a partir del jugo solamente. Estos dos estudios utilizaron asignación energética. En contraste, se hallaron dos estudios que utilizaron asignación económica para estudiar la producción de bioetanol a partir de melazas totales, que incluyen solamente las etapas agronómica e industrial: “BMf” (Farahani & Asoo-

dar, 2017), y “BMp” (Parascanu *et al.*, 2021). Las siglas aquí designadas para estos estudios se utilizan en las figuras 1.8 y 1.9, y se contrastan con los resultados de este trabajo, indicados con la clave “BM”.

En el cuadro 1.6, se reafirma que los valores de la asignación energética y económica no influyen de manera significativa en la mayoría de los impactos. El trabajo BC, al considerar la transformación del total de la caña en etanol, no hay asignación a una coproducción de azúcar, lo cual resulta en impactos mayores en un factor de tres o más, con respecto a este trabajo. Por otro lado, la mayor coincidencia se da con los resultados de bioetanol de jugo, reportado en BJ. Esto es una coincidencia, pues el sistema es diferente al estudiado aquí: considera recolección y uso de la paja de caña, mayor rendimiento de azúcar (16 %) y una eficiencia de cogeneración que permite la exportación de electricidad a la red de distribución. Todas estas variables logran que los factores de impacto que debieran ser mayores para el etanol de primera generación (a partir de jugo) lleguen a los mismos niveles que su producción de solamente melazas C.

El rendimiento de azúcar en este trabajo (BM) es de 12 %, mientras que en BMf es de 9 %. Esto afecta a los factores de asignación, incrementando el factor de impacto de las melazas en BMf, lo que incrementa casi proporcionalmente los impactos en todas las categorías. Se observa que esta explicación no aplica a las categorías HTP, TEP, AP y EP, por lo que se concluye que los insumos que más afectan en este trabajo a estas categorías (las emisiones por uso de agroquímicos) son muy diferentes en el inventario de BMf (modeladas para condiciones de la India).

Todos los estudios coinciden en que la etapa agronómica y la industrial son las principales contribuyentes a todas las categorías de impacto, aunque identifican diferentes insumos como los mayoritarios; esto obedece a los diferentes inventarios, rendimientos y demás descripciones del sistema que ya se han comentado. Los elementos de inventario que más comúnmente se mencionan como puntos críticos son las emisiones de fertilizantes y el consumo de diésel en la maquinaria agrícola, en la etapa agronómica, y la electricidad en la etapa industrial.

Cuadro 1.6. Comparación de los indicadores de categoría con otros estudios (referidos a 1 MJ de bioetanol).

		Asignación energética			Asignación económica	
		BM	BC	BJ	CML	BMp
Método de EIA:		CML	CML	CML	CML	ReCiPe'16 H
Fuente de etanol		Melazas C	Jugo y melazas	Jugo	Melazas totales	Melazas totales
Tipo de etanol		99.9 %	99.9 %	96 %	99.9 %	99.9 %
Categoría	Unidades					
ADP	kg Sb _{eq}	2.5×10 ⁻⁷	5.7×10 ⁻⁴			
GWP	kg CO _{2eq}	0.03	0.09	0.03	0.06	3.26
ODP	kg CFC-11 _{eq}	5.8×10 ⁻⁹	11×10 ⁻⁹		1.1×10 ⁻⁹	2.5×10 ⁻⁵
HTP	kg 1,4-DB _{eq}	0.013		0.005	0.010	0.250

FAEP	kg 1,4-DB _{eq}	1.5×10 ⁻³		1.7×10 ⁻³	1.9×10 ⁻³	
TEP	kg 1,4-DB _{eq}	1.4×10 ⁻⁴		0.9×10 ⁻⁴	0.4×10 ⁻⁴	
POCP	kg C ₂ H _{4eq}	1.3×10 ⁻⁵	5.7×10 ⁻⁵	4.1×10 ⁻⁵	9.6×10 ⁻⁵	
AP	kg SO _{2eq}	4.2×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻⁴	4.0×10 ⁻⁴	2.6×10 ⁻⁴	200×10 ⁻⁴
EP	kg PO _{4eq}	4.5×10 ⁻⁴	0.5×10 ⁻⁴	1.0×10 ⁻⁴	0.4×10 ⁻⁴	

Nota: Las celdas vacías corresponden a categorías de impacto no evaluadas.

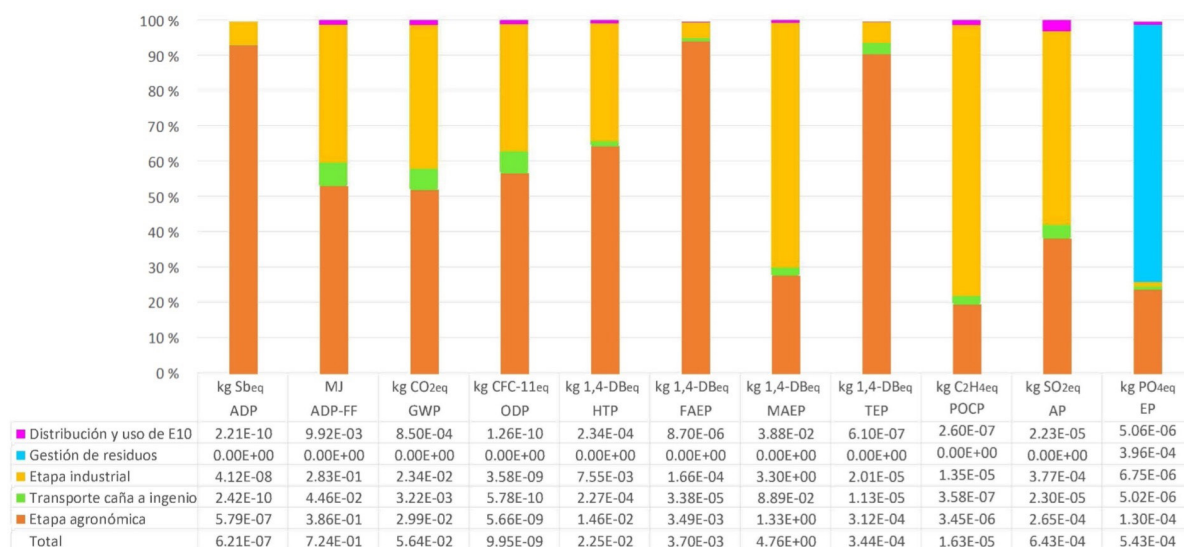


Figura 1.6. Contribuciones de las etapas a las categorías de impacto (asignación másica).

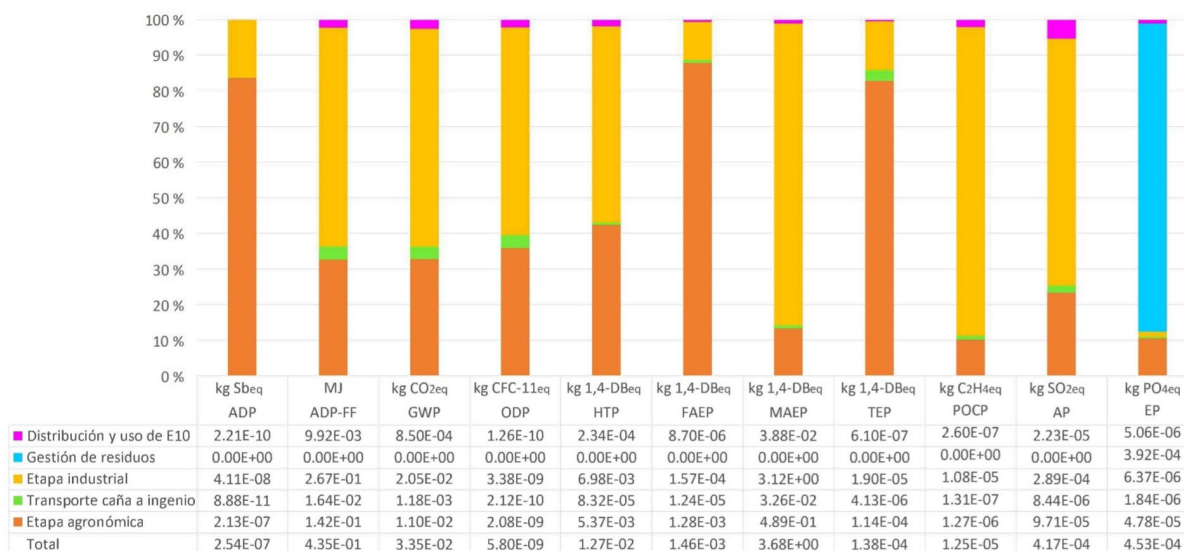


Figura 1.7. Contribuciones de las etapas a las categorías de impacto (asignación energética).

1.6 INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

Las contribuciones de la mayoría de las categorías de impacto estuvieron asociadas a los insumos de diésel de cosecha de la etapa agronómica y al combustóleo usado para la destilería de etanol anhidro. Dado que los perfiles de emisiones de ambos ele-

mentos fueron tomados de ecoinvent, se decidió analizar el impacto de las variaciones en su consumo en las diferentes categorías, con un análisis simple de sensibilidad. La figura 1.8 muestra la variación de los impactos en el ACV de la caña de azúcar, al variar el 50 % del consumo de diésel. Se identifican así las categorías que tienen una variabilidad casi proporcional a la magnitud de este elemento de inventario: ADP-FF, GWP, ODP, POCP y AP. Las demás categorías no se ven influenciadas tanto por este flujo, pues su valor lo determinan otros insumos; por ejemplo, en el ADP, el insumo de cal agrícola es el que domina este impacto, por la minería de la roca.

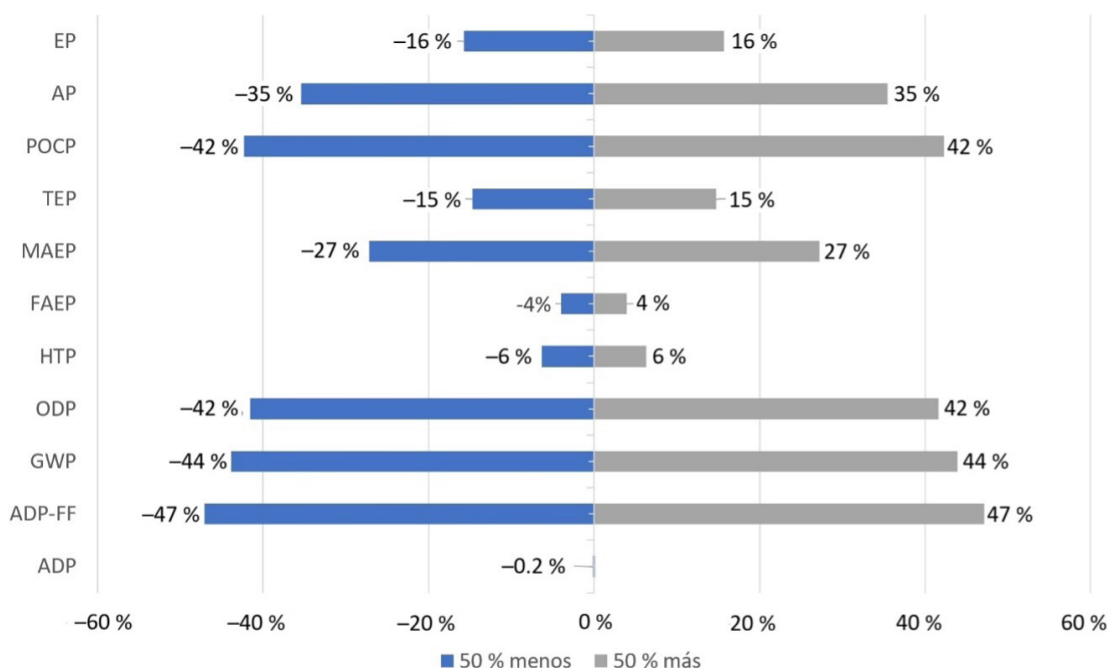


Figura 1.8. Sensibilidad de los impactos a la producción de diésel para la cosecha sobre el factor de impacto de 1 t de caña de azúcar.

De la misma manera, se analizó la variabilidad de los impactos del ACV de etanol al modificarse el insumo de diésel en la destilería. Se utilizaron los datos de la asignación energética por ser representativo de dos de los tres casos de asignación estudiados. En la figura 1.9 se aprecia que, contrario al caso anterior, solamente dos impactos son casi proporcionales al cambio en el insumo de combustóleo (POCP y MAEP). Esto refuerza la observación de la figura 1.7, pues son los dos impactos en donde la etapa industrial contribuye con más del 75 %. Otras categorías en donde la etapa industrial es dominante, pero que no se ven tan influenciadas por la producción del combustóleo, son HTP, ODP, GWP y ADP-FF. Estas categorías se ven afectadas mayormente por las emisiones de combustibles fósiles, por lo que las emisiones de chimenea en las calderas de gases de efecto invernadero y VOC comparten el efecto. Finalmente, otras categorías que casi no se afectan por la producción de combustóleo son EP, TEP, y FWAEP, las cuales tienen otros insumos relacionados, como se discutió anteriormente.

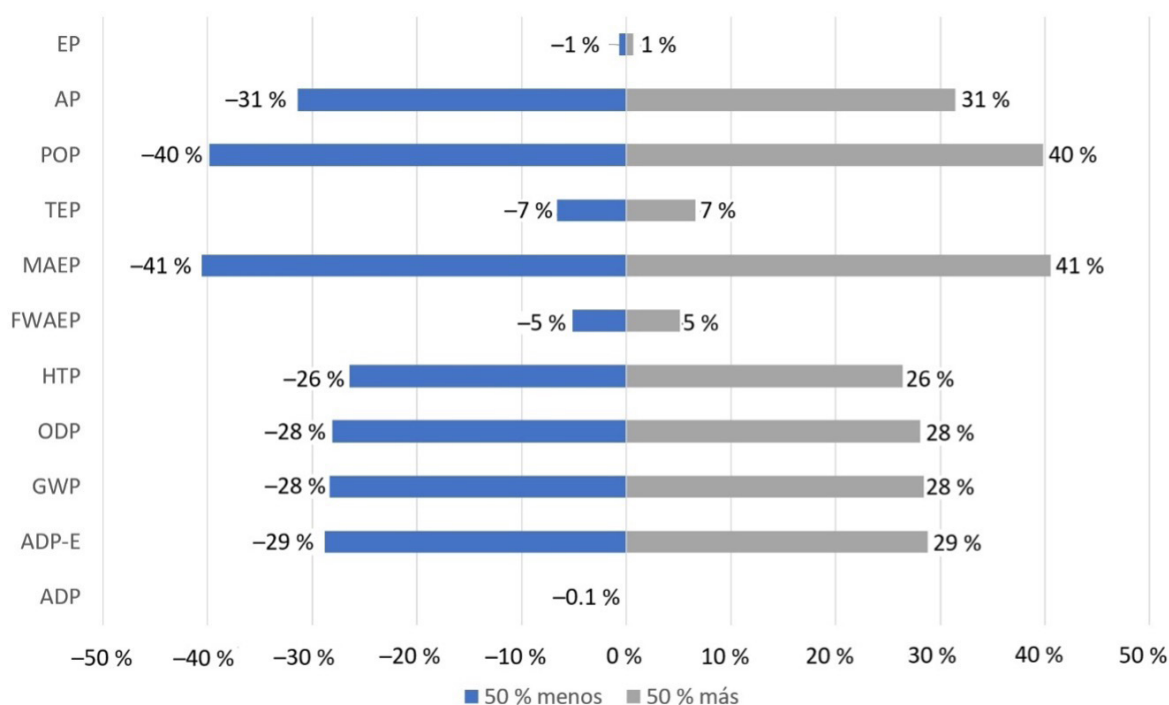


Figura 1.9. Sensibilidad de los impactos a la producción de combustóleo para la destilería, en el ACV del etanol anhidro.

1.7 CONCLUSIONES

La carga ambiental por la producción de etanol anhidro al 99.5 % a partir de melazas finales se deriva principalmente de la etapa agronómica e industrial. La etapa agronómica es responsable de la mayoría de las emisiones por el uso de fertilizantes, herbicidas pre-emergentes y, sobre todo, por la producción y uso de diésel en la maquinaria de cosecha. Por otro lado, la etapa industrial es el segundo mayor contribuyente, principalmente por los impactos asociados a la producción (indirectos) y uso (directos) de combustóleo en la destilería. Una alternativa para disminuir el impacto de la etapa agronómica es la aplicación de labranza cero en los campos, dado que es una técnica sin arado y esto permite disminuir el uso de diésel, sin contar los beneficios en el uso de la tierra. Para disminuir el impacto de la etapa industrial es necesario reducir el consumo de recursos fósiles, una opción viable es que los ingenios azucareros sean autosuficientes en la producción de energía eléctrica y vapor. La mayoría de los ingenios cuentan con etapas de cogeneración en marcha adecuados para sus procesos en la producción de azúcar, sin embargo, considerar procesos para la producción de etanol anhidro necesita una evaluación en la etapa de cogeneración. Los resultados de los ACV de la caña de azúcar y etanol anhidro son un indicio para la producción del biocombustible E10 en México, además de que el etanol a partir de las melazas finales que no se venden para consumo humano no se entrelazan con la producción de azúcar estándar en el país.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con el apoyo financiero parcial del proyecto SENER-CONACYT 249564 "Clúster Biocombustibles Lignocelulósicos para el Sector Autotransporte". SMV agradece el apoyo financiero en la forma de la beca doctoral CONACYT CVU 854258.

CAPÍTULO 2. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN DE BIODIÉSEL USANDO ACEITE DE COCINA USADO Y ACEITE DE PALMA

Karla D. Chikani Cabrera¹³
Freddy S. Navarro Pineda¹⁴
Julio C. Sacramento Rivero¹⁵

RESUMEN

Para lograr las metas internacionales de descarbonización de la economía, será esencial la contribución de la bioenergía. En el sector transporte, la Agencia Internacional de Energía estima que la participación de los biocombustibles debe ser del 13 % a 2030. En México, la producción de biodiésel es incipiente. La evaluación del impacto ambiental bajo condiciones locales es interesante para proveer información científica que soporte la sustitución del diésel fósil. Así, el presente trabajo analizó los impactos ambientales de las rutas tecnológicas más relevantes para la producción de biodiésel en México: a partir de aceite de cocina usado (ACU) y a partir de aceite de palma; a través del análisis de ciclo de vida bajo un enfoque de asignación energética. Se calculó una potencial mitigación de impactos, comparando el factor de impacto de los productos y coproductos con sus correspondientes alternativas de origen fósil. Así, el biodiésel de ACU mitiga 80 % el GWP (calentamiento global), 86 % el HTP (toxicidad humana) y 44 % el POCP (formación de smog) con respecto al diésel fósil. Por su parte, las mitigaciones del biodiésel de aceite de palma son del 46 %, 84 % y 8 % en las mismas categorías, respectivamente. Con respecto al consumo de agua en el ciclo de vida, el biodiésel de ACU requiere 0.086 m³/MJ, 5.7 veces mayor que el requerimiento del diésel fósil (0.015 m³/MJ), mientras que el aceite de palma requiere 0.17 m³/MJ. La razón de energía neta para el biodiésel ACU y el de aceite de palma es de 3.3, y 2.38 respectivamente, cumpliendo lo estipulado en la NMX-AA-174-SCFI-2015 de ser mayor que 1.5.

13 Unidad de Energías Renovables, Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C.

14 Facultad de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Yucatán.

15 Facultad de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Yucatán // julio.sacramento@correo.uady.mx

2.1 INTRODUCCIÓN

De acuerdo con el escenario propuesto por la Agencia Internacional de Energía (IEA, por sus siglas en inglés), el consumo de energía a nivel mundial incrementará 1.3 % cada año hasta el 2040 (IEA, 2019). En 2018, los combustibles fósiles representaron el 81 % de la energía utilizada a nivel mundial (Carrington y Stephenson, 2018), aunque se prevé que su contribución disminuya hacia el año 2030 (77 %) y 2040 (74 %) de acuerdo con las políticas establecidas (IEA, 2019). La crisis energética, las reservas limitadas de combustibles fósiles, su uso excesivo y el incremento de la temperatura promedio de la atmósfera, son impulsores para sustituir una parte de la demanda de combustibles fósiles con energía renovable (Callegari *et al.*, 2020).

Las actuales metas de descarbonización a nivel internacional requieren una transición en la matriz energética mundial hacia energías renovables. En 2019, la contribución de la bioenergía fue de 9 % del suministro de energía primaria en el mundo. Para el escenario de no más de 1.5 °C de aumento de temperatura global a 2030, la producción de biocombustibles líquidos debe incrementarse casi cuatro veces, para alcanzar una contribución de 13 % de la demanda total de combustibles para el transporte (IRENA, 2022). Actualmente, el biodiésel y el bioetanol son los dos principales biocombustibles líquidos utilizados como carburantes o aditivos en el sector de transporte en todo el mundo. En este nicho, la comercialización de biodiésel es indispensable para poder llegar a los objetivos mencionados (IRENA, 2022).

En el contexto mexicano, la política energética nacional no contempla biocombustibles a una escala importante. Si bien las más recientes metas de reducción de emisiones (30 % de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en 2030, con respecto a la línea base de crecimiento) no incluyen los biocombustibles líquidos, el potencial del biodiésel para reducir las emisiones de GEI es indiscutible. El análisis de ciclo de vida (ACV) de las fuentes actuales y potenciales de biodiésel puede ayudar a entender mejor, desde una perspectiva multidimensional, los potenciales beneficios y problemas ambientales de las rutas tecnológicas estudiadas.

El biodiésel puede ser producido a partir de aceite vegetal puro, grasas de animales, sebo, aceite vegetal no comestible y aceite de cocina usado (ACU) (Gebremariam & Marchetti, 2018). En México, una de las principales materias primas para la producción a escala comercial de biodiésel es el ACU. El ACU es recolectado por muchas empresas, mayoritariamente micro, pequeñas y medianas, y aunque una pequeña parte de la recolección se destina a la producción de biodiésel, la mayoría se destina a su venta directa, principalmente para la producción de complementos alimenticios animales, puesto que actualmente hay una fuerte diferenciación de precio que favorece a este último uso. Adicionalmente, existe un componente fuerte de actividad informal de recolección y venta que hace difícil cuantificar con datos confiables cuánto ACU es recolectado y en qué proporciones se destina a los diferentes mercados.

En México, la producción de aceite vegetal fue tan solo el 26 % de la demanda interna de 2017 (Comexpalma, 2018) y las proyecciones al 2030 indican que se reducirá al 13 % (Figueroa 2021). De los cultivos oleaginosos existentes en el país, la palma aceitera es la de mayor rendimiento. Su producción se concentra en el sur-sureste del país, en los estados de Tabasco, Campeche, Chiapas y Oaxaca. La palma africana o aceitera

(*Elaeis Guineensis*) es un árbol perenne que puede crecer hasta treinta metros. Los frutos se sostienen en un racimo largo y compacto con un peso entre 10-40 kg (Consorcio CUE, 2012), de los cuales se puede obtener 21 % de aceite de palma (Husain, Zainac, y Abdullah, 2002). Aunque el aceite de palma se utiliza en el mercado de alimentos & cosméticos, existen estudios que indican que existe suficiente tierra con condiciones aptas para el cultivo de palma para saturar el mercado nacional y aún contar con un excedente significativo para la producción de biodiésel (Gómez Valenzuela *et al.*, 2022). Por lo anterior, este trabajo tiene como principal objetivo determinar la capacidad de mitigación en diversos impactos ambientales, de dos rutas tecnológicas para la producción de biodiésel en México: a partir de ACU y de aceite de palma.

2.2 DEFINICIÓN DEL OBJETIVO Y EL ALCANCE DEL ESTUDIO

La función de los sistemas estudiados es prioritariamente la producción de biodiésel. Sin embargo, dicha producción siempre está acompañada de coproductos que aportan a beneficios económicos y ambientales que pueden ser importantes. Por lo tanto, el ACV se hizo de los sistemas integrados, pensados como biorrefinerías, en donde se logran *mitigaciones* de impactos ambientales debidas al reemplazo de productos existentes en el mercado, los cuales se definen en los llamados sistemas de referencia, y que se detallan en la subsección de “límites del sistema”. Dicha mitigación se calcula al comparar los valores de los factores de impacto ambiental de los productos del sistema y de los productos de referencia.

Los dos sistemas estudiados fueron:

1. Producción de biodiésel de ACU recolectado de restaurantes, plazas comerciales, hoteles, entre otros, en las 15 zonas metropolitanas con mayor producción de México, para las que se estimó una recolección anual promedio de ACU de 195,742 m³ en el periodo 2016-2040, lo que resulta en producciones anuales de 175,946 m³ de biodiésel, 15,328.4 t de glicerina y 6.5 t de sulfato de potasio.
2. Producción de biodiésel de racimos de fruta fresca de *palma de aceite* obtenidos de 1,384,030 ha de plantaciones nuevas en México, establecidas en el periodo comprendido del 2018 al 2040 para producir anualmente 1,508,494 m³ de biodiésel, 158,912 t de glicerina cruda, 22,191 t de sulfato de potasio, 342,365 t de aceite de palmiste y 489,093 t de forraje.

En el caso de la ruta tecnológica del ACU se estudió un escenario supuesto en el que todo el ACU recuperable es recolectado en las principales zonas metropolitanas del país y este se transforme en biodiésel. Por otro lado, el aceite de palma no se utiliza para la producción de biodiésel en México, por lo que se propone un escenario hipotético en el que se expande el área de cultivo de palma aceitera, de manera que se sobrepase la demanda nacional proyectada a 10 años para la industria alimentaria, y únicamente el excedente se transforme en biocombustible. Toda la tecnología ya está probada e implementada a escala comercial, principalmente utilizando plantas industriales de fabricación nacional con capacidad de producción anual máxima de entre 5,000 y 8,000 L de biodiésel diarios.

El objetivo de este estudio es, para los dos sistemas descritos, determinar 1) el retorno neto de energía, 2) el consumo de agua dulce en el ciclo de vida y 3) la capacidad

de mitigación de los siguientes impactos potenciales: calentamiento global (GWP), toxicidad humana (HTP) y creación de ozono fotoquímico (POCP); así como 4) entender las contribuciones de las etapas de cada sistema al impacto total en las categorías de: reducción de recursos abióticos (ADP), acidificación (AP), eutrofización (EP), reducción de la capa de ozono (OLDP), ecotoxicidad de agua dulce (FAEP), ecotoxicidad de agua marina (MAEP), y ecotoxicidad terrestre (TEP). Todas las categorías de impacto se estimaron con la metodología CML-IA (*CML Impact Assessment*).

Los resultados del estudio se dirigen a los sectores empresarial, gubernamental y al público en general. Los resultados se utilizarán como insumo para la toma de decisiones, pues proveerán información específica sobre las implicaciones ambientales de promover la industria productora de biodiésel en México.

2.2.1 Unidad funcional

La escala del estudio se realizó para un sistema de bioenergía definido para la producción de biodiésel a partir de 195,742 m³ anuales de ACU y de 1,384,030 ha de plantaciones nuevas de palma de aceite para producir anualmente 175,946 m³ y 1,508,494 m³ de biodiésel de ACU y de aceite de palma, respectivamente. Así, la unidad funcional se define como 1 MJ de biodiésel producido y utilizado en mezcla B20 para efectos de transporte, en conjunto con la parte proporcional de coproductos del sistema estudiado.

2.2.2 Fuente y calidad de los datos

Dada la naturaleza prospectiva del estudio, la disponibilidad de aceites se calculó en función de proyecciones al 2040, utilizando la metodología que se ha utilizado en otros estudios para el ACU (SENER, ECOFYS y REMBIO, 2017) y para el aceite de palma (INIFAP-SAGARPA, 2012). En la proyección del aceite de palma, se consideró que las plantaciones nuevas de palma deberán satisfacer una demanda creciente de aceite de palma para la industria alimentaria nacional, y solamente el excedente de producción podría dirigirse a la producción de biodiésel.

Los datos de inventario del ACU de las etapas de transporte e industrial se obtuvieron directamente de dos empresas productoras de biodiésel a partir de ACU mediante entrevistas y encuestas *in situ*. Los datos de entradas y salidas corresponden a su operación del año 2017 y se validaron con un balance de materia y energía realizado en el programa de simulación de procesos Aspen Plus v8.6. Cuando los datos recabados no se ajustaron a los balances, se utilizaron los datos de la simulación.

Con respecto al inventario del aceite de palma, los datos agronómicos se obtuvieron de paquetes tecnológicos publicados para los estados de Chiapas, Campeche y Veracruz (CONAGUA-SEMARNAT, 2012; INIFAP-SAGARPA 2012), y complementados con encuestas de primera mano con productores de plantaciones en Tabasco, quienes también proporcionaron los datos de la etapa de transporte. Para la etapa industrial, lo referente a la extracción del aceite de palma y su limpieza se obtuvieron de datos bibliográficos, mientras que para la transformación de aceite en biodiésel se tomaron de

encuestas a empresas productoras de biodiésel en dos estados de la república (Mérida y Guadalajara). Los datos recabados se validaron con un balance de materia y energía realizado en Aspen Plus v8.6. Todos los datos recabados en empresas corresponden a datos anuales de 2017.

Algunas suposiciones importantes del estudio son:

1. La distribución del biodiésel ocurre a menos de 100 km de la fábrica, porque normalmente las fábricas buscan gestores cerca de la zona. Esta suposición es común en la bibliografía.
2. Las emisiones de uso del biodiésel y del diésel fósil se tomaron de la base de datos ecoinvent v3.0.2.1. Esto asume que el biodiésel se utiliza en camiones de transporte con un perfil de emisiones equivalente a motores Euro 3 de 3.5 a 7.5 t, mientras que los camiones de distribución del biodiésel operan como Euro 3 de 16 a 32 t.
3. En la etapa de gestión de residuos de la planta industrial, se asumió que el agua ácida se neutraliza con hidróxido de potasio, obteniéndose sulfato de potasio recuperable como un coproducto del sistema. Los datos de inventario de esta etapa se estimaron con balances de materia y energía utilizando el simulador de procesos Aspen Plus v8.6.
4. Los factores de emisión de los productos de referencia (necesarios para calcular la mitigación) se tomaron de ecoinvent v3.0.2.1.

Para el sistema a partir de aceite de palma, se hicieron las siguientes suposiciones adicionales:

1. La etapa de transporte se modeló igual en los cuatro estados, considerando la distancia recorrida de los camiones desde las plantaciones hasta la industria, basados en el kilometraje promedio de las plantaciones establecidas en Tabasco, dato recabado en encuestas.
2. Se asumió que durante la extracción de aceite de palma las aguas residuales obtenidas se tratan en lagunas facultativas en las mismas instalaciones, como es el caso de la empresa visitada en Tabasco, y que los racimos de fruta vacía y la fracción de la torta de extracción se disponen en vertederos a cielo abierto.
3. La etapa industrial de ambos sistemas se modeló a partir de los datos de primera mano de plantas de transformación de ACU, ya que en el país no hay empresas establecidas que produzcan biodiésel a partir de aceite de palma (SENER, ECOFYS y REMBIO 2017). No se esperan desviaciones importantes en los inventarios dada la naturaleza química del proceso.

2.2.3 Fronteras del sistema

En la figura 2.1 se muestran todas las etapas en el ciclo de vida del sistema a partir de ACU. Los procesos incluidos en este ACV son solamente aquellos dentro de la línea punteada. El ciclo de vida inicia en la etapa de recolección del ACU de restaurantes, plazas comerciales, hoteles, etc. y su transporte a la planta industrial. De acuerdo con el método de corte de ciclo abierto (*cut-off*) descrito en la norma ISO 14044, el ACU se encuentra disponible libre de carga ambiental, por ser un material de reuso; en congruencia con el método *cut-off*, solamente se incluyen las actividades de su recolección y reciclaje. Se incluye también la etapa industrial de transformación del ACU en biodiésel, glicerina y sulfato de potasio (K_2SO_4), así como la distribución y uso

del biodiésel, y la gestión de los residuos generados en la etapa industrial. La glicerina cruda tiene un nivel de pureza de 87 %, lo que la constituye como un coproducto de bajo valor. El K_2SO_4 puede usarse como fertilizante. Para ambos coproductos, se aplica la asignación a la salida de la fábrica. Esto posibilitará el cálculo de mitigación, pues el factor de impacto disponible en ecoinvent es con ese mismo límite (sin distribución ni uso). También se dejan fuera las etapas de manufactura de equipamiento y su desmantelamiento, debido a que en general estos impactos son despreciables en sistemas de procesamiento continuo. La etapa de transporte incluye todas las actividades relacionadas con la recolección. La etapa industrial incluye los pretratamientos físicos al ACU y dos procesos químicos de transformación: esterificación ácida y transesterificación básica, así como un proceso de intercambio iónico para purificar el biodiésel. La distribución y uso de biodiésel se contemplan como un solo viaje desde la planta industrial al centro de distribución y despacho del biocombustible.

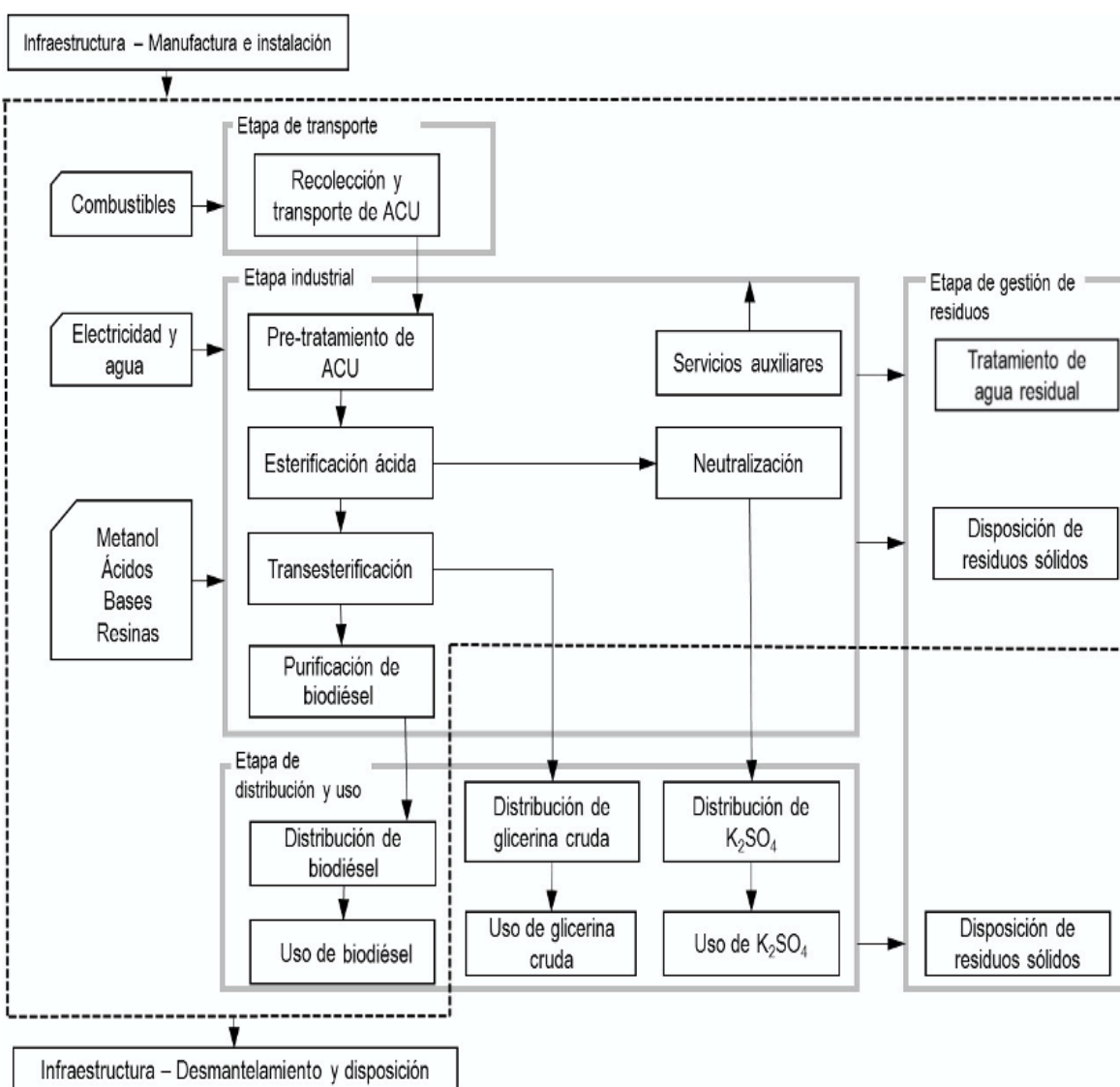


Figura 2.1. Diagrama de límites del sistema del ACU.

En la figura 2.2 se muestran todas las etapas en el ciclo de vida del sistema a partir de ACU. Los procesos incluidos en este ACV son solamente aquellos dentro de la línea punteada, los cuales contemplan la etapa agronómica para la producción del fruto de palma aceitera, su transporte hasta la planta industrial, la etapa industrial del sistema y la distribución y uso de los productos finales, así como la gestión de residuos generados en todas las etapas. A todos los coproductos (glicerina cruda, sulfato de potasio, harina y la semilla de palmiste) se les dio el mismo tratamiento que en el sistema de ACU (asignación y trazando el límite del sistema a la puerta de la fábrica). Al igual que la glicerina, la semilla del palmiste no desplaza algún producto fósil, por lo que no se puede realizar un cálculo de mitigación de impactos para estos coproductos. También se excluyeron las etapas de manufactura de equipamiento y su desmantelamiento debido a que en general estos impactos no son relevantes para sistemas de procesamiento continuo. La etapa agronómica la componen las etapas de preparación del terreno, el cultivo de la palma y la cosecha manual. Las emisiones derivadas del cambio de uso de suelo directo (CUSd) solamente existen en el primer año de vida del sistema (al cambiar el uso de suelo de “pastizal manejado” a plantaciones de palma). El total de estas emisiones se dividió entre 25 años, para tener un valor anual promedio válido durante el tiempo de vida del sistema y poder sumarlo a los demás flujos anuales del proceso continuo. No se contabilizaron efectos por el cambio de uso de suelo indirecto. La metodología para este cálculo se explica con detalle más adelante.

2.2.4 Cálculo de la mitigación

$$\text{Mitigación (\%)} = \frac{(\text{F.I. de referencia (ecoinvent)} - \text{F.I. calculado (asignación)})}{(\text{F.I. de referencia (ecoinvent)})} \times 100$$

41

que sustituya a algún producto de referencia en el mercado, sino que entrará en el mercado de semilla de palmiste. Por lo tanto, para este cálculo se consideró que no mitiga emisiones. Ya se ha dicho que la glicerina cruda, debido a su impureza de salida del proceso, no sustituye a algún producto en el mercado, sino se agregará también al mercado de glicerina cruda, o en el peor de los casos, se trata como un residuo. En cualquier caso, tampoco se puede considerar que mitigue emisiones. El biodiésel, por su parte, sustituye al diésel fósil en proporción a su contenido energético (poder calorífico inferior), y el K_2SO_4 sustituye al mismo componente, pero de origen mineral.

Cuadro 2.1. Productos del sistema de referencia y relaciones de funcionalidad para cada producto.

Sistema	Producto (unidad de comparación)	Producto de referencia (cantidad equivalente)	Criterio de reemplazo y fuente de información
ACU y aceite de palma	Biodiésel, 39.8 MJ/kg (1 kg)	Diésel fósil, 45.1 MJ/kg (0.882 kg)	Cantidad de energía liberada en la combustión. Dato promedio del biodiésel de ACU (Joshi & Pegg, 2007; Phan & Phan, 2008) y del diésel fósil (Gajendra Babu & Subramanian, 2013)
	Glicerina cruda (1 kg)	Glicerina cruda (0 kg)	La glicerina cruda producida compite con glicerina cruda de otros procesos de producción de biodiésel, por lo que no mitiga emisiones con respecto al sistema de referencia.
	Sulfato de potasio (1 kg)	Sulfato de potasio (1 kg)	El K_2SO_4 es un compuesto muy utilizado como fertilizante. Aunque el fertilizante de potasio más común es el cloruro de potasio, puesto que algunos cultivos son sensibles al cloruro, se considera que el K_2SO_4 no es un sustituto directo de éste (González & Romero, 2010).
Aceite de palma	Cultivo agronómico (1 ha)	Pastizal manejado (1 ha)	Todas las plantaciones nuevas se establecerán en tierras donde se encuentren pastizales manejados (INIFAP-Sagarpa, 2012; Garcia, Riegelhaupt & Masera, 2013).
	Aceite y harina de palmiste (1 kg)	Aceite y harina de palmiste (0 kg)	El aceite y la harina de palmiste producidos en el sistema alternativo tienen las mismas emisiones que en el sistema de bioenergía, pues se derivan de la misma cadena productiva. Por lo tanto, no mitigan emisiones con respecto al sistema alternativo.

2.2.5 Descripción de las rutas tecnológicas y suposiciones

En esta sección se describen los procesos que integran las rutas tecnológicas, siguiendo la secuencia de procesos mostrada en las figuras 2.1 y 2.2. Los datos para los que no se indiquen referencias se obtuvieron directamente de encuestas con industriales nacionales durante la etapa de elaboración del inventario.

Etapas agronómicas: Esta etapa únicamente corresponde al sistema de bioenergía del aceite de palma. Se asume que la plantación requiere 3 años para establecerse, de manera que a partir del año 4 y durante 22 años (es decir, hasta el año 25) alcanza y mantiene su productividad anual máxima de 15.01 t/ha en Chiapas, 7.41 t/ha en Campeche, 9.73 t/ha en Tabasco y 8.33 t/ha Veracruz. Para estimar la superficie que es posible plantar con palma aceitera para producir biodiésel, se hicieron proyecciones de crecimiento entre los años 2016 y 2040, usando los siguientes criterios: 1) en este periodo, se plantará la superficie total disponible para plantaciones nuevas de palma aceitera, la cual se concentra en 1,810,362 ha en los estados de Tabasco, Chiapas, Campeche y Veracruz (INIFAP-Sagarpa, 2012); 2) las plantaciones nuevas de palma aceitera deberán primeramente cubrir la demanda nacional de aceite de palma y el excedente podría dirigirse a la producción de biodiésel, considerando que la demanda de aceite de palma para la industria alimentaria seguirá creciendo linealmente como en los últimos cinco años. De ahí resulta que la superficie que podría plantarse para producción de biodiésel es de 1,384,030 ha hasta el 2040.

El cálculo de las emisiones por CUSd se realizó con la metodología recomendada por la Roundtable of Sustainable Biomaterials (RSB), usando el calculador publicado por Blonk Sustainability (2012) y con las siguientes suposiciones: las plantaciones de palma aceitera que se establecerán en regiones con clima cálido húmedo en Chiapas y Tabasco, y clima cálido subhúmedo en Campeche y Veracruz (INEGI, 2016) se modelan todas como clima “tropical húmedo”; las plantaciones reemplazarán pastizales manejados en todos los casos (INIFAP-Sagarpa 2012; Garcia, Riegelhaupt & Masera, 2013). Se asume el sembrado con labranza alta (las plantaciones de Tabasco usan retroexcavadoras, se asumió lo mismo para los otros estados) y cosecha manual (por lo que el manejo del cultivo es bajo) (Conagua-Semarnat, 2012). Los datos de insumos en esta etapa se recabaron a partir de paquetes tecnológicos (Conagua-Semarnat, 2012; INIFAP-Sagarpa, 2012) y para el caso de plantaciones en Tabasco, de datos primarios.

Etapas de transporte: En el sistema de ACU se incluye el proceso de recolección del aceite de los sitios en donde se genera (restaurantes, hoteles, plazas comerciales, etc.). La empresa recolectora emplea camiones y camionetas para cubrir sus rutas de recolección de manera semanal o mensual, y transportar el ACU hasta la planta industrial en donde se realiza el pretratamiento. El consumo de combustible (gasolina y diésel) y el mantenimiento de los camiones es el único proceso cuantificado en esta etapa. Cuando los camiones transportan también otro tipo de residuos –aluminio, polietilentereftalato (PET), residuos orgánicos, etc.–, se realizó una asignación másica para calcular la parte proporcional del combustible que se utiliza para transportar el ACU (78 % en promedio). Para estimar la cantidad de ACU recolectado en el país, se

hizo un cálculo de su generación en las principales zonas metropolitanas, y se aplicaron factores estándar de recuperación (30 % con respecto al aceite vegetal) y recolección (56.8 %). Este procedimiento se aplicó a los datos reportados para México en 2015 y se extrapolaron los datos a 2040 de acuerdo con las proyecciones de la Asociación Nacional de Industriales de Aceites y Mantecas Comestibles (ANIAME 2015). En el sistema aceite de palma, se asumió un recorrido promedio de 8.1 km (distancia media entre las plantaciones y los molinos de fruto de palma en los sitios estudiados en Tabasco), en camiones con capacidad de carga entre 7.5 a 16 t con perfil de emisiones de tipo Euro 3 (motores fabricados entre 2002 y 2008).

Etapas industriales: De acuerdo con los porcentajes observados de filtración y separación en la etapa de pretratamiento, se consideró que en cada kilogramo de aceite recolectado se tienen 850 g de ACU, 100 g de agua y 50 g de sólidos (Dias, Alvim-Ferraz & Almeida, 2008). Para esta separación, al ACU recolectado se almacena en sedimentadores donde aproximadamente un 60 % de los sólidos se remueve (Berrios *et al.*, 2007). El resto de los sólidos se retira posteriormente por filtración con cribas metálicas. Durante la etapa de recuperación del aceite, se utilizan detergentes y jabones para la limpieza del área de trabajo. El aceite filtrado se precalienta a 55 °C para llevar a cabo la esterificación ácida en lotes de entre 750 y 1500 L. Posteriormente se realiza la reacción de esterificación, donde el metanol reacciona con el aceite en un 10 % p/p (relación 13:1 molar), usando ácido sulfúrico como catalizador en una relación 1 % p/p con respecto al aceite filtrado. Las fases resultantes de esta reacción se separan por decantación. Una de ellas contiene biodiésel y los triglicéridos que se transformarán posteriormente en la reacción de transesterificación. La otra fase contiene mayormente metanol y H_2SO_4 , la cual es neutralizada usando KOH a 50 °C, generando K_2SO_4 el cual es separado por sedimentación (Zhu, Zong & Wu 2008). Esta neutralización puede ocurrir en la misma planta en donde se genera el biodiésel, o en una planta de tratamiento externa. Por otra parte, la reacción de transesterificación se realiza en lotes de entre 750 y 1500 L. En esta reacción, los triglicéridos reaccionan con metanol en presencia de NaOH como catalizador en una relación del 24 % p/p y 2-3 % p/p respecto al aceite, respectivamente. El biodiésel y la glicerina cruda resultantes de la transesterificación son separados por decantación. El metanol que no reaccionó y que se encuentra disuelto en ambos productos es recuperado usando evaporadores eléctricos. Finalmente, el resto de las impurezas en el biodiésel se elimina haciéndolo pasar a través de una columna de intercambio iónico cargada con resinas poliméricas. Las eficiencias de remoción de las resinas para cada impureza (triglicéridos, metanol, ácidos grasos libres, etc.) se tomaron de los reportados por Berrios y Skelton (2008). Las resinas se regeneran cada año con un flujo de metanol y se reemplazan totalmente cada tres años.

Con respecto al sistema de *aceite de palma*, se considera la siguiente distribución de la biomasa en los racimos frescos: 23 % de racimo vacío, 21 % de aceite palma, 27 % de humedad, 15 % de fibra, 7 % de semilla (palmiste) y 7 % de cascarilla (Husain, Zainac & Abdullah, 2002). Los parámetros de extracción de aceite se obtuvieron a partir de datos reportados de la literatura y simulaciones realizadas en Aspen Plus 8.4. Primero, los racimos de fruta fresca se calientan con el objetivo de desactivar las enzimas hidrolíticas responsables de que el aceite se rompa en ácidos grasos libres

en el fruto. Este proceso se lleva cabo utilizando vapor a 140 °C durante 75-90 min en una autoclave a 300 kPa (Igwe & Onyegbado, 2007; Rupani *et al.*, 2010). El condensado resultante de este proceso debe tratarse en lagunas facultativas; este residuo equivale a un 12 % del peso de los racimos de fruta fresca (Yusoff, 2006). Los frutos se separan de los racimos mecánicamente utilizando un tambor desfrutador y se maceran en un tanque a 90 °C hasta formar una masa homogénea de la cual se extrae el aceite mediante prensas tipo tornillo sinfín. Se obtiene así el aceite crudo (utilizado en la producción de biodiésel) y una torta residual, así como la semilla de palmiste (Consortio CUE, 2012). La torta compuesta de la semilla (48 %) y la fibra (52 %) se separa por medios mecánicos. Una parte de la torta se quema para producir vapor, el cual se utiliza en la extracción del aceite, y la semilla se envía a otras instalaciones en donde se le extraerá el aceite de palmiste.

El aceite crudo es filtrado y posteriormente clarificado a través de una separación gravimétrica, entre 90 y 95 °C. Durante el proceso de clarificado se obtiene agua contaminada con 6.34 % de aceite. Para recuperar este aceite, el agua residual se centrifuga y se envía a lagunas facultativas para el tratamiento de aguas (Consortio CUE, 2012), mientras que la fracción de aceite se junta con el aceite crudo. Este último se deshidrata hasta una humedad menor al 1 %, se almacena y posteriormente se suministra a la producción de biodiésel.

Debido a que el índice de acidez del aceite es alto (alrededor del 4.6 %), se requiere realizar una reacción de esterificación ácida previa a la transesterificación, para reducir el contenido de ácidos grasos libres tal y como se describió para el sistema de ACU.

Etapas de distribución y uso: Para modelar la distribución del biodiésel en ambos sistemas estudiados se estimó el requerimiento de transporte del biodiésel desde la fábrica hasta los puntos de venta. Se asumió que la mezcla con diésel ocurre en el mismo sitio y sin una demanda significativa de energía extra. Se asumió una distancia promedio de 100 km desde la planta industrial hasta el punto de venta y que el biodiésel se transporta en camiones pipa de 10,000 L de capacidad con un rendimiento de combustible diésel de 2.50 km por litro (CAPUFE, 2017). Por su parte, se asumió que el biodiésel se usa como B20 en motores diésel de autobuses y camiones. El perfil de emisiones de la parte proporcional del biodiésel en los vehículos se modeló con el módulo *Transport, freight, lorry 28 metric ton, vegetable oil methyl ester 100% {RoW}* processing / *Cut-off, U* de ecoinvent, modificándolo para omitir todos los elementos de inventario que no sean las emisiones del escape de los vehículos. Se escogió esta manera de modelar las emisiones por ser la fuente de datos más general y completa en cuanto a perfiles de emisión de mezclas de biodiésel que se encontró en la literatura.

Etapas de gestión de residuos: Se consideraron las emisiones asociadas a la disposición en relleno sanitario de los residuos sólidos separados del ACU. De igual manera se generan residuos sólidos como trazas de potasa, bolsas y trapos que en la práctica se envían al relleno sanitario. Además, durante la recepción y manejo del ACU se utilizan detergentes y desengrasante diluido con agua para limpieza del área de trabajo, que se descarga al drenaje municipal. Por otro lado, durante el pretratamiento del ACU se genera agua residual con 10 % de aceite y grasas, la cual se filtra en trampas de aceite y los lodos ricos en lípidos se entregan a una empresa de recolección de residuos industriales. Se asumió que se procesan en una planta de tratamiento de

aguas residuales, en un proceso de digestión anaerobia semicontinua a temperatura ambiente (Wan *et al.*, 2011).

Para ambos sistemas, durante el almacenamiento de glicerina cruda, parte de este producto sedimenta en el fondo de los recipientes y solidifica parcialmente, generando un residuo al momento de descargar el producto. Esta merma de glicerina cruda se consideró como un residuo que se dispone en relleno sanitario.

Con respecto al aceite de palma, se estimaron las emisiones asociadas a la disposición en suelo de las cenizas remanentes de la combustión de la biomasa, con impactos similares a su disposición en relleno sanitario. El agua residual de los procesos de esterilización y clarificado son normalmente tratadas en lagunas facultativas, en las cuales se emite gas metano (Consortio CUE, 2012). De igual manera, los racimos de fruta vacía y la fracción de la torta de extracción que no se quema, se depositan en vertederos a cielo abierto y se estimaron sus emisiones con la metodología descrita por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) para obtener las emisiones de metano y de N_2O (IPCC, 2006b).

2.3 ANÁLISIS DE INVENTARIO

Los insumos y rendimientos de la etapa industrial se obtuvieron directamente de productores nacionales representativos (fuente confidencial), como se explicó en la sección anterior. Los datos que no se pudieron definir de las encuestas o que no cumplieron el criterio de validación (principalmente algunos insumos de energía y servicios auxiliares) se estimaron usando el programa Aspen Plus v8.6 y complementando con literatura científica especializada. En el cuadro 2.2 se resumen los insumos del inventario de ciclo de vida, referido a la producción de 1 MJ de biodiésel.

Cuadro 2.2. Insumos del inventario de ciclo de vida de ambos sistemas. Cantidades referidas a 1 MJ de biodiésel.

Parámetro	Unidad/MJ	ACU	Aceite de palma
Insumos			
<i>Etapas Agrícola</i>			
Urea	kg	-	3.21×10^{-4}
Triple 17	kg	-	3.29×10^{-3}
NPK 14-14-14	kg	-	1.48×10^{-4}
Cloruro de potasio	kg	-	3.64×10^{-4}
Paraquat	kg	-	2.26×10^{-6}
Gramoxone	kg	-	1.10×10^{-5}
Karmex	kg	-	3.89×10^{-6}
Glifosato	kg	-	1.60×10^{-5}
Velfosato	kg	-	7.50×10^{-7}
Faena	kg	-	5.76×10^{-7}
Graminicida	kg	-	2.74×10^{-7}
Cupoquat	kg	-	2.95×10^{-7}

CAPITULO 2. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN DE BIODIÉSEL
USANDO ACEITE DE COCINA USADO Y ACEITE DE PALMA

Cerillo	kg	-	2.00×10^{-7}
Foley	kg	-	8.44×10^{-7}
Arrivo	kg	-	7.88×10^{-10}
Folidol	kg	-	1.24×10^{-9}
Siroco	kg	-	1.09×10^{-6}
Parathion	kg	-	5.78×10^{-5}
Captan	kg	-	8.09×10^{-7}
Malathion	kg	-	2.49×10^{-6}
Agrimycin	kg	-	3.89×10^{-6}
Thiram	kg	-	5.22×10^{-6}
Venomil	kg	-	8.09×10^{-8}
Rodenticida	kg	-	3.19×10^{-5}
Diésel	tkm	-	4.90×10^{-4}
<i>Etapas de transporte</i>			
Diésel	tkm	3.31×10^{-3}	1.31×10^{-3}
Gasolina	tkm	2.63×10^{-2}	-
Biodiésel	MJ	1.32×10^{-7}	-
<i>Etapas industriales</i>			
Metanol	kg	4.55×10^{-3}	4.55×10^{-3}
Jabón	kg	4.49×10^{-5}	-
KOH	kg	2.05×10^{-4}	2.05×10^{-4}
NaOH	kg	5.52×10^{-4}	5.52×10^{-4}
Ácido sulfúrico	kg	2.00×10^{-4}	2.00×10^{-4}
Electricidad	kWh	6.13×10^{-3}	4.18×10^{-2}
Agua	m ³	1.56×10^{-5}	1.69×10^{-5}
Carbón activado	kg	1.69×10^{-5}	1.69×10^{-5}
Resinas	kg	8.00×10^{-6}	8.00×10^{-6}
<i>Etapas de gestión de residuos</i>			
Sólidos (huesos)	t	9.29×10^{-7}	-
Aguas residuales	kg	4.94×10^{-4}	-
Residuos sólidos	kg	6.31×10^{-5}	6.31×10^{-5}
Racimos de fruta vacía y torta	kg	-	4.97×10^{-2}
Aguas residuales	kg	-	6.15×10^{-2}
Cenizas	kg	-	6.01×10^{-5}
<i>Etapas de distribución y uso¹</i>			
Diésel	tkm	5.31×10^{-3}	5.31×10^{-3}
Biodiésel	tkm	5.48×10^{-1}	5.48×10^{-1}
<i>Emisiones al agua</i>			
Detergentes	kg	1.76×10^{-5}	-
<i>Productos</i>			
Biodiésel (masa)	kg	2.51×10^{-2}	2.51×10^{-2}

Biodiésel (energía)	MJ	1.00	1.00
Biodiésel (volumen)	L	2.85×10^{-2}	2.85×10^{-2}
Glicerina cruda	kg	2.78×10^{-3}	2.78×10^{-3}
Sulfato de potasio	kg	3.96×10^{-4}	3.96×10^{-4}

¹ Los módulos de inventario utilizados para las emisiones por uso de diésel y biodiésel en mezcla fueron, respectivamente:

Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, Euro3 {RoW}| transport, freight, lorry 16-32 metric ton, Euro3 | Cut-Off, U Simapro v8.4.

Transport, freight, lorry 28 metric ton, vegetable oil methyl ester 100% {RoW}| processing | Cut-Off, U.

En el cuadro 2.3 se muestran las emisiones estimadas al aire, agua y suelo por los conceptos de aplicación de fertilizantes, pesticidas y CUSd en el sistema de aceite de palma. Las emisiones de metales pesados fueron estimadas con el modelo descrito por ecoinvent (Nemecek & Schnetzer, 2011) considerando las dosis de nitrógeno, fósforo y potasio correspondientes a los fertilizantes utilizados. Por otro lado, los modelos de la RSB (RSB, 2016) se utilizaron para estimar las emisiones de GEI (NH_3 , N_2O y NO_x) emitidos por la aplicación de fertilizantes y por concepto de CUSd, asumiendo que los cultivos implican el cambio de pastizales manejados a tierras de cultivo en una zona tropical húmeda, en un suelo tipo arcilloso de alta actividad (HAC). Por otro lado, las emisiones al suelo por el uso de pesticidas se asumieron como el 100 % de la sustancia activa aplicada (Nemecek & Schnetzer, 2011).

En el cuadro 2.4 se observan las emisiones generadas por los racimos de fruta vacía y torta de extracción en vertedero a cielo abierto y aguas residuales en las lagunas facultativas, estimadas con los modelos correspondientes del IPCC (IPCC, 2006a). estas emisiones corresponden al sistema de aceite de palma.

Cuadro 2.3. Emisiones de la etapa agronómica por concepto de uso de fertilizantes, pesticidas y cambio de uso del suelo. Cantidades referidas a 1 MJ de biodiésel de ACU.

Parámetro	Flujo (kg/MJ)	Parámetro	Flujo (kg/MJ)
Emisiones al aire		Emisiones al suelo	
N_2O	1.71×10^{-5}	Cadmio	1.59×10^{-7}
NO_x	3.58×10^{-6}	Cobre	4.78×10^{-9}
NH_3	8.66×10^{-5}	Zinc	1.79×10^{-6}
CO_2 por uso de fertilizante	5.04×10^{-4}	Plomo	2.05×10^{-8}
CO_2 por CUSd	-5.11×10^{-3}	Níquel	3.90×10^{-7}
Emisiones al agua		Cromo	5.24×10^{-10}
Nitrato	6.67×10^{-4}	Paraquat	2.38×10^{-6}
Fósforo	1.02×10^{-7}	1,1'-Dimethyl-4,4'-bipyridinium bis (methyl sul*)	3.03×10^{-6}
Cadmio	4.06×10^{-11}	Captan	8.09×10^{-7}
Cobre	2.81×10^{-10}	Clethodim	4.98×10^{-8}
Zinc	2.59×10^{-8}	Chlorpyrifos	2.70×10^{-7}
Plomo	1.38×10^{-10}	Cypermethrin	2.35×10^{-7}
Cromo	1.50×10^{-9}	Diuron	3.13×10^{-6}

Glifosato	1.24×10^{-5}
Insecticide	8.09×10^{-8}
Malathion	2.49×10^{-6}
Parathion	5.78×10^{-5}
Permethrin	3.38×10^{-8}
Streptomycin	7.28×10^{-7}
Thiram	5.22×10^{-6}

Cuadro 2.4. Emisiones estimadas para la descomposición de racimos de fruta vacía y torta de extracción a cielo abierto. Cantidades referidas a 1 MJ de biodiésel de aceite de palma.

Parámetro	Flujo (kg/MJ)
Emisiones al aire	
CH ₄	4.50×10^{-4}
N ₂ O	1.91×10^{-5}
Emisiones al agua	
Plomo	1.80×10^{-8}
Cadmio	1.21×10^{-8}
Cromo	2.58×10^{-7}
Cobre	9.53×10^{-8}
Níquel	2.09×10^{-8}
Mercurio	1.18×10^{-9}
Zinc	2.43×10^{-7}
Emisiones al suelo	
Plomo	3.76×10^{-9}
Cadmio	6.08×10^{-10}
Cromo	1.60×10^{-8}
Cobre	1.72×10^{-8}
Níquel	6.57×10^{-8}
Zinc	5.65×10^{-8}

Finalmente, en el cuadro 2.5 se observan el perfil de emisiones de la quema de la torta de extracción para generación de vapor de servicio para el proceso de biodiésel a partir de aceite de palma, estimado con Aspen Plus 8.4 a partir de la composición elemental de la biomasa utilizada.

Cuadro 2.5. Emisiones durante la combustión de biomasa para generar vapor de alta presión. Cantidades referidas a 1 MJ de biodiésel de aceite de palma.

Emisiones al aire	Flujo (kg/MJ)
Dióxido de carbono	3.61×10^{-3}
Monóxido de carbono	3.76×10^{-9}
NO	7.38×10^{-6}
NO ₂	5.63×10^{-8}

Dióxido de azufre	4.70×10^{-6}
Trióxido de azufre	1.37×10^{-7}

2.3.1 Métodos de asignación

Se llevó a cabo una asignación másica en la etapa de transporte en el caso de la producción de biodiésel a partir de ACU, puesto que al recolectar el ACU se recolectan otras materias primas del interés de las empresas, entre ellas están manteca, trampas de grasa y otros sólidos recolectados como PET, aluminio, etc. El criterio másico es el que representa correctamente la relación entre combustible utilizado y el trabajo de transporte de la materia prima del sistema, en este caso. En el cuadro 2.6 se observan los resultados obtenidos de la atribución másica. En la etapa de transporte se utiliza diésel, gasolina y biodiésel, y el ACU se queda con el 78.1 % de los insumos de combustibles en la etapa de transporte.

Cuadro 2.6. Flujos másicos para el cálculo de la asignación másica en la etapa de transporte de ACU.

Materia prima	Total (t/a)	Asignación másica
ACU	349.79	78.1 %
Manteca	39.90	8.9 %
Trampa de grasa	49.62	11.1 %
PET	2.32	0.5 %
Aluminio	5.62	1.3 %
Otros	0.51	0.1 %

Para el resto del proceso en ambos sistemas se utilizó asignación energética, debido a que el producto principal es un energético. Más adelante, en la interpretación de resultados, se analizó el impacto de esta decisión al comparar los resultados con la ampliación del sistema. Se rastrearon los flujos de energía asociados a los materiales principales, según su poder calorífico inferior (PCI). La figura 2.3 es un diagrama simplificado del sistema de ACU que resalta las divisiones de flujos intermedios y los porcentajes de la atribución energética. Dado que el sulfato de potasio no tiene poder calorífico (por ser una sal), los flujos de inventario compartidos hasta la etapa de transesterificación se asignan 4 % para la glicerina cruda y 96 % para el biodiésel. Los cálculos del contenido energético de cada flujo se ilustran en el cuadro 2.7.

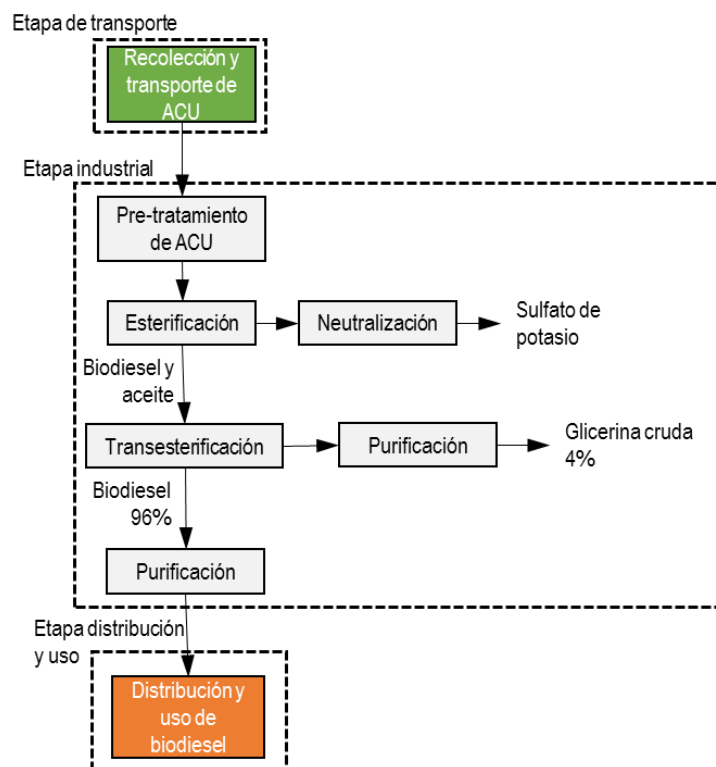


Figura 2.3. Diagrama de la asignación energética al biodiésel de ACU.

Cuadro 2.7. Cálculo del contenido energético del biodiésel y la glicerina cruda en el sistema de ACU.

Compuesto	Poder calorífico inferior (MJ/kg)	Flujo relativo (kg)	Flujo relativo de energía (MJ)
Biodiésel final (87 % pureza)			
Biodiésel	39.8 ^a	6 650	265 000
Metanol	0.021 ^b	13	0.3
ACU	39.65 ^c	366	14 500
Total		7 030	279 500
Glicerina cruda (57 % pureza)			
Glicerol	16 ^d	679	10 900
Metanol	0.021 ^b	33	0.7
Biodiésel	39.8 ^a	0.6	25.6
ACU	39.65 ^c	2.0	79.6
Total		715	11 000

^a Joshi & Pegg (2007); Phan & Phan (2008).

^b Metanol (2017).

^c Ullah, Bustam & Man (2015).

^d Bohon, Metzger & Roberts (2009).

Siguiendo el mismo procedimiento, se estimaron los porcentajes de asignación de los flujos intermedios en el sistema de aceite de palma, ilustrados en la figura 2.4.

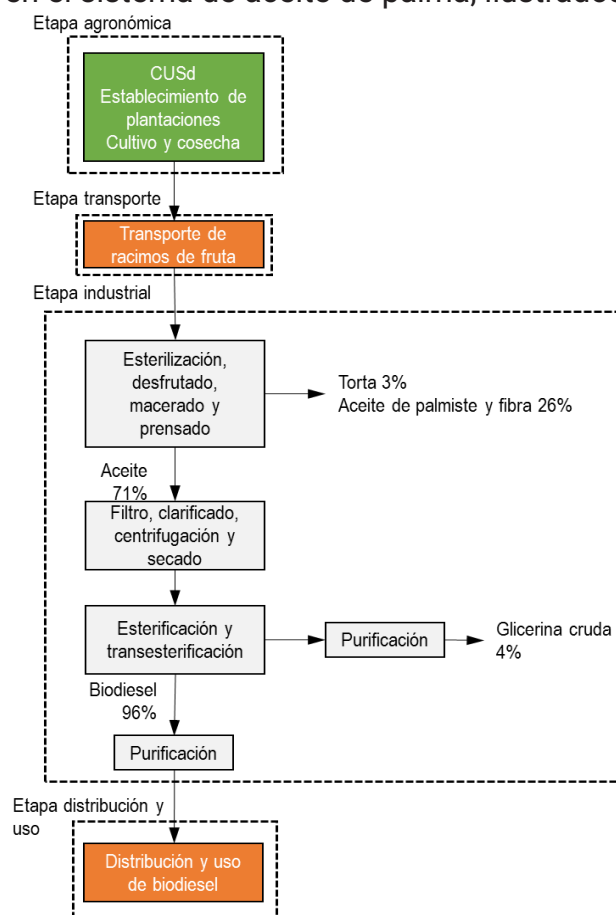


Figura 2.4. Diagrama de la atribución energética al biodiésel de aceite de palma.

2.4 EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

Se empleó la metodología CML-IA V3.03 para evaluar los impactos ambientales potenciales en las categorías ya mencionadas. Se presentan primero los resultados de los siguientes indicadores: consumo de agua dulce en el ciclo de vida, razón de energía neta (REN), potencial de calentamiento global (GWP), potencial de creación de ozono fotoquímico (POCP) y potencial de toxicidad humana (HTP). Todas las abreviaturas corresponden a las siglas estándar en idioma inglés. Los factores de impacto de la producción de insumos se obtuvieron de la base de datos ecoinvent v3.0.2.1.

2.4.1 Consumo de agua dulce en el ciclo de vida

El consumo de agua dulce a lo largo del ciclo de vida se estimó considerando tanto los datos de consumo directo, como los consumos de agua asociados a la producción y transporte de los insumos hasta el sistema. Los resultados se muestran en el cuadro 2.8.

Cuadro 2.8. Consumo de agua en el ciclo de vida del biodiésel en ambos sistemas.

Etapas	ACU		Aceite de palma	
	m ³ /MJ	Porcentaje	m ³ /MJ	Porcentaje
Agrícola			2.23×10 ⁻²	12.53 %
Transporte	2.48×10 ⁻⁴	0.29 %	3.35×10 ⁻⁵	0.02 %
Industrial	8.62×10 ⁻²	99.46 %	1.56×10 ⁻¹	87.38 %
Gestión de residuos	8.02×10 ⁻⁵	0.09 %	4.16×10 ⁻⁶	0.00 %
Distribución y uso	1.36×10 ⁻⁴	0.16 %	1.36×10 ⁻⁴	0.08 %
Total	8.66×10⁻²	100.00 %	1.78×10⁻¹	100.00 %

El consumo mayor de agua en el ciclo de vida de la producción de biodiésel ocurre en la etapa industrial, debido al requerimiento de uso de energía eléctrica de la red. Este es el insumo mayoritario en el sistema de ACU. En el sistema de aceite de palma, existe un consumo importante también en la etapa agrícola, debido a la producción de fertilizantes. En las plantaciones de palma aceitera en clima cálido húmedo se reportó que no requieren irrigación.

2.4.2 Razón de energía neta

La razón de energía neta (REN) resulta de la división del contenido energético en los productos y toda la energía requerida (fósil y no fósil) en el ciclo de vida para producir y generar los insumos del inventario. Este último dato se estima con el método de la demanda de energía acumulada (*Cumulative Energy Demand*). Los coproductos no energéticos (la glicerina cruda y el sulfato de potasio) podrían ser agregados al cálculo de la REN si se toma en cuenta su PCI (cantidad de calor que se desprende de su combustión completa, quedando el agua en fase líquida). Sin embargo, en este reporte solamente se consideran para el cálculo de la REN los productos energéticos del sistema de bioenergía, para que el indicador pueda ser comparado con los datos de referencia en la norma nacional. En el cuadro 2.9 se muestra el cálculo de la REN para ambos sistemas.

Cuadro 2.9. Cálculo de la REN. Cantidades referidas a 1 MJ de biodiésel.

Etapas	ACU		Aceite de palma	
	Energía (MJ/MJ)	Porcentaje	Energía (MJ/MJ)	Porcentaje
Demanda de energía acumulada				
Agrícola	-	-	1.10×10 ⁻¹	26.20 %
Transporte	5.06×10 ⁻²	12.23 %	2.81×10 ⁻³	0.67 %
Industrial	2.36×10 ⁻¹	85.00 %	2.95×10 ⁻¹	70.41 %
Gestión de residuos	1.63×10 ⁻⁴	0.03 %	7.00×10 ⁻⁶	0.00 %
Distribución y uso	1.14×10 ⁻²	2.75 %	1.14×10 ⁻²	2.72 %
Total	2.98×10⁻¹	100 %	4.19×10⁻¹	100 %
Energía en los productos energéticos				
Biodiésel	1.00	100 %	1.00	100 %
Total	1.00	100 %	1.00	100 %
REN	3.36		2.38	

Al igual que con el consumo de agua, el consumo energético principal ocurre en la etapa industrial de ambos sistemas. Aproximadamente el 84 % de la energía consumida en esta etapa se debe a la producción de metanol para la transesterificación y la esterificación ácida. En el sistema de aceite de palma, el consumo de electricidad para la extracción de aceite también tiene un aporte importante en la etapa industrial, superior al 20 %. En este mismo sistema, la producción de fertilizantes para la etapa agrícola también es un aporte significativo a la demanda de energía acumulada. Ambos sistemas generan más energía en forma de biodiésel que la demandada en el ciclo de vida, la REN es mayor en el sistema de ACU, 3.36 contra 2.38 en el sistema de aceite de palma.

2.4.3 Impactos potenciales: GWP, HTP Y POCP

En el cuadro 2.10 se resumen los valores de los impactos en las categorías GWP, HTP y POCP, para ambos sistemas. Además, la figura 2.5 muestra la distribución porcentual de los impactos en las etapas de ciclo de vida de cada sistema.

Cuadro 2.10. Emisiones de los impactos ambientales potenciales en las categorías GWP, HTP y POCP. Cantidades referidas a 1 MJ de biodiésel.

Etapa	GWP (kg CO _{2eq} /MJ)		HTP (kg 1,4-DB _{eq} /MJ)		POCP (kg C ₂ H _{4eq} /MJ)	
	ACU	Aceite de palma	ACU	Aceite de palma	ACU	Aceite de palma
CUSd	-	-5.11×10 ⁻³	-	-	-	-
Agrícola		1.51×10 ⁻²		2.32×10 ⁻³		2.49×10 ⁻⁶
Transporte	3.29×10 ⁻³	1.81×10 ⁻⁴	1.96×10 ⁻³	7.89×10 ⁻⁵	1.47×10 ⁻⁶	2.83×10 ⁻⁸
Industrial	7.85×10 ⁻³	1.15×10 ⁻²	1.35×10 ⁻³	1.74×10 ⁻³	3.06×10 ⁻⁶	4.06×10 ⁻⁶
Gestión de residuos	4.97×10 ⁻⁴	1.7×10 ⁻²	1.96×10 ⁻⁵	2.48×10 ⁻⁵	1.32×10 ⁻⁷	2.71×10 ⁻⁶
Distribución y uso	4.99×10 ⁻³	4.99×10 ⁻³	1.57×10 ⁻³	1.57×10 ⁻³	2.55×10 ⁻⁶	2.55×10 ⁻⁶
Total	1.66×10 ⁻²	4.37×10 ⁻²	4.9×10 ⁻³	5.73×10 ⁻³	7.21×10 ⁻⁶	1.18×10 ⁻⁵

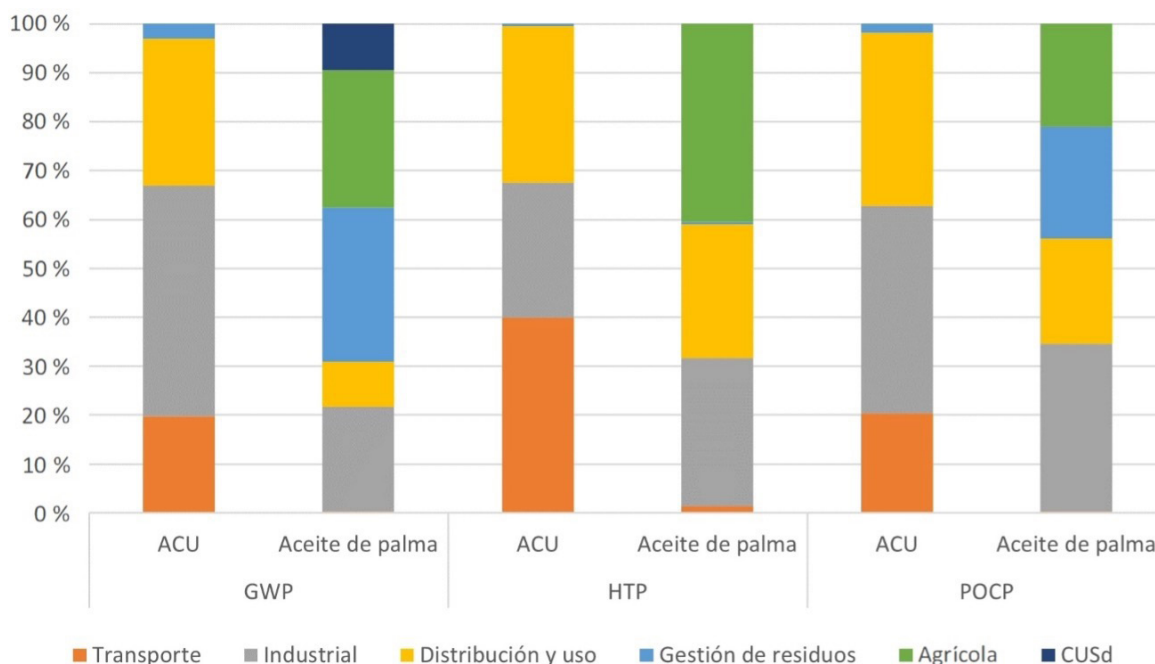


Figura 2.5. Distribución de los impactos ambientales potenciales en las categorías GWP, HTP y POCP en ambos sistemas.

Los sistemas estudiados se comportan de manera diferente debido a que las etapas no compartidas entre ellos generan impactos significativos. En el *sistema de ACU*, las etapas que más contribuyen en su conjunto a estas tres categorías de impacto son la etapa industrial y la de distribución y uso. El 47 % del GWP se debe a las emisiones generadas por la producción de energía eléctrica, y el resto principalmente a la fabricación del metanol. La etapa de distribución y uso contribuye con el 30 % del GWP, debido a las emisiones de escape de los camiones de distribución. En la categoría HTP, la etapa de distribución y uso es la que más contribuye (32 %) debido principalmente a las emisiones generadas de NO_x durante la combustión del biodiésel. Resultados similares se han reportado (Chua, Lee & Low, 2010) para el reemplazo de diésel con biodiésel, observando un incremento del 3.0 % de las emisiones de NO_x ; este incremento se debe al mayor contenido de oxígeno en el biodiésel, que favorece la oxidación del nitrógeno del aire y el incremento de temperatura dentro de los cilindros del motor. La etapa de transporte también tiene una contribución significativa sobre el HTP (40 %), por la generación de NO_x , hidrocarburos ligeros y metales pesados durante la producción y uso de gasolina. Finalmente, la producción metanol utilizado en la etapa industrial también contribuye significativamente al HTP (27 %). La producción de metanol y electricidad para la etapa industrial también es la principal contribución al POCP (42 %), seguida de la etapa de distribución y el uso (35 %), debido a emisiones de NO_x y monóxido de carbono, principalmente.

Por su parte, en el *sistema de aceite de palma*, el 35 % del GWP se concentra en la etapa de gestión de residuos, principalmente por las emisiones de metano y monóxido de dinitrógeno del tratamiento de aguas residuales y tiraderos a cielo abierto, residuos generados durante la extracción del aceite de palma. El 31 % se debe a la etapa

agrícola, derivado del uso de energía fósil en la producción y uso de fertilizantes. La última contribución significativa al GWP es la de la etapa industrial (24 %), proveniente de la producción de metanol. En la categoría НТР, el 40 % del impacto proviene de la etapa agrícola durante la producción y uso de fertilizantes, mientras que el 30 % se concentran en la etapa industrial, por la producción de metanol y energía eléctrica, y el resto del impacto se concentra en las etapas industrial y de distribución y uso, por las mismas razones que en el sistema ACU. En la categoría POCР, el 34 % del impacto se debe a la etapa industrial, debido a la producción de metanol y energía eléctrica, mientras que el 21 % se debe a la etapa agrícola principalmente por la producción y uso de fertilizantes. El 21 % del POCР se debe a la etapa de distribución y uso de biodiésel, principalmente en las emisiones generadas de NO_x por la combustión de biodiésel. Finalmente, el 23% se debe a la etapa de gestión de residuos principalmente por el tratamiento de aguas residuales y tiraderos a cielo abierto.

2.4.4 Impactos potenciales: otras categorías

En línea con el objetivo del estudio, en la figura 2.6 se presentan las contribuciones a los impactos ambientales del sistema de ACU en las demás categorías de impacto ambiental de línea base de la metodología CML-IA.

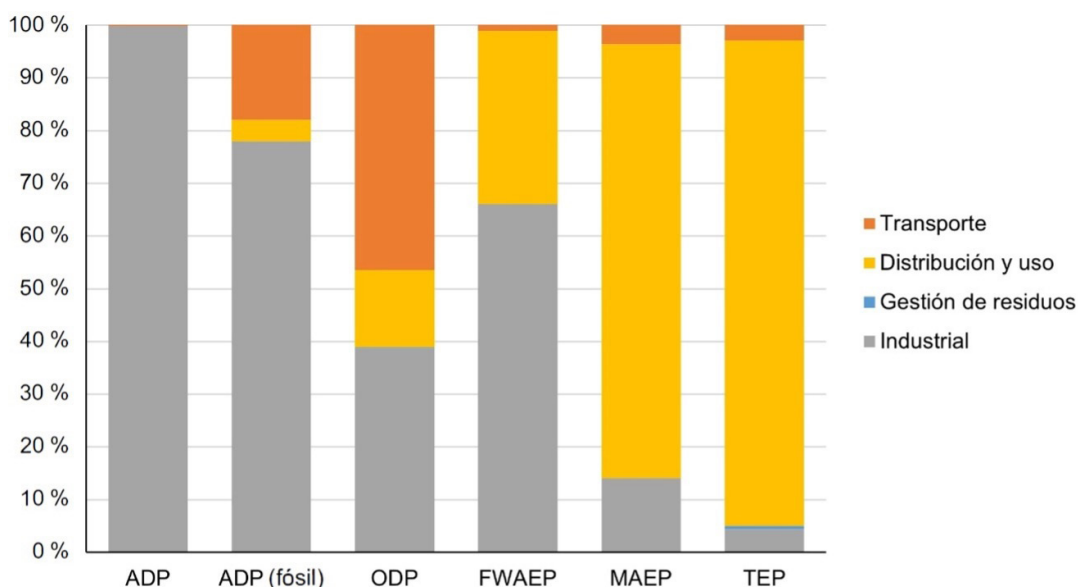


FIGURA 2.6. Distribución de los impactos ambientales en otras categorías de impacto, del biodiésel de ACU.

En la figura 2.6 se observa que la etapa industrial es la mayoritaria en casi todas las categorías de impacto durante la producción de biodiésel a partir de ACU (99.8 % ADP, 78 % ADP fósil, 38 % OPD y 65 % FWAEP). En el ADP, las contribuciones mayoritarias al impacto provienen de la producción de ácido sulfúrico, requerido para la esterificación ácida, seguido de metanol. En el ADP-fósil (que se refiere al consumo de combustibles fósiles) y el ODP, los insumos que provocan esta predominancia son el metanol

y la energía eléctrica. En las categorías de toxicidad (FWAEP, MAEP y TEP), los impactos provienen de emisiones gaseosas de vapores orgánicos, NO_x, y CO, principalmente, asociadas a la producción de metanol, hidróxido de sodio y electricidad requeridas en la reacción química (en la etapa industrial), y los gases de combustión (en la etapa de distribución y uso).

La figura 2.7 muestra los resultados correspondientes al sistema de aceite de palma. En este caso, casi todos los impactos se concentran en la etapa agrícola, específicamente en la producción de fertilizantes y, en segundo término, a la de pesticidas. Esto es especialmente notorio en el ADP, debido a los insumos minerales requeridos para ello. En la categoría ADP-fósil (energía fósil), el 71 % del consumo ocurre en la etapa agrícola, durante los procesos de producción de metanol y de energía eléctrica, y el 25 % ocurre en la etapa agrícola durante la producción de fertilizantes. En la categoría de impacto ODP, el 50 % de las emisiones ocurre en la etapa agrícola, por la producción de fertilizantes y el 45 % se debe a la etapa industrial debido a la producción de metanol y, en segundo término, de la energía eléctrica. En las categorías de ecotoxicidad FWAEP y TEP, las emisiones mayoritarias ocurren durante la etapa agrícola por las emisiones generadas durante el uso de fertilizantes y pesticidas, y en la categoría MAEP son especialmente importantes las emisiones durante la etapa industrial (35 %) por la producción de metanol y de hidróxido de sodio, mientras que el 61 % se debe a la etapa agrícola, principalmente por el uso de fertilizantes. En las categorías AP y EP, las emisiones de NO_x y monóxido de carbono generadas durante la combustión de biodiésel, y la utilización de fertilizantes y pesticidas son las actividades con mayor impacto relativo.

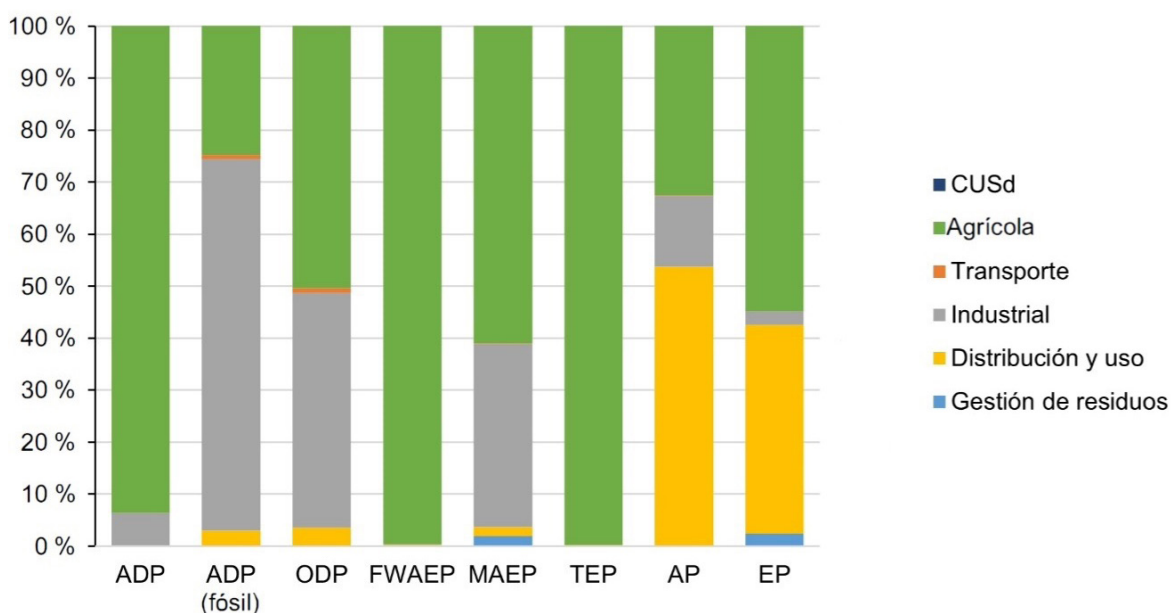


Figura 2.7. Contribución de las etapas del sistema de biodiésel de palma aceitera a los otros impactos ambientales.

2.5 INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

2.5.1 Consumo de agua y energía

Con respecto al consumo de agua en el ciclo de vida, la producción de biodiésel de aceite de palma requiere $0.17 \text{ m}^3/\text{MJ}$, más que el sistema de referencia, que consume $0.015 \text{ m}^3/\text{MJ}$ (donde la producción de diésel fósil requiere el 94 %). El consumo mayor de agua en el ciclo de vida se concentra en la etapa industrial (87 %), en donde el mayor consumo corresponde al agua utilizada durante la extracción del aceite de palma. La etapa agrícola contribuye con el 12.5 % del total, debido a la producción de fertilizantes. Por su lado, el biodiésel de ACU requiere $0.086 \text{ m}^3/\text{MJ}$, 5.7 veces más que el sistema de referencia. Esto se debe prácticamente en su totalidad al consumo de agua durante la producción de energía eléctrica para la etapa industrial.

La razón de energía neta para el biodiésel de aceite de palma y ACU resultó de 2.38 y 3.36 respectivamente. Ambas cumplen con el requerimiento de la norma mexicana NMX-AA-174-SCFI-2015 al ser mayor que 1.5. Las etapas que consumen más energía durante la producción de biodiésel de aceite de palma es la etapa industrial (70 %) principalmente durante la producción de energía eléctrica y metanol, mientras que el 26 % se debe a la producción de fertilizantes para la etapa agrícola. En el caso de la producción de biodiésel a partir de ACU la etapa que consume más energía no renovable es la industrial (85 %), principalmente por la producción de metanol.

2.5.2 Mitigación de impactos ambientales: GWP, HTP y POCP

En esta sección se presentan los factores de impacto de los productos energéticos del sistema de bioenergía estudiado calculados según la metodología ya explicada. Además, como parte del análisis de incertidumbre, se realizaron los cálculos usando la expansión del sistema, es decir, dando crédito al sistema por la cantidad desplazada de coproductos generados en cada sistema. En el cuadro 2.1 se presentan las relaciones de sustitución, y en el cuadro 2.11 se resumen los factores de emisión utilizados para cada producto, así como los nombres de los módulos de ecoinvent de donde se tomaron.

Cuadro 2.11. Factores de impacto de los productos del sistema de referencia, tomados de ecoinvent.

Categoría de impacto	Unidad	Diésel fósil ^a (1 MJ)	K ₂ SO ₄ ^b (1 kg)
GWP	kg CO _{2eq}	8.11×10^{-2}	1.25
HTP	kg 1,4-DB _{eq}	3.53×10^{-2}	2.07×10^{-1}
POCP	kg C ₂ H _{4eq}	1.27×10^{-5}	6.45×10^{-4}

^a Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, Euro 3 {RoW} | transport, freight, lorry 16-32 metric ton, Euro 3 | Cut-Off, U Simapro v8.4.

^b Potassium sulfate, as K2O {RoW} | potassium sulfate production | Cut-Off, U.

Los resultados de la asignación energética se muestran en el cuadro 2.12 y los resultados usando expansión del sistema se reportan en el cuadro 2.13.

Cuadro 2.12. Factores de impacto por asignación energética, referidos a 1 MJ de biocombustible.

Categoría de impacto	Unidad / MJ	Sistema de referencia	ACU		Aceite de palma	
			Factor	Mitigación	Factor	Mitigación
GWP	kg CO _{2eq}	8.11×10 ⁻²	1.58×10 ⁻²	81 %	3.53×10 ⁻²	56 %
HTP	kg 1,4-DB _{eq}	3.53×10 ⁻²	4.65×10 ⁻³	87 %	4.47×10 ⁻³	87 %
POCP	kg C ₂ H _{4eq}	1.27×10 ⁻⁵	6.85×10 ⁻⁶	46 %	9.48×10 ⁻⁶	25 %

Cuadro 2.13. Factores de emisión por expansión del sistema, referidos a 1 MJ de combustible.

Categoría de impacto	Unidad / MJ	Sistema de referencia	ACU		Aceite de palma	
			Factor	Mitigación	Factor	Mitigación
GWP	kg CO _{2eq}	8.11×10 ⁻²	1.61×10 ⁻²	79 %	4.31×10 ⁻²	47 %
HTP	kg 1,4-DB _{eq}	3.53×10 ⁻²	4.82×10 ⁻³	86 %	5.65×10 ⁻³	84 %
POCP	kg C ₂ H _{4eq}	1.27×10 ⁻⁵	6.95×10 ⁻⁶	43 %	1.16×10 ⁻⁵	9 %

Los factores de impacto estimados con ambos métodos son muy similares entre sí, debido a que los coproductos del sistema (glicerina cruda y K₂SO₄) se producen en cantidades pequeñas (en energía) con relación al biodiésel. En el cálculo por expansión del sistema, la glicerina no es tomada en cuenta (no sustituye a producto alguno del sistema alternativo), mientras que, en la asignación energética, sí comparte una fracción de la carga ambiental, por lo que las mitigaciones estimadas con los métodos de asignación son ligeramente más favorables. Al comparar los resultados reportados en este estudio durante la producción de biodiésel de aceite de palma con un estudio realizado en Colombia (Consorcio CUE, 2012), se obtuvo el mismo resultado usando atribución energética (0.029 kgCO_{2eq}/MJ). Otro estudio (Yee *et al.*, 2009) estimó 0.092 kgCO_{2eq}/MJ, sin considerar la etapa de distribución y uso, cambio de uso de suelo ni uso de pesticidas. Bajo estas mismas condiciones, este estudio estimaría 0.087 kg CO_{2eq}/MJ, muy similar a lo calculado. De igual manera, determinaron una REN de 3.53, contra el 2.59 que estima este estudio. Estas diferencias solo pueden atribuirse a las diferencias en la mezcla energética de la electricidad utilizada.

Al comparar los resultados obtenidos con un estudio realizado en Tailandia (Pleanjai, Gheewala & Garivait, 2009), la mitigación estimada del GWP en este trabajo es 14 % menor. Esta diferencia se debe a que el trabajo citado no incluye algunas etapas que aquí sí se cuantifican, como la recolección de aceites, la esterificación del aceite y la gestión de residuos. Otro estudio (Talens Peiró *et al.*, 2010) determinó que el proceso de transesterificación del aceite es la etapa que más impacta en 8 de 10 impactos (ADP, gwp, ODP, HTP, FWAEP, TEP, POCP y EP), debido principalmente a las emisiones durante la producción de metanol y al uso de gas natural para la producción de energía eléctrica y vapor de servicio. Los resultados de este estudio coinciden con este estudio en un 99 % en siete de los 11 impactos ambientales estudiados. Las diferencias más significativas se observaron en la categoría de ADP fósil, debido a la diferencia de la fuente fósil para generación de electricidad y calor (gas natural contra la mezcla eléctrica en México) (Talens Peiró *et al.*, 2010). La mitigación del GWP calculada en

este estudio coincide con los cálculos de un tercer estudio (Sheinbaum-Pardo, Calderón-Irazoque & Ramírez-Suárez 2013).

2.6 CONCLUSIONES

El sistema de bioenergía de aceite de palma y ACU potencialmente mitigará entre el 47-81 % del GWP, 84-86 % del HTP y 9-46 % del POCP con respecto al sistema de referencia, porcentajes dominados por el reemplazo de diésel fósil con biodiésel. Los coproductos asociados no impactan mucho en las mitigaciones de estos impactos potenciales. La mitigación del GWP libra con mucha amplitud los requerimientos de mitigación mínimos de todas las instancias certificadoras, como la RSB, la Directiva de Energía Renovable de la Unión Europea (UE-RED) y el Programa Estándar de Combustibles Renovables de los Estados Unidos (US RFS2) para biocombustibles avanzados. Los resultados de mitigación no varían mucho según el método de asignación, habiéndose estudiado también la asignación energética.

Los procesos en el ciclo de vida que más impacto tienen en la producción de biodiésel de aceite de palma son: la producción de fertilizantes y pesticidas (31 % del GWP, 40 % del HTP y 21 % del POCP), la producción de metanol y energía eléctrica para la etapa industrial (24 % del GWP, 30 % del HTP y 34 % de POCP) y la gestión de residuos agroindustriales (aguas residuales y racimos de fruta vacíos), que representan alrededor del 35 % del GWP. En esta ruta tecnológica, se encontró que las actividades que aumentan estos incrementos en las categorías de impacto evaluadas son principalmente: la producción y uso de fertilizantes en la etapa agronómica, y la gestión de residuos en lagunas facultativas y tiraderos a cielo abierto. Esta ruta tecnológica puede mejorarse eliminando los tiraderos a cielo abierto de biomasa, promoviendo su revalorización.

Por su parte, en la producción de biodiésel de ACU la etapa industrial es responsable del 47 % del impacto sobre el GWP, donde las emisiones en la etapa de producción de energía eléctrica y metanol son predominantes. En la categoría HTP, la etapa de transporte y de distribución y uso son importantes, debido a las emisiones generadas de NO_x durante la combustión de gasolina y diésel fósil. Finalmente, la etapa de industrial también tiene una contribución significativa sobre el HTP. La etapa industrial es la que más contribuye al POCP (42 %) debido a las emisiones generadas en la producción del metanol, seguida de la etapa de distribución y uso (35 %), ocasionada principalmente por las emisiones de benceno y monóxido de carbono durante la combustión del biodiésel. Se realizó una comparación entre las rutas tecnológicas estudiadas y se obtuvo que las dos rutas tecnológicas son capaces de mitigar en la categoría de impacto de GWP, HTP y POCP. También son rentables energéticamente al tener valores de REN mayores que 1.5. La ruta tecnológica de biodiésel de ACU tiene menores factores de impacto y por lo tanto mayor mitigación, pero su producción se ve limitada por la pobre disponibilidad y accesibilidad del ACU. Sin embargo, ambas rutas tecnológicas son viables para producir biodiésel en el país, con el potencial de sustituir una pequeña parte de la demanda creciente de diésel fósil en el país. Al respecto, el biodiésel de aceite de palma se ve envuelto en el debate de conflicto con la producción de alimento o de uso de tierra; en este trabajo, los resultados corresponden a un escenario en donde el bio-

diésel se produce solamente después de satisfacer su demanda creciente de aceite de palma para el mercado de alimentos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con financiamiento del Fondo de Sustentabilidad Energética Sener-Conacyt a través del proyecto Clúster Biodiésel Avanzado (Conacyt 250014) del Centro Mexicano de Innovación de Bioenergía (CEMIE-Bio).

CAPÍTULO 3. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN A ESCALA PLANTA PILOTO DE COMBUSTIBLE SOSTENIBLE PARA AVIACIÓN (SAF) A PARTIR DE ACEITE DE JATROFA

Mónica Vulling Garza¹⁶
Mireya González Colín¹⁶
Andrés Martínez Arce¹⁶
Juan Pablo Chargoy Amador
Nydia Suppen Reynaga¹⁷
Oriana Landa Cansigno¹⁷
Arturo Guerrero Barranco¹⁷
Andrés Aguilar Ortega¹⁷
Norma Claudia Calderón Rosas¹⁷
José de Jesús Esparza Claudio¹⁸

RESUMEN

Derivado de la necesidad de descarbonizar el sector de la aviación internacional, surgen iniciativas como el Esquema de Compensación y Reducción de Carbono para la Aviación Internacional (CORSIA, por sus siglas en inglés), que impulsan a que las aerolíneas disminuyan su huella de carbono y certificaciones como la Mesa Redonda sobre Biomateriales Sostenibles (RSB, por sus siglas en inglés), que promuevan la sostenibilidad en la producción de biocombustibles. Por lo anterior, el presente capítulo reporta los impactos ambientales de la cadena de valor en la producción de Combustible Sostenible para Aviación (SAF, por sus siglas en inglés) a partir de aceite de jatrofa, considerando las etapas del cultivo, extracción de aceite y el proceso de transformación de Hidrotratamiento de Esteres y Ácidos Grasos (HEFA, por sus siglas en inglés), utilizando la metodología de análisis de ciclo de vida (ACV) y aplicando los métodos de evaluación de impacto AWARE, USEtox, ReCiPe midpoint e IPCC 2013, donde la unidad funcional fue producir una tonelada de SAF. Los principales resultados indican que la etapa más crítica en la producción de SAF es el cultivo de jatrofa, que representa el 72% de la huella de carbono, con $4.53 \text{ t CO}_{2\text{eq}}/\text{t SAF}$ y la actividad de mantenimiento del cultivo es la que provoca los impactos más significativos, en especial el N_2O emitido debido al uso de fertilizantes nitrogenados. Esto último también afecta en lo relacionado con ecotoxicidad y eutrofización, por lo tanto, será necesaria la capacitación de los agricultores para mejorar sus prácticas en la aplicación de los agroquímicos. En lo que respecta a la etapa de transformación bajo el proceso HEFA, esta aporta el 17 % ($1.07 \text{ tCO}_{2\text{eq}}/\text{t SAF}$), donde la producción de hidrógeno genera los

16 Centro de Análisis de Ciclo de Vida y Diseño Sustentable (CADIS).

17 Centro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas (CIATEC).

18 Centro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas (CIATEC) // jesparza@ciatec.mx

mayores impactos, seguida de la etapa de extracción de aceite, con el 11 % que representa 0.69 t CO_{2eq}/t SAF.

3.1 INTRODUCCIÓN

El sector de la aviación internacional aporta el 2.0 % de las emisiones contaminantes antropogénicas a nivel global, lo que representa alrededor de 689 millones de toneladas de CO_{2eq} al año. Por lo anterior, en la 77ª Asamblea General Anual de la Asociación de Transporte Aéreo Internacional (IATA, por sus siglas en inglés) aprobaron una resolución para conseguir cero emisiones netas de CO₂ en 2050, un compromiso de la industria del transporte aéreo alineado al Acuerdo de París de no sobrepasar el aumento de la temperatura de 1.5 °C (IATA, 2021).

Una de las estrategias propuestas por este sector para descarbonizar la aviación es a través de la implementación del Esquema de Compensación y Reducción de Carbono para la Aviación Internacional (CORSIA, por sus siglas en inglés), el cual propone el uso de Combustible Sostenible para Aviación (SAF, por sus siglas en inglés) definidos como combustibles renovables o derivados de residuos que cumplen con criterios de sostenibilidad. De acuerdo con el análisis técnico realizado por la Organización de Aviación Civil Internacional (OACI), el uso de SAF tiene el mayor potencial para reducir las emisiones de CO₂ en el sector (OACI, 2022).

Debido a lo anterior, recientes normatividades mundiales en coordinación con las mayores compañías de fabricación de aviones establecieron que se debía adicionar SAF al combustible convencional de origen fósil (turbosina) en las siguientes cantidades: 1 % para el año 2015, 10 % para 2017, 15 % para 2020, hasta alcanzar 50 % en 2050. En México, se vende el 2 % del combustible aéreo mundial, por lo que se tendría que disponer de 40 millones de litros de SAF para 2015, y 700 millones de litros para 2020. Desafortunadamente, estas cifras no han sido alcanzadas (Romero, Gómez de la Cruz & Gutiérrez-Antonio, 2016).

La principal diferencia del SAF con respecto a la turbosina convencional es la ausencia de componentes aromáticos, por lo que se propone se use en mezcla con combustible fósil de hasta el 50 %. Sin embargo, fabricantes de motores de aeronaves mencionan que se está trabajando para que sus motores puedan utilizar el SAF al 100 % (ASA, 2022). En años anteriores, México impulsó la producción de bioturbosina como una prioridad, a fin de contribuir a disminuir las emisiones de CO₂ y el impacto ambiental de la aviación, de acuerdo con especialistas de Aeropuertos y Servicios Auxiliares de México (ASA). El SAF es parte de los bioenergéticos de segunda generación, es decir, proviene de residuos agrícolas y forestales compuestos principalmente por celulosa, así como de aceites de semillas no comestibles, como jatrofa, higuera y camelina y es un recurso renovable que puede reemplazar al combustible de la aviación tradicional (Sagarpa, 2017).

Una de las alternativas que se ha analizado para México es el uso del aceite de *Jatropha curcas* L., planta conocida también como jatrofa o piñón mexicano. Es originaria de Mesoamérica, por lo que en México existe una amplia variabilidad genética. Se trata de una especie perenne con alto contenido de aceite en su semilla (26.4 a 56.9 % en

pruebas de laboratorio), de la que se esperan altos rendimientos (alrededor de cuatro toneladas por hectárea). Hay variedades tóxicas y no tóxicas. En México, existen alrededor de 41 variedades, de las cuales el 76 % son endémicas (Sepúlveda González, 2012). Por lo anterior, es importante establecer criterios adecuados de sostenibilidad para las plantaciones de jatrofa por el tema de seguridad alimentaria, el cual está considerado en los principios de CORSIA y en los Objetivos de Desarrollo Sustentable (ODS) de la Organización de las Naciones Unidas (ONU).

Una de las iniciativas más importantes impulsadas por el ahora Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (Conahcyt) para aportar investigación y conocimiento al tema del SAF para el sector de la aviación fue el Clúster de Bioturbosina, que involucró diferentes centros de investigación, a fin de unir sus esfuerzos para producir SAF en México para uso comercial. Una parte del grupo se dedicó a la investigación de la biomasa, a fin de aprovechar los residuos lignocelulósicos, aceites vegetales usados, cebos y grasa de origen animal, aceites de jatrofa, higuerilla y salicornia, etanol de primera y segunda generación, para de esta manera fundamentar que el SAF producido a través de los procesos autorizados por la Sociedad Estadounidense para Pruebas y Materiales (ASTM, por sus siglas en inglés) para la obtención de queroseno parafínico sintético (SPK, por sus siglas en inglés) mediante Hidroprocesamiento de Esteres y Ácidos Grasos (HEFA, por sus siglas en inglés) y Alcohol a Bioturbosina (ATJ, por sus siglas en inglés), puede ser una realidad comercial en el país. Esto implicó un reto tecnológico y de inversión de recursos para investigar e identificar la cadena de suministros más eficiente para la producción a nivel regional de SAF, de acuerdo con las condiciones sociales, ambientales, políticas y económicas de cada zona del país (Esparza, 2019). Por lo anterior, se realizó el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) y de sustentabilidad, que incluyó el análisis de la huella ambiental, incluida la huella de carbono, de todos los aspectos involucrados: la obtención de las materias primas, su transformación, traslado al mercado y su uso, es decir, todo lo que implica el ciclo de vida del SAF. Debido a la extensión de los resultados del ACV para la producción de SAF mediante los procesos HEFA y ATJ, solo se presenta en este capítulo el análisis de ciclo de vida de las primeras tres etapas, que son la obtención de la materia prima (semillas de jatrofa), extracción de aceite y transformación industrial para obtención del SAF a partir del proceso HEFA.

3.2 DEFINICIÓN DEL OBJETIVO Y EL ALCANCE DEL ESTUDIO

El objetivo del presente análisis fue cuantificar el impacto ambiental potencial de la *cuna a la puerta*, considerando las primeras tres etapas del ciclo de vida del SAF producido a partir de aceite de jatrofa, para identificar su desempeño ambiental durante el cultivo, proceso de extracción de aceite y transformación a SAF a partir del proceso HEFA.

3.2.1 Aplicación prevista

Los resultados se utilizarán para la generación de escenarios y selección de metodologías que permitan identificar las ventajas y retos de la producción de SAF en México bajo los criterios de sostenibilidad de CORSIA y de la certificación de la Mesa Redonda

sobre Biomateriales (RSB, por sus siglas en inglés), para la producción de biocombustible sostenible para el avión nacional.

3.2.2 Razones para realizar el estudio

Una de las principales razones es dar cumplimiento a los requerimientos del sector aeronáutico, que han sido resultado del plan de vuelo hacia los biocombustibles sustentables de aviación en México coordinado por ASA y que son plasmados en el mapa de ruta tecnológica de la bioturbosina (Sener 2017). Además, en la Conferencia de Partes (COP 21) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, México se comprometió a reducir el 22 % de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para el 2030 de manera no condicionada (Imco 2016). Por lo anterior, diferentes aerolíneas mexicanas como Viva Aerobus han establecido como meta al 2030 el sustituir hasta el 5 % de su consumo total por SAF; esto representa 35 millones de litros al año (Herrera Esparza, 2023). En el caso de Aeroméxico, en su informe de 2021 menciona que adquirió 10,263 litros de combustible renovable obtenido a partir de residuos de grasa animal y se comprometió a la iniciativa Clean Skies for Tomorrow del Foro Económico Mundial (WEF, por sus siglas en inglés) para usar 10 % de SAF en sus operaciones en el 2030 (Aeroméxico 2021).

3.2.3 Público previsto

Los resultados de este estudio van dirigidos a:

- Cámara Nacional de Aerotransportes (CANAERO).
- Comité de Medio Ambiente para la Aviación (CMAA).
- Aeropuertos y Servicios Auxiliares (ASA).
- Secretaría de Infraestructura, Comunicaciones y Transportes (SICT).
- Agencia Federal de Aviación Civil (AFAC)
- Secretaría de Energía (SENER)
- Divulgación científica (revistas especializadas).

3.2.4 Unidad funcional y flujo de referencia

La unidad funcional se estableció como la producción de 1 t de SAF a partir de aceite de jatrofa mediante el proceso HEFA, con los siguientes flujos de referencia:

211	plántulas
0.14	hectáreas de cultivo
10.13	toneladas de semilla
2.8	toneladas de aceite

3.2.5 Límite del sistema

La producción de SAF contempla varias etapas en su análisis de ciclo de vida de la cuna a la tumba, las cuales se identificaron como: la siembra de la jatrofa, extracción

de aceite, transformación, almacenamiento, mezcla, despacho y uso. Sin embargo, derivado a la limitante de que no existe un proveedor de SAF en el país para evaluar las dos últimas etapas como se muestra en la figura 3.1, el sistema se delimitó a las etapas de siembra, extracción y transformación, ya que éstas se realizan a diferentes escalas o niveles de maduración tecnológica en México que permitieron la obtención de información.

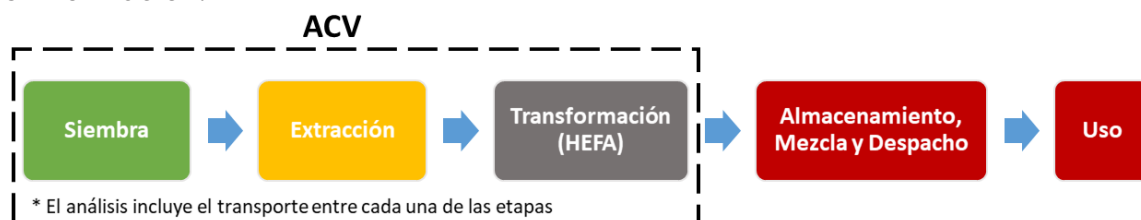


Figura 3.1. Límite del sistema del estudio de ACV de la bioturbosina producida por aceite.

Para este sistema, una vez que se tienen las semillas de jatrofa, se lleva a cabo la extracción mecánica de aceite, su refinación y su transformación mediante el proceso HEFA. Las actividades consideradas para la etapa de cultivo de jatrofa se describen a continuación:

- Producción de plántula en vivero: se refiere a las actividades de limpieza y acondicionamiento de charolas, preparación de sustrato y cuidado de las semillas para la germinación y generación de la plántula.
- Preparación del terreno: se refiere a las actividades de chapeo y rastreo en el terreno en el que se cultivará la jatrofa.
- Trasplante: se refiere a las actividades mediante las cuales la plántula generada en vivero es colocada en el terreno final de cultivo.
- Mantenimiento del cultivo: se refiere a las actividades de fertilización, riego, aplicación de pesticidas y podas para mantener el cultivo en óptimas condiciones. Esta actividad se realiza durante 16 años.
- Cosecha y manejo posterior: se refiere a aquellas actividades mediante las cuales se obtiene la semilla de jatrofa como producto final de la etapa de siembra. Esta actividad se realiza de forma anual durante 16 años.

Los procesos considerados para la etapa de extracción se enlistan a continuación para dos instalaciones que fueron evaluadas en el estudio:

Planta Chiapas: Recepción de materia prima, acondicionamiento, extracción de aceite por prensado, filtrado de aceite y desgomado.

Planta piloto Sinaloa: Descascarillado, prensado en frío, filtro prensa, extracción por solvente, desgomado.

Se consideró un enfoque en el que los materiales reciclables están disponibles libres de carga ambiental para los sistemas que los reciclan. Es importante resaltar que los límites del sistema para este estudio no consideran las etapas de almacenamiento, mezcla y despacho, ni la etapa de uso. En esta última etapa se generan emisiones directas por la combustión y es potencialmente una de las etapas con mayor contribución al impacto ambiental. Sin embargo, el alcance del proyecto no cubre la recopilación de información y evaluación de la etapa de uso. De modo que los resultados de

este estudio están dirigidos a conocer las oportunidades de mejora de los procesos iniciales de la cadena de valor del SAF: cultivo, extracción y transformación.

3.2.6 Categorías de impacto evaluadas

El estudio fue realizado en fases: se comenzó haciendo el análisis del cultivo de jatrofa, por lo que inicialmente se consideró el cálculo de la huella de carbono, la huella de agua y otras categorías adicionales. Sin embargo, después de concluir la evaluación de la etapa de cultivo, el análisis se limitó a la huella de carbono y las categorías adicionales debido al tiempo y los recursos disponibles. Por esta razón, los resultados de huella de agua solamente se presentan para la primera etapa: cultivo de jatrofa.

La huella de agua (ISO 14046) puede ser un perfil de indicadores, ya que hay impactos al agua relacionados con la disponibilidad (por ejemplo, escasez) y otros impactos al agua relacionados con la degradación del recurso hídrico (como ecotoxicidad, eutrofización y acidificación). El documento “Huella de Agua (ISO 14046) en América Latina, análisis y recomendaciones para una coherencia regional”, publicado por la iniciativa El Agua Nos Une, recomienda usar el método AWARE para el cálculo de escasez, USEtox para ecotoxicidad en agua dulce y ReCiPe Midpoints para eutrofización. En el presente estudio se utilizaron los métodos de evaluación mencionados para generar el perfil de huella de agua considerando la disponibilidad y degradación. Adicionalmente, se usó el método del IPCC 2013 para el cálculo de la huella de carbono.

Al realizar la evaluación de las categorías adicionales con la metodología ReCiPe Midpoints, se logra un mejor entendimiento del desempeño ambiental de cada etapa en categorías diferentes al cambio climático y huella de agua. Además, es importante mencionar que los métodos de evaluación seleccionados satisfacen los elementos obligatorios de las normas internacionales de ACV, las categorías de impacto evaluadas son aceptadas internacionalmente y los modelos de caracterización utilizados son científica y técnicamente válidos. Todos los cálculos de la evaluación de impacto fueron realizados mediante el software SimaPro 8.4, de modo que los modelos y factores de caracterización usados provienen del método de evaluación elegido.

3.3 ANÁLISIS DE INVENTARIO

El presente análisis involucró la recolección de datos en campo y procedimientos de cálculo para cuantificar las entradas (energía y materia prima) y las salidas (productos, subproductos y desechos, así como emisiones al aire, descargas al agua y desechos al suelo). Fue un proceso iterativo que consistió en la definición de objetivo y alcance, preparación de formatos para la medición de datos, la recolección de información, validación de datos, relación de datos a la unidad funcional, agrupación de datos y el ajuste de las fronteras del sistema.

La información fue capturada a partir de cuestionarios a productores y a través de visitas a las plantaciones establecidas en Culiacán, Sinaloa, donde se recopiló información sobre las diferentes actividades en cada etapa del cultivo, que incluyó los datos referentes al uso de maquinaria, insumos, combustibles y energía, así como las

emisiones al aire, descargas al agua y generación de residuos sólidos. Asimismo, la información fue validada con los paquetes tecnológicos sobre el cultivo de jatrofa en el país. La información que no se encontró disponible fue cubierta a partir de bases de datos internacionales y estudios previos de ACV relacionados a biocombustibles. Con base a lo anterior, se definió el límite del sistema.

3.3.1 Producción de plántula en vivero

El análisis comienza desde la generación de la plántula que se produce en viveros cercanos a las plantaciones. Esta etapa consiste en cuatro pasos que son: obtención de semilla, limpieza y acondicionamiento de charolas, preparación de sustrato y germinación, como se muestra en la siguiente figura.

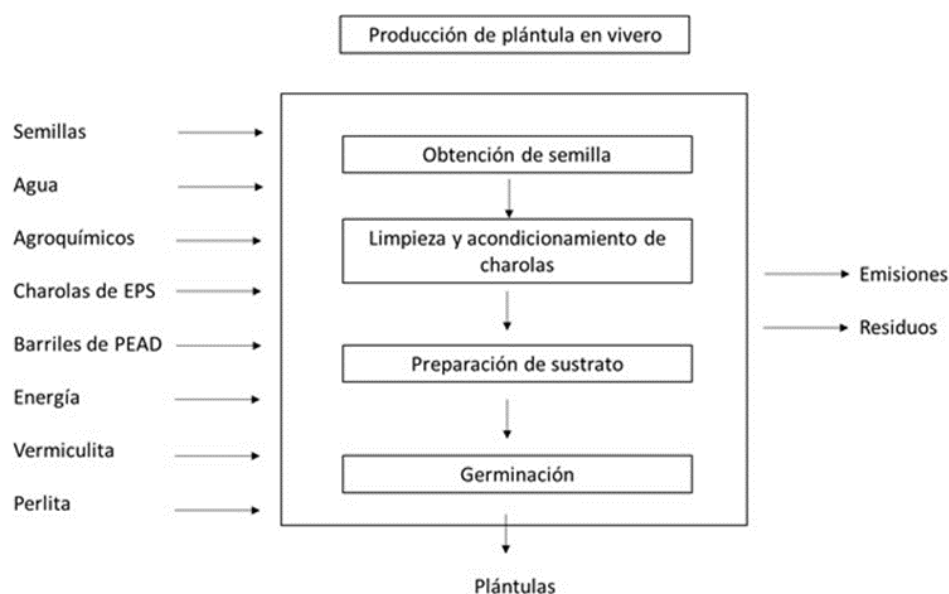


Figura 3.2. Producción de plántula de *Jatropha curcas* en vivero.

En el siguiente cuadro, se presenta el inventario de ciclo de vida (ICV) de la producción de plántula en vivero, el cual se realizó para 211 plántulas, que es la cantidad necesaria para abastecer de 10.13 t de semillas al año para la etapa de extracción de aceite.

Cuadro 3.1. Inventario de ciclo de vida de la producción de 211 plántulas de jatrofa en vivero para 1 t de SAF (*Dataset*: Plántula de jatrofa, producción en vivero {Mx})

Entrada	Cantidad	Unidad	Módulo de datos (Dataset)	Origen
Limpieza y acondicionamiento de charolas				
Agua para desinfección	0.0008	m ³	Water, rain	-
Agua para cobrizado	0.0008	m ³	Water, rain	-
Charolas de poliestireno (EPS)	0.2324	kg	Polystyrene, expandable {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3

Cloro	0.0076	kg	Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {RoW} sodium hypochlorite production, product in 15% solution state Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Sulfato de cobre	0.0234	kg	Copper sulfate {GLO} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de cloro	0.0011	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de sulfato de cobre	0.0020	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Preparación de sustrato				
Tierra	0.4687	kg	Soil	-
Vermiculita	0.1562	kg	Vermiculite {RoW} mine operation Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Perlita	0.1562	kg	Perlite {RoW} quarry operation Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Fertilizante NPK	0.0234	kg	Fertilizante NPK, 2017, mix {IL}	Creado
Captan	0.0020	kg	Captan {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Barriles de polietileno de alta densidad (PEAD)	0.0231	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de Vermiculita	0.0006	kg	Polypropylene, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de Perlita	0.0006	kg	Polypropylene, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de fertilizante NPK	9.43×10^{-5}	kg	Polypropylene, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de Captan	3.82×10^{-5}	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Germinación				
Agua para riego	0.6041	m ³	Water, rain	-
Agua para fungicida	0.0005	m ³	Water, rain	-
Agua para carbofurano	0.0011	m ³	Water, rain	-
Agua para pesticida	0.0011	m ³	Water, rain	-
Agua para herbicida	5.61×10^{-5}	m ³	Water, rain	-
Semillas	0.6545	kg	Jatropha seed {GLO} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Electricidad	53.31	kWh	Electricity, medium voltage {MX} electricity voltage transformation from high to medium voltage Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Fungicida (Previcur)	0.0004	kg	Fungicida, 2017, mix {Mx}	Creado
Carbofurano (Furadan-herbicida)	2.04×10^{-4}	kg	[thio]carbamate-compound {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Pesticida (Lorsban 480)	0.0011	kg	Pesticida, 2017, mix {Mx}	Creado
Herbicida (Gramoxone-parquat)	0.1846	kg	Bipyridylium-compound {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3

Empaque de fungicida (Previcur)	2.02×10^{-5}	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de carbofurano (Furadan-herbicida)	2.05×10^{-6}	kg	Polypropylene, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de pesticida (Lorsban 480)	5.39×10^{-5}	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de herbicida (Gramoxone-paraquat)	0.0092	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de semillas	0.0106	kg	Polypropylene, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Incineración de residuos	0.0245	kg	Incineración de residuos {Mx}	Creado
Emisiones al suelo por aplicación de fertilizantes y plaguicidas				
Plomo	4.49×10^{-6}	kg	Lead	-
Cadmio	4.49×10^{-6}	kg	Cadmium	-
Níquel	1.12×10^{-5}	kg	Nickel	-
Zinc	6.29×10^{-5}	kg	Zinc	-
Cobre	8.98×10^{-6}	kg	Copper	-
Cromo	6.29×10^{-5}	kg	Chromium	-
Emisiones de plaguicidas al suelo				
Ácido carbámico, éster butil-, 3-yodo-2-propinílico	5.61×10^{-5}	kg	Carbamic acid, butyl-, 3-iodo-2-propynyl ester	-
Dimetil metilfosfonato	3.37×10^{-5}	kg	Dimethyl methylphosphonate	-
Carbofuran	2.25×10^{-6}	kg	Carbofuran	-
Clorpirifos	1.37×10^{-4}	kg	Chlorpyrifos	-
Naftaleno	8.31×10^{-5}	kg	Naphthalene	-
Dicloruro de paraquat	0.0015	kg	Paraquat dichloride	-
Emisiones al aire				
Compuestos orgánicos volátiles	0.0540	kg	VOC, volatile organic compounds	-
N ₂ O por fertilizante NPK	1.32×10^{-4}	kg	Dinitrogen monoxide	-
Amoniaco al aire por fertilizante NPK	0.0009	kg	Ammonia	-
CO ₂ debido a la aplicación de urea	0.0021	kg	Carbon dioxide, fossil	-
NOx debido a la aplicación de fertilizante	2.69×10^{-5}	kg	Nitrogen oxides	-
Emisiones al agua por uso de fertilizantes				
Fósforo (río)	0.0017	kg	Phosphorus	-
Nitrato (agua subterránea)	0.0016	kg	Nitrate	-

Cuadro 3.2. Inventario de ciclo de vida del transporte de 211 plántulas de jatrofa, para 1 t de SAF (Dataset: Transporte de plántula de jatrofa, producción en vivero {Mx})

Entrada	Cantidad (t)	Distancia (km)	tkm	Dataset	Origen
Transporte de fertilizante NPK	2.34×10^{-5}	12 799	0.3012	Transport, freight, sea, transoceanic ship {GLO} processing Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte de planta a centro de distribución			0.5707	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte de centro de distribución a terreno			0.0253	Transport, freight, light commercial vehicle {RoW} processing Alloc Rec, U	ecoinvent 3

Las consideraciones que se realizaron fueron la siguientes:

- La emisión de cada metal se calculó considerando las entradas totales de pesticidas y fertilizantes y los datos reportados por ecoinvent (Nemecek, 2007).
- Las emisiones al agua de fósforo (P) y nitratos se deben al escurrimiento superficial por el uso de fertilizantes. Para este cálculo se utilizó la fórmula establecida en ecoinvent, que multiplica la cantidad promedio de P perdida por escurrimiento para una categoría de uso del suelo, por un factor de corrección para la fertilización con P. El cálculo para la emisión de nitratos se realizó utilizando el factor de emisión de la base de datos de ecoinvent, teniendo en cuenta la cantidad de nitrógeno agregado por fertilizantes químicos (Nemecek, 2007).
- Para las emisiones al suelo por la aplicación de plaguicidas se consideró que la planta aprovecha el 70 % de la cantidad aplicada y el 30 % se considera como emisión al suelo. Los componentes orgánicos que se encuentran en la formulación de los plaguicidas se calcularon como compuestos orgánicos volátiles emitidos al aire (Nemecek, 2007).
- La emisión del óxido nitroso (N_2O) al aire por la aplicación de fertilizantes fue calculada con el factor de emisión de $0.01 \text{ kg } N_2O\text{-N/kg N}$, tomando como base la cantidad total de nitrógeno adicionado por fertilizantes inorgánicos, multiplicado por la relación de pesos moleculares para convertir de $\text{kg } N_2O\text{-N}$ a $\text{kg } N_2O$.
- El factor de emisión de ecoinvent para la emisión de amoníaco (NH_3) al aire, indica que se emite 4 % de NH_3 por kilogramo de fertilizante multinutriente aplicado, como es el caso del fertilizante NPK o Triple 17.
- Durante el proceso de producción de la urea, se utiliza dióxido de carbono (CO_2), el cual se liga químicamente a la molécula de urea. Posteriormente, en la aplicación y proceso de transformación en el suelo, el CO_2 es emitido a la atmósfera. El factor de emisión reportado en ecoinvent es de $1570 \text{ g } CO_2/\text{kg urea aplicada}$.
- Durante el proceso de desnitrificación en suelo, óxidos de nitrógeno (NO_x) pueden ser producidos. Esta emisión fue estimada utilizando el factor de conversión de 0.21 por la cantidad de N_2O emitida, reportada en la base de datos de ecoinvent. Lo anterior incluye las emisiones directas de NO_x , provenientes de fertilizantes y el suelo.
- Se desarrolló un modelo para el transporte de centro de distribución a terreno, el cual contempla la distancia de los insumos del centro de distribución al terreno de cultivo ubicado a 42.25 km de distancia. Los insumos se transportan en camioneta Hilux marca Toyota 2016. El modelo utilizado para todos los

insumos es de la base de datos de ecoinvent *Transport, freight, light commercial vehicle {RoW}| processing | Alloc Rec, U*.

- De acuerdo con lo reportado por el productor, los residuos de empaques provenientes de fertilizantes y plaguicidas son incinerados. Para el cálculo de las emisiones, se utilizaron los datos de un estudio realizado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) que indica las emisiones al aire por la quema de diferentes mezclas de residuos, entre ellos residuos plásticos (EPA 1998). Es importante mencionar que la incineración de estos empaques de agroquímicos puede contener compuestos peligrosos, persistentes y tóxicos que se van a dispersar en el medio y tal vez no se están considerando en el inventario; sin embargo, esta es la mejor información que se tuvo disponible durante el desarrollo del estudio.
- Los modelos creados para el fertilizante NPK, el fungicida Previcur, el herbicida Furadan, el pesticida Lorsban 480 y el herbicida Gramoxone, se construyeron con base en la fórmula del fabricante y con modelos de la base de datos ecoinvent.

3.3.2 Plantación en terreno

Preparación del terreno: Las plántulas que se produjeron en el vivero son trasplantadas, donde las principales actividades para la preparación del terreno son limpia, chapeo y rastreo. Estas dos últimas se realizan con desvaradora acoplada al tractor. Se requieren 0.14 ha por cada tonelada de aceite. En el cuadro 3.3 se presenta el ICV de esta actividad.

Cuadro 3.3. Inventario de ciclo de vida de la preparación del terreno para trasplante para obtener 1 t de SAF.

Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen	
Transformación de suelo arable	1 404	m²	Transformation, from arable	-	
Transformación a suelo de cultivo permanente	1 404	m²	Transformation, to permanent crop	-	
Tractor para limpieza y chapeo	0.0602	kg	Tractor, 4-wheel, agricultural {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Diésel para limpieza, chapeo + rastreo	15.523	kg	Diesel {RoW} petroleum refinery operation Alloc Rec, U Adapted Mx	ecoinvent 3	
Tractor para rastreo	0.0902	kg	Tractor, 4-wheel, agricultural {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Grasa lubricante	0.2105	kg	Petroleum refining, for olefins production, at plant/kg/RNA	USLCI	
Empaque de grasa	0.0078	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Transporte de preparación del terreno					
Entrada	Cantidad (t)	Distancia (km)	tkm	Dataset	Origen

Transporte de grasa lubricante	0.0002	1 259	0.2749	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen	
Emisiones al aire					
Níquel	1.09×10 ⁻⁶	kg	Nickel	-	
Cobre	2.53×10 ⁻⁵	kg	Copper	-	
Óxido nitroso	1.86×10 ⁻³	kg	Dinitrogen monoxide	-	
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	9.2910 ⁻¹³	kg	Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	-	
Óxidos de nitrógeno	0.6827	kg	Nitrogen oxides	-	
Cromo	7.75×10 ⁻⁷	kg	Chromium	-	
Zinc	1.68×10 ⁻⁵	kg	Zinc	-	
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	0.0802	kg	NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	-	
Monóxido de carbono fósil	0.1763	kg	Carbon monoxide, fossil	-	
Amoníaco	3.09×10 ⁻⁴	kg	Ammonia	-	
Cadmio	1.55×10 ⁻⁷	kg	Cadmium	-	
Metano, fósil	2.48×10 ⁻³	kg	Methane, fossil	-	
Partículas < 2.5 um	0.0625	kg	Particulates, < 2.5 um	-	
Selenio	1.55×10 ⁻⁷	kg	Selenium	-	
Dióxido de azufre	0.0156	kg	Sulfur dioxide	-	
Hidrocarburos policíclicos aromáticos	5.33×10 ⁻⁵	kg	PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	-	
Dióxido de carbono, fósil	48.38	kg	Carbon dioxide, fossil	-	
Partículas, > 10 um	0.0042	kg	Particulates, > 10 um	-	
Partículas, > 2.5 um, y < 10 um	2.78×10 ⁻³	kg	Particulates, > 2.5 um, and < 10um	-	
Benzo(a)pireno	4.66×10 ⁻⁷	kg	Benzo(a)pyrene	-	

Las consideraciones que se realizaron fueron la siguientes:

- Para el transporte de la grasa lubricante se calculó la distancia desde Ciudad de México a Culiacán, que es 1,259 km. El empaque se consideró como una cubeta de plásticos de 20 L de capacidad.
- Las emisiones al aire son por la combustión del diésel, las cuales fueron calculadas con los factores de emisión reportados en la base de datos ecoinvent.

Trasplante: El ICV del trasplante se realizó para cinco hectáreas, de acuerdo con los datos proporcionados por el productor, que indica que se trasplantan 1,500 plántulas en una hectárea. De las principales actividades son la aplicación de humus de lombriz, riego y fertilización. Lo anterior incluye las emisiones al aire, agua y suelo que fueron calculadas en la etapa de producción de plántula en vivero, utilizando factores de emisión de ecoinvent. A continuación, se muestra el cuadro con el inventario para el trasplante.

Cuadro 3.4. Inventario de ciclo de vida para el trasplante de plántulas de jatrofa para 1 t de SAF.

Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen	
Humus de lombriz	210.54	kg	Compost {RoW} treatment of biowaste, composting Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Plántula	210.54	piezas	Plántula de jatrofa, 2017, producción en vivero {Mx}	Creado	
Agua	8.42	m³	Water, rain	-	
Fertilizante Triple 17	12.6321	kg	Fertilizante, Triple 17, NPK {MX}	Creado	
Empaque de humus	2.1053	kg	Polypropylene, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Empaque de fertilizante (la salida del empaque está incluida en los residuos a relleno sanitario).	0.6948	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Cubetas para agua	0.0048	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Salidas	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen	
Emisiones al aire					
N ₂ O por fertilizante	0.0715	kg	Dinitrogen monoxide	-	
Amoniaco al aire por fertilizante	0.5053	kg	Ammonia	-	
CO ₂ debido a la aplicación de urea	1.1106	kg	Carbon dioxide, fossil	-	
NOx debido a aplicación de fertilizante	0.0150	kg	Nitrogen oxides	-	
Emisiones al agua					
Fósforo	0.0021	kg	Phosphorus	-	
Nitrato	0.8654	kg	Nitrate	-	
Emisiones de metales pesados al suelo					
Plomo	0.0055	kg	Lead	-	
Cadmio	0.0057	kg	Cadmium	-	
Níquel	0.0107	kg	Nickel	-	
Zinc	0.0663	kg	Zinc	-	
Cobre	0.0088	kg	Copper	-	
Cromo	0.0659	kg	Chromium	-	
Residuos					
Residuos a relleno sanitario (considera el conjunto de residuos, dado que se disponen todo mezclado).	2.8049	kg	Municipal solid waste {RoW} treatment of sanitary landfill Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Transporte de trasplante					
Entrada	Cantidad (t)	Distancia (km)	tkm	Dataset	Origen

Transporte de humus lombriz	0.2105	28.5	6.060	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte de plántula	0.0852	2.5	0.213	Transport, freight, light commercial vehicle {RoW} processing Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte de fertilizante Triple 17	0.0133	700	9.329	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3

Las consideraciones que se realizaron fueron las siguientes:

- Los residuos de empaques de humus y fertilizante se disponen a través del servicio de recolección municipal. Para el transporte de humus de lombriz, la distancia es de 28.5 km, proveniente de Sinaloa al sitio de cultivo, y es transportado en camión de carga. La plántula es transportada en camioneta del vivero al sitio de cultivo; la distancia es de 2.5 km. El fertilizante Triple 17 es transportado en camión desde Hermosillo, Sonora; la distancia es de 700 km.

Mantenimiento del cultivo: El ICV del mantenimiento del cultivo se desarrolló para la vida útil del cultivo de 16 años, siendo las principales actividades la fertilización, el riego, fumigación, control de malezas, podas y aplicación de cicatrizante. En el cuadro 3.5 se muestra el inventario para esta etapa del cultivo.

Cuadro 3.5. Inventario de ciclo de vida del mantenimiento de cultivo de jatrofa para obtener 1 t de SAF.

Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Ocupación de suelo agrícola	22,457	m ² a	Occupation, permanent crop	-
Fertilizante Triple 17	813	kg	Fertilizante, Triple 17, NPK {MX}	Creado
Composta	8,421	kg	Compost {RoW} treatment of bio-waste, composting Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Agua	1,348	m ³	Water, rain	-
Electricidad	126	kWh	Electricity, medium voltage, production MX, at grid/ MX U 2015	Mexicanuih
Pesticida Lorsban 480	0.0044	kg	Pesticida Lorsban, 2017, mix {Mx}	ecoinvent 3
Plaguicida Flonicamid	0.1404	kg	Plaguicida Flonicamid, 2017 {Mx}	ecoinvent 3
Propitil 250 Sifatec	0.0856	kg	Plaguicida Propitil, 2017 {Mx}	ecoinvent 3
Tractor	0.1237	kg	Tractor, 4-wheel, agricultural {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Diésel	57.3	kg	Diesel {RoW} market for Alloc Rec, U Adapted Mx	ecoinvent 3 Adaptada
Caldo de bordolés	11.23	L	Caldo de bordolés {MX}	Creado
Empaque de Triple 17	8.1	kg	Polypropylene, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3

Empaque de composta	84.2	kg	Polypropylene, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de Pesticida Lorsban 480	0.0002	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de plaguicida Flonicamid	0.00289	kg	Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Empaque de plaguicida Propitil 250 Sifatec	0.0041	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Poda de formación	1.0106	t	Compost {RoW} treatment of bio-waste, composting Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Poda al año 8	0.309	t	Compost {RoW} treatment of bio-waste, composting Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Remoción de cultivo al año 16	0.8702	t	Compost {RoW} treatment of bio-waste, composting Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Emisiones al aire debido a uso de fertilizante				
Óxido nitroso	5.081	kg	Dinitrogen monoxide	-
Amoniaco	32.507	kg	Ammonia	-
Óxidos de nitrógeno	1.067	kg	Nitrogen oxides	-
CO ₂ debido a la aplicación de urea	71.442	kg	Carbon dioxide, fossil	-
Emisiones al agua debido a uso de fertilizante				
Fósforo	0.7299	kg	Phosphorus	-
Nitrato	61.37	kg	Nitrate	-
Emisiones al aire debido a la combustión del diésel				
Níquel	2.81×10 ⁻⁶	kg	Nickel	-
Cobre	9.82×10 ⁻⁵	kg	Copper	-
Óxido nitroso	6.85×10 ⁻³	kg	Dinitrogen monoxide	-
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	3.425×10 ⁻¹²	kg	Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	-
Óxidos de nitrógeno	2.53	kg	Nitrogen oxides	-
Cromo	2.81×10 ⁻⁶	kg	Chromium	-
Zinc	5.61×10 ⁻⁵	kg	Zinc	-
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	0.3088	kg	NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	-
Monóxido de carbono fósil	0.6456	kg	Carbon monoxide, fossil	-
Amoniaco	0.0011	kg	Ammonia	-
Cadmio	5.73×10 ⁻⁷	kg	Cadmium	-
Metano, fósil	0.0092	kg	Methane, fossil	-
Partículas < 2.5 um	0.2246	kg	Particulates, < 2.5 um	-
Selenio	5.73×10 ⁻⁷	kg	Selenium	-
Dióxido de azufre	0.0561	kg	Sulfur dioxide	-

Hidrocarburos policíclicos aro- máticos	0.0002	kg	PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	-	
Dióxido de carbono, fósil	178.6	kg	Carbon dioxide, fossil	-	
Partículas, > 10 um	1.54×10 ⁻²	kg	Particulates, > 10 um	-	
Partículas, > 2.5 um, y < 10 um	0.0103	kg	Particulates, > 2.5 um, and < 10um	-	
Benzo(a)pireno	2.81×10 ⁻⁶	kg	Benzo(a)pyrene	-	
Compuestos orgánicos volátiles	0.0404	kg	VOC, volatile organic compounds	-	
Emisiones al suelo					
Chlorpyrifos	0.0006	kg	Chlorpyrifos	-	
Naftaleno	0.0103	kg	Naphthalene	-	
Acetamida, N-(2-fluoreni- l)-2,2,2-trifluoro-	0.0202	kg	Acetamide, N-(2-fluorenyl)-2,2,2-tri- fluoro-	-	
Propiconazol	0.0059	kg	Propiconazole	-	
Emisiones de metales pesados					
Plomo	0.2286	kg	Lead	-	
Cadmio	0.2345	kg	Cadmium	-	
Níquel	0.4447	kg	Nickel	-	
Zinc	2.7419	kg	Zinc	-	
Cobre	0.3628	kg	Copper	-	
Cromo	2.7272	kg	Chromium	-	
Tratamiento de residuos					
Residuos de empaque de ferti- lizantes	92.35	kg	Municipal solid waste {RoW} treat- ment of sanitary landfill Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Residuos de empaque de pla- guicidas	0.0072	kg	Hazardous waste, for underground deposit {RoW} treatment of hazardous waste, underground deposit Alloc Rec, U	ecoinvent 3	
Entrada	Cantidad (t)	Distancia(km)	tkm	Dataset	Origen
Transporte de Triple 17	0.8208	700	574.6	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte de Composta	8.506	30.5	259.42	Transport, freight, light commercial ve- hicle {RoW} processing Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte de sitio de producción de insumo a centro de distribución			0.7103	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte en distancia corta		1.9731		Transport, freight, light commercial ve- hicle {RoW} processing Alloc Rec, U	ecoinvent 3

Las consideraciones que se realizaron fueron la siguientes:

- Los residuos de empaques de fertilizantes se disponen a través el servicio de recolección municipal de la misma manera los residuos de empaques de pla-

- guicidas son dispuestos como residuos de manejo especial y llevado al relleno sanitario del municipio.
- El fertilizante Triple 17 procede de Hermosillo, Sonora, la distancia hacia el sitio de cultivo es de 700 km y es transportado en camión. El material orgánico que se usa como composta es de Culiacán, la distancia es de 30.5 km y es transportada en camioneta.
 - En relación con el modelo para el transporte de los plaguicidas del sitio de producción al centro de distribución en Culiacán, Sinaloa, se generó utilizando las siguientes bases de datos de estos materiales: *Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 {RoW}| transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 4 | Alloc Rec, U*.
 - El modelo para el transporte en distancia corta contempló la distancia de los insumos del centro de distribución al terreno de cultivo ubicado a 42.25 km de distancia. El modelo utilizado para todos los insumos es de la base de datos de ecoinvent *Transport, freight, light commercial vehicle {RoW}| processing | Alloc Rec, U*.
 - Se generó el modelo de producción de 1 L de caldo de bordolés, que es una mezcla de sulfato de cobre con azufre, utilizado como cicatrizante en el mantenimiento del cultivo. Este contempla la distancia para transportar el sulfato de cobre y la cal.
 - En el cuadro 3.6 se presenta el ICV para el fertilizante Triple 17, los plaguicidas Flonicamid y Propitil.

Cuadro 3.6. Modelos creados para fertilizante y plaguicidas utilizados en el mantenimiento del cultivo.

Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Fertilizante Triple 17, 2017, mix {IL}, 1 kg				
Nitrógeno	0.1700	kg	Ammonium nitrate, as N {RoW} ammonium nitrate production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Fósforo	0.1700	kg	Phosphate fertiliser, as P2O5 {RoW} single superphosphate production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Potasio	0.1700	kg	Potassium chloride, as K2O {RoW} potassium chloride production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Otros	0.4900	kg	Lime fertilizer, at plant/RER Mass	Agri-foodprint
Plaguicida Flonicamid, 2017 {Mx}, 1 kg				
N-cianometil-4-trifluorometil-nicotinamida	0.5000	kg	Pesticide, unspecified {RER} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Compuestos químicos	0.5000	kg	Chemical, organic {GLO} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Plaguicida Propitil, 2017 {Mx}, 1kg				
Propiconazol	0.2298	kg	Triazine-compound, unspecified {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Compuestos químicos	0.3252	kg	Chemical, organic {GLO} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3

Cosecha y manejo posterior: El proceso de cosecha se realiza a mano, por lo que no se consideran entradas ni salidas, más que el producto final, que es la semilla de jatrofa.

El productor proporcionó el rendimiento de producción de semilla por hectárea para los años 1, 2, 3 y 8. Se realizó una interpolación de los años faltantes a través del modelo de Gompertz, que es una ecuación que describe el crecimiento de tipo logístico con tendencia asimétrica en las asíntotas. Este modelo ha sido empleado para describir el crecimiento biológico tanto de microorganismos (Zwietering *et al.*, 1990) como de organismos pluricelulares, como es el caso de plantas y árboles (Devaranavadgi *et al.*, 2010). La aplicación del modelo de Gompertz para la interpolación del rendimiento del cultivo tuvo un alto grado de ajuste con un valor de R^2 de 0.999 como se muestra en la siguiente figura.

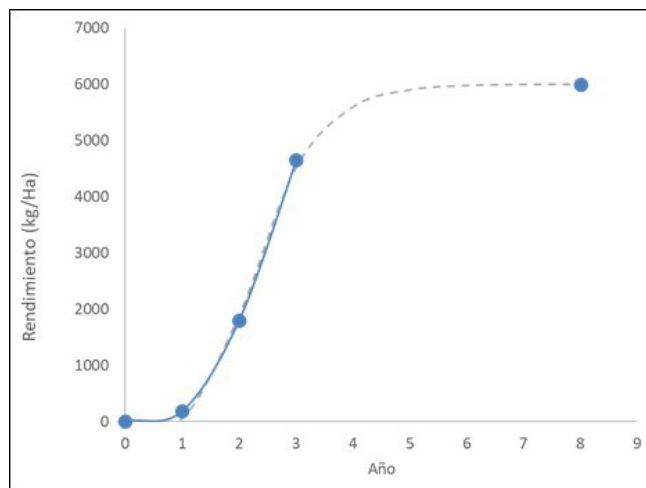


Figura 3.3. Interpolación del rendimiento del cultivo de jatrofa.

A través de la aplicación del modelo, se pudo conocer el rendimiento anual para cada año del cultivo desde el 1^{er} año hasta el 8^o año. Este nivel de producción se repitió para los años 9^o al 16^o de tal forma que se puede conocer la producción total de semilla por hectárea durante 16 años de cultivo, como se observa en el cuadro 3.7.

Cuadro 3.7. Rendimiento de semillas de jatrofa durante 16 años de cultivo.

Año	Rendimiento (kg/ha)	Año	Rendimiento (kg/ha)
0	0	9	180
1	180	10	1800
2	1800	11	4650
3	4650	12	5593
4	5593	13	5897
5	5897	14	5974
6	5974	15	5994
7	5994	16	6000
8	6000	Total	72176

3.3.3 ICV de extracción de aceite

Históricamente, los tres procesos más comunes para recuperar el aceite a partir de semillas oleaginosas son el prensado hidráulico, el prensado por extrusión y la extracción con solventes (Grasso, 2013). El proceso de extracción del aceite vegetal a nivel industrial que se analizó es de una empresa ubicada en el estado de Chiapas, el cual se basa en el principio de la compresión de la semilla a alta presión, permitiendo de esta forma la extracción del aceite y obteniendo como subproducto una pasta vegetal rica en proteína, la cual no se incluye en este ICV. El proceso se muestra en la figura 3.4.

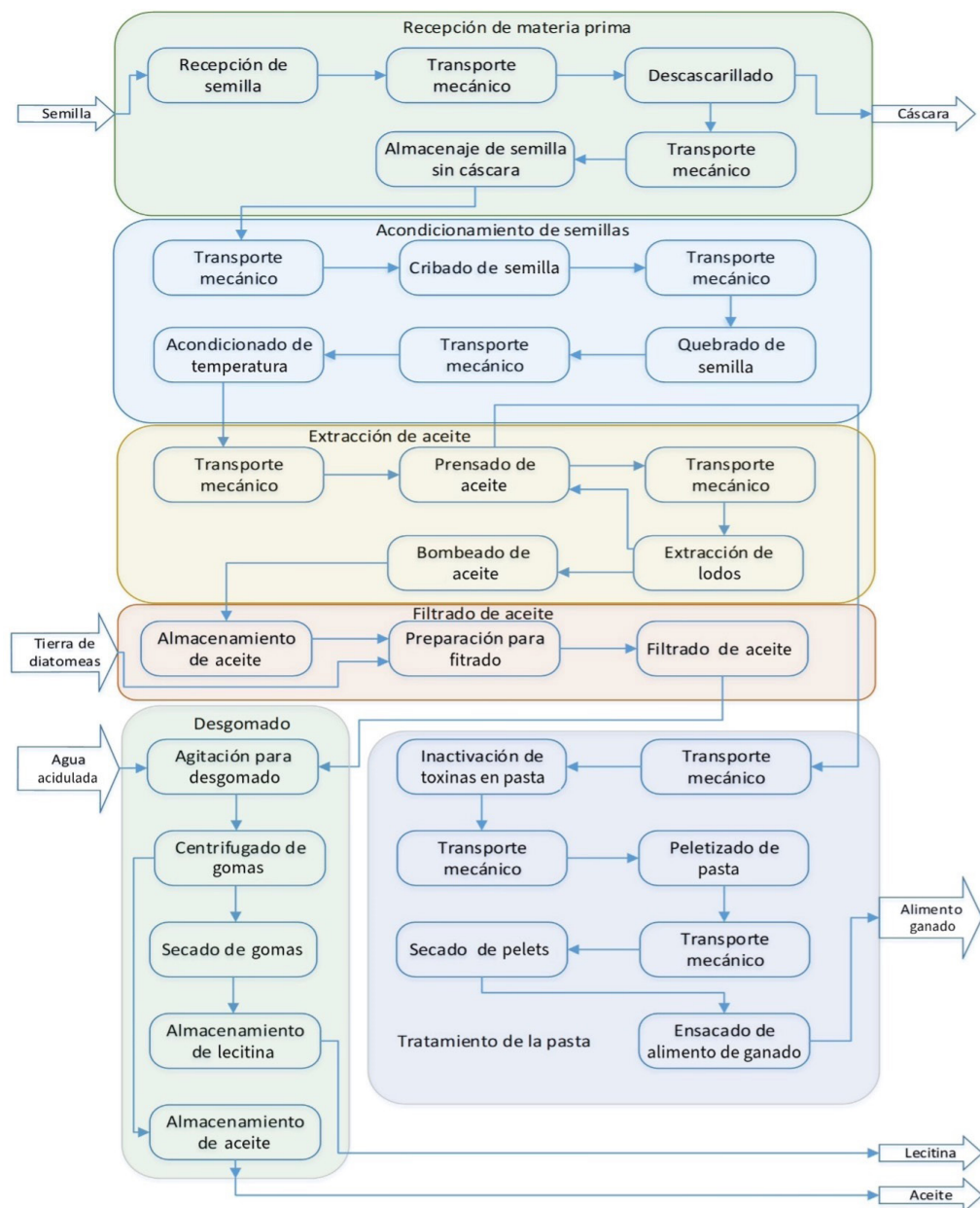


Figura 3.4. Proceso de extracción de aceite vegetal a partir de semillas.

Con base en lo anterior, se recopilamos los datos de la planta de extracción de aceites. Sin embargo, por razones de confidencialidad de la información con la empresa, el ICV de extracción de aceites se presenta de manera reducida considerando solamente las etapas de recepción de materia prima, acondicionamiento de semillas, extracción de aceite, filtración de aceite y desgomado, como se muestra en el cuadro 3.8.

Cuadro 3.8. ICV del proceso de extracción de 1 t de SAF.

Recepción de materia prima (3.75 t de aceite)				
Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Semilla con cáscara	8.892	t	Considerado en etapa de ciclo de vida previa	Creado
Electricidad	161.5	kWh	Electricity, medium voltage, production MX, at grid/ MX U 2015	Mexicanuih
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Cáscara	2.645	t	Se considera como co-producto.	NA
Semilla sin cáscara	6.247	t	Entra al siguiente proceso.	NA
Acondicionamiento de semilla (1 t de aceite)				
Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Electricidad	76.82	kWh	Electricity, medium voltage, production MX, at grid/ MX U 2015	Mexicanuih
Diésel	843.2	MJ	Diesel, burned in diesel-boiler {GLO} processing Alloc Rec, U Adapted Mx	Mexicanuih
Agua (caldera)	2.758	kg	Water, well, in ground, MX	NA
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Vapor de agua	2.758	kg	Water	-
Semilla sin cáscara	6.247	t	Entra al siguiente proceso.	NA
Extracción de aceite (1 t de aceite)				
Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Electricidad	987.2	kWh	Electricity, medium voltage, production MX, at grid/ MX U 2015	Mexicanuih
Diésel	73.30	MJ	Diesel, burned in diesel-boiler {GLO} processing Alloc Rec, U Adapted Mx	Mexicanuih
Agua (caldera)	0.4784	kg	Water, well, in ground, MX	NA
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Pasta	3.124	t	Se considera como co-producto.	-
Aceite con impurezas	3.124	t	Entra al siguiente proceso.	-
Vapor de agua	0.4784	kg	Water	-
Filtrado de aceite (1 t de aceite)				
Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Tierra de diatomeas	0.3095	t	Silica sand {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Electricidad	2.786	kWh	Electricity, medium voltage, production MX, at grid/ MX U 2015	Mexicanuih
Diésel	224.8	MJ	Diesel, burned in diesel-boiler {GLO} processing Alloc Rec, U Adapted Mx	Mexicanuih
Agua (caldera)	1.463	kg	Water, well, in ground, MX	NA

Bulto de papel de tierra diatomeas	3.124	kg	Kraft paper, unbleached {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte tierra diatomeas	444.6	tkm	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 3 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 3 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte bulto papel a relleno	0.0563	tkm	Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {RoW} processing Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte merma a relleno sanitario	2.645	tkm	Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {RoW} processing Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Aceite c/ gomas	2.955	t	Entra al siguiente proceso.	NA
Bulto de papel a relleno sanitario	3.124	kg	Waste graphical paper {RoW} treatment of sanitary landfill Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Merma a relleno sanitario	0.16884	t	Municipal solid waste {RoW} treatment of sanitary landfill Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Vapor de agua	1.4633	kg	Water	NA
Desgomado (1 t de aceite)				
Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Agua (desgomado)	562.8	kg	Water, well, in ground, MX	NA
Ácido fosfórico	11.26	kg	Phosphoric acid, fertiliser grade, without water, in 70% solution state {US} phosphoric acid production, dihydrate process Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Electricidad	2.533	kWh	Electricity, medium voltage, production MX, at grid/ MX U 2015	Mexicanuih
Diésel	427.0	MJ	Diesel, burned in diesel-boiler {GLO} processing Alloc Rec, U Adapted Mx	Mexicanuih
Agua (caldera)	1.407	kg	Water, well, in ground, MX	NA
Envase ácido	0.3940	kg	Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte ácido	22.96	tkm	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 3 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 3 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte envase a tratamiento	0.0056	tkm	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 3 {RoW} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, Euro 3 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Lecitina	0.1688	t	Se considera como co-producto.	-
Vapor de agua	564.21	kg	Water	-
Tratamiento envase ácido	0.3940	kg	Hazardous waste, for incineration {RoW} treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration Alloc Rec, U	ecoinvent 3

Las consideraciones que se realizaron fueron las siguientes:

- Se hizo la suposición de que las tierras de diatomeas están empacadas en sacos de papel y se disponen en relleno sanitario.

- Respecto a los reactivos químicos se consideró que se reciben en envases de polietileno de alta densidad (PEAD) y que se tratan y disponen como residuos peligrosos conforme lo establecido por la normatividad mexicana.

3.3.4 Transformación por proceso HEFA

La producción de SAF bajo el proceso HEFA se fundamenta en el aprovechamiento de los triglicéridos y ácidos grasos libres, que componen principalmente a los aceites de origen vegetal y grasas animales. El sistema inicia por un hidrotratamiento donde se desarrollan tres reacciones químicas llamadas descarboxilación, descarbonilación y desoxigenación, con las cuales se logra que los triglicéridos reaccionen con hidrógeno en presencia de un catalizador con el propósito de romper el triglicérido y obtener alcanos lineales. Durante el rompimiento del triglicérido se genera propano, y se libera oxígeno en forma de agua, CO y CO₂. Las etapas analizadas del proceso HEFA se describen a continuación.

Etapas de hidroxigenación: inicia a través del bombeo del aceite refinado hacia el precalentador y el calentador de aceite. El aceite caliente se alimenta al reactor de hidroxigenación, donde al mismo tiempo es inyectado el hidrógeno requerido para llevar a cabo la reacción. El efluente es enfriado y enviado a un separador trifásico de hidrocarburos con el objetivo de separar los hidrocarburos lineales del agua y los gases generados en la reacción. El agua se bombea a un tanque para su posterior disposición, mientras que los gases son enviados al separador de gases, donde se recupera y recircula el hidrógeno no reaccionado hacia el reactor de hidroxigenación, usando un compresor. En el separador de gases se obtiene el coproducto “propano” y también se logra separar los óxidos de carbono.

Etapas de isomerización y craqueo: los hidrocarburos lineales que son extraídos en el separador trifásico son enviados a través de la bomba de alimentación a los intercambiadores de precalentamiento y calentamiento de hidrocarburos. Una vez que los alcanos alcanzan la temperatura adecuada, reaccionan en presencia de hidrógeno en el reactor de isomerización y craqueo, produciendo hidrocarburos ramificados o isómeros de diferentes longitudes. Seguidamente, los hidrocarburos ramificados son enfriados y enviados al separador de hidrocarburos, donde el hidrógeno separado es recirculado, usando un compresor, al reactor de isomerización y craqueo, y los hidrocarburos ramificados separados son bombeados a la sección de destilación.

Etapas de destilación: en esta etapa, los hidrocarburos son calentados y se envían a una columna de destilación, en la cual se realiza la separación de los diversos productos obtenidos en el proceso.

Con base en lo anterior, se agrupó el análisis del proceso para la obtención de SAF en las etapas de hidroxigenación, isomerización-craqueo y destilación, como se muestra en la siguiente figura.

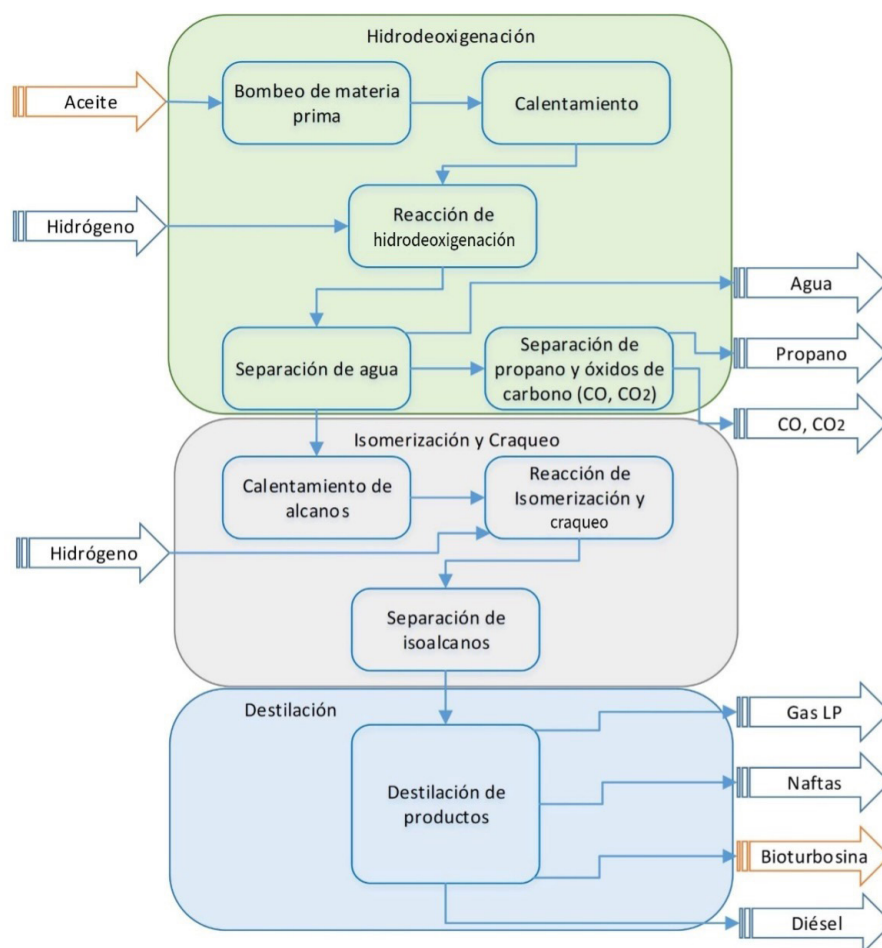


Figura 3.5. Proceso de producción de bioturbosina con el proceso HEFA.

Por cuestiones de confidencialidad de la información proporcionada por las empresas y centros de investigación, el ICV de transformación se presenta en su forma reducida para el proceso HEFA, el cual considera las actividades descritas en los límites del sistema.

Cuadro 3.9. Inventario de ciclo de vida de la producción de 1 t de SAF a partir del proceso HEFA (*Dataset "Bioturbosina a partir de jatropa, proceso HEFA {Mx} 2017"*)

Entrada	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Hidrógeno hidro-oxygenación	20	kg	Hydrogen, liquid {RoW} chlor-alkali electrolysis, diaphragm cell Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Agua	130	kkg	Tap water {RoW} tap water production, conventional treatment Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Electricidad hidrodeoxygenación	130	kkWh	Electricity, medium & low voltage, at grid/ MX U 2017	Mexicanuih

Hidrógeno isomerización y craqueo	20	kg	Hydrogen, liquid {RoW} chlor-alkali electrolysis, diaphragm cell Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Electricidad isomerización y craqueo	148	kkWh	Electricity, medium & low voltage, at grid/ MX U 2017	ecoinvent 3
Electricidad destilación	932	kkWh	Electricity, medium & low voltage, at grid/ MX U 2017	ecoinvent 3
Salida	Cantidad	Unidad	Dataset	Origen
Agua contaminada con aceite	250	Kg	Hazardous waste, for underground posit {RoW} treatment of hazardous waste, underground deposit Alloc Rec, U	ecoinvent 3
CO ₂	8.43	Kg	Carbon dioxide	-
CO	5.36	Kg	Carbon monoxide	-
Transporte de producción bioturbosina a partir de aceite de jatropha				

Entrada	Cantidad (t)	Distancia (km)	tkm	Dataset	Origen
Transporte de hidrógeno hidrooxigenación	0.0200	791.3	8.40	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte de hidrógeno isomerización y craqueo	0.0200	791.3	7.40	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3
Transporte de agua contaminada con aceite	0.0003	791.3	202.0	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, Euro 4 {RoW} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, Euro 4 Alloc Rec, U	ecoinvent 3

- Las consideraciones que se realizaron fueron la siguientes:
- Los datos fueron recopilados de empresas que cuentan con el proceso de producción de saf a nivel planta piloto, así como de literatura (patentes, artículos científicos, etc.). El hidrógeno se obtiene en México, se transporta en camiones de 7.5 a 16 toneladas una distancia de 791 km a la planta de producción de saf.
 - No se incluyen datos de insumos auxiliares del proceso productivo debido a la confidencialidad de la información. Uno de los casos a resaltar es el catalizador, el cual es indispensable para realizar el proceso HEFA; sin embargo, no se contó con la información para incluirlo en el inventario. Cabe señalar que existe una amplia variedad de catalizadores (metales, sales metálicas, químicos orgánicos) que pueden ser usados para este tipo de proceso y no fue posible establecer una cantidad debido a que los datos en referencias bibliográficas están protegidos por cuestiones de confidencialidad y de ventaja competitiva.
 - Durante el proceso HEFA se obtienen otros hidrocarburos como subproductos,

entre ellos gas L.P., nafta, propano y diésel. En este inventario se realizó un procedimiento de asignación por masa. El porcentaje de asignación varía dependiendo de la calidad de la materia prima, ya que dependiendo del perfil lipídico será la proporción de productos obtenidos.

3.4 EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

3.4.1 EICV de la etapa de cultivo de jatrofa

Los resultados de la evaluación de impacto ambiental de ciclo de vida (EICV) de esta primera etapa se presentan para 1 kg de semilla de jatrofa. Es importante mencionar que la huella de carbono se calculó siguiendo la especificación técnica ISO/TS 14067 y la huella de agua conforme a la ISO 14046.

La huella de carbono de la etapa de siembra de jatrofa es de 0.4476 kg CO_{2eq}/kg de semilla, incluyendo las emisiones de GEI de los procesos de producción de plántula en vivero, preparación del terreno, trasplante y mantenimiento del cultivo. La producción de 1 t de SAF requiere 10.13 t de semilla, por lo que el impacto al cambio climático de esta primera etapa de ciclo de vida es de 4.53 t CO_{2eq}/t SAF.

Como se puede observar en la siguiente figura, la huella de carbono de la etapa de cultivo tiene su mayor contribución en la etapa de mantenimiento, con alrededor del 96.3 % de las emisiones de GEI. El 3.7 % restante del impacto se divide de la siguiente forma: 0.7 % se refiere a la producción de plántula en vivero, debido al consumo de electricidad en el sistema de riego en vivero, 1.3 % en la preparación del terreno, que se debe principalmente a las emisiones resultantes de la quema del diésel en la maquinaria agrícola, y 1.7 % en el trasplante, lo cual se debe a las emisiones durante la producción del fertilizante Triple 17, así como las emisiones de dióxido de nitrógeno (N₂O) debido a la aplicación del mismo.

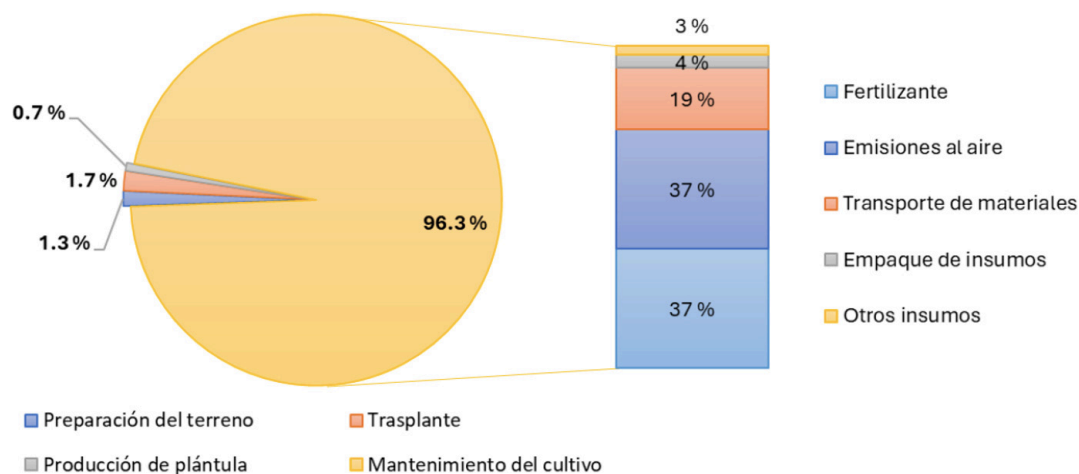


Figura 3.6. Contribución de cada proceso dentro de la etapa de cultivo a la huella de carbono.

En relación con el análisis de contribución durante el proceso de mantenimiento de cultivo, las emisiones al aire representan el 37 % del impacto en este proceso y co-

responden principalmente a las emisiones de N_2O debido al uso de fertilizantes nitrogenados. A causa del nivel de consumo de fertilizantes para el mantenimiento de cultivo, las emisiones durante su producción tienen una contribución importante del impacto (37 %). La producción de materiales de empaque para los insumos del mantenimiento corresponde al 4 % de las emisiones de GEI. Por otro lado, el transporte de los materiales de las instalaciones del fabricante al terreno constituye un elemento significativo en el impacto al cambio climático, con el 19 % de las emisiones de GEI. De esto, el 6.9 % corresponde al transporte del fertilizante Triple 17 de las instalaciones del fabricante hasta el terreno de cultivo y aproximadamente el 11.6 % corresponde al transporte de la composta del sitio de producción al terreno de cultivo. El restante (aproximadamente 0.1 %), corresponde al transporte de los otros insumos requeridos para el mantenimiento. En el rubro “Otros”, se agrupó la generación de electricidad y obtención de diésel que se consumen durante el mantenimiento, así como la manufactura del tractor, la disposición de empaques en relleno sanitario y confinamiento. Se observa que todos estos procesos no son significativos para la huella de carbono. El perfil de huella de agua de la etapa de cultivo se presenta en la figura 3.7. El perfil de huella de agua considera una variedad de impactos ambientales potenciales asociados a la disponibilidad y degradación del agua. En este caso, el perfil considera la escasez evaluada a través del método AWARE, la ecotoxicidad evaluada con USEtox y la eutrofización evaluada con ReCiPe Midpoints {H}.

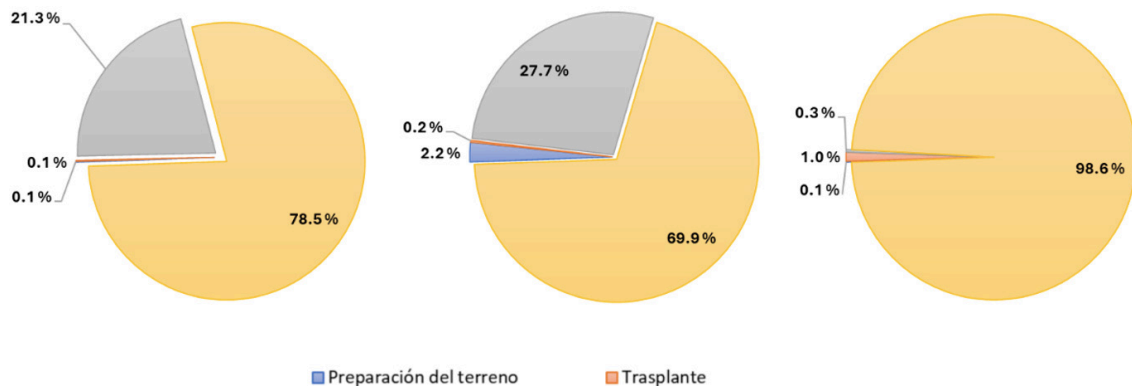


Figura 3.7. Contribución por proceso unitario al perfil de huella de agua durante el cultivo de jatrofa.

Como se observa en la figura anterior, el mantenimiento de cultivo representa los mayores impactos ambientales potenciales al agua en los tres indicadores evaluados. Las contribuciones de este proceso son de 69.9 % para escasez, 78.5 % para ecotoxicidad y 98.6 % para eutrofización. El segundo proceso unitario en importancia es la producción de la plántula, la cual contribuye con 27.8 % de la escasez total de la etapa y con el 21.3 % de la ecotoxicidad. Por otro lado, el impacto por escasez de agua durante la producción de plántula en vivero se debe al consumo de agua asociado con la generación de la electricidad que se requiere para el sistema de riego. El impacto por ecotoxicidad en el vivero se debe a las emisiones de pesticidas en el suelo, las cuales debido a su mecanismo ambiental tienen como destino algún cuerpo de agua.

En el siguiente cuadro se muestra el desglose de los impactos ambientales potenciales relacionados con el agua por proceso dentro de la etapa de siembra de jatrofa.

Cuadro 3.10. Impactos ambientales potenciales al agua y análisis de contribución por proceso unitario durante la etapa de cultivo de jatrofa.

Proceso	Escasez (m^3 $\text{H}_2\text{O}_{\text{eq}}/\text{kg}$ de semilla)	%	Eutrofización en agua dulce ($\text{kg N}_{\text{eq}}/\text{kg}$ de semilla)	%	Ecotoxicidad en agua dulce ($\text{CTU}_{\text{eq}}/\text{kg}$ de semilla)	%
Producción de plántula	5.1×10^{-7}	27.8 %	4.0×10^{-7}	0.3 %	0.0019	21.3 %
Preparación de terreno	3.9×10^{-8}	2.2 %	1.2×10^{-7}	0.1 %	7.1×10^{-6}	0.1 %
Trasplante	2.9×10^{-9}	0.2 %	1.4×10^{-6}	1.0 %	1.0×10^{-5}	0.1 %
Mantenimiento del cultivo	1.3×10^{-6}	69.9 %	0.0001	98.6 %	0.0070	78.5 %
Total	1.8×10^{-6}	100 %	1.4×10^{-4}	100 %	0.0089	100 %

El impacto potencial en escasez de agua durante el mantenimiento está relacionado con el agua consumida durante la generación de electricidad (74.9 % del impacto potencial) y con el agua consumida durante la producción del diésel (11.4 %). Por otro lado, el consumo de agua durante la producción del fertilizante representa el 10.8 % del impacto en escasez relacionada con el mantenimiento del cultivo (cuadro 3.10). En el caso de la categoría de escasez, el rubro “Otros” considera la manufactura del tractor, la disposición de empaques en relleno sanitario y confinamiento; se observa que todos estos procesos no son significativos para la huella de agua por escasez. Las emisiones de pesticidas representan el 85.4 % del impacto del proceso unitario de mantenimiento. El transporte de materiales contribuye con el 6.5 % del impacto en ecotoxicidad debido a las emisiones durante la producción del combustible requerido y la producción del vehículo.

Por otro lado, con respecto a la eutrofización en agua dulce, las emisiones al agua debido al uso de fertilizantes representan el 51.9 % y las emisiones durante la producción de los fertilizantes tienen una contribución del 38.5 %. En este caso, el 8.6 % del impacto de eutrofización se debe a las emisiones durante la producción del vehículo, el combustible y durante el mantenimiento del transporte. En el rubro “Otros”, se agrupó la generación de electricidad y obtención de diésel que se consumen durante el mantenimiento, así como la manufactura del tractor, la disposición de empaques en relleno sanitario y confinamiento; se observa que todos estos procesos no son significativos para la huella de agua por ecotoxicidad y por eutrofización.

En la siguiente figura, se muestra la EICV de la etapa de siembra con ReCiPe Midpoint (H), donde se puede apreciar el impacto ambiental potencial en las categorías de agotamiento de la capa de ozono, acidificación terrestre, eutrofización marina, formación de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidad terrestre, ecotoxicidad marina, radiación, uso de suelo, agotamiento de metales, agotamiento de combustibles fósiles.

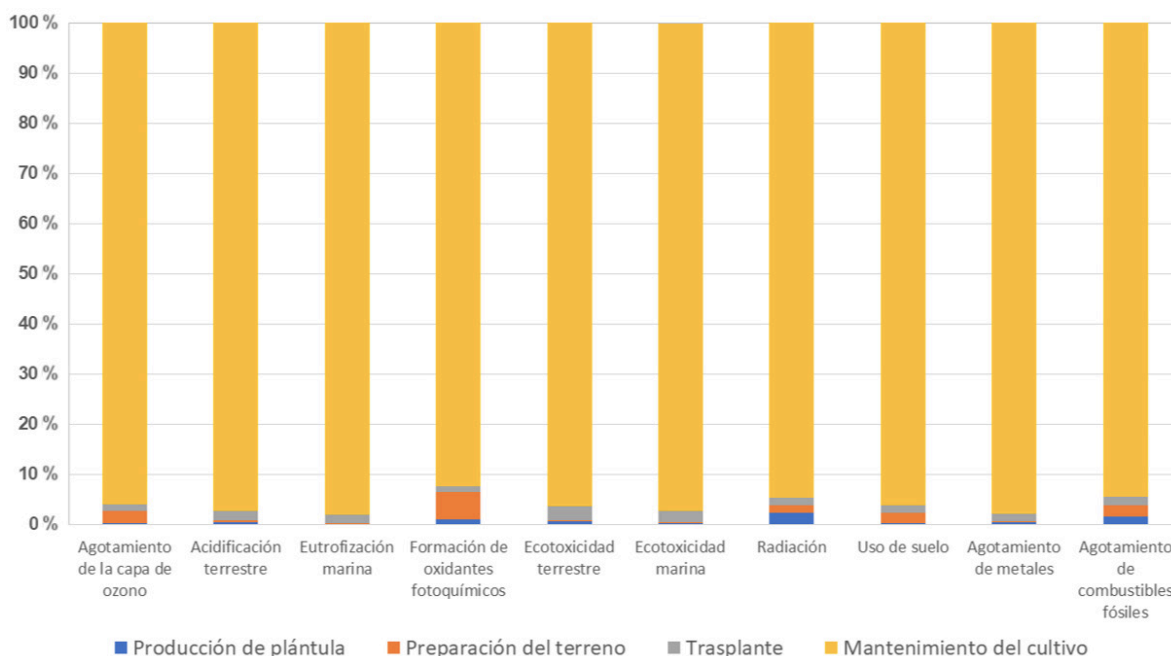


Figura 3.8. Evaluación del impacto durante la etapa de cultivo evaluada con ReCiPe Midpoints {H}.

Como se aprecia en cuadro 3.11, las categorías de impacto potencial evaluadas a través del método ReCiPe Midpoints {H}, se aprecia que el proceso que contribuye en mayor proporción es el mantenimiento de cultivo con contribuciones por encima del 92 % en todas las categorías. En segunda instancia por importancia, depende de la categoría. Por ejemplo, la preparación del terreno tiene un impacto potencial correspondiente al 5.4 % en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos, mayor a la que presentan los procesos de producción de plántula y trasplante y se debe a las emisiones de óxidos de nitrógeno debido al uso de diésel.

Cuadro 3.11. Impacto potencial y análisis de contribución de las categorías evaluadas con el método ReCiPe Midpoints {H} para el cultivo de jatrofa (1 kg semilla).

Categoría	Unidad	Producción de plántula	Preparación del terreno	Trasplante	Mantenimiento del cultivo	Total
Agotamiento de la capa de ozono	kg CFC-11 _{eq}	9.5×10^{-11}	6.8×10^{-10}	4.0×10^{-10}	2.7×10^{-8}	2.9×10^{-8}
	%	0.3 %	2.4 %	1.4 %	95.9 %	100 %
Acidificación terrestre	kg SO _{2eq}	4.3×10^{-5}	4.5×10^{-5}	0.0002	0.0095	0.0098
	%	0.4 %	0.5 %	1.8 %	97.3 %	100 %
Eutrofización marina	kg P _{eq}	7.4×10^{-7}	2.8×10^{-6}	3.2×10^{-5}	0.0018	0.0018
	%	0.0 %	0.2 %	1.8 %	98.0 %	100 %
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC	1.6×10^{-5}	8.2×10^{-5}	1.8×10^{-5}	0.0014	0.0015
	%	1.1 %	5.4 %	1.2 %	92.3 %	100 %
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DB _{eq}	6.1×10^{-6}	2.9×10^{-7}	2.4×10^{-5}	0.0008	0.0008
	%	0.7 %	0.04 %	2.9 %	96.4 %	100 %

Categoría	Unidad	Producción de plántula	Preparación del terreno	Trasplante	Mantenimiento del cultivo	Total
Ecotoxicidad marina	kg 1,4-DB _{eq}	1.5×10^{-5}	1.0×10^{-5}	0.0001	0.0043	0.0045
	%	0.3 %	0.2 %	2.2 %	97.2 %	100 %
Radiación	kBq U ²³⁵ _{eq}	0.0005	0.0003	0.0003	0.0200	0.0211
	%	2.3 %	1.6 %	1.4 %	94.7 %	100 %
Uso de suelo	m ²	9.3×10^{-8}	1.2×10^{-6}	7.4×10^{-7}	5.1×10^{-5}	5.3×10^{-5}
	%	0.2 %	2.2 %	1.4 %	96.3 %	100 %
Agotamiento de metales	kg Fe _{eq}	8.4×10^{-5}	7.1×10^{-5}	0.0004	0.0228	0.0233
	%	0.4 %	0.3 %	1.5 %	97.8 %	100 %
Agotamiento de combustibles fósiles	kg oil _{eq}	0.0014	0.0021	0.0016	0.0851	0.0901
	%	1.5 %	2.3 %	1.7 %	94.5 %	100 %

3.4.2 EICV de la etapa de extracción de aceite

La huella de carbono de la etapa de extracción es de 246 kg CO_{2eq}/t de aceite. Como es posible observar en la siguiente figura, la huella de carbono de esta etapa tiene su mayor contribución en el proceso de filtración, con alrededor del 53 % de las emisiones de GEI. La producción de 1 t de SAF requiere 2.8 t de aceite, por lo que la huella de carbono considerando únicamente la etapa de extracción es de 0.692 t CO_{2eq}/t SAF; mientras que haciendo la suma de las etapas de cultivo (4.53 t CO_{2eq}/t SAF) y extracción (0.692 t CO_{2eq}/t SAF) la huella es de 5.227 t CO_{2eq}/t SAF.

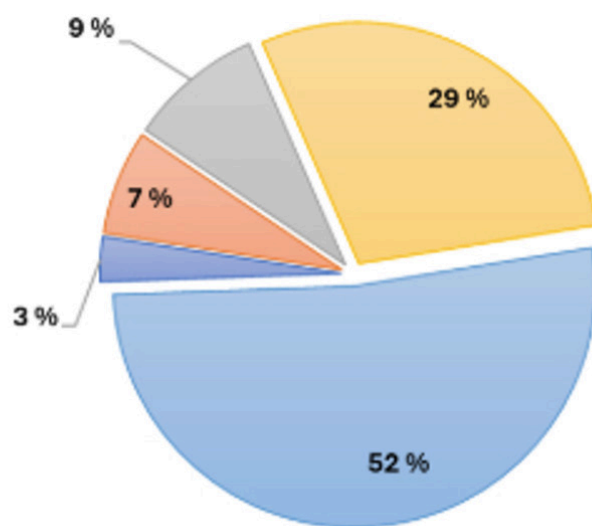


Figura 3.9. Contribución de cada proceso dentro de la etapa de extracción a la huella de carbono.

En la siguiente figura, se muestra la EICV de la etapa de extracción con ReCiPe Midpoint (H), donde se puede apreciar el impacto ambiental potencial en las categorías de agotamiento de la capa de ozono, acidificación terrestre, eutrofización marina, for-

mación de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidad terrestre, ecotoxicidad marina, radiación, uso de suelo, agotamiento de metales y agotamiento de combustibles fósiles.

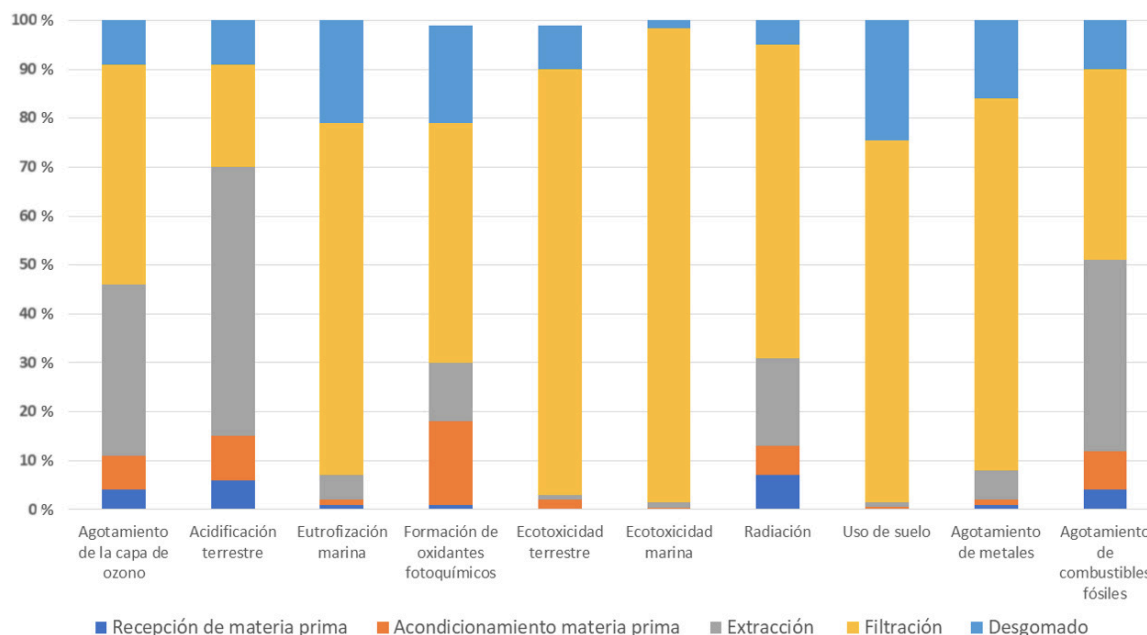


Figura 3.10. Evaluación del impacto durante la etapa de extracción evaluada con ReCiPe Midpoints {H}.

Como se aprecia en el cuadro 3.12, las categorías de impacto potencial evaluadas a través del método ReCiPe Midpoints {H} se afectan en mayor proporción debido a la filtración, con contribuciones por encima del 39 % en todas las categorías, con excepción de la categoría de acidificación terrestre, en donde el proceso de extracción en sí contribuye con un 55 %.

Cuadro 3.12. Impacto potencial y análisis de contribución de las categorías evaluadas con el método ReCiPe Midpoints {H} para la etapa de extracción (1 kg aceite).

Categoría	Unidad	Recepción de materia prima	Acondicionamiento materia prima	Extracción	Filtración	Desgomado	Total
Agotamiento de la capa de ozono	kg CFC-11 _{eq}	2.93×10 ⁻⁶	4.79×10 ⁻⁶	2.60×10 ⁻⁵	3.35×10 ⁻⁵	6.49×10 ⁻⁶	7.37×10 ⁻⁵
	%	4 %	7 %	35 %	45 %	9 %	100 %
Acidificación terrestre	kg SO _{2eq}	0.1153	0.1647	1.0202	0.3908	0.1716	1.8626
	%	6 %	9 %	55 %	21 %	9 %	100 %
Eutrofización marina	kg P _{eq}	9.09×10 ⁻⁵	1.87×10 ⁻⁴	8.10×10 ⁻⁴	1.14×10 ⁻²	3.43×10 ⁻³	1.59×10 ⁻²
	%	1 %	1 %	5 %	72 %	22 %	100 %
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC	0.0157	0.2103	0.1551	0.6123	0.2489	1.2423
	%	1 %	17 %	12 %	49 %	20 %	100 %

Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DB _{eq}	0.0003	0.0044	0.0026	0.1807	0.0191	0.2070
	%	0 %	2 %	1 %	87 %	9 %	100 %
Ecotoxicidad marina	kg 1,4-DB _{eq}	0.0572	0.0782	0.5063	35.2363	0.6106	36.4887
	%	0.2 %	0.2 %	1 %	97 %	2 %	100 %
Radiación	kBq U ²³⁵ _{eq}	0.7051	0.5859	1.7762	6.2043	0.4851	9.7567
	%	7 %	6 %	18 %	64 %	5 %	100 %
Uso de suelo	m ²	0.0041	0.0287	0.0380	4.9469	1.7042	6.7218
	%	0.1 %	0.4 %	1 %	74 %	25 %	100 %
Agotamiento de metales	kg Fe _{eq}	0.0022	0.0036	0.0194	0.2417	0.0490	0.3160
	%	1 %	1 %	6 %	76 %	16 %	100 %
Agotamiento de combustibles fósiles	kg oil _{eq}	3.4932	6.4304	31.0414	31.0416	7.6846	79.6911
	%	4 %	8 %	39 %	39 %	10 %	100 %

3.4.3 EICV del proceso HEFA

La huella de carbono del proceso HEFA es de 1.07 t CO_{2eq}/t SAF. Haciendo la suma de las etapas de cultivo (4.53 t CO_{2eq}/t SAF), extracción (0.692 t CO_{2eq}/t SAF) y proceso HEFA (1.07 t CO_{2eq}/t de SAF) la huella es de 6.299 t CO_{2eq}/t SAF. A continuación, se muestra una gráfica donde se observa que la producción del hidrógeno requerido para los procesos de hidro-oxigenación e isomerización y craqueo es el proceso que genera la mayor contribución a la huella de carbono de esta etapa, independientemente de la materia prima utilizada.

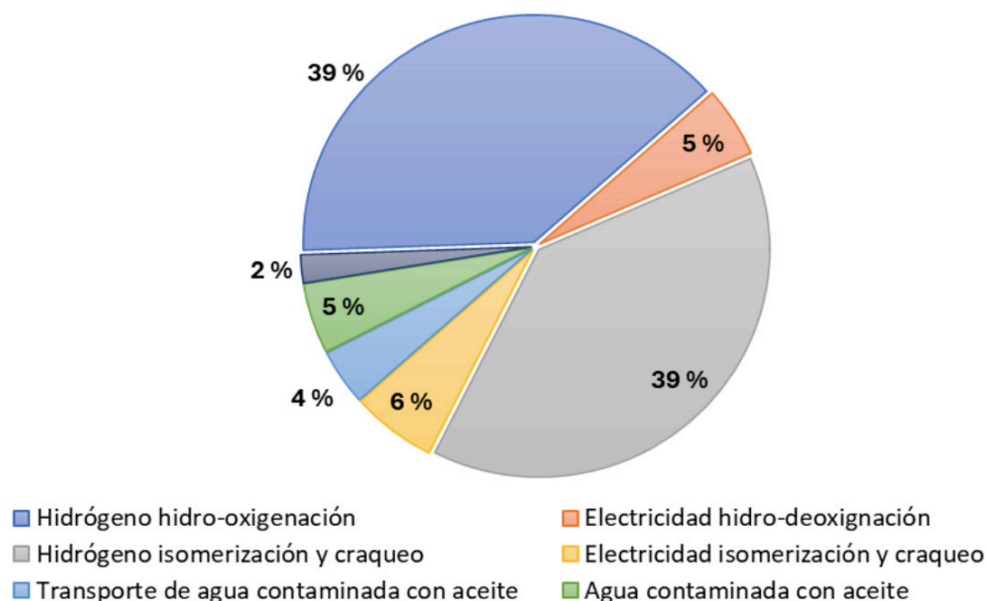


Figura 3.11. Contribución de cada proceso dentro del proceso HEFA a la huella de carbono.

En la siguiente figura, se muestra la EICV del proceso HEFA con ReCiPe Midpoint (H), donde se puede apreciar el impacto ambiental potencial en las categorías de agota-

miento de la capa de ozono, acidificación terrestre, eutrofización marina, formación de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidad terrestre, ecotoxicidad marina, radiación, uso de suelo, agotamiento de metales y agotamiento de combustibles fósiles. Durante el proceso, cierta cantidad de agua resulta contaminada con aceites, por lo cual debe ser tratada como un residuo peligroso y se envía a confinamiento. Esta actividad genera impactos potenciales al uso de suelo, y al agotamiento de metales.

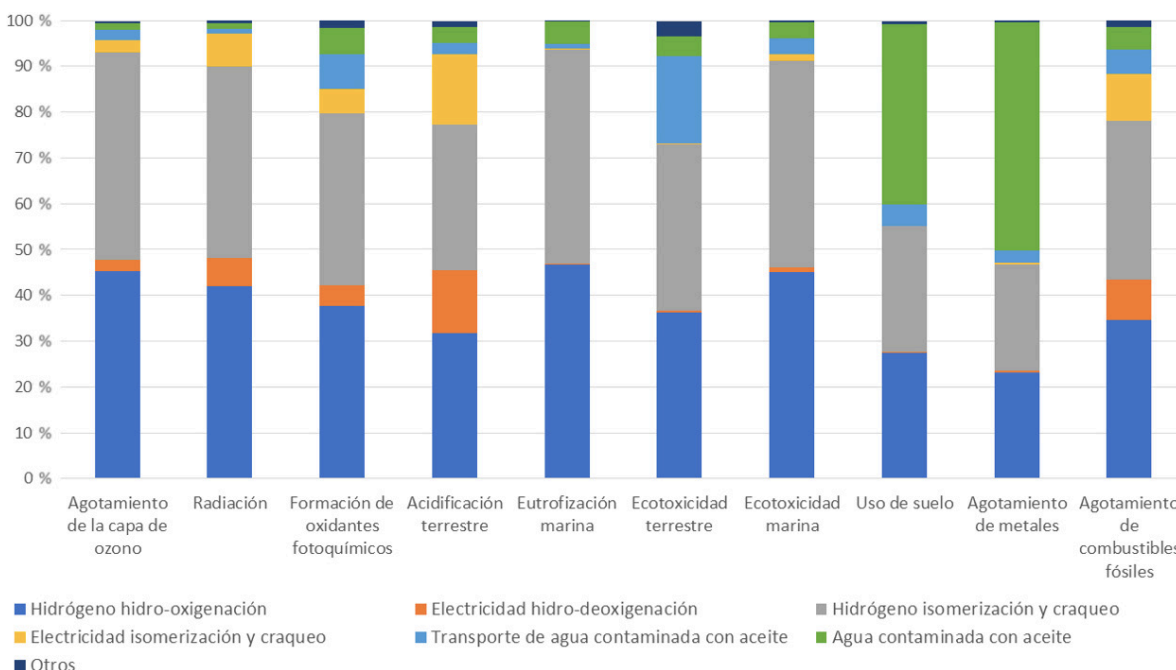


Figura 3.12. EICV del proceso HEFA al usar aceite de jatrofa como materia prima.

Como se puede observar en el siguiente cuadro, las categorías de impacto potencial evaluadas a través del método ReCiPe Midpoints {H}, se aprecia que el proceso que contribuye en mayor proporción es la producción del hidrógeno requerido para los procesos de hidro-oxigenación e isomerización y craqueo.

94

3.5 INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

Como se observó en las secciones anteriores, la etapa más crítica en la producción del SAF es el cultivo de jatrofa, la cual representa el 72 % de la huella de carbono considerando las etapas de cultivo, extracción y proceso HEFA.

Es importante resaltar que los límites del sistema para este estudio no consideran las etapas de almacenamiento, mezcla y despacho, ni la etapa de uso. En esta última etapa, se generan emisiones directas por la combustión y es potencialmente una de las etapas con mayor contribución al impacto ambiental. Sin embargo, el alcance del proyecto no cubre la recopilación de información y evaluación de la etapa de uso. De modo que, los resultados de este estudio están dirigidos a conocer las oportunidades de mejora de los procesos iniciales de la cadena de valor del SAF: cultivo, extracción y transformación.

En la siguiente figura se muestra el resumen de los resultados de la huella de carbono en toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{t SAF}$.

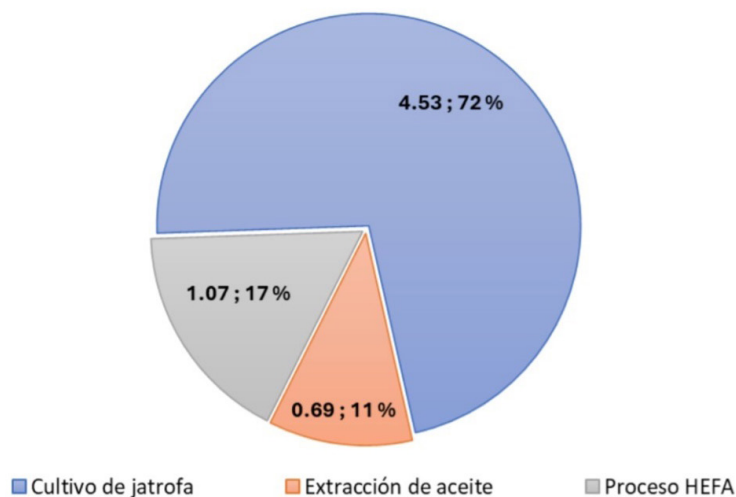


Figura 3.13. Resumen de los resultados de huella de carbono de las etapas evaluadas ($\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{t SAF}$).

Se observó que los procesos de producción en vivero, preparación de terreno y trasplante no causan la mayor contribución en ninguna de las categorías de impacto evaluadas. El mantenimiento del cultivo provoca los impactos ambientales más significativos. Dentro de este proceso, las emisiones al aire, agua y suelo, la producción de fertilizante, el transporte de materiales al cultivo y la generación de electricidad, son los asuntos más significativos del sistema analizado.

Las emisiones al aire asociadas a la aplicación de fertilizantes y combustión de diésel provocan la mayor contribución a la huella de carbono, huella de agua por ecotoxicidad y acidificación terrestre. Por otro lado, las emisiones al agua asociadas al uso de fertilizantes causan la mayor contribución a la huella de agua por eutrofización. Las emisiones al suelo generadas por la aplicación de fertilizantes y pesticidas son las que ocasionan la mayor contribución a la ecotoxicidad terrestre.

Respecto a las diversas emisiones al aire durante el mantenimiento del cultivo, es relevante mencionar que las salidas correspondientes fueron calculadas a través de modelos y factores de emisión provenientes de la base de datos de ciclo de vida ecoinvent. Lo anterior es un área de oportunidad para mejorar la precisión del ACV, ya que es necesario llevar a cabo los estudios y análisis específicos en campo que permitan determinar con mayor certeza las emisiones relacionadas a la aplicación de fertilizantes y pesticidas. En este mismo sentido, se realizó una estimación de las emisiones por la quema de residuos de empaques de agroquímicos, el cual cuenta con la incertidumbre respecto a la interacción de las sustancias químicas residuales en los empaques durante el proceso de quema.

La producción del fertilizante Triple 17 ocasiona las mayores contribuciones a la huella de carbono, la formación de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidad marina, radiación y agotamiento de metales. En el caso del transporte de materiales, las mayores contribuciones son al agotamiento de la capa de ozono, uso de suelo y agotamiento de combustibles fósiles.

La generación de la electricidad consumida durante el mantenimiento del cultivo provoca la mayor contribución a la huella de agua por escasez. La superficie de terreno usada durante esta actividad de mantenimiento es responsable de la mayor contribución al impacto de uso de suelo.

En lo que respecta a la etapa de producción de SAF a partir del proceso HEFA, las principales contribuciones son las del hidrógeno consumido para los procesos de hidrooxigenación e isomerización y craqueo, así como la disposición de los residuos generados en el proceso. La producción del hidrógeno usado para estas dos etapas representa entre el 46 % y 96 % de todas las categorías de impacto consideradas. La disposición de los residuos tiene contribuciones mayores al 39 % en uso de suelo y agotamiento de metales.

Debido a que la etapa de cultivo es la que presenta la mayor cantidad de impactos o carga ambiental, es recomendable el asegurar que los agricultores suministren las dosis necesarias de fertilizantes y pesticidas durante el mantenimiento del cultivo. Esto tendrá como consecuencia la disminución en el consumo y por ende la disminución de los impactos asociados con las emisiones, así como con la producción y el transporte. También se debe promover el uso eficiente del tractor y de maquinaria agrícola eficiente energéticamente, con la finalidad de disminuir el requerimiento de diésel, así como las emisiones durante su combustión.

Con respecto al transporte de insumos, se recomienda centrar la atención en los vehículos y la logística de transporte del fertilizante Triple 17 y de la composta, dado que contribuye de manera importante a diversas categorías de impacto.

Se recomienda promover el uso de flotillas que cumplan con estándares de bajas emisiones; por ejemplo, EPA 10 o Euro 5 o superior, con la finalidad de disminuir los impactos potenciales relacionados con las emisiones al aire. Adicionalmente, se recomienda centrar la atención en el mantenimiento de los vehículos, con la finalidad de conservar la eficiencia energética en los mismos y evitar emisiones de gases contaminantes debido a una baja eficiencia del vehículo. A su vez, la capacitación de los conductores podría ser un aspecto que ayude a disminuir las emisiones gracias a un uso adecuado del vehículo.

Finalmente, se deberá evitar la quema de residuos durante el mantenimiento de cultivo, así como evitar en la medida de lo posible su disposición en rellenos sanitarios, debido a las emisiones que pueden generarse durante esos métodos de gestión. Se sugiere identificar aquellos residuos con potencial valorizable por medio del reciclaje para promover su acopio y reintegración a la cadena de valor.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al CONACYT y a la SENER, que a través del fondo de Sustentabilidad apoyaron el proyecto 248090 denominado “Clúster Bioturbosina” del cual se deriva la presente publicación, el cual fue liderado por el IPICYT. Asimismo, damos las gracias a los centros de investigación (CIAD, CICY, CIATEJ, CIDETQ, CIQA y CIBNOR), agricultores y empresas que aportaron información valiosa para este capítulo.

CAPÍTULO 4. ACV DE LA ELECTRICIDAD GENERADA A PARTIR DE BIOGÁS PROVENIENTE DE RESIDUOS URBANOS E INDUSTRIALES

Leonor Patricia Güereca Hernández¹⁹

Itzel Rolón Rodríguez²⁰

Ximena Adela García Rodríguez²¹

RESUMEN

El agotamiento de los energéticos fósiles y los problemas ambientales provocados por el uso excesivo de estos recursos han generado la necesidad de transitar desde economías dependientes de combustibles fósiles a economías basadas en recursos renovables y menos contaminantes. Tomando en cuenta lo anterior, la revalorización de los residuos de origen urbano y agroindustriales parece ser una estrategia prometedora para la generación de energía renovable, pero es necesario hacer una evaluación objetiva y sistemática de los potenciales impactos que esta energía genera. Por lo anterior, este trabajo tiene como objetivo identificar los potenciales impactos ambientales de la electricidad generada a partir de biogás proveniente de biomásas residuales de tres tipos: 1) lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales (lodos), 2) fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y 3) agua residual de la producción de vino tinto. La unidad funcional se estableció como 1 kWh de energía eléctrica. Los resultados permiten concluir que los sistemas de FORSU y agua residual de vino tinto, presentan valores de impactos cercanos a los de la matriz eléctrica de México, aunque la generación de electricidad con agua residual de vino tinto presentó un mejor desempeño en cambio climático, mientras que FORSU es mejor en las categorías de toxicidad humana y formación de foto-oxidantes.

19 Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. LGuerecaH@iingen.unam.mx

20 Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.

21 Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Red Empresarial de Aprovechamiento de Biomasa Energética A.C.

4.1 INTRODUCCIÓN

La generación de energía a partir de fuentes renovables es una de las alternativas más viables para afrontar el cambio climático. Su desarrollo y uso se ha convertido en parte de la estrategia de seguridad energética en diferentes países que buscan garantizar el suministro de energía, cumpliendo al mismo tiempo con compromisos internacionales (Castañeda *et al.*, 2016), como la Agenda 2030 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Acuerdo de París (ONU, 2015).

El impulso de este tipo de energías trae consigo múltiples beneficios, como la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y la diversificación de fuentes primarias de energía, lo cual genera un impacto positivo en la seguridad energética (Valle Pereña & Ortega Navarro, 2012). Es así como, debido a la creciente intervención de las energías limpias en el mundo, se han expedido diferentes políticas en esta materia con el fin de promoverlas (International Energy Agency, 2017).

Dentro de las energías renovables se encuentra la bioenergía o energía de la biomasa, que proviene de materia orgánica de origen vegetal o animal. El uso de la biomasa para la generación de energía se ha convertido en una opción atractiva porque permite el aprovechamiento de residuos de biomasa, al mismo tiempo que desplaza el uso de recursos fósiles para la generación de electricidad.

No obstante, a medida que aumenta la participación de bioenergía, es necesario que haya una discusión activa, basada en análisis objetivos, sobre los efectos ambientales directos y también los indirectos asociados a la cadena de valor, como el empleo de otras fuentes de energía para el transporte de materiales y las operaciones de transformación que este tipo de energías requieren (Field *et al.*, 2008; Romero, 2010). En este sentido, la evaluación de los potenciales impactos ambientales generados por el aprovechamiento de las biomasas residuales para generar bioenergía es fundamental y el enfoque metodológico de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), ha probado ser una metodología objetiva, holística y científicamente robusta que permite analizar cuantitativamente el impacto ambiental de productos y servicios (Goedkoop *et al.*, 2013).

Por lo anterior, en este capítulo se presenta un ACV comparativo de la electricidad generada a partir de biogás proveniente de tres tipos de biomasas: 1) lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, 2) fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y 3) agua residual de la producción de vino.

A nivel mundial se han realizado estudios de ACV de la energía eléctrica proveniente del biogás generado a partir de lodos de purga (Mills *et al.*, 2014; Mellino *et al.*, 2015; Gourdet *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2017; Lombardi *et al.*, 2017; Buonocore *et al.*, 2018; Yoshida *et al.*, 2018) y FORSU (Colón *et al.*, 2012; Bezama *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2015; Woon *et al.*, 2016; Ardolino *et al.*, 2018; Ayodele *et al.*, 2018; Cremiato *et al.*, 2018; Mancini *et al.*, 2019), pero no se cuenta con estudios de este tipo para la energía generada a partir del aprovechamiento de agua residual de la industria vitivinícola.

El desarrollo de este ACV comparativo representa un avance en la evaluación de impactos ambientales de la bioenergía en México, debido a que en el caso de lodos y FORSU, aunque se trata de sistemas tecnológicamente maduros, es la primera vez que se considera el contexto mexicano en este tipo de análisis. Con respecto a la genera-

ción de energía a partir de aguas residuales de la industria vitivinícola, se trata de una propuesta tecnológica en desarrollo y por primera vez se le realiza un ACV.

4.2 DEFINICIÓN DEL OBJETIVO Y EL ALCANCE DEL ESTUDIO

El ACV comparativo presentado en este capítulo tiene como objetivo identificar los potenciales impactos ambientales de la electricidad generada a partir de biogás proveniente de biomasa residual de origen urbano e industrial, considerando datos específicos de México. Los resultados permiten identificar las etapas de ciclo de vida y los procesos que más afectaciones ambientales generan, lo cual sirve de apoyo a los investigadores y tomadores de decisiones para mejorar los sistemas analizados. Los sistemas de ciclo de vida analizados tienen como función la generación de electricidad a partir de biogás proveniente de tres tipos de biomasa: 1) lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales (lodos), 2) FORSU y 3) agua residual de la producción de vino tinto. La unidad funcional se estableció como 1 kWh de energía eléctrica generada, de acuerdo con recomendaciones de la literatura (Bacenetti & Fiala, 2015; Fuchsz & Kohlheb, 2015; Ingrao *et al.*, 2015; Morero *et al.*, 2015).

Los sistemas de ciclo de vida analizados consideran los procesos de generación de biomasa residual, su pretratamiento (cuando es necesario), la producción de biogás y su postratamiento (cuando es necesario), la generación de electricidad y la disposición final de los residuos asociados. En cada etapa se toma en cuenta el transporte y todas las entradas y salidas. El alcance del estudio fue de la cuna a la puerta, es decir, las etapas posteriores a la generación (la transformación de voltaje y distribución) no se consideraron.

Se consideran 20 años como el tiempo de vida útil para las plantas que conforman los sistemas. La etapa de construcción de las plantas no se incluyó en los límites del sistema ya que, de acuerdo con estudios previos realizados por el grupo de investigación en el tema de plantas de tratamiento y tomando en cuenta los trabajos de Li *et al.* (2017) y Mills *et al.* (2014), la obra civil y la infraestructura de este tipo de instalaciones no representa impactos de ciclo de vida relevantes.

El límite geográfico para los sistemas de lodos y FORSU es el estado de Jalisco y en el caso del agua residual de vino tinto se considera Querétaro. En ambos casos se considera el año 2018 como referencia. El inventario de ciclo de vida (ICV), incluye datos de primera mano que se generaron como parte del proyecto de investigación del Centro Mexicano de Innovación en Energía-Clúster Biocombustibles Gaseosos (CE-MIE Biogás), además de datos obtenidos directamente en las plantas de tratamiento de aguas residuales, en rellenos sanitarios, en la industria vitivinícola, así como datos bibliográficos y otros obtenidos por medio de balances de materia y energía.

Se consideran distancias de 50 km para el transporte de la FORSU (recolección domiciliar de RSU, traslado a estación de transferencia y planta de biogás); 25 km para la disposición de los residuos de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (de la PTAR al relleno sanitario) y 528 km para el transporte del desinfectante y el floculante (de Ecatepec, Estado de México, a Jalisco). Para el sistema de agua residual de vino tinto no se considera el uso de transporte ya que los procesos de cultivo, cose-

cha, producción del vino, producción de biogás y generación de energía, se consideran dentro de una misma instalación agroindustrial. Los casos de estudio contemplan que todas las plantas de biogás diseñadas tienen igual capacidad de producción de energía eléctrica (100 kW).

4.3 DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS ANALIZADOS

4.3.1 Lodos de purga provenientes de PTAR

El sistema de lodos de PTAR está conformado por una planta de tratamiento de aguas residuales municipales de origen doméstico, la cual cuenta con una etapa de pretratamiento del agua cruda que incluye una rejilla de desbaste, una criba y un desarenador operado por gravedad. El sistema contiene un clarificador primario en el cual se genera un sobrenadante que pasa a un proceso biológico aerobio de lodos activados en su variante completamente mezclada. Este proceso consta de un reactor biológico de operación continua, seguido de un sedimentador.

Por otra parte, los lodos secundarios de purga del proceso de lodos activados entran en un tambor rotatorio donde se lleva a cabo un proceso de espesamiento para posteriormente, mezclarse con los lodos primarios en un tanque de mezcla desde donde se bombean hacia el digestor anaerobio de lodos.

En el digestor anaerobio de lodos se produce el biogás que es captado en la cúpula del digestor y conducido a un gasómetro, para luego ser utilizado como combustible en un motogenerador que produce electricidad y genera agua caliente que es usada en el digestor de lodos.

El lodo digerido se envía a una centrífuga decantadora mediante una bomba de cavidad progresiva; allí se deshidrata hasta alcanzar una concentración del 25 %. Posteriormente se adiciona un polímero para aumentar la deshidratación y la compactación del lodo.

Es importante mencionar que dentro de los límites de este sistema no se incluyó la disposición de los residuos generados, como el agua residual y los lodos del biodigestor.

En el cuadro 4.1 se especifican los datos de diseño del proceso descrito y en la figura 4.1 se muestran los límites del sistema.

Cuadro 4.1. Datos de diseño del proceso considerado para los sistemas de lodos de PTAR.

Etapa	Parámetro	Valor
PTAR	Temperatura*	20 °C
	Flujo*	215 L/s
	DQO en agua cruda*	500 mg/L
	DBO en agua cruda*	220 mg/L
	[SSV] en agua cruda	80 %
	Eficiencia de remoción de DQO*	85 %
Espesamiento	[SST]	3.5 %

Digestión anaerobia	Temperatura	37 °C
	Destrucción de SSV*	40 %
	Contenido de CH ₄ en el biogás	60 %
	Factor de generación de biogás	0.8 m ³ /kgSSV
Producción de energía eléctrica	Capacidad del motogenerador	150 kWe
	Eficiencia del motogenerador	35 %
	Capacidad de producción de energía	100 kW
*Valor promedio		

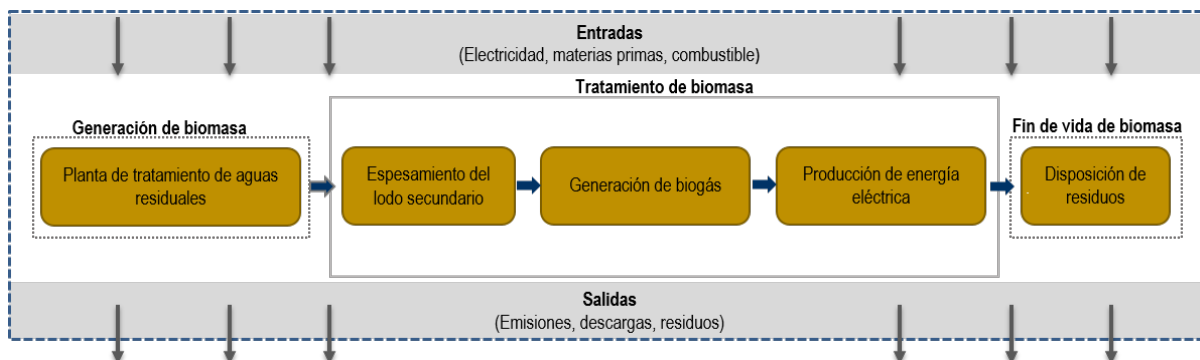


Figura 4.1. Límites del sistema de lodos de PTAR.

4.3.2 FORSU

El sistema de la FORSU incluye desde el transporte utilizado en la recolección de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), incluyendo la posterior clasificación de los residuos en la estación de transferencia y el traslado de la FORSU obtenida hacia la planta de biogás. En el ACV, para cada etapa se lleva a cabo un proceso de asignación másica considerando la masa de la FORSU dentro de la corriente de RSU.

Una vez que la FORSU llega a la planta, los residuos se pasan de forma manual a una banda transportadora perforada, que al mismo tiempo sirve como elemento de cribado grueso. El líquido obtenido en estas bandas (lixiviados) y los sólidos menores, se colectan en canaletas de acero y se transportados a una tubería que los lleva al mezclador, donde se diluyen con agua de primer uso. Por otra parte, los sólidos gruesos caen por gravedad en una segunda banda que los conduce hacia los procesos de trituración y molienda y posteriormente llegan a una tolva trituradora que reduce el tamaño de estos sólidos hasta alcanzar entre 20 y 25 mm. Una vez triturados, se llevan a un equipo de mezclado y dilución, y luego a un tanque buffer para la regulación del flujo y homogeneización. Finalmente, los residuos ya mezclados y diluidos se bombean hacia un digestor de lodos.

Dado que la operación óptima de la digestión anaerobia es a pH neutro (pH 7), el sistema incluye una etapa de dosificación de bicarbonato de sodio para ajustar el pH. El proceso de digestión se lleva a cabo en un digestor de media tasa completamente mezclado, donde se utiliza una bomba centrífuga trituradora no-atascable que succiona lodos del fondo para inyectarlos a niveles superiores en una operación secuencial.

El digestato deshidratado se dispone como mejorador de suelos, sin embargo, este último paso no está dentro de los límites del sistema.

Los datos de diseño del proceso descrito se especifican en el cuadro 4.2 y en la figura 4.2 se encuentran representados los límites del sistema.

Cuadro 4.2. Datos de diseño del proceso considerado para los sistemas de FORSU.

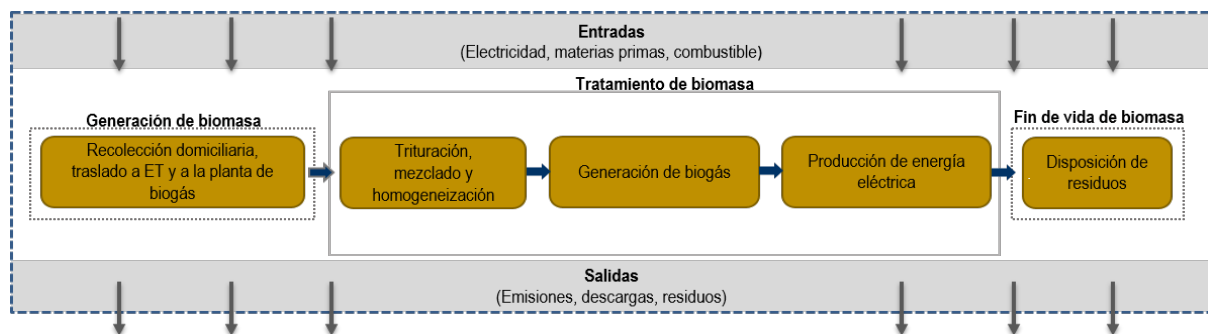
Etapa	Parámetro	Valor
Acondicionamiento	Capacidad máxima de FORSU a procesar	15 t/d
	[SST]	29.7 %
Digestión anaerobia	[SST]	10 %
	Temperatura	37 °C
	Destrucción de SSV*	60 %
	Contenido de CH ₄ en el biogás	60 %
Motogenerador	Capacidad	150 kWe
	Eficiencia	32 %

*Valor promedio

SST: Sólidos suspendidos totales

SSV: Sólidos suspendidos volátiles

Figura 4.2. Límites del sistema FORSU.



4.3.3 Agua residual de vino tinto

La viticultura, referido como la agricultura del vino, comienza con el cultivo de la vid, teniendo como actividades preliminares la labranza, riego, aplicación de fertilizantes y pesticidas, poda y cosecha (Meneses *et al.*, 2016). Éstas continúan por al menos cinco años hasta que la uva se encuentre en estado óptimo (Almanza, 2011). En este análisis se considera que el riego no es necesario²² ya que el 90 % de la producción de uva en el estado de Querétaro es de temporal y la cosecha es manual, al igual que la poda de la planta²³.

Generación de biomasa: Al conjunto de procesos para la elaboración de vino se le conoce como vinificación, el cual al igual que la viticultura, es variable y depende de

22 El 90 % de la provisión de agua es mediante lluvia y el 10 % por goteo, proveniente de pozos.

23 Visitas a la planta de producción de vino La Redonda, San Juan del Río, Querétaro.

elecciones de producción específicas (Ferrar & De Feo, 2018). Los procesos que se han identificado dentro de la vinificación para la producción de vino tinto son: la trituration o el aplastamiento y la remoción de tallos, el periodo de maceración, prensado, fermentación primaria y secundaria, clarificación, estabilización, añejamiento y embotellamiento (Ioannou *et al.*, 2015; Meneses *et al.*, 2016; Genc *et al.*, 2017).

Para el sistema analizado, se considera como primer proceso industrial el estrujamiento de la uva, con el uso de prensas neumáticas y un tamiz. El objetivo de esto es lograr el despalillado y generación del mosto. Posteriormente, el mosto es bombeado para el llenado de depósitos, esto sin la adición de agua para evitar la dilución del azúcar y efectos indeseados en la fermentación.

Acto seguido, es necesario permitir la maceración de las cáscaras de uva para adquirir el color y aroma característico del vino tinto, durante un periodo de una semana. De manera paralela, la fermentación comienza con el contacto de la pulpa con la cáscara durante el prensado. Este proceso continúa en tanques, para la conversión de la fructosa y sacarosa en etanol y CO₂ liberado a la atmósfera, mediante la acción enzimática de la levadura, comúnmente del género *Saccharomyces* (*S. cerevisiae* y *S. bayanus*) (Bisson, 2004). Esta reacción es exotérmica, por lo que es necesario el control de la temperatura en un rango óptimo de 20 a 25 °C por un periodo de 10 a 15 días, mediante el uso de refrigerantes con un enchaquetado. Aunque en muchos casos, se lleva a cabo una segunda fermentación (fermentación maloláctica), en este caso de estudio no se considera.

Después de la fermentación es necesaria la remoción de sólidos, con los cuales se fabrica composta. Por ello, el tanque es vaciado y lavado. Después, el vino es filtrado mediante placas de celulosa y continúa con la separación de sólidos en suspensión mediante la adición de grenetina como coagulante en la clarificación, con el fin de acelerar la caída de partículas y provocar una sedimentación rápida. Los tipos de clarificación que comúnmente se utilizan en las bodegas son: clarificación espontánea, por centrifugación y por filtración (Palacios, Udaquiola & Rodríguez, 2009). En el caso de estudio se eligió esta última, mediante el traslado del vino por una toma en la parte superior del tanque a un segundo contenedor, evitando el contacto con los sólidos sedimentados. Como último proceso, la esterilización se lleva a cabo mediante el descenso de temperatura a -5 °C. Seguido, dependiendo del tipo de vino tinto buscado, se envía a su añejamiento en barricas, con un tiempo máximo de 3 años.

Tratamiento de biomasa: El agua residual de la producción de vino es generada en diferentes procesos, por lo que su composición cambia a lo largo de las operaciones. Se ha reportado que contiene residuos de pulpa de uva, cáscaras o pieles y semillas, y diferentes compuestos utilizados en la filtración, precipitación y limpieza de los equipo, polifenoles y metales pesados. Aunque en México no se ha discutido sobre su generación ni potencial de contaminación, se ha evaluado el potencial que tiene para la generación de metano mediante su digestión anaerobia en forma de biometano y biohidrógeno (Buitrón *et al.*, 2019; Carrillo-Reyes *et al.*, 2019).

De acuerdo con lo reportado por Buitrón *et al.* (2019) y Carrillo-Reyes *et al.* (2019), el agua residual de la producción de vino tiene niveles de carga orgánica casi tres veces mayor que aquellas generadas en la producción de tequila (220 g DQO/L para vinazas de tequila y 60 g DQO/L para agua residual de vino tinto), donde DQO es la demanda

química de oxígeno. El efecto de esta elevada concentración son los posibles efectos inhibitorios y la acidificación en la digestión anaerobia. Además, la elevada concentración de SST de la biomasa puede generar complicaciones para su digestión en algunas tecnologías de tratamiento de aguas residuales. Por ello, una recomendación para su tratamiento es su previa dilución, aunque en este capítulo no se realiza de esa manera. En su lugar, se considera el uso de un reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés), para el tratamiento de aguas residuales de vino tinto no diluido.

El tratamiento de aguas residuales de vino tinto comienza con la entrada del agua en el UASB a través de una cama o lecho de lodo donde la materia orgánica es transformada a biogás. Dicho biogás es captado por un sistema de separación gas-líquido-sólido en la cúpula del reactor y después se conduce a un cogenerador.

Pulimiento aerobio mediante lodos activados y una etapa anóxica: Debido a la elevada concentración de nitrógeno en la biomasa es necesario implementar una etapa con condiciones anóxicas. Este proceso permite el máximo aprovechamiento del oxígeno unido al nitrógeno, optimizar su eliminación biológica, hacer frente a las fluctuaciones de carga de nitrógeno del influente (Fantone *et al.*, 2005 en Eusebi *et al.*, 2009), y reducir la demanda de oxígeno en el reactor de aireación del proceso aerobio siguiente. La implementación en conjunto de ambos procesos, una etapa preanóxica y una zona de aireación, se conoce como el proceso Ludzack-Ettinger modificado que, en esencia, permite el uso del material orgánico del influente como donador de electrones (Lui & Wang, 2017). Es importante señalar que el agua tratada resultante de este proceso no cumple con las características requeridas por la normatividad para ser destinada en el riego de suelos agrícolas.

Tratamiento de lodos: El lodo se extrae del UASB con una bomba de cavidad progresiva hacia un filtro para su deshidratación y alcanzar una concentración en la torta del 25 %. Aquí se adiciona un polímero con el fin de mejorar el grado de deshidratación y de compactación del lodo.

La etapa de evaluación de impacto de ciclo de vida se realizó mediante la metodología ReCiPe. Resulta conveniente enmarcar la evaluación de impacto bajo esta metodología, debido a que ha sido utilizada en estudios de ACV para la producción de energía a partir de la digestión anaerobia de los tipos de biomasa que se abordan en este trabajo (Mellino *et al.*, 2015; Xu *et al.*, 2015; Woon *et al.*, 2016; Gourdet *et al.*, 2017; Morero *et al.*, 2017; Mancini *et al.*, 2019).

La caracterización del agua residual de vino tinto se especifica en el cuadro 4.3 y el sistema de ciclo de vida de esta bioenergía se presenta en la figura 4.3.

Cuadro 4.3. Datos de diseño del proceso considerado para el sistema de agua residual de vino tinto.

Parámetro	Agua residual de vino tinto	Agua residual municipal	Agua residual de vino tinto diluida
pH	3.5	3.5	4.3
Temperatura (°C)	75	20	30.8
Flujo (m³/d)	17	77.73	94.7
DQO (kg/m³)	220.6	0.5	40

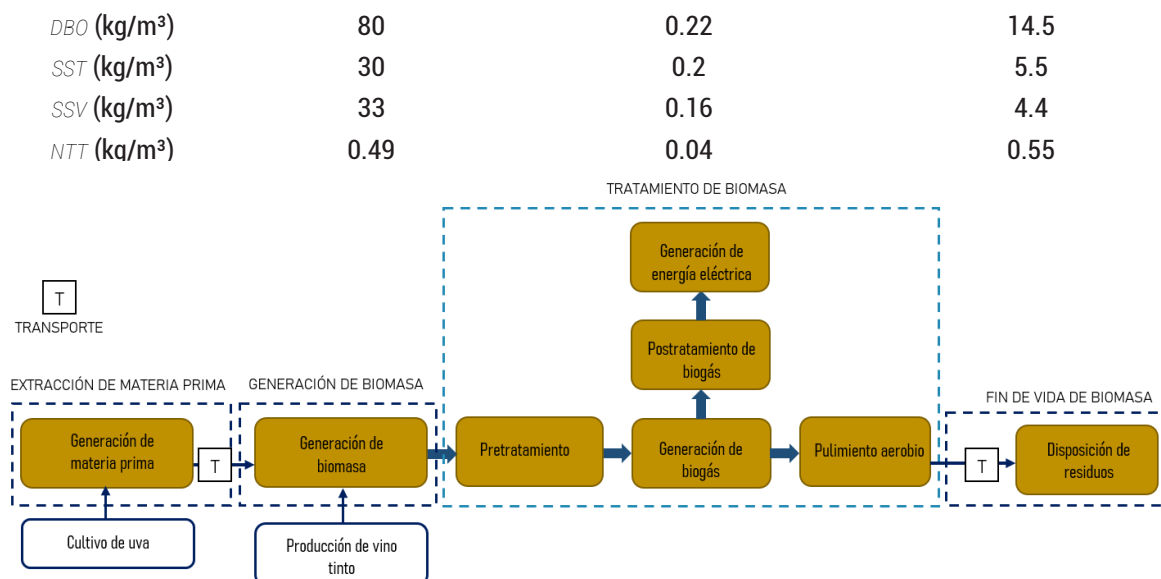


Figura 4.3. Límites del sistema de agua residual de vino tinto.

Las categorías de impacto analizadas en este trabajo se refieren a categorías de impacto de punto medio. De las 18 categorías de punto medio que incluye la metodología ReCiPe, se seleccionaron tres (cuadro 4.4) por la relevancia que tienen en el presente estudio, además de que son implementadas con más frecuencia en estudios similares de ACV (De Vries *et al.*, 2012; Lijó *et al.*, 2014; Pacetti *et al.*, 2015) debido a la problemática ambiental que se vive en la actualidad a nivel mundial.

Para la realización de la evaluación del impacto de ciclo de vida (EICV), se utilizó el programa GaBi Professional, versión 8.7.0.18, el cual cuenta con su propia base de datos y, además, tiene integrado la base de datos ecoinvent versión 3.4. El software permite modelar los impactos ambientales del ciclo de vida, ya sea mediante el uso de las bases de datos que tiene integradas o con el uso de bases de datos de inventario propias (creadas por el usuario con datos reales y/o referencias bibliográficas).

Cuadro 4.4. Categorías de impacto seleccionadas.

Categoría de impacto	Abreviatura	Unidad	Factor de caracterización
Cambio climático	CC	kg CO _{2eq}	Potencial de calentamiento global
Formación de oxidantes fotoquímicos	FOF	kg NMVOC _{eq}	Potencial de formación de oxidantes fotoquímicos
Toxicidad humana	TH	kg 1,4-DB _{eq}	Potencial de toxicidad humana

Fuente: Adaptado de Huijbregts *et al.* (2017).

La evaluación de impactos de ciclo de vida (EICV), se llevó a cabo mediante el uso de GaBi Professional, versión 8.7.0.18 y la base de datos ecoinvent versión 3.4, aunque la principal fuente de datos fueron los resultados de las investigaciones realizadas en el Clúster de biogás del CEMIE-Bio y datos de referencias bibliográficas.

4.4 ANÁLISIS DE INVENTARIO

En esta sección se presentan los flujos que conforman el Inventario de Ciclo de Vida (ICV) de los sistemas de bioenergía analizados, tomando como referencia la unidad funcional (UF), que corresponde a 1 kWh de energía eléctrica producida. Los ICV de lodos se presentan en los cuadros 4.5 y 4.6; los de FORSU en los cuadros 4.7 y 4.8, y los de agua residual de vino tinto en los cuadros 4.9 y 4.10.

En el caso particular del sistema de lodos de PTAR, se adoptó la metodología que propone Godin *et al.* (2012), la cual considera el beneficio ambiental neto (NEB por sus siglas en inglés) de la PTAR. El NEB permite mostrar las compensaciones ambientales entre el impacto evitado debido al tratamiento de aguas residuales y el impacto potencial generado por el ciclo de vida de la PTAR.

Cuadro 4.5. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de lodos de purga de PTAR.

Entradas	Unidades	Cantidad por UF	Origen de datos
Obtención de biomasa			
Agua residual	m³	8.60	Balance de materia y energía¹
DBO ₅	Kg	1.89	
DQO	Kg	4.30	
SST	Kg	1.89	
NTT	Kg	3.44×10 ⁻¹	
P	Kg	6.88×10 ⁻²	Hernández-Padilla et al. (2017)
Fe	Kg	7.65×10 ⁻³	
Mg	Kg	5.16×10 ⁻⁴	
Pb	Kg	6.02×10 ⁻⁴	
Cd	Kg	4.30×10 ⁻⁴	
Hg	Kg	8.60×10 ⁻⁶	
As	Kg	2.58×10 ⁻⁵	
Cr	Kg	2.58×10 ⁻⁴	
Zn	Kg	1.55×10 ⁻³	
Cu	Kg	4.30×10 ⁻⁴	
Desinfectante (NaClO)	kg	1.67×10 ⁻³	Balance de materia y energía¹
Electricidad	kWh	2.24	
Transporte	tkm	2.21×10 ⁻²	
Acondicionamiento de lodo secundario			
Lodo activado	kg	2.78×10 ⁻¹	Balance de materia y energía¹
Electricidad	kWh	4.14×10 ⁻²	
Generación de biogás			
Mezcla de lodo (lodo primario + lodo activado acondicionado)	kg	1.18	Balance de materia y energía¹
Electricidad	kWh	2.53×10 ⁻¹	

Producción de electricidad

Biogás	m ³	4.50×10^{-1}	Balance de materia y energía ¹
Aceite	L	3.23×10^{-4}	
Agua	L	9.16×10^{-1}	Balance de materia y energía ²
Electricidad	kWh	1.24×10^{-1}	

Disposición final de residuos

Lodo estabilizado	kg	8.03×10^{-1}	
Transporte	tkm	1.14×10^{-3}	
Polímero	kg	2.17×10^{-3}	Balance de materia y energía ¹
Electricidad	kWh	1.06×10^{-1}	

¹ Consultora externa, comunicación personal (2018).

² Orejel Pajarito, J. F. (14 de septiembre de 2018). Comunicación personal.

En el cuadro 4.6 se presenta el inventario de salidas de la producción de energía generada a partir de lodos de purga de PTAR.

Cuadro 4.6. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de lodos de purga de PTAR.

Salida	Unidades	Cantidad por UF	Origen de datos
Obtención de biomasa			
Agua tratada	m ³	8.56	
Lodos primarios	kg	9.31×10^{-1}	Balance de materia y energía ¹
Lodos activados	kg	2.78×10^{-1}	
Residuos inertes	kg	8.44×10^{-1}	Balance de materia y energía ¹
CH ₄	kg	2.96×10^{-4}	Noyola et al. (2018)
N ₂ O	kg	2.45×10^{-2}	Colón et al. (2015)
DBO ₅	kg	1.38×10^{-1}	
DQO	kg	5.67×10^{-1}	
SST	kg	2.58×10^{-1}	Balance de materia y energía ¹
NTT	kg	1.89×10^{-1}	
P	kg	6.02×10^{-2}	
Fe	kg	1.29×10^{-3}	
Mg	kg	2.58×10^{-4}	Hernández-Padilla et al. (2017)
Pb	kg	2.75×10^{-4}	
Cd	kg	2.23×10^{-4}	
Hg	kg	8.60×10^{-6}	
As	kg	1.72×10^{-5}	Hernández-Padilla et al. (2017)
Cr	kg	1.40×10^{-4}	
Zn	kg	6.28×10^{-4}	
Cu	kg	1.81×10^{-4}	
Acondicionamiento de lodo secundario			
Lodo activado acondicionado	kg	2.50×10^{-1}	Balance de materia y energía ¹

Generación de biogás			
Biogás	m³	4.50×10 ⁻¹	Balance de materia y energía¹
Lodo estabilizado	kg	8.03×10 ⁻¹	
Producción de electricidad			
Electricidad	kWh	1	UF
Aceite	kg	4.04×10 ⁻⁵	Balance de materia y energía²
Disposición final de residuos			
Digestato	kg	2.89	Balance de materia y energía¹
N	kg	8.67×10 ⁻²	Metcalf & Eddy et al. (2003)
P	kg	7.23×10 ⁻²	
As	mg	4.10	
Cd	mg	1.82	Wernet et al. (2016)
Cr	mg	21.2	
Cu	mg	255	
Pb	mg	33.7	
Ni	mg	15	
Zn	mg	4 500	
Hg	mg	1.15	
Se	mg	3.33	
Mo	mg	6.22	

¹ Consultora externa (2018). Comunicación personal.

² Orejel Pajarito, J. F. (14 de diciembre de 2018). Comunicación personal.

El inventario de entradas de la producción de energía a partir de FORSU se presenta en el cuadro 4.7.

Cuadro 4.7. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de FORSU.

Entrada	Unidades	Cantidad por UF	Origen de datos	
Transporte				
Transporte	tkm	1.83	Juárez et al. (2008)	
Combustible (diésel)	kg	2.51×10^{-2}		
Pretratamiento				
FORSU	t	4.28×10^{-3}	Balance de materia y energía ¹	
Agua para dilución	m ³	8.20×10^{-3}		
NaHCO ₃	kg	1.37×10^{-2}		
FeSO ₄	kg	2.92×10^{-1}		
Electricidad	kWh	5.15×10^{-2}		
Transporte	tkm	1.61×10^{-1}	Balance de materia y energía ¹	
Generación de biogás				
Lodo mezcla	kg	1.21		
Electricidad	kWh	1.05×10^{-1}		
Producción de electricidad				

Biogás	m ³	4.83×10 ⁻¹	Balance de materia y energía ¹
Aceite	L	2.28×10 ⁻⁴	
Agua	L	6.48×10 ⁻¹	Balance de materia y energía ²
Electricidad	kWh	7.66×10 ⁻²	
Disposición final de residuos			
Transporte de residuos	tkm	7.27×10 ⁻²	
Polímero	kg	2.50×10 ⁻³	Balance de materia y energía ¹
Electricidad	kWh	5.67×10 ⁻²	

¹ Consultora externa (2018). Comunicación personal.2

² Orejel Pajarito, J. F. (14 de septiembre de 2018). Comunicación personal (14 de septiembre de 2018).

En el cuadro 4.8 se presenta el inventario de salidas de la producción de energía a partir de FORSU.

Cuadro 4.8. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de FORSU.

Salida	Unidades	Cantidad por UF	Origen de datos
Transporte			
FORSU	t	4.28×10 ⁻³	Balance de materia y energía ¹
Pretratamiento			
Lodo mezcla	kg	1.21	Balance de materia y energía ¹
Residuos inertes	kg	7.40×10 ⁻³	
Generación de biogás			
Biogás	m ³	4.83×10 ⁻¹	Balance de materia y energía ¹
Lodo estabilizado	kg	6.36×10 ⁻¹	
CH ₄	kg	1.41×10 ⁻²	Noyola et al. (2018)
N ₂ O	kg	1.14×10 ⁻⁵	Colon et al. (2015)
COV	kg	2.45×10 ⁻⁴	
Producción de electricidad			
Electricidad	kWh	1	UF
Aceite	kg	2.85×10 ⁻⁵	Balance de materia y energía ²
Disposición final de residuos			
Digestato	kg	6.37×10 ⁻¹	Balance de materia y energía ¹
N	kg	1.91×10 ⁻²	Metcalf & Eddy et al. (2003)
P	kg	1.59×10 ⁻²	

As	mg	1.97	Jensen & Govindan (2014)
Pb	mg	14	
Cd	mg	2.04×10^{-1}	
Ca	mg	17 800	
Cr	mg	10.2	
K	mg	6 370	
Cu	mg	26.1	
Hg	mg	3.37×10^{-2}	
Mg	mg	1 910	
Ni	mg	3.76	

¹ Consultora externa (2018). Comunicación personal.

² Orejel Pajarito, J. F. (14 de septiembre de 2018). Comunicación personal.

En los cuadros 4.9 y 4.10 se muestran los inventarios de entradas y salidas, respectivamente, de la generación de energía a partir de agua residual de vino tinto.

Cuadro 4.9. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de agua residual de vino tinto.

Entradas	Unidades	Cantidad por UF	Origen de datos
<i>Generación de materia prima</i>			
Hectáreas de cultivo	m²	3.62×10 ⁻¹	ecoinvent v.3.4
Agua irrigación	m³	1.92×10 ⁻¹	
Nitrato de amonio	kg	2.17×10 ⁻³	
Electricidad	kWh	2.79×10 ⁻⁵	
Pesticida	kg	5.43×10 ⁻⁴	
Fertilizante de fosfato	kg	4.12×10 ⁻⁷	
Sulfato de potasio	kg	4.70×10 ⁻³	
<i>Generación de biomasa</i>			
Uvas	kg	1.086	Calculado¹
Levadura	kg	1.28×10 ⁻⁴	
Energía eléctrica	kWh	1.40×10 ⁻²	
<i>Pretratamiento</i>			
Hidróxido de Sodio - sosa 50%	kg	1.95×10 ⁻²	Balance de materia y energía²
Energía eléctrica	kWh	1.80×10 ⁻²	
Vinazas	m³	5.27×10 ⁻³	
DQO	kg	1.16	
DBO	kg	4.22×10 ⁻¹	
SST	kg	1.58×10 ⁻¹	
NTT	kg	1.52×10 ⁻²	
P	kg	7.80×10 ⁻³	
SO4	kg	8.96×10 ⁻⁴	
<i>Generación de biogás</i>			

Energía eléctrica	kWh	6.61×10 ⁻²	Balance de materia y energía ²
Vinaza pretratada	m³	5.25×10 ⁻³	
DQO	kg	1.15	
DBO	kg	4.15×10 ⁻¹	
SST	kg	1.50×10 ⁻¹	
NTT	kg	1.52×10 ⁻²	
P	kg	7.80×10 ⁻³	
Generación de electricidad			
Biogás	m³	4.15×10 ⁻¹	Balance de materia y energía ³
	kg	2.78×10 ⁻¹	
Biometano	kg	1.90×10 ⁻¹	
Agua	m³	9.46×10 ⁻⁴	
Aceite	L	3.33×10 ⁻⁴	
Energía eléctrica	kWh	8.33×10 ⁻²	
Tratamiento anóxico-aerobio			
Energía eléctrica	kWh	2.96×10 ⁻¹	Balance de materia y energía ²
Efluente anaerobio	m³	5.25×10 ⁻³	
DQO	kg	2.31×10 ⁻¹	
DBO	kg	6.23×10 ⁻²	
SST	kg	5.25×10 ⁻³	
NTT	kg	5.49×10 ⁻³	
P	kg	6.20×10 ⁻³	
Disposición final de residuos			
Energía eléctrica	kWh	1.6×10 ⁻²	Balance de materia y energía ²
Lodos proceso aerobio-anóxico	kg	0.0275	
Polímero	kg	9.89×10 ⁻⁵	

¹ Valor obtenido de investigaciones sobre la producción de vino tinto.

² Consultora externa (septiembre, 2018). Comunicación personal.

³ José Fernando Ojel Pajarito, J. F. (1 de septiembre 2018). Comunicación personal.

Cuadro 4.10. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de agua residual de vino tinto

Salida	Unidades	Cantidad por UF	Origen de datos
Generación de materia prima			
Uva	kg	3.14×10^{-1}	
Amoniaco - emisiones al aire	kg	5.28×10^{-5}	
Cd - emisiones al suelo	kg	5.66×10^{-8}	
CO ₂ - emisiones al aire	kg	1.41×10^{-3}	

Cr - emisiones al suelo	kg	-4.27×10^{-7}	
Cu - emisiones al suelo	kg	-1.30×10^{-6}	
Pb - emisiones al suelo	kg	6.38×10^{-7}	
Ni - emisiones al suelo	kg	-3.60×10^{-8}	
NO ₃ - emisiones al agua superficial	kg	2.89×10^{-3}	
NOx - emisiones al aire	kg	8.93×10^{-6}	
N ₂ O -emisiones al aire	kg	4.25×10^{-5}	ecoinvent v.3.4
Pesticidas - emisiones al suelo	kg	5.43×10^{-4}	
PO ₄ - emisiones al agua superficial	kg	5.39×10^{-7}	
P - emisiones al agua superficial	kg	1.89×10^{-6}	
Agua - otras emisiones al agua superficial	kg	7.93×10^{-2}	
Vapor de agua - emisiones al aire	kg	1.13×10^{-1}	
Zn - emisiones al suelo	kg	-8.84×10^{-7}	
Generación de biomasa			
Vino tinto	m ³	5.60×10^{-4}	
Lías	kg	3.16×10^{-2}	Calculado ¹
CO	kg	6.78×10^{-2}	
Tallos	kg	4.46×10^{-2}	
Vinaza	m ³	5.27×10^{-3}	Calculado ¹
Pretratamiento			
Agua residual de vino tinto	m ³	5.25×10^{-3}	
DQO	kg	1.15	
DBO	kg	4.15×10^{-1}	
SST	kg	1.50×10^{-1}	Balance de materia y energía ²
NTT	kg	1.52×10^{-2}	
P	kg	7.80×10^{-3}	
SO ₄	kg	2.47×10^{-4}	
Residuos inertes	kg	7.91×10^{-3}	
Generación de biogás			
Biogás	m ³	4.15×10^{-1}	Balance de materia y energía ²
	kg	2.78×10^{-1}	
Generación de electricidad			
Electricidad	kWh	1	Balance de materia y energía ³
Gas de combustión	kg	58	
CO	kg	9.86×10^{-4}	
CO ₂	kg	1.75×10^{-1}	Mills et al. (2014)
NOx	kg	8.21×10^{-4}	
NMVOC	kg	1.36×10^{-4}	
SO ₂	kg	4.39×10^{-4}	

Aceite	kg	4.03×10^{-5}	Balance de materia y energía ³
Tratamiento anóxico-aerobio			
Agua tratada	m ³	2.21×10^{-3}	
DQO	kg	8.17×10^{-3}	
DBO	kg	9.08×10^{-4}	
SST	kg	1.11×10^{-4}	Balance de materia y energía ²
NTT	kg	8.40×10^{-5}	
P	kg	5.13×10^{-4}	
Lodos secundarios	kg	2.75×10^{-2}	
Disposición final de residuos			
Lodo a disposición	kg	3.42×10^{-1}	Balance de materia y energía ²
Biomasa concentrada	kg	5.27	
Transporte	tkm	6.30×10^{-3}	Calculado ⁴

¹ Valor obtenido de investigaciones sobre la producción de vino tinto.

² Consultora externa (septiembre, 2018). Comunicación personal.

³ Ojel Pajarito, J. F. (1 de septiembre 2018). Comunicación personal.

⁴ Valor calculado a partir de distancia entre sitio de generación y relleno sanitario correspondiente.

Carrillo-Reyes *et al.* (2019) e Iacone & De Marco (2017) reportan una relación de 9.4 L de agua residual por litro de vino tinto. La caracterización del agua residual de vino tinto se basa en el trabajo de Buitrón *et al.* (2019), de una planta de producción vinícola real, en operación en el estado de Querétaro. Con base en este documento, se identificó la relación entre producción de vino tinto y generación de energía: 0.527 L de agua residual se producen para la generación de 1 kWh, en una fábrica con capacidad de 40,000 a 45,000 L de vino por mes. La relación entre ellos y su caracterización se estableció conforme a investigaciones previas, mientras que, para la obtención de los datos de las plantas de tratamiento, se recurrió a los servicios de un consultor externo que desarrolló el modelo conceptual de dichas plantas y sus balances de materia y energía. Los insumos para el cultivo de la uva fueron obtenidos a partir de la base de datosecoinvent v. 3.4 de la producción de uva.

4.4.1 Validación de los datos

El proceso de validación de los datos del ICV de los sistemas de bioenergía estudiados se realizó a través de balances de materia y energía, al igual que revisiones en literatura científica para la comparación de datos. A su vez, se evaluó la calidad de los datos con base en los criterios desarrollados por Weidema *et al.* (2013), quienes proponen una matriz de pedigrí compuesta por cinco indicadores: fiabilidad, integridad, correlación temporal, correlación geográfica y correlación tecnológica, cada uno con un puntaje de uno a cinco. Cuando el puntaje es uno, significa que los datos son de alta calidad con respecto al indicador particular, mientras que un puntaje de 4 significa que la calidad

de los datos para ese indicador es baja (cuadro 4.11). De acuerdo con Weidema *et al.* (2013), la evaluación de cada uno de estos indicadores es transformada en un indicador de incertidumbre (varianzas de distribución normal de los datos), calculándose de esta forma un solo indicador de calidad de datos (ICD). Para determinar el valor global de la calidad de datos se utiliza un promedio de los valores identificados en el cuadro 4.12.

Cuadro 4.11. Criterios para calificar el nivel global de la calidad de los datos.

Calificación global de la calidad de datos	Nivel global de calidad de datos
≤ 1.6	Alta calidad
> 1.6 a ≤ 3	Calidad básica
> 3 a ≤ 4	Datos estimados (no suficiente)

De acuerdo con estos criterios, el ICV tiene una calidad promedio global de 2.14, lo que implica que el inventario presenta una calidad suficiente para cumplir los requisitos de calidad establecidos por la norma ISO 14044.

Cuadro 4.12. Aplicación de la matriz pedigrí a los inventarios desarrollados para la investigación.

Indicador	Definición/comentario	Calificación de la calidad
Fiabilidad	Los datos recuperados de medicación directa y aquellos complementados con la literatura han sido verificados basados en la revisión del estado de la cuestión, al igual que balances de materia y energía, con cantidad y periodicidad en la que se aplica (mayor al 80%).	1
Integridad	Los datos obtenidos son representativos de todos los sitios, pues se utilizaron múltiples fuentes de información.	1
Correlación temporal	La totalidad de los datos tienen menos de 5 años de haber sido publicados, con base en el año de estudio.	3
Correlación geográfica	Los inventarios desarrollados provienen de datos de la región de estudio.	2
Correlación tecnológica	Los inventarios desarrollados provienen de datos procedentes de empresas, procesos y materiales bajo de estudio.	2
Revisión y validación	Revisiones documentadas por un revisor interno.	4
Integridad	Los flujos determinados (mayor al 80 %) en el inventario de ciclo de vida han sido evaluados y se le ha dado un valor.	2
Promedio global		2.14

El método de asignación utilizado se seleccionó después de consultar diferentes autores (Pradel *et al.*, 2016; Toniolo *et al.*, 2017; Sfez *et al.*, 2020), ya que existe un debate en torno al tipo de asignación que deben recibir los residuos que son aprovechados, situación en la que dejan de ser un residuo y se convierten en materia prima. Un claro ejemplo de esto es el tipo de biomasa considerada en este capítulo, donde los lodos de PTAR, la FORSU y el agua residual de vino tinto, son empleados para producir energía, lo cual difiere de su disposición final tradicional. Por lo anterior, en este estudio se optó por una asignación másica.

4.5 EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

En el cuadro 4.13 se muestran los impactos ambientales de los sistemas analizados. Estos valores tienen como base la unidad funcional, que corresponde a 1 kWh de energía eléctrica producido por cada sistema.

Adicionalmente, se modelaron los impactos de 1 kWh de energía eléctrica producido a partir de la matriz eléctrica nacional con el módulo *MX: electricity, high voltage, production mix* de ecoinvent 3.4, para comparar con los impactos de los sistemas evaluados.

Cuadro 4.13. Impactos ambientales totales por categoría de los sistemas de bioenergía analizados.

Categoría de impacto	Unidad	Lodos de PTAR	FORSU	Agua residual de vino tinto	Matriz eléctrica nacional
Cambio climático	kg CO _{2eq}	1.0565	0.5316	0.437	0.5113
Formación de oxidantes fotoquímicos	g NMVOC _{eq}	18.3	0.65	0.926	1.164
Toxicidad humana	kg 1.4-DB _{eq}	2.3201	0.1136	0.129	0.1669

La figura 4.4 presenta los impactos ambientales normalizados en términos porcentuales para cada sistema bioenergético estudiado y la matriz eléctrica nacional. Se observa que, de los tres tipos de biomasa analizados, el que genera mayor impacto en las tres categorías consideradas es el de lodos de PTAR, lo cual se relaciona con el consumo de electricidad requerido en la PTAR y también a la decisión metodológica de realizar un reparto másico en el proceso de tratamiento de aguas en la PTAR.

Los sistemas de FORSU y agua residual de vino tinto, presentan valores de impactos cercanos a los de la matriz eléctrica de México, aunque la generación de electricidad con agua residual de vino tinto presentó un mejor desempeño en la categoría de cambio climático, mientras que FORSU es mejor en las categorías de toxicidad humana y formación de foto-oxidantes.

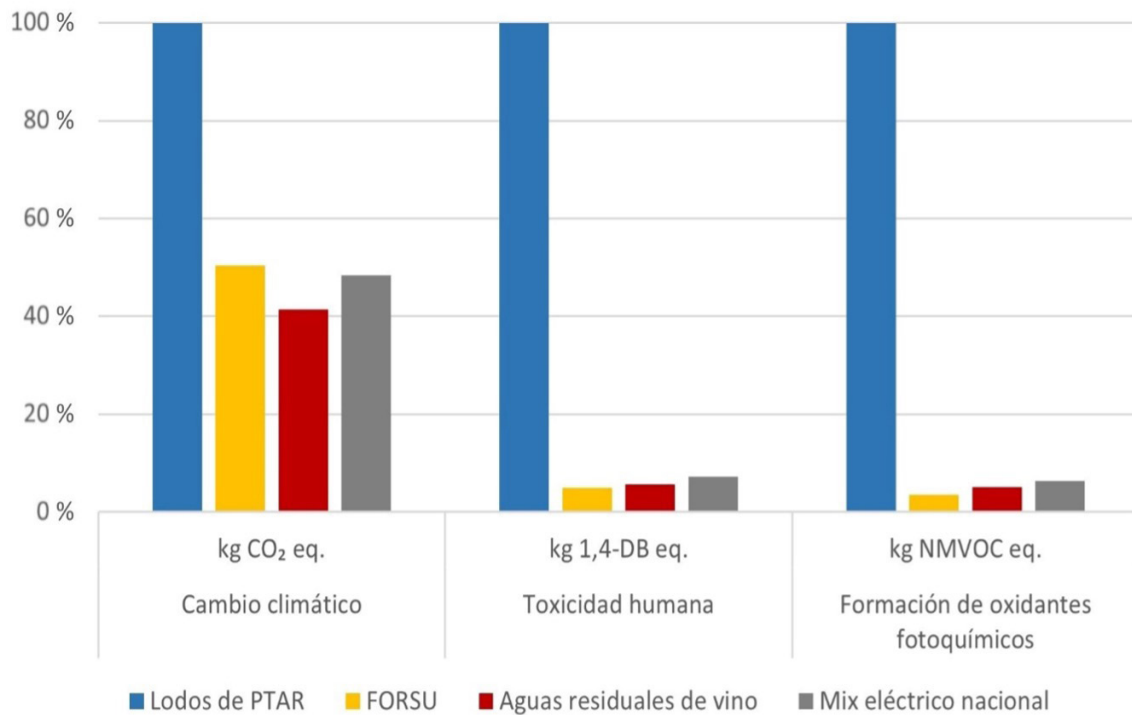


Figura 4.4. Impacto total normalizado de cada sistema tecnológico por categoría de impacto.

4.5.1 Cambio climático

La figura 4.5 muestra el impacto de cada etapa de ciclo de vida en el cambio climático. Aquí se observa que el sistema con mayor impacto son los lodos de PTAR, con 1.06 kg CO_{2eq}/kWh, debido principalmente a la generación de biomasa en la PTAR, por la electricidad requerida en el tratamiento del agua residual. Lo anterior se debe principalmente a la tecnología de tratamiento usada: lodos activados, modalidad convencional, que consume una gran cantidad de electricidad para suministrar oxígeno al reactor aerobio, así como para los motores y las bombas. Los resultados obtenidos difieren de lo publicado por Yoshida *et al.* (2018), en donde el impacto en esta categoría se atribuyó principalmente a la aplicación del digestato en tierra, por las emisiones de N₂O durante los procesos de nitrificación y desnitrificación en los campos, y al transporte de lodos debido a la gran cantidad que se transportaban al campo.

Por otro lado, el impacto del escenario FORSU es de 0.531 CO_{2eq}/kWh, donde la etapa de generación de biogás es la que tiene mayor afectación debido al uso de electricidad que alimenta la bomba centrífuga necesaria para mantener el digestor anaerobio totalmente mezclado. El resultado mencionado es menor al obtenido por Colón *et al.* (2012) de 45.2 kg CO_{2eq}, lo cual se atribuye a la digestión y al combustible consumido. Sin embargo, estos resultados son mayores si se comparan con Xu *et al.* (2015), (0.0169 kg CO_{2eq}), quienes coinciden con el presente ACV en que la mayor contribución se debe al consumo de electricidad, la cual proviene de una matriz eléctrica que depende de combustibles fósiles.

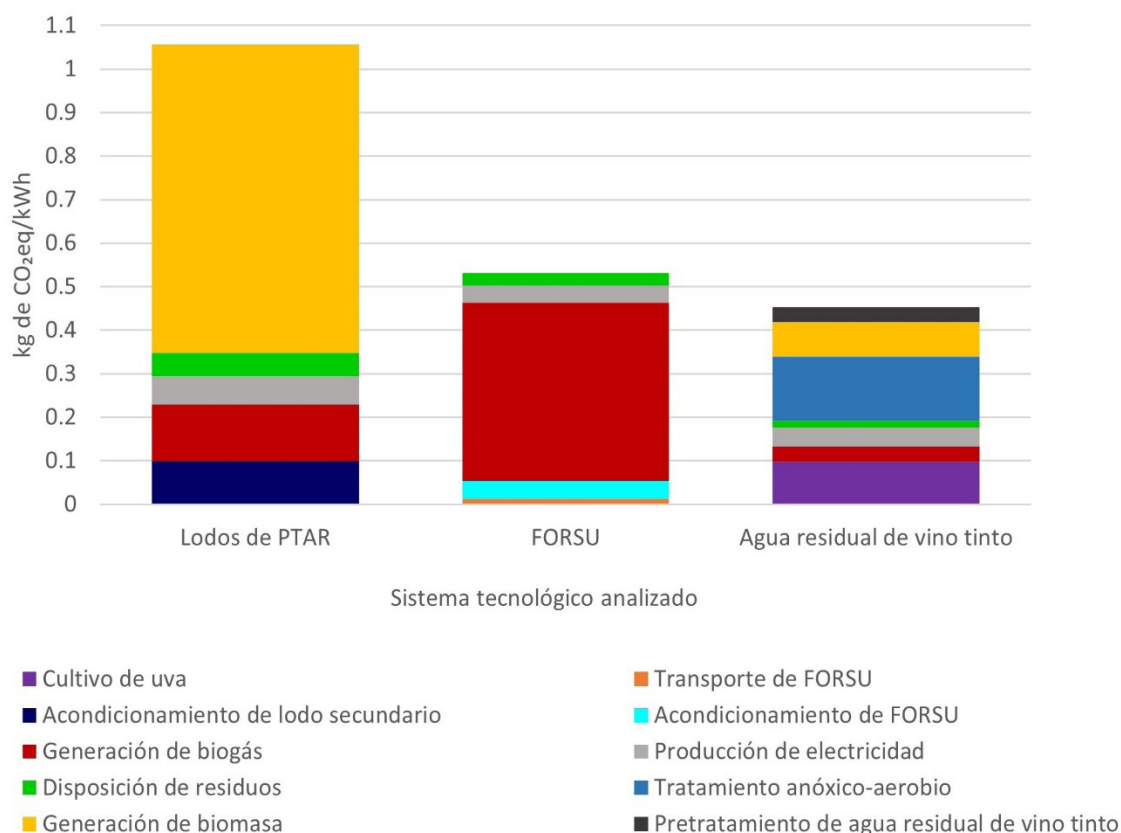


Figura 4.5. Impactos en cambio climático por etapas de ciclo de vida para cada sistema bioenergético analizado.

El sistema tecnológico con menor impacto en la categoría de cambio climático es el agua residual de vino tinto diluida con 0.463 kg de CO_{2eq}/kWh, con la mayor contribución generada en la etapa del tratamiento anóxico-aerobio, que representa el 33 % del impacto total. Es importante destacar que, en este sistema bioenergético, la generación de biogás a partir de agua residual de vino diluida se lleva a cabo en un reactor tipo UASB, en el cual los requerimientos energéticos son bajos y se requieren únicamente el bombeo del agua residual de vino y para la agitación del influente.

Como se observa en la figura 4.5, la etapa de cultivo de uva representa menos del 30 % de los impactos totales de la categoría. Las diferencias entre los resultados de estas evaluaciones, comparadas con otros estudios donde se resalta la contribución agrícola a los impactos ambientales totales del sistema analizado (Contreras *et al.*, 2009), se deben a que las cantidades de pesticidas y fertilizantes para el cultivo y cosecha de uva son menores que en otros sistemas. Esto, a pesar de que los fertilizantes utilizados para el cultivo de la vid tienen una composición elevada en fósforo (Stoessel *et al.*, 2012), lo cual no se refleja directamente como una emisión en la categoría de cambio climático.

4.5.2 Formación de oxidantes fotoquímicos

La formación de oxidantes fotoquímicos, como el ozono, se refiere a la generación de determinados compuestos bajo la influencia de la luz y a través de reacciones de oxidación de ciertos precursores como los compuestos orgánicos volátiles (COV), monóxido de carbono, dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno, los cuales afectan la salud humana, al ecosistema, los materiales y las plantas (Noyola *et al.*, 2013).

De acuerdo con la figura 4.6, el sistema de lodos de PTAR es el que genera mayor impacto, con 0.0183 kg NMVOC_{eq}/kWh, atribuyéndose en más del 95 % a la etapa de generación de biomasa en la PTAR. En la evaluación de Yoshida *et al.* (2018), se obtuvo que la etapa con mayor impacto era la disposición de residuos debido a las emisiones de NO_x y NMVOC por el uso de diésel durante el transporte y la aplicación en tierra, algo que difiere con los resultados obtenidos en este estudio. Además, en los límites del sistema dicho estudio no consideró la PTAR, por lo cual no se puede comparar directamente el impacto de esta etapa.

Con un impacto menor se encuentra el sistema de FORSU, con 0.6 g NMVOC_{eq}/kWh. La etapa que tiene mayor porcentaje de impacto es la de generación de biogás y está relacionado al uso de energía eléctrica, ya que durante su producción se generan emisiones de SO₂ por el uso de combustibles fósiles. Xu *et al.* (2015) obtuvieron 0.81 kg NMVOC_{eq} para un sistema similar de FORSU, lo cual es superior a los resultados obtenidos en este trabajo, pero que coinciden en que el uso de electricidad es muy relevante porque proviene de fuentes fósiles.

Para el sistema de agua residual de vino tinto, el mayor impacto se genera por los procesos que presentan un mayor consumo de energía, como el pulimiento anóxico. La segunda etapa de mayor impacto es la generación de materia prima, que incluye el uso de energía eléctrica para la aplicación de insumos del cultivo y riego tecnificado, que constituye el 25 % del impacto total de ambos sistemas.

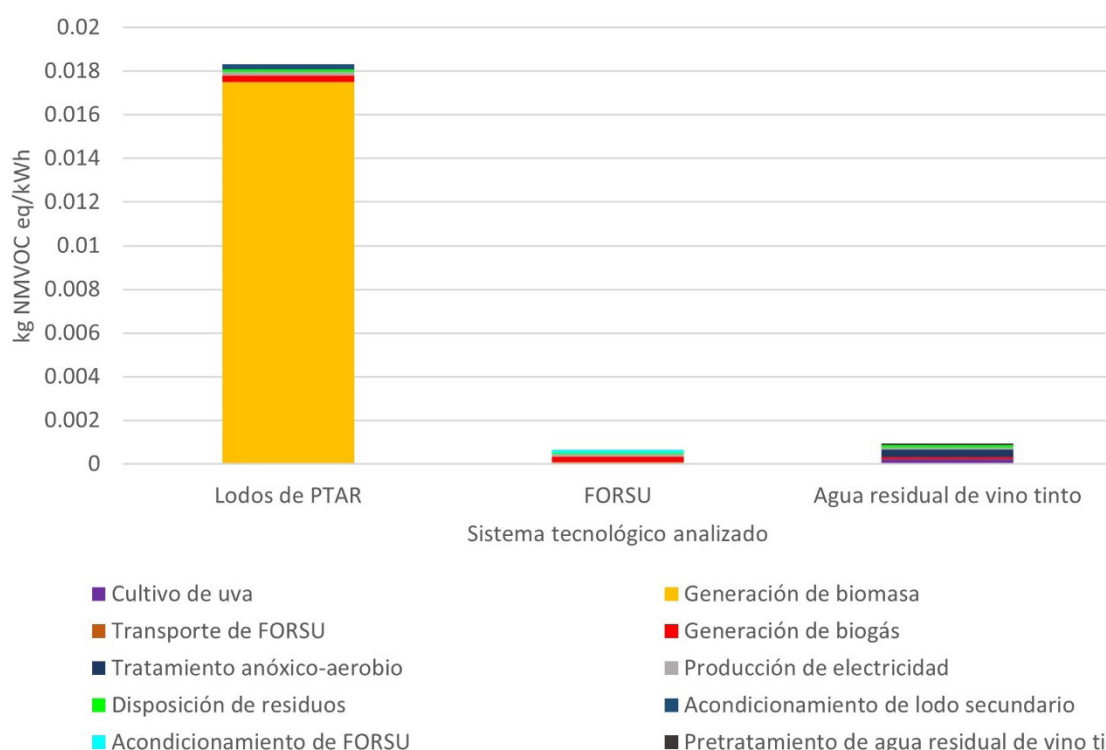


Figura 4.6. Impactos en formación de foto-oxidantes por etapas de ciclo de vida para cada sistema bioenergético analizado.

4.5.3 Toxicidad humana

En la figura 4.7, se muestran los impactos en la categoría de toxicidad humana, donde se puede observar que los mayores impactos se presentan en el sistema de lodos de PTAR y muy por debajo de éste, se encuentran los sistemas de FORSU y de agua residual de vino tinto. En este sentido, se puede discutir que el sistema de lodos de PTAR es el que tiene mayor impacto, 2.32 kg 1,4-DB_{eq}/kWh, generado principalmente (más del 95 %), por la etapa de disposición de residuos. Esto se debe a que el digestato resultante se dispone en el suelo y tiene una alta concentración de metales pesados que impactan directamente en esta categoría. Estos resultados coinciden con Yoshida *et al.* (2018), quienes obtuvieron que la etapa con mayor contribución en esta categoría era la disposición de residuos por la aplicación del digestato en el suelo.

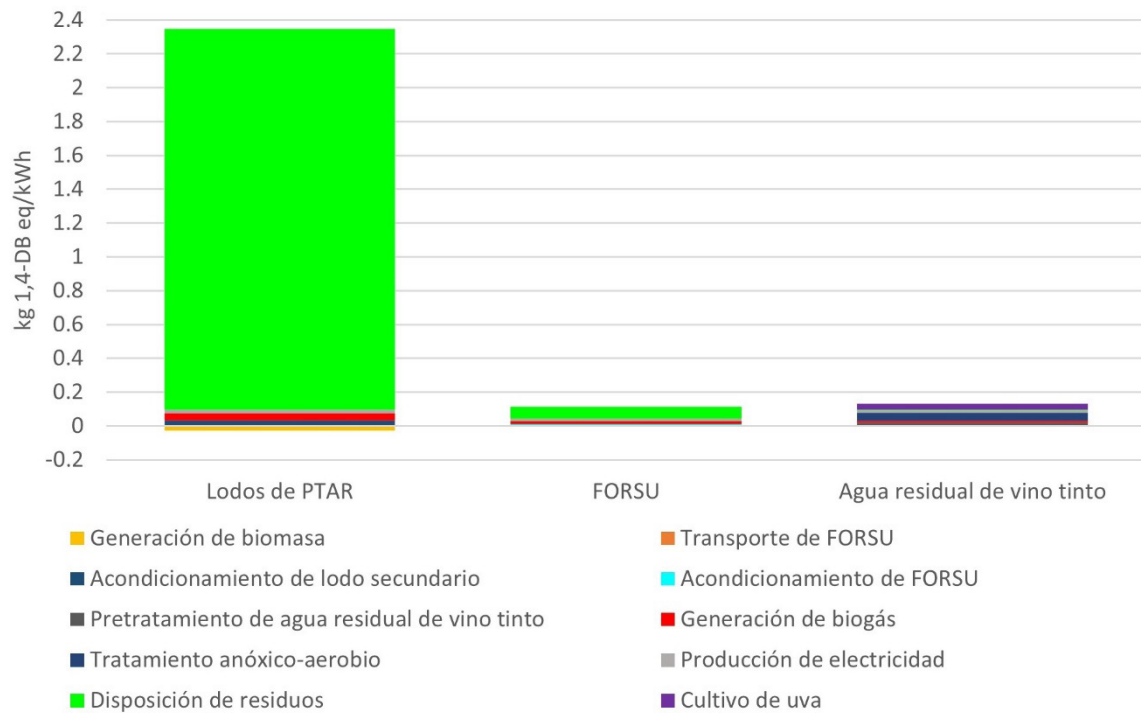


Figura 4.7. Impactos en toxicidad humana por etapas de ciclo de vida para cada sistema bioenergético analizado.

Cabe destacar que, aunque el sistema de lodos tiene un impacto alto, en la figura 4.7 se puede apreciar que el impacto de la etapa de generación de la biomasa, que corresponde a la PTAR, es negativo (evitado) y aunque es pequeño, del 1 % al 2 %, es gracias a la remoción de metales durante el tren de tratamiento de la planta.

Con un impacto de $0.1136 \text{ kg } 1,4\text{-DB}_{\text{eq}}/\text{kWh}$ se encuentra el escenario de FORSU, en donde el principal contribuyente es la disposición de residuos, con 62 %, seguido de la generación de biogás, con 15 %. Colón *et al.* (2012) obtuvieron un impacto evitado de $-4.64 \text{ kg } 1,4\text{-DB}_{\text{eq}}$, debido al uso de la electricidad generada en la planta con biogás en lugar de la electricidad de la red nacional, lo cual difiere de los resultados obtenidos en este estudio.

Con respecto al sistema de agua residual de vino tinto, se puede identificar que los impactos están relacionados con el consumo de energía eléctrica para el tratamiento anóxico-aerobio, que representan el 37.5 % del impacto total por categoría, lo cual se debe a las emisiones de los procesos de generación de energía con la matriz eléctrica nacional, particularmente como una consecuencia de emisiones de metales pesados del carbón y de la minería de metales (Treyer, Bauer & Simons 2014; Atilgan & Azapagic, 2015), al igual que en los procesos de refinamiento de petróleo (Gaete Morales *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2020).

4.6 INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

4.6.1 Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad en el que se modifican los límites del sistema, excluyendo de la evaluación de impactos la etapa de generación de biomasa residual. En el sistema de lodos, esto implicó no considerar la PTAR y en sistema de agua residual de vino tinto, no tomar en cuenta la etapa agrícola (cultivo de uva) ni la etapa industrial. En el caso de FORSU no existe etapa de generación de biomasa, porque el sistema no considera el consumo de productos en los hogares, sino que comienza con la recogida de residuos (que se considera transporte).

Se seleccionó este análisis de sensibilidad por dos razones: 1) porque suele ser una estrategia metodológica que se adopta en algunos estudios de ACV, sobre todo a nivel comercial (basados en algunas Reglas de Categoría de Producto), y 2) porque, aunque se identificó que el método de asignación de impactos para la etapa de generación de biomasa, podría representar una análisis de sensibilidad más necesario, no se cuenta con datos de calidad que permitan hacer asignaciones económicas ciertas para los sistemas de lodos y FORSU.

Los resultados de este análisis se presentan en las figuras 4.8, 4.9 y 4.10, donde se incluye una línea punteada en cada gráfica, para señalar los impactos ambientales de 1 kWh generado con la matriz eléctrica nacional. Se identifica que el sistema FORSU no presenta variación alguna, lo cual se debe a que no presenta una etapa de generación de biomasa. El sistema de agua residual de vino tinto disminuye impactos ambientales para las tres categorías analizadas, lo cual se debe a que se elimina la etapa de cultivo y la etapa industrial, que constituyen en conjunto impactos por el uso de agroquímicos en el campo y electricidad en la vinícola.

Con respecto al sistema PTAR, se observa una significativa reducción de impactos ambientales en cambio climático y formación de foto-oxidantes, lo cual se debe a que ya no se cuantifican la PTAR y con ello se restan los impactos por uso de electricidad que contribuyen directamente en estas dos categorías. Sin embargo, en la categoría de toxicidad humana, al eliminar la PTAR se presenta un incremento del impacto, lo cual se debe a que la PTAR evita impactos en toxicidad por el tratamiento de aguas (figuras 4.8, 4.9 y 4.10).

Lo anterior pone de manifiesto la importancia de hacer evaluaciones de ciclo de vida para los sistemas completos, incluyendo desde la generación de la materia prima y también hace evidente la necesidad de definir aspectos metodológicos que permitan modelar escenarios de economía circular, como se puede considerar a los tres sistemas analizados en este capítulo.

Se puede identificar que los sistemas de FORSU y los de agua residual de vino tinto generan menos impactos de los que genera la producción de electricidad con la mezcla eléctrica nacional. Sin embargo, en el caso de los sistemas de PTAR es necesario evaluar la generación de energía a partir de biomasa de otras tecnologías de tratamiento.

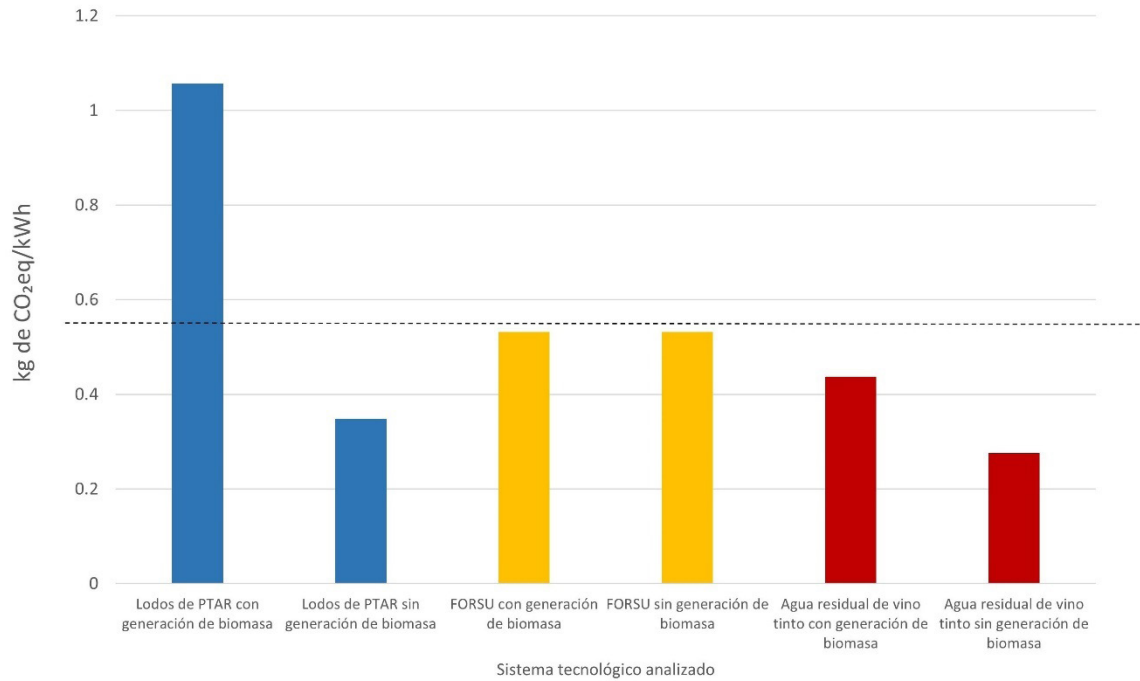


Figura 4.8. Análisis de sensibilidad para los sistemas bioenergéticos analizados en la categoría de cambio climático.

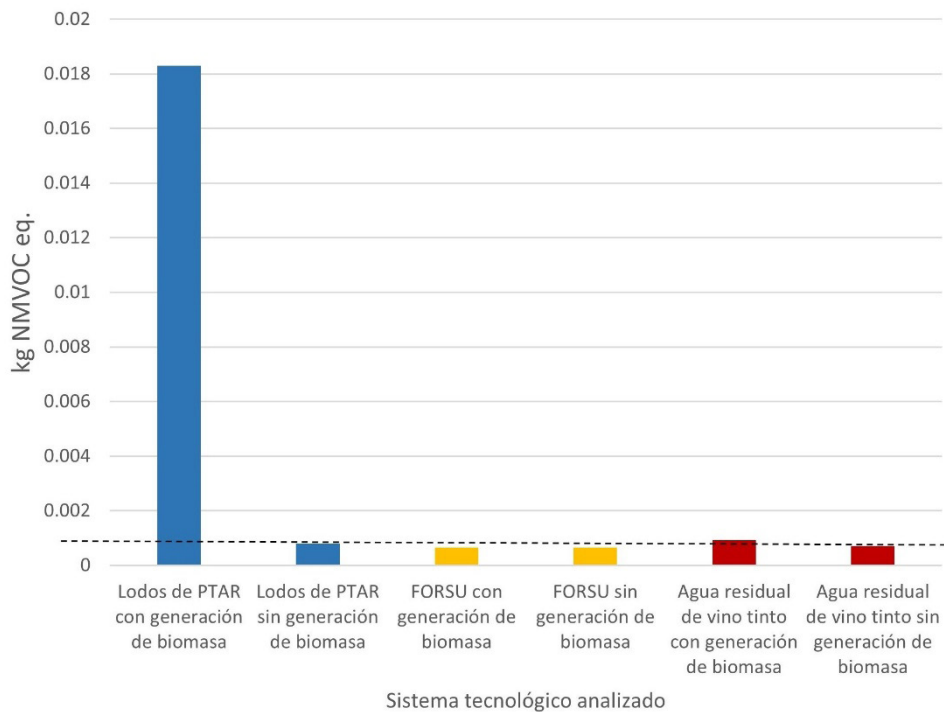


Figura 4.9. Análisis de sensibilidad para los sistemas bioenergéticos analizados en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos.

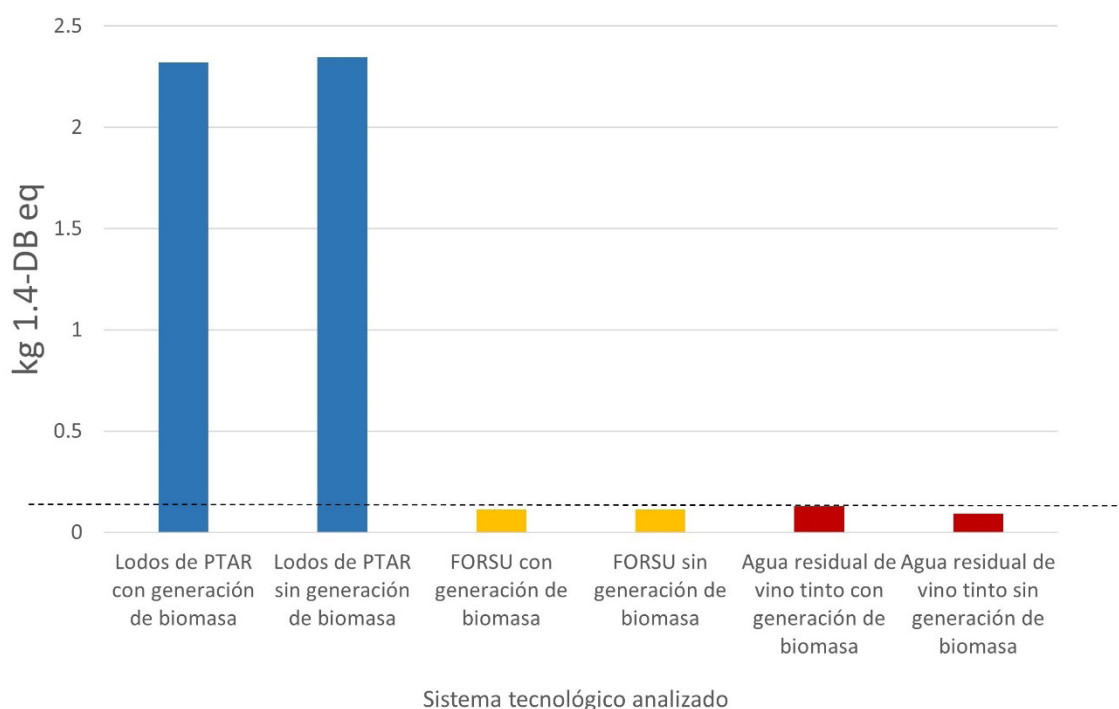


Figura 4.10. Análisis de sensibilidad para los sistemas bioenergéticos analizados en la categoría de toxicidad humana.

4.7 CONCLUSIONES

Se identificó que el sistema que trabaja con lodos de PTAR tiene los mayores impactos ambientales, mientras que FORSU presenta menores impactos en toxicidad humana y formación de foto-oxidantes. El sistema de agua residual de vino es el que logra el mejor desempeño en cambio climático.

Las etapas de ciclo de vida con mayores impactos son: la generación de biomasa y la disposición de residuos en el sistema de Lodos; la generación de biogás y la disposición de residuos en el sistema de FORSU; y el tratamiento anóxico-aeróbico y el cultivo de uva en el sistema de agua residual de vino tinto.

El método de asignación y los límites del sistema son dos elementos metodológicos clave para cuantificar los impactos ambientales. En el análisis de sensibilidad se analizó el efecto de ajustar los límites del sistema y eliminar la etapa de generación de biomasa, lo cual implica una decisión metodológica extrema. Aún en ese caso, las tendencias se mantienen para el caso de FORSU y agua residual de vino tinto, lo cual muestra la fortaleza de este trabajo y al mismo tiempo pone de manifiesto, la importancia de hacer análisis de la cuna a la tumba, ya que eliminar etapas, impide visualizar beneficios ambientales que se pueden presentar, como en el caso del sistema lodos, donde la PTAR hace una importante función para evitar la toxicidad humana.

FORSU y agua residual de vino tinto siempre presentaron impactos ambientales ligeramente por debajo de los que se generan con la mezcla eléctrica nacional, aunque el

sistema todos no presenta un comportamiento ambiental contundente en este caso. El uso de energías renovables para la generación de energía eléctrica no siempre tiene ventajas ambientales sobre los sistemas fósiles, por lo que todos los escenarios tecnológicos se deben evaluar con herramientas que tengan un enfoque holístico y sistemático, como el ACV, para identificar oportunidades de mejora y que la producción de energías renovables sea más sustentable.

CAPÍTULO 5. EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES PARA GENERACIÓN DE CALOR A PARTIR DE RESIDUOS DE CÁSCARA DE NARANJA

Myriam A. Amezcua-Allieri²⁴

Moisés Magdaleno Molina²⁵

M. Esther Palmerin Ruiz²⁵

Luis A. Melgarejo Flores²⁵

RESUMEN

La naranja (*Citrus sinensis* L.) es un cítrico de producción nacional relevante, cuya cáscara constituye un residuo de biomasa que requiere valorizarse. En este trabajo se llevó a cabo la evaluación de impactos ambientales, a través de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida, con el fin de establecer indicadores ambientales durante todo el ciclo de elaboración de productos. La empresa estudiada para este caso produce jugos de frutas, aceite esencial y D-limoneno en el estado de Veracruz para el mercado nacional y de exportación y aprovecha la cáscara de naranja para generar calor. Se realizó el Análisis de Ciclo de Vida para el proceso de generación de calor industrial a partir de biomasa de residuos de cáscara de naranja con el método CML Baseline 2000. Los resultados obtenidos fueron comparados contra la generación de calor a partir de combustóleo, utilizando el criterio de asignación económica basado en el valor de mercado de los productos y subproductos (jugo de naranja, D-limoneno, aceite esencial y residuos de cáscara de naranja). Se disminuyeron impactos en dos de las tres categorías analizadas para el escenario alterno: de 79.2 % el potencial de calentamiento global y de 47.1 % para potencial de toxicidad humana, así como un impacto de -695.4 % para el potencial de formación de ozono fotoquímico. Se concluye, además, que se presentan contribuciones adicionales de 689 % y 428 % en las categorías de toxicidad en agua dulce y toxicidad terrestre, sobre todo por las descargas de aguas residuales y la disposición final de las cenizas generadas durante la combustión de biomasa.

24 Gerencia de Transformación de Biomasa, Instituto Mexicano del Petróleo. mamezcua@imp.mx

25 Gerencia de Eficiencia Energética y Sustentabilidad, Instituto Mexicano del Petróleo.

5.1 INTRODUCCIÓN

Actualmente el aprovechamiento de biomasa en nuestro país se realiza de manera incipiente. La Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos (Cámara de Diputados, 2008), de observancia general en toda la república mexicana, tiene por objeto la promoción y desarrollo de los bioenergéticos con el fin de coadyuvar a la diversificación energética y el desarrollo sustentable como condiciones que permiten garantizar el apoyo al campo mexicano y promover la producción de insumos para bioenergéticos, a partir de las actividades agropecuarias, forestales y otras, sin poner en riesgo la seguridad y soberanía alimentaria del país.

Por otro lado, México recientemente incrementó sus compromisos climáticos, de 22 % al 35 % de reducción de emisiones de CO₂ para el año 2030 (Semarat e INECC, 2022). El marco normativo vigente establece la importancia de generar energía renovable, con el fin de ser autosuficientes energéticamente, disminuir la huella de carbono (que cumple a su vez con compromisos internacionales), y generar menos impactos al ambiente. En particular, México cuenta con un potencial de aprovechamiento de biomasa disponible que puede ser utilizado para producir bioenergéticos. Sin embargo, en el año 2021, se generaron en total 328,598 GWh, de los cuales 1,596 GWh (el 0.49 %) fue por bioenergía, proveniente principalmente del bagazo de caña y la leña (Conadesuca, 2017). Sin embargo, actualmente el aprovechamiento de biomasa en nuestro país se realiza de manera incipiente.

La naranja (*Citrus sinensis* L.) es un cítrico de producción nacional relevante, cuya cáscara constituye un residuo de biomasa que requiere valorizarse, debido al elevado costo y la compleja gestión de su procesamiento. Este residuo constituye un componente relevante en la cadena de valor de la industria agroindustrial. En este estudio se consideró un escenario base, para el cual se evaluaron los impactos ambientales generados por el uso del combustóleo para producir el calor necesario para el secado de las cáscaras de naranja, debido a que éstas tienen un alto contenido de humedad (más del 40 %) y se comparó con un escenario alternativo de generación de energía a partir de la valorización de la cáscara de naranja.

5.2 DEFINICIÓN DEL OBJETIVO Y EL ALCANCE DEL ESTUDIO

5.2.1 Objetivo y alcance

Determinar los impactos potenciales con el método CML-IA para las siguientes categorías: Potencial de Calentamiento Global (GWP), Potencial de Toxicidad Humana (HTP) y Potencial de Creación de Foto-oxidantes (POCP), para los escenarios base (a partir de combustibles fósiles) y alternativo (con biomasa) para la generación de calor en una empresa agroindustrial productora de jugo de naranja, aceites esenciales y D-limoneno, y comparar los impactos para cada uno de los escenarios.

Se seleccionó esta metodología y las categorías mencionadas para uniformizar los estudios de ciclo de vida realizados por diversas instituciones que forman parte del Clúster de Biocombustibles Sólidos, que incluye al Instituto Mexicano del Petróleo. Se priorizaron los impactos que afectan directamente a la salud humana (HTP y POCP)

además del impacto de calentamiento global debido a los compromisos adquiridos por México en el marco del Acuerdo de París (SEMARNAT e INECC, 2022).

La empresa estudiada para este caso de estudio produce jugos de frutas, aceite esencial y D-limoneno en el estado de Veracruz para el mercado nacional y de exportación y aprovecha la cáscara de naranja para generar calor. En cada uno de los procesos analizados donde se utiliza biomasa sólida se realizó la identificación, cálculo y evaluación de las emisiones e impactos a los diversos medios: agua, aire y suelo e impactos derivados de la elaboración de un producto siguiendo su trayectoria a lo largo de toda la cadena productiva e identificando aquellas áreas en las cuáles se concentran. Con los resultados de esta aplicación se establecieron indicadores de emisiones, consumo de energía e impactos al ambiente a lo largo del proceso productivo. El análisis se aplicó en todas las etapas que interviene en el proceso productivo. Se evaluó el uso de combustibles de biomasa como complemento en el proceso productivo para reducir el consumo de combustibles fósiles. Se consideraron dos escenarios, que se muestran en la figura 5.1 y se explican a continuación:

Escenario base: Quema de combustóleo para generar vapor, que se utiliza en la evaporación de jugo en una empresa agroindustrial. Se incluyen las emisiones desde que el petróleo crudo es extraído, pasando por procesos de transporte, su refinación para ser transformado en combustóleo, hasta que se quema en un horno de combustibles fósiles para generar calor (INECC, 2014; USEPA AP-42, 2017).

Escenario alterno: Quema de cáscara de naranja para generar vapor, que se utiliza en la evaporación de jugo de naranja en una empresa agroindustrial. En el escenario alterno se sustituye parte del combustóleo por cáscara de naranja que es previamente sometida a un proceso de secado. La naranja es transportada con camiones de 15 toneladas a la planta agroindustrial para la extracción de jugo. Adicionalmente, una parte es transformada en aceites esenciales y D-limoneno para su venta. Para evaporar y pasteurizar el jugo, se utiliza vapor generado por la quema de cáscara de naranja. La cáscara seca se quema en un horno de biomasa para generar calor. El proceso de secado de biomasa incluye trituración, alcalinización –etapa en la cual se adicionan 5 kg de cal por tonelada de cáscara de naranja–, prensado y secado en hornos rotatorios. La humedad contenida en la biomasa es reducida en el proceso de secado de 80 a entre 20 y 28 %. En este proceso se producen emisiones a la atmósfera por el uso de cáscara de naranja seca para secar cáscara de naranja húmeda. Otros residuos generados son las cenizas del horno y las descargas al agua provenientes del lavado de los gases de combustión.

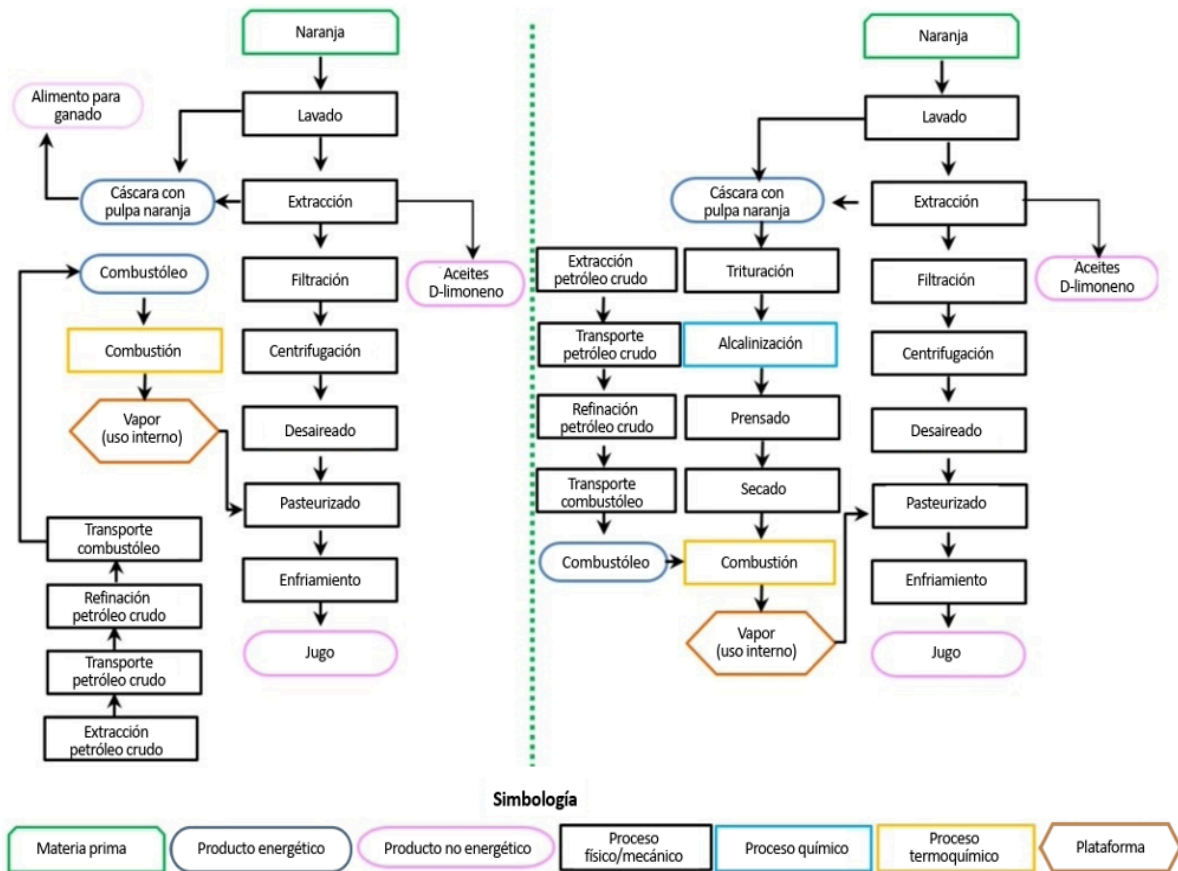


Figura 5.1. Rutas tecnológicas para generación de calor en empresa agroindustrial que procesa naranja.

5.2.2 Unidad funcional

La unidad funcional es 1 MJ de energía térmica producida a partir de combustóleo comparada o residuos de cáscara de naranja que se obtienen en una empresa agroindustrial ubicada en el estado de Veracruz, México (Ahlgreen *et al.*, 2014). Este flujo de energía (1 MJ) se utiliza para secar 78.76 g de cáscara de naranja.

5.2.3 Límites del sistema

Tanto para el escenario base como para el escenario alternativo, el sistema incluye la generación de calor en una caldera (ya sea convencional o de biomasa) y los impactos asociados a la ruta tecnológica correspondiente. Para el caso del escenario base, se incluye la extracción de petróleo crudo, su transporte hacia la refinación, la refinación para ser transformado en combustóleo, su transporte hacia un centro de almacenamiento regional y finalmente su combustión. La figura 5.2 muestra estos límites para el escenario.

Para el caso del escenario alternativo, el sistema incluye la producción de naranja en huertas, su aprovechamiento, su transporte, la producción de residuos de cáscara

de naranja en la planta industrial, su procesamiento para secarlos y la generación de calor a partir de estos residuos. No se incluyen los impactos asociados al transporte de los productos principales (jugo de naranja, aceites esenciales, D-limoneno) ni a su uso final. La figura 5.2 también muestra estos límites para el escenario alternativo.

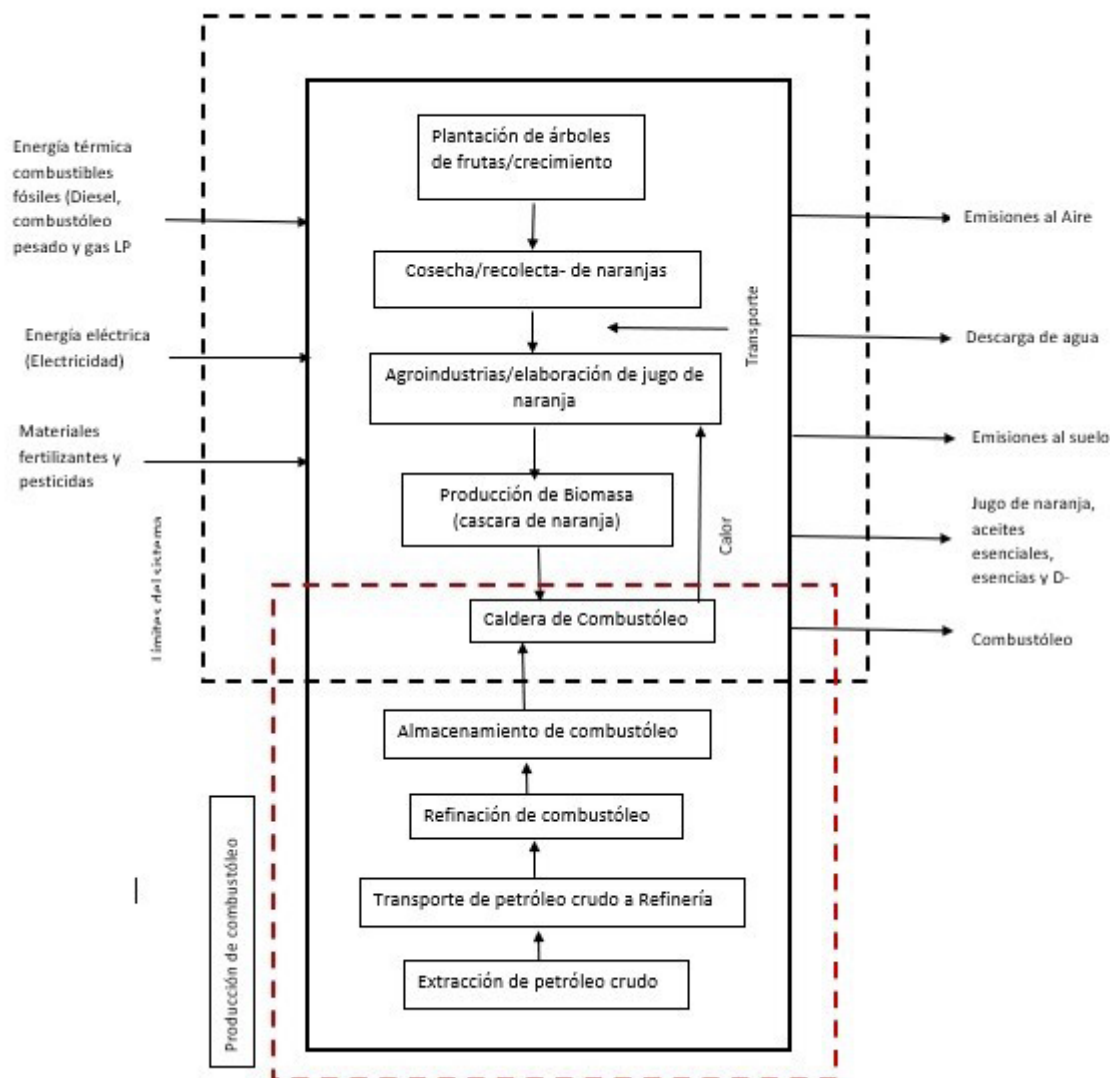


Figura 5.2. Límites del sistema para generación de calor en empresa agroindustrial que procesa naranja.

5.2.4 Descripción de las rutas tecnológicas y suposiciones

1) *Etapla agronómica*: Se considera la extracción de 1 kg de naranja en el estado de Veracruz. Se toma como base un ciclo de 20 años, corta de 12 meses y no se incluye en el análisis la generación de residuos biodegradables en el campo (hojas, ramas). Se incluye el uso de fertilizantes y plaguicidas. La información de uso de fertilizantes fue obtenida de la base de datos de la estructura de costos de producción (ECP) de la naranja según la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (Sagarpa, 2018). Los fertilizantes usados son Superfostato Triple en una dosis de 13.33 kg/t de naranja

producida, urea con 26.667 kg/t y cloruro de potasio con 3.333 kg/t. Los plaguicidas usados son Bayfolan forte® (0.467 kg/t), Vitaceme 45® (0.2 kg/t), Ethion® (0.133 kg/t), Benlate® (0.133 kg/t), Gramoxone® (0.133 kg/t), dimetoato (0.4 kg/t), cal y magnesio (10 kg/t) y Cupravit® (0.4 kg/t). Un kilogramo de naranja tiene un contenido de carbono de 0.222 kg CO₂ y un contenido energético de 2.54 MJ, de acuerdo con la base de datos ecoinvent 3.

2) *Etapas de transporte*: Se considera que la naranja es transportada en camiones de 15 a 20 t a 100 km de distancia. El rendimiento de los vehículos es de 2.5 km/L y operan con la tecnología Euro 2. Esto equivale a un consumo de 0.0713 MJ/kg de naranja transportada y a 0.1 tkm/kg de naranja transportada (Debernardi de la Vequia *et al.*, 2020).

3) *Etapas industriales*: Se incluyen la producción de biomasa y los impactos son asignados de acuerdo con el valor comercial de cada uno de los productos: jugo, D-limoneno y cáscara de naranja para generar calor, así como residuos no aprovechados (Yepes & Montoya Naranjo, 2008; Moellhausen, 2015). El cuadro 5.1 muestra la distribución de los productos obtenidos en esta etapa. El porcentaje de impacto fue asignado siguiendo el criterio de asignación económica.

Cuadro 5.1. Distribución másica y económica de productos en la etapa industrial.

Producto	% peso	USD/kg	USD/L	% impacto asignado por valor económico
Jugo de naranja concentrado	13.12	No aplica	2.62	85.390
Cáscara de naranja para quema	40.90	0.00373	No aplica	0.365
Cáscara de naranja para ganado	45.41	0.00373	No aplica	0.407
Aceite esencial de naranja	0.41	12.50	No aplica	12.377
D-limoneno	0.06	11.00	No aplica	1.461

Fuente: Elaboración propia con datos de empresa agroindustrial de Veracruz y de los sitios de internet <http://www.infoasercia.gob.mx/futuros/futuro.asp?de=naranja> y Ultra International B.V. (<http://ultranl.com/market/market-report-winter-1617>).

En esta etapa se consumen, por kilogramo de naranja procesada: 0.0433 kWh de electricidad, 0.2784 MJ de combustóleo, 0.0713 MJ de diésel y 0.017 kJ de gas L.P. Se incluyeron las emisiones a la atmósfera de las calderas de combustóleo con resultados de mediciones experimentales y en el caso del CO₂ emitido por la combustión de combustóleo, diésel y gas licuado de petróleo (gas L.P.), se usaron los factores de emisión mostrados en el cuadro 5.2.

Cuadro 5.2. Factores de emisión de CO₂ para combustibles fósiles.

Producto	Factor de emisión kg CO _{2eq} /MJ
Combustóleo	0.07945
Diésel	0.07285
Gas LP	0.06508

Fuente: Elaboración propia a partir de la referencia del INECC (2014).

En el escenario alterno, además de lo anterior se contempla una introducción de 2.88 MJ/kg de naranja procesada, provenientes del calor suministrado por la combustión de cáscara de naranja seca. En el escenario base, todo el calor es generado con combustóleo (INECC, 2014).

4) *Etapas de uso*: La cáscara de naranja seca se quema en la propia instalación industrial en una caldera de biomasa. Se producen emisiones de CO₂ biogénico que se calculan a partir de un contenido de 49.1 % en peso de carbono en base seca en la cáscara de naranja (Guimarães *et al.*, 2009). También se producen emisiones de SO₂, calculadas a partir de un contenido de azufre total de 0.06 % en peso. En ambos casos, los datos de contenido de carbono y azufre son experimentales y obtenidos de la empresa agroindustrial. Las emisiones de partículas suspendidas totales y monóxido de carbono fueron obtenidas a partir de mediciones experimentales, adicionando las partículas emitidas en el proceso de lavado de gases considerando una eficiencia de 80 %. El poder calorífico neto de biomasa seca usado es de 13.77 MJ/kg de cáscara de naranja seca, a partir de mediciones de muestras de la empresa estudiada. Se descontó del calor generado, el utilizado para evaporar el agua contenida en la cáscara de naranja, que cuando se quema tiene un contenido de humedad de 28 %. De esta manera, se generan 12.70 MJ/kg de energía contenida en la cáscara de naranja.

5.3 ANÁLISIS DE INVENTARIO

En el cuadro 5.3, se presenta el inventario de ciclo de vida para el escenario base. Se incluyen, además de la etapa de uso, las etapas de extracción de petróleo crudo, transporte hacia la refinería, refinación de petróleo crudo, así como la etapa de transporte de combustóleo para su uso final. Los datos se presentan para un 1 MJ consumido.

Cuadro 5.3. Inventario de ciclo de vida del escenario base, referido a 1 MJ de consumo de combustóleo en caldera.

Producto	Cantidad	Unidades
Producción de calor con combustóleo en horno o caldera industrial	1	MJ
Entradas		
Electricidad de media tensión (voltaje) del mercado de electricidad	8.75×10^{-4}	kWh
Combustóleo, almacenamiento regional	0.0259	kg
Caldera industrial que utiliza combustóleo	2.924×10^{-9}	pieza
Almacenamiento de combustóleo	3.8986×10^{-8}	pieza
Emisiones al aire		
Acetaldehído	1.5789×10^{-7}	kg
Ácido acético	6.3158×10^{-7}	kg
Acetona	1.5789×10^{-7}	kg
Amoniaco	1.0526×10^{-8}	kg
Arsénico	1.3684×10^{-8}	kg
Benzo(a)pireno	2.9474×10^{-11}	kg
Calcio	1.1579×10^{-7}	kg

CO ₂ fósil	0.0832	kg
CO fósil	7.3684×10 ⁻⁶	kg
Cromo	5.2105×10 ⁻⁹	kg
Cromo VI	5.2632×10 ⁻¹¹	kg
Cobalto	3.4737×10 ⁻⁸	kg
Cobre	1.6842×10 ⁻⁸	kg
Óxido nitroso	8.4211×10 ⁻⁷	kg
Etanol	3.1579 ×10 ⁻⁷	kg
Formaldehído	4.7368×10 ⁻⁷	kg
Hidrocarburos alifáticos, alcanos no especificados	6.3158×10 ⁻⁷	kg
Hidrocarburos alifáticos, no saturados	3.1579×10 ⁻⁸	kg
Hidrocarburos aromáticos	1.5789×10 ⁻⁷	kg
Ácido clorhídrico	1.5158×10 ⁻⁶	kg
Ácido fluorhídrico	5.0526×10 ⁻⁸	kg
Hierro	8.6316×10 ⁻⁷	kg
Plomo	1.5263×10 ⁻⁷	kg
Mercurio	1.5789×10 ⁻¹⁰	kg
Metano fósil	3.1579×10 ⁻¹⁰	kg
Metanol	5.3684×10 ⁻⁷	kg
Molibdeno	8.4211×10 ⁻⁹	kg
Níquel	5.1579×10 ⁻⁷	kg
Óxidos de nitrógeno	1.0526×10 ⁻⁴	kg
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	6.1053×10 ⁻¹⁰	kg
Partículas <2.5 um	8.8421×10 ⁻⁶	kg
Partículas >10 um	2.5263×10 ⁻⁶	kg
Partículas >2.5 um y <10 um	1.2632×10 ⁻⁶	kg
Propano	3.1579×10 ⁻⁸	kg
Selenio	1.2632×10 ⁻⁸	kg
Sodio	7.8947×10 ⁻⁷	kg
Dióxido de azufre	4.1474×10 ⁻⁴	kg
Tolueno	3.1579×10 ⁻⁸	kg
Vanadio	1.0526×10 ⁻⁶	kg
Zinc	5.7895×10 ⁻⁸	kg

En los cuadros 5.4, 5.5, 5.6 y 5.7 para el escenario alterno, se presenta el inventario de ciclo de vida para las etapas agroindustrial, industrial (producción de jugo), industrial (secado de cáscara de naranja) y de uso. Los inventarios de las etapas agrícola e industrial se reportan referidos a 1 kg de naranja y el de la etapa de uso, por 1 MJ consumido.

Cuadro 5.4. Inventario de ciclo de vida de la etapa plantación de naranja (referido a 1 kg de naranja).

Producto	Cantidad	Unidades
Naranja cosechada en campo mexicano	1	kg
Recursos		
Dióxido de carbono en aire	0.2210	kg
Energía, poder calorífico bruto, en biomasa	2.5338	MJ
Ocupación, cultivo permanente sin riego	0.3663	m ² a
Materiales/combustibles		
Compuestos de carbamato	1.3×10 ⁻⁴	kg
Aplicación de producto fitosanitario, por pulverizador de campo	2.1919×10 ⁻⁴	ha
Óxido de cobre	0.004	kg
Establecimiento de huerto/cultivo	5.8375×10 ⁻⁴	p
Plántulas de árboles frutales	5.8375×10 ⁻⁴	p
Abono (cal)	0.01	kg
Cambio de uso del suelo, cultivo perenne	1.47×10 ⁻⁶	ha
Compuesto organofosforado, no especificado	4.4×10 ⁻⁴	kg
Paraquat	0.0004	kg
<i>Árbol de plantación</i>	5.8375×10 ⁻⁴	p
Cloruro de potasio	0.0033	kg
Superfosfato simple al 35%	0.0133	kg
Transporte, tractor y remolque agrícola	4.4266×10 ⁻⁴	tkm
Urea	0.0267	kg
Emisiones al aire		
Amoníaco	5.9179×10 ⁻⁴	kg
CO ₂ fósil	0.0022	kg
Óxido nitroso	1.6337×10 ⁻⁴	kg
Óxidos de nitrógeno	3.2290×10 ⁻⁴	kg
Agua	0.1120	m ³
Emisiones al agua		
Cadmio	2.3152×10 ⁻⁹	kg
Cromo	7.9414×10 ⁻⁷	kg
Cobre	2.5242×10 ⁻⁷	kg
Plomo	2.5381×10 ⁻⁸	kg
Mercurio	2.2509×10 ⁻¹⁰	kg
Níquel	5.0296×10 ⁻⁸	kg
Nitrato	0.0056	kg
Fosfato	3.7632×10 ⁻⁵	kg
Fósforo	2.0694×10 ⁻⁶	kg
Agua	0.0338	m ³
Zinc	7.1707×10 ⁻⁷	kg
Emisiones al suelo		

2, 4 D	5.4048×10^{-6}	kg
Abamectina	6.3884×10^{-7}	kg
Aldicarb	9.4286×10^{-6}	kg
Cadmio	1.0833×10^{-7}	kg
Clorpirifos	1.9672×10^{-5}	kg
Cromo	7.2181×10^{-7}	kg
Cobre	2.3923×10^{-5}	kg
Cipermetrina	2.4143×10^{-6}	kg
Diflubenzuron	1.5797×10^{-5}	kg
Dimetoato	9.5379×10^{-6}	kg
Diuron	5.4942×10^{-5}	kg
Fenbuconazol	5.8420×10^{-7}	kg
Fosetil	4.1629×10^{-6}	kg
Glifosato	1.2519×10^{-4}	kg
Imidacloprid	7.7496×10^{-6}	kg
Plomo	1.2490×10^{-7}	kg
Malatión	1.8380×10^{-5}	kg
Mercurio	-1.7583×10^{-5}	kg
Metalaxil-M	1.6791×10^{-6}	kg
Aceite mineral	0.0016	kg
Níquel	1.6481×10^{-7}	kg
Norflurazona	4.5106×10^{-5}	kg
Oxamil	7.3025×10^{-7}	kg
Paraquat	4.5305×10^{-6}	kg
Pendimetalina	2.2454×10^{-5}	kg
Fosmet	1.0134×10^{-5}	kg
Placlostrobin	1.0233×10^{-6}	kg
Simazina	3.7158×10^{-5}	kg
Zinc	-2.4040×10^{-6}	kg

Cuadro 5.5. Inventario de ciclo de vida del escenario alternativo, etapa planta industrial: producción de jugo de naranja, esencia y D-limoneno (referido a 1 kg de naranja procesada).

Producto	Cantidad	Unidades
Cáscara de naranja /MX	0.2267	kg
Jugo de naranja /MX	0.0727	kg
Residuos no aprovechados (licor, cenizas, finos y lodos)	0.2523	kg
D-limoneno	3.1×10^{-4}	kg
Aceite esencial de naranja	0.0023	kg
Materiales/combustibles		
Producción de naranja en campo mexicano	1	kg
Electricidad, medio voltaje, México	4.33×10^{-2}	kWh

Combustóleo MX, almacenamiento regional	7.00×10^{-3}	kg
Diésel MX, almacenamiento regional	7.80×10^{-5}	kg
Gas licuado de petróleo	1.70×10^{-5}	kg
Transporte camión 10-20 t, Euro 2	0.10	tkm
Agua	2.53	kg
Agente neutralizante, equivalente de hidróxido de sodio	1.18×10^{-2}	kg
Producción de calor con cáscara de naranja	2.88	MJ
Emisiones al aire		
CO ₂ fósil	3.35×10^{-2}	kg
CO ₂ de azufre	1.93×10^{-3}	kg
Óxido de nitrógeno	2.20×10^{-4}	kg
Monóxido de carbono	2.80×10^{-5}	kg
Partículas	8.60×10^{-5}	kg
Agua	0.0446	kg
Residuos sólidos		
Desechos de cartón	0.254	g
Desechos metálicos	0.111	g
Desechos de madera	0.032	g
Desechos plásticos	0.2653	kg
Agua a tratamiento		
Aguas residuales: Sistema EU-27 S contaminado y no tratado orgánicamente	2.53	kg

Cuadro 5.6. Inventario de ciclo de vida de la etapa industrial del escenario alternativo: referido a 1 kg de cáscara de naranja procesado.

Entradas	Cantidad	Unidad
Agua	4.17	kg
Cáscara de naranja	12.36	kWh
Cal hidratada empacada	61.78	g
Emisiones al aire		
CO ₂ biogénico	1.327	kg
CO ₂ de azufre	0.0011	kg
Monóxido de carbono biogénico	0.09	kg
Partículas	0.0675	kg
Agua	4.2018	kg
Emisiones al agua		
Agua con residuos	4.68	kg
DBO ₅	0.281	g
Aceites	0.0585	g
Sólidos suspendidos inorgánicos	0.14	g
Compuestos de nitrógeno	0.117	g
Compuestos de fósforo	0.0047	g

Flujos finales agua residual

Desechos inorgánicos	0.3145	kg
Lodos	4.29	kg

Cuadro 5.7. Inventario de ciclo de vida del escenario alternativo, etapa de uso: caldera de biomasa, referido a 1 MJ generado.

Producto	Cantidad	Unidades
Producción de calor con residuos de cáscara de naranja	1	MJ
Materiales/combustibles		
Uso del horno de biomasa (cáscara de naranja)	1.39×10^{-9}	pieza
Cáscara de naranja	0.0479	kg
Agua	0.0306	g
Emisiones al aire		
CO ₂ biogénico	0.1129	kg
CO	6.23×10^{-5}	kg
Partículas	0.0040	kg
Dióxido de azufre	9.0×10^{-5}	kg
Agua	0.0306	kg
Flujos finales agua residual		
Desechos inorgánicos	3.99×10^{-3}	kg
Lodos	1.98×10^{-2}	kg

5.4 EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

Se utilizó el método CML Baseline 2000 (Guinée *et al.*, 2002) para realizar la evaluación de impacto y se seleccionaron tres categorías: Potencial de calentamiento global (GWP), Potencial de toxicidad humana (HTP) y Potencial de creación de foto-oxidantes (POCP). Además, se incluyeron las siguientes categorías consideradas en este método: reducción de recursos abióticos, acidificación, eutrofización, reducción de la capa de ozono, ecotoxicidad en agua dulce, ecotoxicidad en agua marina y ecotoxicidad terrestre. A continuación, se presentan los indicadores y evaluaciones de impacto para las rutas tecnológicas desde el campo hasta la generación de calor.

5.4.1 Consumo de agua dulce en el ciclo de vida

En el cuadro 5.8 se muestra el consumo de agua por 1 MJ producido. Como puede observarse, en la etapa industrial se presenta la mayor parte del consumo de agua. En la etapa agrícola no se consume agua, puesto que toda la producción de naranja proviene de agricultura de temporal.

Cuadro 5.8. Consumo de agua en el ciclo de vida para la producción de cáscara de naranja para generar calor (referido a 1 MJ de energía producida).

Etapas	Consumo (kg) agua	%
Agrícola	0.000	0.00
Transporte	0.000	0.00
Industrial	11.770	73.83
Uso	4.172	26.17
Total	15.942	100

5.4.2 Razón de energía neta

Se calculó la razón de energía neta (REN) considerando solamente generación de energía a partir de biomasa e incluyendo además generación de energía eléctrica. En el cuadro 5.9 se reporta solo un valor debido a que no se produce energía eléctrica en el proceso industrial.

Cuadro 5.9. Razón de energía neta para la producción de calor a partir de cáscara de naranja.

Consumo de energía no renovable		
Etapas	MJ/MJ	%
Agrícola	0.000	0.000
Transporte	0.069	13.990
Industrial	0.427	86.010
Uso	0.000	0.000
Total	0.496	100
Generación de energía		
Biocombustibles	1	
Electricidad	0	
REN	2.015	

5.4.3 Impactos potenciales

En el cuadro 5.10 se presentan los resultados de las categorías de impacto seleccionadas para ambos escenarios.

Cuadro 5.10. Impactos potenciales, referidos a 1 MJ de combustible generado.

Categoría de impacto	Unidad	Escenario base (combustóleo)	Escenario alternativo (cáscara de naranja)
Potencial de calentamiento global (GWP)	kg CO _{2eq}	9.20×10 ⁻²	1.92×10 ⁻²
Reducción de recursos abióticos	kg Sb _{eq}	5.58×10 ⁻⁴	5.12×10 ⁻⁵
Acidificación	kg SO _{2eq}	6.39×10 ⁻⁴	3.38×10 ⁻⁴

Reducción de la capa de ozono (ODP)	kg CFC-11 _{eq}	9.20×10^{-2}	1.92×10^{-2}
Toxicidad humana	kg 1,4-DB _{eq}	3.81×10^{-2}	2.02×10^{-2}
Ecotoxicidad en agua dulce	kg 1,4-DB _{eq}	3.78×10^{-3}	2.99×10^{-2}
Ecotoxicidad en agua marina	kg 1,4-DB _{eq}	20.1	13.0
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DB _{eq}	8.20×10^{-4}	4.33×10^{-3}
Formación de ozono fotoquímico (POCP)	kg C ₂ H _{4eq}	2.71×10^{-5}	2.16×10^{-4}

En la figura 5.3 se presentan los mismos datos en forma de mitigaciones o contribuciones adicionales expresadas como porcentaje, comparando el escenario alternativo contra el escenario base. Como se puede observar, en la mayoría de las categorías analizadas se presentan beneficios ambientales en el escenario alternativo, excepto en la ecotoxicidad en agua dulce, ecotoxicidad terrestre y la formación de ozono fotoquímico, en la que incrementan los impactos.

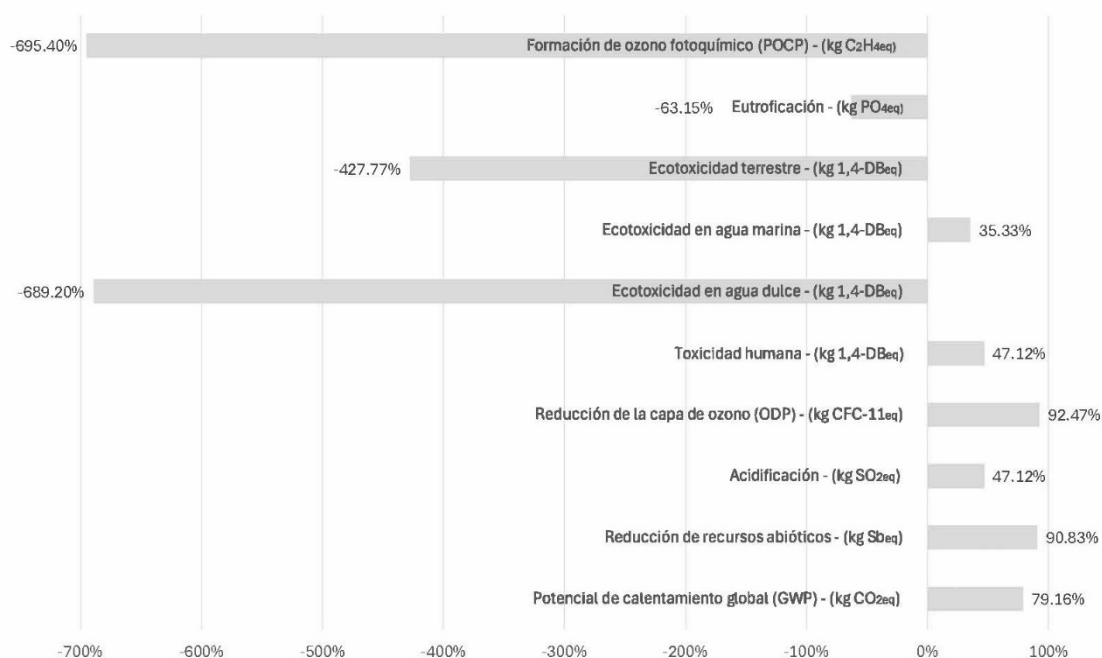


Figura 5.3. Mitigación (%) de impactos potenciales para todas las categorías del método CML2000 Baseline en escenarios base (combustóleo) y alternativo (cáscara de naranja) para 1 MJ de combustible quemado.

5.5 INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

Como se puede observar en la sección previa, en el escenario alternativo existen mitigaciones pequeñas en las categorías de potencial de calentamiento global y el potencial de toxicidad humana. Es importante mencionar que estas mitigaciones son sensibles al valor económico de los productos, subproductos y residuos de cáscara de naranja. En el caso de que se hubiera optado por distribuir los impactos de acuerdo con el porcentaje en peso de los subproductos, los impactos aumentarían considerablemente.

Las mitigaciones mayores son de 92.5 % para la reducción de la capa de ozono, 90.8 % para la reducción de recursos abióticos y 79.2 % para el potencial de calentamiento global. La mitigación en dos de las tres categorías principales es de 79.2 % (GWP), 47.1 % (HTP), mientras que se encontró un incremento de 695 % en el POCP.

También se observaron incrementos de 689 % y 428 % en las categorías de toxicidad en agua dulce y terrestre, respectivamente, sobre todo por las descargas de aguas residuales y la disposición final de cenizas de combustión de la biomasa.

Los resultados muestran que los impactos generados dependerán fuertemente de los criterios de asignación (económica o másica). Para este caso de estudio, se utilizó el criterio de asignación económica basado en el valor de mercado de los productos y subproductos (jugo de naranja, D-limoneno, aceite esencial y residuos de cáscara de naranja). En el caso de que se hubiera optado por distribuir los impactos de acuerdo con el porcentaje en peso de los subproductos (resultados no incluidos en este capítulo), la generación de calor con cáscara de naranja sería menos sustentable.

5.6 CONCLUSIONES

En este trabajo se llevó a cabo la evaluación de impactos ambientales de la generación de calor industrial de la cáscara de naranja como combustible sólido, en comparación con el combustóleo, utilizando el criterio de asignación económica. Los resultados obtenidos demuestran una mitigación en dos de las tres categorías principales, analizadas para el escenario alterno: mitigación de 79.2 % del potencial de calentamiento global y de 47.1 % del potencial de toxicidad humana. Adicionalmente, se identificaron incrementos de impactos del 695.4 % en el potencial de formación de foto-oxidantes. Respecto a los impactos secundarios (con mayor incertidumbre) se detectaron incrementos de 689 % y 428 % en las categorías de toxicidad en agua dulce y toxicidad terrestre, respectivamente, derivadas de las descargas de aguas residuales y la disposición final de las cenizas generadas durante la combustión de biomasa.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a SENER-CONACYT, particularmente al Fondo de Sustentabilidad Energética (proyecto 246911) y al Instituto Mexicano del Petróleo (proyecto Y. 61025) por las facilidades otorgadas.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y LECCIONES APRENDIDAS

Julio C. Sacramento Rivero²⁶
Leonor Patricia Güereca²⁷

Como parte del proyecto del Centro Mexicano de Innovación en Bioenergía (CEMIE-Bio), se realizó un trabajo sin precedentes, consistente en una evaluación exploratoria del desempeño ambiental potencial de la bioenergía bajo condiciones mexicanas.

Originalmente, los estudios de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) del CEMIE-Bio se planearon para realizarse de manera independiente, dentro del contexto de cada clúster, lo cual representó una limitación para coordinar de forma transversal todos los estudios de los clústeres, específicamente en cuanto a los objetivos de los análisis y la toma de decisiones metodológicas. Como resultado, la aplicación de las normas ISO 14040 e ISO 14044 no se realizó de la misma manera en todos los casos, puesto que los resultados podrían estar dirigidos al cumplimiento de diferentes estándares, según cada biocombustible (Esquema de compensación y reducción de carbono para la aviación internacional para turbosina, Roundtable of Sustainable Biomaterials para biocombustibles líquidos, estándares internos de los clústeres).

Aun así, a través de reuniones de trabajo interclústeres y la buena voluntad de los coordinadores de cada línea de investigación, fue posible tomar acuerdos generales que permitieron conocer el trabajo de los otros clústeres, compartir algunos datos para actividades y productos comunes, y seleccionar algunos sistemas de cada clúster para buscar conclusiones homogéneas, los cuales se presentaron en este libro.

La falta de bases de datos para procesos y productos nacionales fue evidentemente una desventaja para todos los sistemas analizados. Los clústeres realizaron inventarios de ciclo de vida muy valiosos, aunque el formato, la precisión e incertidumbre de las bases de datos producidas no fueron homogéneas, debido a los problemas de origen antes mencionados. Más aún, debido a la concepción del CEMIE-Bio, en la que cada clúster se configuró como un proyecto diferente, a cargo de instituciones

26 Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería Química. julio.sacramento@correo.uady.mx

27 Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. lguerecah@iingen.unam.mx

distintas, fue muy difícil, o en ocasiones imposible, compartir la información con otros clústeres, debido a que los convenios, en algunos casos, incluían acuerdos de confidencialidad.

Aún con todas estas dificultades, los resultados de los ACV de la bioenergía en México fueron muy valiosos, como se evidencia en esta obra. Entre los resultados de mayor valor obtenidos de esta experiencia se encuentran los siguientes:

1. La realización profesional de ACV de sistemas de bioenergía produjo datos originales a una escala sin precedentes en México.
2. La socialización de los ACV y las herramientas utilizadas supuso un enriquecimiento en la capacidad institucional de los grupos de trabajo participantes en el CEMIE-Bio. Lo anterior, al grado de producir grupos especializados en la materia que pueden dar atención al desarrollo futuro en el tema del desempeño ambiental de la transición energética, al servicio del pueblo de México.
3. Se generaron factores de impacto en las principales categorías de impacto ambiental, correspondientes a la producción y uso de los principales biocombustibles en México (biogás, biodiésel y bioetanol), tomando en cuenta las rutas tecnológicas existentes en la actualidad, pero también los escenarios prospectivos con mayor probabilidad de éxito en el corto y mediano plazo.
4. Se analizaron escenarios de producción de energía a escalas residencial, comercial e industrial, abarcando tecnologías de producción de biocombustibles sólidos, líquidos y gaseosos, para los usos finales térmico y eléctrico.
5. Se identificaron oportunidades para coordinar los esfuerzos de grupos especializados en este tema. Una de las más importantes es la coordinación de los diferentes grupos de investigación para recabar inventarios de ciclo de vida en un formato estandarizado. Para efectos de los ACV de bioenergía en México, los inventarios que se requieren con mayor premura son los siguientes procesos:
 - a. Producción de fertilizantes.
 - b. Emisiones debidas a la aplicación de fertilizantes en tipos de suelo y condiciones ambientales propias de las regiones donde se cultiva caña de azúcar, jatrofa, agave (para tequila o mezcal) y uva.
 - c. Procesos de tratamiento de aguas residuales a escala industrial.
 - d. Procesos de gestión de residuos (plantas de selección, formas de recogida).
 - e. Producción de metanol.

Los procesos anteriores, aunque presentes en las bases de datos comerciales, no representan a las condiciones de producción o uso en México y recurrentemente tienen un impacto mayoritario en varias categorías de impacto ambiental en los sistemas de producción de biocombustibles del país.

Por último, la metodología de ACV para bioenergía en México se beneficiaría de existir reglas claras a nivel federal, para la asignación de impactos de materias primas para bioenergía y biocombustibles, que históricamente se han considerado residuos, pero que actualmente ya existe demanda de la industria. Tal es el caso de los residuos agrícolas, glicerina cruda, lodos de biodigestión y aguas residuales.

Para futuros estudios de ACV de bioenergía, se recomienda un adecuado planteamiento de la unidad funcional, basado en referencias científicas, así como una definición de los sistemas de acuerdo con el estándar. También se identifican como aspectos

fundamentales en el desarrollo de este tipo de estudios, los tipos de asignación utilizados y el proceso de revisión crítica. Todo esto, siempre de acuerdo con el estándar ISO 14040/44 (2006).

REFERENCIAS

Introducción. El análisis de ciclo de vida de la bioenergía en el centro mexicano de innovación en bioenergía

- BDA (2023). Clúster Biodiésel Avanzado. Clúster Biodiésel Avanzado. Recuperado de <https://bdavanzado.org/>
- IRENA (2022). Bioenergy for the energy transition: Ensuring sustainability and overcoming barriers, International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi. Recuperado de https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2022/Aug/IRENA_Bioenergy_for_the_transition_2022.pdf
- ISO. (2006a). Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework (ISO 14040:2006). Recuperado de <https://www.iso.org/standard/37456.html>.
- (2006b). Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines (ISO 14044:2006). Recuperado de <https://www.iso.org/standard/38498.html>.
- REN21. (2022). Renewables 2022. Global Status Report. París. Recuperado de <https://www.ren21.net/gsr-2022/>
- Secretaría de Energía. (2021). Sistema de Información Energética. Recuperado del sitio web internet de la Secretaría de Energía: <https://sie.energia.gob.mx/>
- Segob. (2 de octubre de 2018). Lineamientos por los que se establecen las especificaciones de calidad y características para etanol anhidro (bioetanol), biodiésel y bioturbosinapuros. *Diario Oficial de La Federación*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5541659&fecha=22/10/2018#gsc.tab=0.
- Tauro, R., Serrano-Medrano, M., & Masera O. (2018). Solid biofuels in Mexico: a sustainable alternative to satisfy the increasing demand for heat and power.

- Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(7): 1527-39. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1529-z>
- Valencia, H. (8 de agosto de 2018). Nodos binacionales de innovación del Conacyt: ideas sin fronteras." Ciencia MX Noticias. Recuperado de <https://www.cienciamx.com/index.php/sociedad/politica-cientifica/23277-nodos-binacionales-innovacion-conacyt>.

CAPÍTULO 1. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DEL ETANOL ANHIDRO PRODUCIDO EN MEXICO A PARTIR DE MELAZAS AZUCARERAS

- Anaya, F., Gómez, L. A., Guerrero, M., Porlles, J., Woolcott, J. & Erazo, R. (2008). Producción más limpia de etanol carburante de ipomoea batata (camote) y su impacto en la contabilidad de reserva energética y el desarrollo sostenible del Perú. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 11(1): 29-35. Recuperado de <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/quim/article/view/4684>
- Argonne National Laboratory (2022). GREET Model. Gasoline Vehicle: Low-Level EtOH Blend with Gasoline (E10, Corn). Recuperado de <https://greet.anl.gov/>
- Caminos y puentes federales (2004). Tabla de rendimientos. Combustibles para vehículos, maquinaria y equipos de conservación 2004. Recuperado de <https://pdf4pro.com/view/tabla-de-rendimientos-capufe-gob-mx-12a492.html>
- Castañeda-Ayarza, J. A., & Barbosa Cortez, L. A. (2017). Final and B molasses for fuel ethanol production and some market implications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 70 (Abril 2017): 1059-1065. Elsevier Ltd. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.010>
- Caterpillar (2009). Manual de rendimiento Caterpillar. Tabla de rendimiento para Camiones. Sección 20-20. Peoria, Illinois, Estados Unidos. Recuperado de https://www.academia.edu/25168407/Manual_de_rendimiento_caterpillar_edicion_39_en_espanol
- Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria (2020). La producción y el comercio de los biocombustibles en México y en el mundo. México. Recuperado de http://intra.cedrssa.gob.mx/post_la_n-produccin_n_y_el_n-comercio_n_de_los_n-biocombustibles_n_en_mexico_y_el_mundo.htm
- Conadesuca (2016). Melazas de caña de azúcar y su uso en la fabricación de dietas para ganado. México. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/171888/Nota_Informativa_Noviembre_Melazas.pdf
- . 2017. Informe estadístico del sector agroindustrial de la caña de azúcar en México zafras 2006-2007/2015-2016. México. Recuperado de <https://www.gob.mx/conadesuca/documentos/dieproc-informes-estadisticos-del-sector-agroindustrial-de-la-cana-de-azucar-en-mexico>
- Da Silva, C. R. U., Junqueira Franco, H. C., Lopes Junqueira, T., Van Oers, L., Van der Voet, E. & Seabra, J. E. A. (2014). Long-term prospects for the environmental profile of advanced sugar cane ethanol. *Environmental Science and Technology* 48(20): 12394-12402. DOI: <https://doi.org/10.1021/es502552f>

- Farahani, S. S. & Asoodar, M. A. (2017). Life cycle environmental impacts of bioethanol production from sugarcane molasses in Iran. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (28): 22547-22556. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9909-1>
- Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura (2010). Producción sostenible de caña de azúcar en México. México. Recuperado de <https://www.fira.gob.mx/InfEspDtoXML/abrirArchivo.jsp?abreArc=3681>.
- García, C. A., Fuentes, A., Hennecke, A., Riegelhaupt, E., Manzini, F. & Masera, O. (2011). Life-Cycle Greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88(6): 2088-2097. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- García, C. A., García-Treviño, E. S., Aguilar-Rivera, N. & Cynthia Armendáriz, C. (2016). Carbon footprint of sugar production in Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 112: 2632-41. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.113>
- International Energy Agency (2022). Ethanol and gasoline prices 2019 to April 2022. *International Energy Agency*. Recuperado de <https://www.iea.org/data-and-statistics/charts/ethanol-and-gasoline-prices-2019-toapril-2022>
- Jin, D., Choi, K., Myung, C. L., Lim, Y., Lee, J. & Park, S. (2017). The impact of various ethanol-gasoline blends on particulates and unregulated gaseous emissions characteristics from a spark ignition direct injection (SIDI) passenger vehicle. *Fuel* 209: 702-712. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.08.063>
- Le Quéré, C., Andres, R. J., Boden, T., Conway, T., Houghton, R. A., House, J. I., Marland, G. et al. (2013). The global carbon budget 1959-2011. *Earth System Science Data*, 5(1): 165-185. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-5-165-2013>
- Luo, L., Van der Voet, E. & Huppes, G. (2009). "Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil." *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(6-7): 1613-1619. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2008.09.024>
- Meza-Palacios, R., Aguilar-Lasserre, A. A., Morales-Mendoza, L. M., Pérez-Gallardo, J. R., Rico-Contreras, J. O. & Avarado-Lassman, A. (2019). Life cycle assessment of cane sugar production: the environmental contribution to human health, climate change, ecosystem quality and resources in México. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 54(7): 668-678. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1579537>
- Moraes, B. S., Junqueira, T. L., Pavanello, L. G., Cavalett, O., Mantelatto, P. E., Bonomi, A. & Zaiat, M. (2014). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane biorefineries in Brazil from energy, environmental and economic perspectives: profit or expense? *Applied Energy*, 113: 825-35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.07.018>
- Nemecek, T. & Schnetzer J. (2012). Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. *Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART*. Zurich. Recuperado de <https://scholar.google.com/scholar?oi=bibs&cluster=2392782133849461686&btnI=1&hl=en>
- OECD & FAO (2021). OECD-FAO *Agricultural Outlook* 2021-2030. DOI: <https://doi.org/10.1787/19428846-en>.
- Parascanu, M. M., Sanchez, N., Sandoval-Salas, F., Mendez Carreto, C., Soreanu, G. & Sanchez-Silva, L. (2021). *Environmental and economic analysis of bioethanol*

- production from sugarcane molasses and agave juice. Environmental Science and Pollution Research*, 28(45): 64374-64393. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15471-4>
- Paturau, J. M. 1988. Alternative uses of sugarcane and its byproducts in agroindustries. En Sansoucy R., Aarts, G. & Preston, T. R. *Sugarcane as feed. La caña de azúcar como pienso*. Santo Domingo, República Dominicana: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Recuperado de <https://www.fao.org/3/s8850e/S8850E00.htm>
- Sánchez Vela, G. L., Fabela Gallegos, M. de J., Flores Centeno, O., Hernández Jiménez, J. R., Vázquez Vega, D. & Cruz Acevedo, M. E. (2019). Revisión de la normativa internacional sobre límites de emisiones contaminantes de vehículos de carretera. Sanfandila, Querétaro, México. Recuperado de <https://imt.mx/archivos/Publicaciones/PublicacionTecnica/pt562.pdf>
- Segob (29 de agosto de 2016). Norma Oficial Mexicana NOM-016-CRE-2016, Especificaciones de calidad de los petrolíferos. *Diario Oficial de La Federación*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5450011&fecha=29/08/2016#gsc.tab=0
- (26 de diciembre de 2017). NORMA Oficial Mexicana NOM-012-SCT-2-2017, sobre el peso y dimensiones máximas con los que pueden circular los vehículos de autotransporte que transitan en las vías generales de comunicación de jurisdicción federal. *Diario Oficial de La Federación*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5508944&fecha=26/12/2017#gsc.tab=0
- Sener (2014). Análisis y propuesta para la introducción de etanol anhidro en las gasolineras que comercializa Pemex. México. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/86229/Bibliograf_a_9.pdf
- (2018). Mapa de ruta tecnológica. Bioetanol. México. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/296710/MRT_BIOETANOL_02022018_06_Feb_18-RED2.pdf
 - (2021). Sistema de Información Energética. Recuperado del sitio de internet Sistema de Información Energética: <https://sie.energia.gob.mx/>
- SUCROMER S. A. de C. V. (2009). Estudio de factibilidad para la instalación de una destilería de etanol en Atencingo. Puebla, México. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/376261/Estudio_Fact_Int_Destileria_Etanol_Atencingo.pdf

CAPÍTULO 2. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN DE BIODIÉSEL USANDO ACEITE DE COCINA USADO Y ACEITE DE PALMA

- ANIAME (2015). Asociación Nacional de Industriales de Aceites y Mantecas Comestibles, A. C., México. Recuperado de <http://aniame.com/mx/wp-content/uploads/Estadistic>
- Babu, M. K. G. & Subramanian, K. A. (2013). Utilisation of alternative fuels in internal combustion engines/vehicles. En *Alternative Transportation Fuels: Utilisation in Combustion Engines*, pp. 233. Boca Ratón, Florida: CRC Press. DOI: <https://doi.org/10.1201/b14995>

- Berrios, M., Siles, J., M A Martin, M. A. & Martin, A. (2007). A kinetic study of the esterification of free fatty acids (FFA) in sunflower oil. *Fuel*, 86(15): 2383-2388. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2007.02.002>
- Berrios, M. & Skelton, R. L. (2008). Comparison of purification methods for biodiesel. *Chemical Engineering Journal*, 144(3): 459-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.07.019>
- Blonk Sustainability (2012). Direct Land Use Change Assessment Tool. <https://blonksustainability.nl/consulting/footprinting-and-lca/>
- Bohon, Myles D., Brian Metzger, y William L. Roberts. 2009. "Glycerol Combustion and Emissions." *Fall Meeting of the Eastern States Section of the Combustion Institute 2009* 33 (2): 32–36. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2010.06.154>.
- Callegari, A., Bolognesi, S., Cecconet, D. & Capodaglio, A. G. (2020). Production technologies, current role, and future prospects of biofuels feedstocks: A State-of-the-art review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(4): 384-436. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1629801>
- Capufe (2017). Tabla de Rendimiento. Anexo No. 5. México. Recuperado de http://www.capufe.gob.mx/site/normateca/normas/77_Bases_para_la_Administracion_del_Parque_de_Maquinaria_a_cargo_de_CAPUFE_dic_05/Anexo05.pdf
- Carrington, G. & Stephenson, J. (2018). The politics of energy scenarios: are International Energy Agency and other conservative projections hampering the renewable energy transition? *Energy Research and Social Science*, 46(July): 103-113. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2018.07.011>
- Chua, C. B. H., Lee, H.M. & Low, J.S.C. (2010), Life cycle emissions and energy study of biodiesel derived from waste cooking oil and diesel in *Singapore International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(4): 417-423. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0166-5>
- Comexpalma (2018). Situación Nacional 2018. México. Recuperado de <https://comexpalma.org/situacion-nacional-2018/>
- Conagua-Semarnat (2012). Paquete tecnológico para el cultivo de palma de aceite. *Convenio Sigh-Gdtt-Uach-08/07/Rf/Cc Estudio de factibilidad para la creación del distrito de temporal tecnificado Catazaja-Palenque, Chiapas*.
- Consorcio CUE (2012). Evaluación del ciclo de vida de la cadena de producción de biocombustibles en Colombia. Vol. ATN/JC-108. Medellín, Colombia. https://www.researchgate.net/publication/261804873_Evaluacion_del_ciclo_de_vida_de_la_cadena_de_produccion_de_biocombustibles_en_Colombia_Cap0_Resumen_Ejecutivo
- Dias, J. M., Alvim-Ferraz, M. C. M. & Almeida, M. F. (2008). Comparison of the performance of different homogeneous alkali catalysts during transesterification of waste and virgin oils and evaluation of biodiesel quality. *Fuel*, 87(17): 3572-3578. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2008.06.014>.
- Figuroa, A. (17 de agosto de 2021). Cuál es el panorama del mercado de aceites vegetales en México. *NotiPress*. Recuperado de <https://notipress.mx/negocios/panorama-mercado-aceites-vegetales-mexico-8177>
- García, C., Riegelhaupt, E. & Masera, O. (2013). Escenarios de bioenergía en México: potencial de sustitución de combustibles fósiles y mitigación de GEI. *Revista*

- Mexicana de Física*, 59(2), 93-103.. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/570/57030971012.pdf>
- Gebremariam, S. N. & Marchetti, J. M. (2018). Economics of biodiesel production: review. *Energy Conversion and Management*, 168(February): 74-84. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.05.002>
- Gómez Valenzuela, V., Pérez Castillo, T., Jiménez Ramírez, R., Marcial Bautista, D. Y., Méndez Álvarez, . F. J., Méndez Cifuentes, D. J., Pérez Blas, J. A., Santis López, C. R., Tzopitl Cuicahua, G. & Zavaleta Grijalva, A. (2022). Zonificación agroecológica para palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq) en el Soconusco, Chiapas, México. *Revista Chapingo Serie Agricultura Tropical*, 2(1), 17-32.DOI: <https://doi.org/10.5154/r.rchsagt.2022.03.02>
- González, M., & Romero, H. (2010). Evaluación de diferentes fuentes de potasio para reducir el doblamiento foliar en palma de aceite. Evaluation of different sources of potassium to reducing leaf bending on oil palm Introducción. *Palmas*, 31(3): 17-25.Recuperado de <https://publicaciones.fedepalma.org/index.php/palmas/article/download/1493/1493>
- Husain, Z., Zainac, Z. & Abdullah, Z. (2002). Briquetting of palm fibre and shell from the processing of palm nuts to palm oil. *Biomass and Bioenergy*, 22(6): 505-509. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00022-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00022-3)
- IEA (2019). World Energy Outlook 2019. Agencia Internacional de Energía. Recuperado de <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2019>
- Igwe, J. C. & Onyegbado, C. C. (2007). A review of palm oil mill effluent (pome) water treatment. *Global Journal of Environmental Research*, 1(2): 54-62. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/242478718_A_Review_of_Palm_Oil_Mill_Effluent_Pome_Water_Treatment
- INEGI. (2016). Cuentame INEGI. Clima. México. Recuperado de <http://Cuentame.Inegi.Org.Mx/Monografias/Informacion/Chis/Territorio/Clima.Aspx?Tema=me&e=07>. 2016
- INIFAP-Sagarpa (2012). Potencial productivo de especies agrícolas de importancia socioeconómica en México. México. Recuperado de <https://www.cmdrs.gob.mx/sites/default/files/cmdrs/sesion/2018/09/17/1474/materiales/inifap-estudio.pdf>
- IPCC (2006a). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Metodologías genéricas aplicables a múltiples categorías de uso de la Tierra.” Vol. 4. Recuperado de <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol4.html>
- (2006b). “Wastewater treatment and discharge. Chapter 6. Recuperado de https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf
- Irena (2022). World energy transitions outlook 2022: 1.5 °C pathway. Recuperado de <https://www.irena.org/publications/2022/mar/world-energy-transitions-outlook-2022>
- Joshi, R. .M. & Pegg, M. J. (2007). Flow properties of biodiesel fuel blends at low temperatures. *Fuel* 86(1-2): 143-151. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2006.06.005>

- Mahapatra, M. K. & Kumar, A. (2017). A short review on biobutanol, a second generation biofuel production from lignocellulosic biomass. *Journal of Clean Energy Technologies* 5(1): 27-30. DOI: <https://doi.org/10.18178/jocet.2017.5.1.338>
- Metanol (2017). Poder Calorífico. Geração Térmica. Recuperado de <http://www.antoniolima.web.br.com/arquivos/podercalorifico.htm>
- Nemecek, T. & Schnetzer, J. (2011). Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. *Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART. Ecoinvent*. Recuperado de <https://scholar.google.com/scholar?oi=bibs&cluster=2392782133849461686&btnI=1&hl=en>
- Phan, A. N. & Phan, T. M. (2008). Biodiesel production from waste cooking oils. *Fuel* 87(17-18): 3490-3496. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2008.07.008>
- Pleanjai, S., Gheewala, S. H. & Garivait, S. (2009). Greenhouse gas emissions from production and use of used cooking oil methyl ester as transport fuel in Thailand. *Journal of Cleaner Production*, 17(9): 873-876. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.01.007>
- RSB. 2016. Indicadores de cumplimiento de los principios y criterios de la RSB 2011;2016., RSB-IND-20-001 (version 2.0). Roundtable of sustainable biomaterials. <https://rsb.org/wp-content/uploads/2017/03/12-08-2>
- Rupani, P. F., Singh, R. P., Ibrahim, M. H. & Esa, N. (2010). Review of current palm oil mill effluent (POME) treatment methods: vermicomposting as a sustainable practice. *World Applied Sciences Journal*, 11(1): 70-81. https://www.researchgate.net/publication/213965918_Review_of_Current_Palm_Oil_Mill_Effluent_POME_Treatment_Methods_Vermicomposting_as_a_Sustainable_Practice
- Sener, Ecofys & Rembio (2017). Diagnóstico de la situación actual del biodiésel en México y escenarios para su aprovechamiento. México. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/275444/Final_Report.pdf
- Sheinbaum Pardo, C., Calderón Irazoque, A. & Ramírez Suárez, M. (2013). Potential of Biodiesel from Waste Cooking Oil in Mexico. *Biomass and Bioenergy*, 56: 230-238. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.008>
- Talens Peiró, L., Lombardi, L., Villalba Méndez, G. & Gabarrell i Durany, X. (2010). Life cycle assessment (LCA) and exergetic life cycle assessment (ELCA) of the production of biodiesel from used cooking oil (UCO). *Energy*, 35(2): 889-893. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2009.07.013>
- Ullah, Z., Bustam, M. A. & Man, Z. (2015). Biodiesel production from waste cooking oil by acidic ionic liquid as a catalyst. *Renewable Energy*, 77: 521-526. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.12.040>
- Wan, C., Zhou, Q., Fu, G. & Li, Y. (2011). Semi-continuous anaerobic co-digestion of thickened waste activated sludge and fat, oil and grease. *Waste Management*, 31(8): 1752-1758. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.025>
- Yee, K. F., Tan, K. T., Abdullah, A. Z. & Lee, K. T. (2009). Life cycle assessment of palm biodiesel: revealing facts and benefits for sustainability. *Applied Energy*, 86 (SUPPL. 1): S189-196. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.04.014>
- Yusoff, S. (2006). Renewable energy from palm oil—innovation on effective utilization of waste. *Journal of Cleaner Production*, 14(1): 87-93.

Zhu, L. Y., Zong, M. H. & Wu, H. (2008). Efficient lipid production with trichosporonfermentans and its use for biodiesel preparation. *Bioresource Technology*, 99(16): 7881-7885.

CAPÍTULO 3. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN A ESCALA PLANTA PILOTO DE COMBUSTIBLE SOSTENIBLE PARA AVIACIÓN (SAF) A PARTIR DE ACEITE DE JATROFA

- Aeroméxico (2021). Informe de Sostenibilidad 2021. Recuperado de https://www.aeromexico.com/cms/sites/default/files/informe_sostenibilidad_2021_ES.pdf
- ContraRéplica (27 de octubre de 2022). La industria se reúne para conversar sobre combustibles sostenibles de aviación y su importancia para México Seminario de combustibles sostenibles y su importancia para la aviación en México. Aeropuertos y Servicios Auxiliares, México. <https://www.contrareplica.mx/nota-La-industria-se-reune-para-conversar-sobre-combustibles-sostenibles-de-aviacion-y-su-importancia-para-Mexico-2022271012>
- Devaranavadi, S. B., Patil, S. B., Mulla, S. R. & Jambagi, M. B. (2010). Evaluation of tree borne oilseeds for dryland areas of Karnataka. *Advance Research Journal of Crop Improvement*, 1(2): 111-113. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/315835350_Evaluation_of_tree_borne_oilseed_for_dryland_areas_of_Karnataka
- EPA (1998). Evaluación de emisiones provenientes de la quema a cielo abierto de residuos domésticos en barriles. Environmental Protection Agency, Estados Unidos de América. Recuperado de <https://www3.epa.gov/ttn/catc/dir1/technic3.pdf>
- Esparza Claudio, J. de J.. (2019). Informe final de Cadena de suministros, ACV y sustentabilidad del Clúster Bioturbosina. Conacyt, México.
- Grasso, F. V. (2013). *Diseño del proceso: Pretratamiento enzimático para extracción de aceites vegetales en un extractor de columna*. (Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Química, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina). Recuperada de <https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/26889>
- Herrera Esparza, O. (mayo de 2013). Escenario de uso de SAF para el 2030 por Viva Aerobus. Entrevista de José de Jesús Esparza Claudio para *Sustainable Aviation Fuels México 2023* 2013.
- IATA. 2021. Cero emisiones netas de CO2 en 2050 (Comunicado N° 66). Recuperado del sitio de internet de la Asociación de Transporte Aéreo Internacional: <https://www.iata.org/contentassets/dcd25da635cd4c3697b5d0d8ae32e159/2021-10-04-03-es.pdf>
- IMCO (2016). "México ratifica el acuerdo de París sobre el cambio climático" *Centro de Investigación en Política Pública (energía y medio ambiente)*, abril 22, 2016. Recuperado de <https://imco.org.mx/mexico-ratifica-el-acuerdo-de-paris-sobre-el-cambio-climatico/>
- Nemecek, T. K. (2007). Life cycle inventories of agricultural production systems. Ecoinvent (report N° 15). Recuperado de https://db.ecoinvent.org/reports/15_Agriculture.pdf

- OACI (2002). Combustibles de aviación sostenibles (SAF).” Recuperado del sitio de internet Organización de Aviación Civil Internacional: <https://www.icao.int/environmental-protection/Pages/SAF.aspx>
- Romero Izquierdo, A., Gómez de la Cruz, A. & Gutiérrez-Antonio, C. (2016). Bioturbosina: retos y oportunidades. *Ciencia, Comunicaciones libres*, julio-septiembre de 2016: 1-7. Recuperado de <https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/online/Bioturbosina.pdf>
- Sagarpa SAGARPA (2017). Planeación Agrícola Nacional 2017-2030. Recuperado del sitio de internet Gobierno de México, Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/257070/Potencial-Bioenerg_ticos.pdf
- Sener SENER (2017). Mapa de ruta tecnológica bioturbosina. Recuperado del sitio de internet Gobierno de México, Secretaría de Energía, México: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/324219/MRT_Bioturbosina_Final.pdf
- Sepúlveda González, I. (2012). Bioturbosina. Producción de cultivos energéticos para la aviación comercial. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 3(3): 580-594. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342012000300013
- Zwietering, M. H., Jongenburger, I., Rombouts, F. M. & Van't Riet, K. (1990). Modelado de la curva de crecimiento bacteriano. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(6): 1875-1881. DOI: <https://doi.org/10.1128/aem.56.6.1875-1881.1990>

CAPÍTULO 4. ACV DE LA ELECTRICIDAD GENERADA A PARTIR DE BIOGÁS PROVENIENTE DE RESIDUOS URBANOS E INDUSTRIALES

- Ahlgren, S., Björklund, A., Ekman, A., Karlsson, H., Börjesson, P., Ekvall, T., Finnveden, G., Janssen, M. & Strid, I. (2012). Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems - key issues and recommendations. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 6(3): 246-256. DOI: <https://doi.org/10.1002/bbb.1563>
- Almanza Merchán, P. (2011). *Determinación del crecimiento y desarrollo del fruto de vid (Vitis vinífera L.) bajo condiciones de clima frío tropical*. (Tesis doctoral, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia). Recuperado de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/7895>
- Ardolino, F., Parrillo, F. & Arena, U. (2018). Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste *Journal of Cleaner Production*, 174: 462-476. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.320>
- Atilgan, B., & Azapagic, A. (2015). Life cycle environmental impacts of electricity from fossil fuels in Turkey. *Journal of Cleaner Production*, 106: 555-564. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.046>
- Ayodele, T. R., Ogunjuyigbe, A. S. O. & Alao, M. A. (2018). Economic and environmental assessment of electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste for the city of Ibadan, Nigeria. *Journal of Cleaner Production*, 203: 718-735. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.282>

- Bezama, A., Douglas, C., Méndez, J., Szarka, N., Muñoz, E., Navia, R., Schock, S., Konrad, O. & Ulloa, C. (2013). Life cycle comparison of waste-to-energy alternatives for municipal waste treatment in Chilean Patagonia. *Waste Management and Research*, 31 (10 suppl.), 67-74. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X13499810>
- Buitrón, G., Martínez-Valdez, F. J. & Ojeda, F. (2019). Biogas production from a highly organic loaded winery effluent through a two-stage process. *BioEnergy Research*, 12, 714-721. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12155-019-09984-7>
- Buonocore, E., Mellino, S., De Angelis, G., Liu, G. & Ulgiati, S. (2018). Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. *Ecological Indicators*, 94: 13-23. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.047>
- Carballa, M., Duran, C. & Hospido, A. (2011). Should we pretreat solid waste prior to anaerobic digestion? An assessment of its environmental cost. *Environmental Science and Technology*, 45(24): 10306-10314. DOI: <https://doi.org/10.1021/es201866u>
- Carrillo-Reyes, J., Albarrán-Contreras, B.A. & Buitrón, G. (2019). Influence of added nutrients and substrate concentration in biohydrogen production from winery wastewaters coupled to methane production. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 187, 140-151. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12010-018-2812-5>
- Colón, J., Cadena, E., Colazo, A. B., Quirós, R., Sánchez, A., Font, X. & Artola, A. (2015). Toward the implementation of new regional biowaste management plans: Environmental assessment of different waste management scenarios in Catalonia *Resources, Conservation and Recycling*, 95: 143-155. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.012>
- Colón, J., Cadena, E., Pognani, M., Barrena, R., Sánchez, A., Font, X., & Artola, A. (2012). Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated municipal solid wastes. *Energy and Environmental Science*, 5(2): 5731-5741. DOI: <https://doi.org/10.1039/c2ee01085b>
- Contreras, A. M., Rosa, E., Pérez, M., Van Langenhove, H. & Dewulf, J. (2009). Comparative life cycle assessment of four alternatives for using by-products of cane sugar production. *Journal of Cleaner Production*, 17(8), 772-779. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.12.001>
- Cremiato, R., Mastellone, M. L., Tagliaferri, C., Zaccariello, L. & Lettieri, P. (2018). Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. *Renewable Energy* 124: 180-88. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.06.033>
- De Marco, I., y Iannone, R. (2017). Production, packaging and preservation of semi-finished apricots: A comparative Life Cycle Assessment study. *Journal of Food Engineering*, 206, 106-117. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2017.03.009>
- De Vries, J. W., Vinken, T. M. W. J., Hamelin, L. & De Boer, I. J. M. (2012). Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy a life cycle perspective. *Bioresource Technology*, 125: 239-248. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.124>
- Evangelisti, S., Lettieri, P., Borello, D. & Clift, R. (2014). Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study. *Waste Management*, 34(1): 226-37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.013>

- Ferrara, C. & De Feo, G. (2018). Life Cycle Assessment application to the wine sector: a critical review, *Sustainability*, 10(2): 395. DOI: <https://doi.org/10.3390/su10020395>
- Field, C. B., Campbell, J. E. & Lobell, D. L. (2008). "Biomass energy: the scale of the potential resource. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(2): 65-72. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.001>
- Genc, M., Genc, S. & Goksungur, Y. (2017). Exergy analysis of wine production: red wine production process as a case study. *Applied Thermal Engineering* 117: 511-521. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2017.02.009>
- Godin, D., Bouchard, C. & Vanrolleghem, P. A. (2012). "Net environmental benefit: introducing a new LCA approach on wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 65(9): 1624-1631. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2012.056>
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. & Van Zelm, R. (2013). "ReCiPe 2008. A LCIA method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), Holanda. Recuperado de https://www.rivm.nl/sites/default/files/2018-11/ReCiPe%202008_A%20lcia%20method%20which%20comprises%20harmonised%20category%20indicators%20at%20the%20midpoint%20and%20the%20endpoint%20level_First%20edition%20Characterisation.pdf
- Gourdet, C., Girault, R., Berthault, S., Richard, M., Tosoni, J. & Pradel, M. (2017). In quest of environmental hotspots of sewage sludge treatment combining anaerobic digestion and mechanical dewatering: a Life Cycle Assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 143: 1123-1136. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.007>
- Hernández-Padilla, F., Margni, M., Noyola, A., Güereca-Hernández, L. & Bulle, C. (2017). Assessing wastewater treatment in Latin America and the Caribbean: Enhancing Life Cycle Assessment interpretation by regionalization and impact assessment sensibility. *Journal of Cleaner Production*, 142: 2140-2153. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.068>
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A. & Van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22 (2): 138-47. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- Ioannou, L. A., Li Puma, G. & Fatta-Kassinos. D. (2015). Treatment of winery wastewater by physicochemical, biological and advanced processes: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 286: 343-368. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.043>
- IEA (2017). *World Energy Outlook 2017*, IEA, Paris. Recuperado de <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2017>
- IPCC (2011). Fuentes de energía renovables y mitigación del cambio climático: resumen para responsables de políticas y resumen técnico. Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. Panel intergubernamental sobre cambio climático. DOI: [https://doi.org/ISBN 978-92-9169-331-3](https://doi.org/ISBN%20978-92-9169-331-3)

- ISO (2006a). ISO 14040 Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and framework. International Organization for Standardization. DOI: <https://doi.org/10.1136/bmj.332.7550.1107>
- (2006b). ISO 14044 Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and guilelines. International Organization for Standardization. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0297-3>
- Juárez, C., Güereca, L. & Gassó, S. (2008). Análisis del ciclo de vida del sistema de gestión de residuos municipales de la Ciudad de México. *Redisa*, 13. Recuperado de <http://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/14195/Gasso.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Li, H., Jin, C., Zhang, Z., O’Hara, I. & Mundree, S. (2017). Environmental and economic life cycle assessment of energy recovery from sewage sludge through different anaerobic digestion pathways. *Energy*, 126: 649-57. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.068>
- Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Fiala, M., Feijoo, G. & Moreira, M. M. (2014). Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. *Journal of Cleaner Production*, 72(Junio 2014): 23-34. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.022>
- Lombardi, L., Nocita, C., Bettazzi, E., Fibbi, D. & Carnevale, E. (2017). Environmental comparison of alternative treatments for sewage sludge: an Italian case study. *Waste Management*, 69: 365-376. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.040>
- Mancini, E., Arzoumanidis, I. & Raggi, A. (2019). “Evaluation of potential environmental impacts related to two organic waste treatment options in italy. *Journal of Cleaner Production*, 214: 927-938. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.321>
- Mellino, S., Protano, G., Buonocore, E., De Angelis, G. Liu, G., Xu, L. & Ulgiati, S. (2015). Alternative options for sewage sludge treatment and process improvement through circular patterns: LCA-based case study and scenarios. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 3 (1): 77-85. DOI: <https://doi.org/10.5890/JEAM.2015.03.007>
- Meneses, M., Torres, C. M. & Castells, F. (2016). Sensitivity analysis in a life cycle assessment of an aged red wine production from Catalonia, Spain. *Science of the Total Environment*, 562: 571-579.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Burton, F. L. & H David Stansel. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4th ed. Columbus, Estados Unidos: McGraw-Hill Science Engineering.
- Mills, N., Pearce, P., Farrow, J., Thorpe, R. B. & Kirkby, N. F. (2014). Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies internal rate of return. *Waste Management*, 34 (1): 185-95. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.024>
- Morero, B., Vicentin, R. & Campanella, E. A. (2017). Assessment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. *Waste Management*, 61: 195-205. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.033>
- Noyola, A., Paredes, M. G., Güereca, L. P., Molina, L. T. & Zavala, M. (2018). “Methane correction factors for estimating emissions from aerobic wastewater treatment

- facilities based on field data in Mexico and on literature review. *Science of the Total Environment*, 639 (Mayo): 84-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.111>
- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J. M. & Güereca, L. P. (2013). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales: Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas. Instituto de Ingeniería-UNAM, México. Recuperado de https://www.pronatura-sur.org/web/docs/Tecnologia_Aguas_Residuales.pdf
- Pacetti, T., Lombardi, L. & Federici, G. (2015). Water-energy nexus: a case of biogas production from energy crops evaluated by water footprint and life cycle assessment (LCA) methods. *Journal of Cleaner Production*, 101: 278-291. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.084>
- Pradel, M., Aissani, L., Villot, J., Baudez, J. C. & Laforest, V. (2016). From waste to added value product: towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge-A review. *Journal of Cleaner Production*, 131: 60-75. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.076>
- Romero Salvador, A. (2010). Aprovechamiento de la biomasa como fuente de energía alternativa a los combustibles fósiles. *Revista de La Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (Esp)*, 104(2): 331-45.
- Sfez, S., De Meester, S., Vlaeminck, S. E. & Dewulf, J. (2020). Resources, conservation & recycling improving the resource footprint evaluation of products recovered from wastewater: A discussion on appropriate allocation in the context of circular economy. *Resources, Conservation & Recycling*, 148 (octubre): 132-144. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.029>
- Stoessel, F., Juraske, R., Pfister, S. & Hellweg, S. (2012). Life cycle inventory and carbon and water footprint of fruits and vegetables: application to a Swiss retailer. *Environmental Science & Technology*, 46(6): 3253-3262. DOI: <https://doi.org/10.1021/es2030577>
- Suh, Y. & Rousseaux, P. (2001). "An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 35: 191-200
- Toniolo, S., Mazzi, A., Pieretto, C. & Scipioni, A. (2017). Resources, conservation and recycling allocation strategies in comparative life cycle assessment for recycling: considerations from case studies. *Resources, Conservation & Recycling*, 117: 249-261. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.011>
- Treyer Karin, C. B. & Simons, A. (2014). Human health impacts in the life cycle of future European electricity generation. *Energy Policy*, 74 (Supplement 1): S31-S44. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.03.034>
- United Nations (2015). Paris Agreement. Organización de las Naciones Unidas. Recuperado de https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf
- Valle Pereña, J., & Ortega Navarro, H. (2012). Prospectiva de energías renovables 2012-2026. Sener. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Wernet, G., Bauer, G., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (Part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9): 1218-1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

- Woon, K. S., Lo, I. M. C., Chiu, S. L. H. & Dickson, Y. S. Y. (2016). Environmental assessment of food waste valorization in producing biogas for various types of energy use based on LCA approach. *Waste Management*, 50: 290-99. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.022>
- Xu, C., Shi, W., Hong, J., Zhang, F. & Chen, W. (2015). Life cycle assessment of food waste-based biogas generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 49: 169-177. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.164>
- Yoshida, H., Ten Hoeve, M., Christensen, T. H., Bruun, S., Jensen, L. S. & Scheutz, C. (2018). Life cycle assessment of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. *Journal of Cleaner Production*, 174: 538-547. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.175>

CAPÍTULO 5. EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES PARA GENERACIÓN DE CALOR A PARTIR DE RESIDUOS DE CÁSCARA DE NARANJA

- Ahlgren, S., Björklund, A., Ekman, A., Karlsson, H., Berlin, J., Börjesson, P., Ekvall, T., Finnveden, G., Janssen, M. & Strid, I. (2014). Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems-key issues and recommendations. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 9: 606-619. DOI: <https://doi.org/10.1002/bbb.1563>
- Cámara de Diputados (1 de febrero, 2008). Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos" *Diario Oficial de La Federación*. México. Recuperado de <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LPDB.pdf>
- Conadesuca (2017). Informe estadístico del sector agroindustrial de la caña de azúcar en México zafras 2006-2007/2015-2016. Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar, México. Recuperado de <https://www.gob.mx/conadesuca/documentos/dieproc-informes-estadisticos-del-sector-agroindustrial-de-la-cana-de-azucar-en-mexico>
- Debernardi de la Vequia, H., Ortiz Laurel, H. & Rosas Calleja, D. (2020). Consumo de combustible en las labores de campo y cosecha de caña de azúcar en la región Golfo de México. Colegio de Postgraduados, Campus Córdoba. México. Recuperado de <https://www.siiba.conadesuca.gob.mx/siiba/Consulta/verDoc.aspx?num=1021>
- Guimarães, J. L., Frollini, E., Da Silva, C. G., Wypych, F. & Satyanarayana, K. G. (2009). Characterization of banana, sugarcane bagasse and sponge gourd fibers of Brazil. *Industrial Crops and Products*, 30: 407-415. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2009.07.013>
- Guinée, J. B., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., De Koning, A., Van Oers, L. et al. (2002). Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards." Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. Recuperado de <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-projects/science/cml-new-dutch-lca-guide>
- Hurtado, P. & Villa, A. L. (2016). Estudio de mercado de aceite esencial de naranja en Colombia en el período 2009-2014. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 10(2): 301-310. DOI: <https://doi.org/10.17584/rcch.2016v10i2.4653>

- INECC (2014). Factores de Emisión para los diferentes tipos de combustibles fósiles y alternativos que se consumen en México. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. Recuperado de <https://www.gob.mx/inecc/documentos/factores-de-emision-para-los-diferentes-tipos-de-combustible-fosiles-que-se-consumen-en-mexico>
- Moellhausen, A. (October, 2015). "Market Outlook 2015-2016. Analysis of the macro and micro environment of the flavour and fragrances industry", Moellhausen SPA.
- Sagarpa (2018). *Estructura de Costos de Producción (ECP)*. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, México. Recuperado de <http://www.campomexicano.gob.mx/viocs/index2.php>.
- Semarnat e INECC (2022). Contribución determinada a nivel Nacional, actualización Nov. 2022. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. Recuperado de https://unfccc.int/sites/default/files/NDC/2022-11/Mexico_NDC_UNFCCC_update2022_FINAL.pdf
- USEPA AP-42 (2017). Air pollutant emission factors: 1.3 Fuel Oil Combustion. Estados Unidos de América. Recuperado de <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification>
- Yepes, S. M. & Montoya Naranjo, L. J. (2008). Valorización de residuos agroindustriales – Frutas – en Medellín y el sur del Valle del Aburrá, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía – Medellín*, 61(1): 4422-4431. Recuperado de Redalyc, <https://www.redalyc.org/pdf/1799/179914077018.pdf>