

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
FACULTAD DE QUÍMICA**

**“ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS,
GENERADOS EN LOS ESPACIOS ACADÉMICOS DE LA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO”**

T E S I S

**PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

P R E S E N T A

M.C.A CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ

DIRECTORA DE TESIS

DRA. REYNA NATIVIDAD RANGEL

CO-DIRECTORES

DRA. LILIANA IVETTE ÁVILA CÓRDOBA

DR. GUSTAVO ÁLVAREZ ARTEAGA

TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO, AGOSTO DEL 2022

Este trabajo de investigación fue registrado con el título: “Análisis de ciclo de vida de los residuos orgánicos, generados en los espacios académicos de la Universidad Autónoma del Estado de México” con número de registro DCAAM-0520, en el Programa Académico: Doctorado en Ciencias Ambientales ante la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados (SIEA).

CONTENIDO

RESUMEN	11
ABSTRACT.....	12
INTRODUCCIÓN	13
CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO	15
1.1. Antecedentes.....	16
1.1.1. Contexto Internacional, Nacional y Estatal del Manejo de Residuos.....	18
1.1.2. Programas Universitarios Ambientales	19
1.1.2.1. Perspectiva ambiental de la UAEMÉX	22
1.1.2.2. Red Universitaria Sostenible para la Gestión Integral de Residuos Orgánicos.....	24
1.1.2.3. Manejo de residuos en los espacios universitarios de la UAEMÉX.....	26
1.1.3. La Economía Circular como un sistema regenerativo sostenible	29
1.1.3.1. Perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de los residuos orgánicos.....	33
1.1.3.2. Análisis de ciclo de vida (ACV)	36
1.1.3.3. Análisis de ciclo de vida en los sistemas de manejo de residuos.....	59
1.2. Hipótesis	63
1.3. Objetivos	63
1.4. Justificación.....	64
CAPÍTULO II. METODOLOGÍA	37
CAPITULO III. RESULTADOS	41
3.1. Resultados publicados	37
3.1.1. Huella de carbono de las cafeterías universitarias y su relación con el tipo de alimentos consumidos	37
3.1.2. Producción de biodiesel como alternativa para reducir el impacto ambiental en las cafeterías universitarias	41

3.1.3. Modelo institucional con perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de residuos orgánicos ⁵⁸	
3.2. Resultados por publicar	66
3.2.1. Estrategias para mejorar la sostenibilidad de la producción del biodiesel, mediante una catálisis heterogénea catalizado a partir del aceite residual de cocina	66
3.2.2. Evaluación ambiental de un proceso de compostaje en los espacios universitarios mediante el análisis de ciclo de vida	105
CAPÍTULO IV. DISCUSIÓN GENERAL	127
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES	132
ANEXOS	134
Anexo 1. Acrónimos	135
Anexo 2. Estrategia universitaria sostenible	136
Anexo 3. Participaciones	137
Anexo 4. Cursos	149
Anexo 5. Premios	150
REFERENCIAS	151

RELACIÓN DE FIGURAS

Figura 1. Logo para la Red Universitaria Sostenible para la Gestión Integral de Residuos Orgánicos.	25
Figura 2. Matrícula de alumnos en los diferentes campus del Estado de México por género.	27
Figura 3. Modelo lineal y circular para el manejo de residuos en un ciclo biológico.	30
Figura 4. Rutas de aprovechamiento energético de los residuos orgánicos (aceite residual de cocina y desperdicios de comida).	33
Figura 5. Etapas para lograr una perspectiva de ciclo de vida de un producto o servicio.	34
Figura 6. Enfoque para un pensamiento de ciclo de vida.	35
Figura 7. Marco de referencia un ACV de acuerdo con la serie de normas ISO 14040 y 14044.	40
Figura 8. Etapas de un análisis de ciclo de vida desde la cuna hasta la tumba.	42
Figura 9. Listado de impactos ambientales para el ACV, resultado, análisis, categoría de punto medio y punto final.	47
Figura 10. Marco estructural para la evaluación del impacto de ciclo de vida (EICV) en puntos medios y puntos finales.	48
Figura 11. Puntos a considerar para llevar a cabo la interpretación en un ACV.	58
Figura 12. Descripción general de la metodología del ACV en los procesos para el DC y ARC.	39
Figura 13. Límites del sistema para el estudio de análisis de ciclo de vida en el sistema de manejo integral de residuos orgánicos de la UAEMéx.	40
Figura 14. Líneas de acción para la Estrategia universitaria sostenible.	136

RELACIÓN DE TABLAS

Tabla 1. Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos, enfoque nacional y estatal.	18
Tabla 2. Objetivos del Plan Rector 2021-2025 de la UAEM.	24
Tabla 3. Proyectos aprobados por la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados	26
Tabla 4. Guía para el manejo de RSU en la UAEMéx.	28
Tabla 5. Jerarquía para el tratamiento de residuos: descripción del destino, origen del impacto y el impacto evitado para el tratamiento de residuos orgánicos.	31
Tabla 6. Inventario de entradas y salidas para la conversión bioquímica de los desperdicios de comida y la fisicoquímica para el aceite residual de cocina.	35
Tabla 7. Definiciones conceptuales en la metodología de un análisis de ciclo de vida.	38
Tabla 8. Categorías de daños o enfoque de punto final y su perspectiva para los factores de ponderación	46
Tabla 9. Métodos para evaluar los impactos ambientales.	50
Tabla 10. Clasificación de las diferentes categorías de impacto de acuerdo a su alineación con los ODS, área de protección, categoría del indicador, descripción y cálculo.	52
Tabla 11. Resumen de estudios de ACV para la obtención de composta a partir de residuos orgánicos	60
Tabla 12. Resumen de estudios de ACV para la obtención de biodiesel a partir de aceite residual de cocina	62

RESUMEN

El manejo sostenible de los residuos sólidos urbanos en su fracción orgánica, bajo una perspectiva de ciclo de vida, ha tomado importancia en el fomento de acciones que inciden a mejorar los sistemas de gestión dentro de las instituciones académicas, contribuyendo a mejorar la calidad de vida y contrarrestar los impactos ambientales. El tratamiento de la biomasa residual dentro de su cadena de valor, se canaliza en rutas de aprovechamiento energético, las cuales permiten reportar contribuciones ambientales de causa-efecto y áreas de protección mediante un Análisis de Ciclo de Vida. Actualmente, la huella ambiental que genera la Universidad Autónoma del Estado de México a través de los residuos orgánicos hacia el relleno sanitario es la opción menos favorable, en los espacios académicos situados en Toluca y San Cayetano, se encuentran las Cafeterías Universitarias que son una importante fuente de desperdicios de comida y aceite residual de cocina, es por ello que este proyecto tuvo como objetivo evaluar los impactos ambientales de los residuos orgánicos generados en las cafeterías universitarias mediante un ACV por ruta de recolección para escenarios alternativos como la elaboración de composta y biodiesel. La metodología se desarrolló bajo la ISO 14044, para el análisis del inventario se cuantificaron entradas y salidas sobre la producción de composta y biodiesel, con la información experimental generada en el Laboratorio de Ingeniería Química del Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable UAEM-UNAM y en el Laboratorio de Ciencias Ambientales de la Facultad de Planeación Urbana y Regional. La evaluación se realizó mediante el software SimaPro 9.3.0.3 PhD y la base datos Ecoinvent, con el método de punto medio CML-IA línea base C3.06/EU25 y punto final ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 / World (2010) H/A. Como resultados, se elaboraron distintos reportes relacionados a la huella de carbono de las cafeterías y su relación con el tipo de alimentos consumidos; la producción de biodiesel como alternativa para reducir el impacto ambiental en las cafeterías; un modelo institucional con perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de residuos orgánicos; estrategias para mejorar la sostenibilidad de la producción del biodiesel, mediante una catálisis heterogénea a partir del aceite residual de cocina; y una evaluación ambiental de un proceso de compostaje en los espacios universitarios. Se concluye que la huella de carbono es de 7199.29 kgCO_{2eq}/día; la ruta de remolques es la de mayor contribución, seguida de Colón-espacios deportivos, Ciudad Universitaria y Centro-Cerrillo. Para disminuir la huella de carbono, se propone un tratamiento de conversión bioquímica como el compostaje, con una reducción promedio de un 14%. Para el caso del aceite residual de cocina, se propone un tratamiento de conversión fisicoquímica, mediante una reacción de esterificación y transesterificación, con cargas negativas y reducciones promedio en un 50%. Estas medidas contribuirán a proyectar a la Universidad como una institución responsable en el cuidado del medio ambiente, planteando una estrategia universitaria sostenible hacia una transición de conductas ecológicas y estilos de vida sostenibles con un enfoque de economía circular.

ABSTRACT

The sustainable management of urban solid waste in its organic fraction, under a life-cycle perspective, has taken importance in the promotion of actions that affect the improvement of management systems within academic institutions, contributing to improving the quality of life and decreasing environmental impacts. The treatment of the residual biomass within its value chain is channeled in energy use routes, which allows to report environmental contributions of cause-effect and protection areas through a Life Cycle Assessment. Currently, the environmental footprint generated by the Autonomous University of the State of Mexico through organic waste to the landfill is the least favorable option, in the academic spaces located in Toluca and San Cayetano, University cafeterias are an important source of food waste and residual cooking oil. This project aimed to evaluate the environmental impacts of organic waste generated in university cafeterias through a LCA by collection route for alternative scenarios such as compost and biodiesel processing. The methodology was developed under ISO 14044, for the analysis of the inventory inputs and outputs were quantified on the production of compost and biodiesel, with the experimental information generated in the Chemical Engineering Laboratory of the Joint Research Center in Sustainable Chemistry UAEM-UNAM and in the Environmental Sciences Laboratory of the Faculty of Urban and Regional Planning. The evaluation was performed using SimaPro 9.3.0.3 PhD software and the Ecoinvent database, with the CML-IA midpoint method baseline C3.06/EU25 and endpoint ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 / World (2010) H/A. As a result, different reports were prepared related to the carbon footprint of coffee shops and its relationship with the type of food consumed; biodiesel production as an alternative to reduce the environmental impact in coffee shops; a life-cycle institutional model for the treatment of organic waste; strategies to improve the sustainability of biodiesel production through heterogeneous catalysis from residual cooking oil; and an environmental assessment of a composting process in university spaces. It is concluded that the carbon footprint is 7199.29 kgCO_{2eq}/day; the trailer route is the one with the greatest contribution, followed by Colón-sports spaces, Ciudad Universitaria and Centro-Cerrillo. To reduce the carbon footprint, a biochemical conversion treatment such as composting is proposed, with an average reduction of 14%. In the case of residual cooking oil, a physicochemical conversion treatment is proposed, by means of an esterification and transesterification reaction, with negative loads and average reductions by 50%. These measures will contribute to projecting the University as an institution responsible for the care of the environment, proposing a sustainable university strategy towards a transition of ecological behaviors and sustainable lifestyles with a circular economy approach.

INTRODUCCIÓN

Los impactos ambientales como el potencial de calentamiento global, han tenido un incremento de un 10%, asociado a la pérdida y desperdicio de alimentos (Aldaco et al., 2020). El manejo de los residuos en su fracción orgánica, es una de las medidas a implementar para hacer un mejor uso de los residuos alimentarios y garantizar acciones que contribuyan a un consumo sostenible, siendo el tercer recurso identificado con oportunidad de productividad en el mundo (McKinsey Global Intitute, 2011). Cada año se desperdicia el 35 % de la producción anual total de alimentos, esto equivale a más de 20 millones de toneladas (BID, 2020). La huella de carbono global anual generada por el desperdicio de alimentos se estimó en 3.3 billones de toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO_2_{eq}) (FAO, 2016), lo equivalente a las emitidas por 14 millones de autos.

De lo anterior, la incorporación de iniciativas para contrarrestar los impactos ambientales dentro de las Universidades y centros de investigación, han desarrollado cuestiones relacionadas a dimensionar la la gestión integral de residuos desde una perspectiva de ciclo de vida. Los residuos generados en las cafeterías de la Universidad Autónoma del Estado de México situados en Toluca y San Cayetano, se trasladan al relleno sanitario de San Luis, Mextepec, son una fuente importante de desperdicios de comida y aceite residual de cocina, y generado una huella ambiental la cual puede ser disminuida con escenarios alternativos con rutas de aprovechamiento energético valorizando los mismo en su tranformación a biodiesel y composta.

En el capítulo I, se describen los antecedentes desde un contexto internacional, nacional y estatal en el manejo de los residuos en su fracción orgánica y su relación con la huella de carbono; asimismo la implementación en distintas universidades del mundo de programas universitarios ambientales en el sector residuos y su perspectiva de ciclo de vida para reducir impactos. Ya entrando en el objeto de estudio, se describen las acciones que ha realizado la Universidad Autónoma del Estado de México en materia ambiental y su participación en rankings internacionales con indicadores de energía y cambio climático, la formación de la Red Universitaria Sostenible para la Gestión Integral de Residuos Orgánicos y el manejo actual de sus residuos en los espacios universitarios. En un contexto teórico, se describe a la economía circular como un sistema regenerativo sostenible la perspectiva de ciclo de vida para el

tratamiento de los residuos orgánicos, los fundamentos de la metodología del análisis de ciclo de vida y su aplicación en los sistemas de manejo de residuos, haciendo una búsqueda bibliográfica de los estudios para la obtención de composta y biodiesel aplicado dicho análisis. En éste capítulo se presenta la hipótesis planteada, los objetivos general y específicos y la justificación de la investigación.

En el capítulo II, se describe el marco metodológico bajo la Norma Mexicana de Análisis de Ciclo de Vida, Requisitos y directrices (ISO14044, 2006b) y (UNEP/SETAC, 2005), desde la definición del objetivo, el análisis del inventario, la evaluación de los impactos y la interpretación, para el sistema actual en el manejo integral de residuos orgánicos de la UAEMéx (desperdicios de comida y aceite residual de cocina). La evaluación se realizó mediante el software SimaPro 9.0.3.0 PhD y la base datos Ecoinvent., con el método de punto medio CML-IA línea base C3.06/EU25 y punto final ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 / World (2010) H/A

En el capítulo III, se presentan los resultados divididos en dos artículos y un capítulo de libro publicados e información no publicada; dentro de los publicados fue lo relacionado a la huella de carbono de las cafeterías universitarias y su relación con el tipo de alimentos consumidos; un modelo institucional con perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de residuos orgánicos; y la producción de biodiesel como alternativa para reducir el impacto ambiental en las cafeterías universitarias. Dentro de los resultados no publicados están las estrategias para mejorar la sostenibilidad de la producción del biodiesel, mediante una catálisis heterogénea a partir del aceite residual de cocina; y la evaluación ambiental de un proceso de compostaje en los espacios universitarios mediante el análisis de ciclo de vida.

En el capítulo IV se realizó una discusión general sobre cada uno de los resultados publicados y no publicados; finalmente se presentan las conclusiones de la investigación, dando cumplimiento al objetivo general y específicos, relacionadas al reporte de la huella de carbono en las cafeterías universitarias por ruta de recolección y su porcentaje de disminución implementando un tratamiento fisicoquímico para el aceite residual a biodiesel y un tratamiento bioquímico para los desperdicios de comida a composta. Finalmente se propone una estrategia universitaria sostenible para darle seguimiento a algunas áreas de oportunidad con temas de investigación científica y manejo de residuos orgánicos en los espacios universitarios.

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes

El impacto ambiental que genera el sistema alimentario en el mundo, consume el 30% del total de energía, emitiendo 22% de las emisiones totales de gases de efecto invernadero durante su ciclo de vida es decir desde la producción hasta su disposición final (UNEP, 2019b). Según la definición de la FAO (2019) un sistema alimentario sostenible, es *“aquel que garantiza la seguridad alimentaria y la nutrición para todas las personas de tal forma que no se pongan en riesgo las bases económicas, sociales y ambientales que permitan proporcionar seguridad alimentaria y nutrición a las generaciones futuras”*. Para garantizar la seguridad alimentaria, en la Agenda 2030 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, es necesario reducir a la mitad el desperdicio de alimentos per cápita y las pérdidas en las cadenas de producción y distribución (BM, 2018), diseñando planes con métricas ambientales, económicas y sociales (Sánchez et al., 2020) e integrándolo en un marco sostenible de economía circular (Jurgilevich et al., 2016), siendo un tema prioritario emergente en la actual pandemia del SARS-COV2 (FAO, 2020), ya que 1 de cada 10 personas sufre de hambre en un tiempo donde existe desperdicio de alimentos, descuidando poner en práctica técnicas eficaces y sostenibles de agricultura (Malpass, 2021). Jurgilevich y colaboradores (2016) menciona que la economía circular en un sistema alimentario debe implementarse desde el productos, hasta el consumidor y finalmente en la gestión, participando en tres etapas: la reducción en la cantidad de residuos generados, la reutilización de alimentos, así como la utilización de subproductos y desperdicios alimentarios y el reciclaje de nutrientes.

A nivel mundial, 1,300 millones de toneladas de alimentos se desperdician anualmente (un tercio de la producción de alimentos destinados al consumo humano) (Gustavsson et al., 2011), sólo el 10.2% de la biomasa residual ha sido aprovechada para un consumo energético (IPCC, 2011). Una materia prima que es considerada como un recurso renovable para la producción de biodiesel es el aceite residual de cocina (Caldeira et al., 2016a) y (Amaya et al., 2020). Las rutas de aprovechamiento energético que se han estudiado son: la termoquímica, bioquímica y fisicoquímica (Rincón & Silva, 2015), de las cuales se busca desarrollar procesos con una tecnología eficiente, que sean económicamente viables y con un impacto ambiental menor análisis en sus vías de valorización tecnológica (Caldeira et al., 2020), (Fasolin et al., 2019), (Paes et al., 2020) y (Ibáñez-Forés et al., 2019) (Vázquez-Rowe et al., 2019).

Los flujos residuales de biomasa procedentes de los desperdicios de comida (DC) y el aceite residual de cocina (ARC) con aprovechamiento energético, han sido evaluados en una práctica aprobada internacionalmente, denominada análisis de ciclo de vida (ACV) (Ingrao et al., 2018) (Sindhu et al., 2019) y (Antoniadou et al., 2020), la cual evalúa riesgos ambientales, con impacto a la salud humana, disponibilidad de recursos y ecosistemas (Kowalska et al., 2020). El ACV considera la producción y consumo sustentable, cuantificando el impacto ambiental de productos, procesos y servicios, emisiones al aire, agua y suelo, así como las mejoras para posibles áreas de oportunidad y reducir el consumo de los recursos naturales, mediante su uso eficiente y aplicación energética (Barjoveanu et al., 2020) y (Udo de Haes & Heijungs, 2007). El pensamiento y la evaluación del ciclo de vida ha tenido un alto impacto toma de decisiones para la implementación de políticas medioambientales en la Unión Europea (UE) (Sala et al., 2021). Un estudio realizado (Stillitano et al., 2021) menciona que publicación de artículos científicos en estudios de ACV, se ha presentado principalmente en España con un 22.6%, seguido de Italia, Reino Unido, China e Irlanda, de los cuales han implementado el desarrollo de modelos de economía circular.

El impacto de la huella de carbono a nivel global para los DC es de 3.3 billones de toneladas de dióxido de carbono equivalente ($\text{tonCO}_{2\text{eq}}$) (FAO, 2016). Para el caso del ARC, la eliminación de biomasa en vertederos se considera una mala práctica debido a los riesgos ambientales y de seguridad relacionados con la generación de gases de efecto invernadero como el metano (CH_4), el uso del espacio y los lixiviados (Saveyn & Eder, 2014); González y colaboradores (2015) reportan que un litro de ARC contiene 5 mil veces más carga contaminante que las aguas negras que fluyen por las alcantarillas y pueden contaminar hasta 40 mil litros de agua, lo que equivale al consumo anual de agua sanitaria de una persona.

Las pérdidas económicas que reporta la FAO (2013) por las cantidades de DC son de 680 mil millones de dólares para países desarrollados y 310 mil millones de dólares para países en desarrollo como México, quien está migrando hacia una composición menor de residuos orgánicos: en la década de los años 50, el porcentaje de residuos orgánicos oscilaba entre 65 y 70% de su volumen, mientras que en 2012 esta cifra se redujo a 52.4% (SEMARNAT, 2013), lo anterior debido a los patrones de consumo y economía de la población. La sexta comunicación nacional y segundo informe bienal de actualización ante la convención marco de las naciones unidas sobre cambio climático, describe la necesidad de trazar mapas de rutas

tecnológicas de innovación y desarrollo para las energías renovables hacia el 2030 y por consecuencia la reducción de emisiones de GEI (SEMARNAT & INECC, 2018).

1.1.1. Contexto Internacional, Nacional y Estatal del Manejo de Residuos

El Sistema de Gestión en el Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos (RSU), se basa principalmente en la economía de los países desarrollados y no desarrollados, siendo que el uso de tecnologías permite monitorear el origen y destino de los desechos (Hassan & Jameel, 2016). En la Tabla 1, dentro de un marco nacional y estatal, se describen los conceptos de emisiones per cápita, producción de RSU en función del número total de habitantes, cantidad de RSU recolectados y generados, y la cantidad de RO generados en unidades de toneladas/día y kg/habitante/día; contribución porcentual en la clasificación de RSU, así como sus sitios de disposición final. También se reportan las emisiones para dicho sector, en unidades de Giga gramos de dióxido de carbono equivalente (Gg CO_{2eq}). Cabe señalar que la clasificación de los RO en México, corresponde en un 37.11% a los DC, los cuales en su mayoría terminan rellenos sanitarios, sin ningún tratamiento previo.

Tabla 1. Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos, enfoque nacional y estatal.

Concepto	Nacional		Estatal		Fuente
Habitantes	126.2 millones		16.9 millones		(BM, 2018) (INECC, 2015)
Emisiones per cápita promedio	3.05 tCO _{2e}				(OCDE, 2021)
	Ton/día	kg/hab/día	Ton/día	kg/hab/día	
Producción de RSU	120,128	0.944	16,739	0.778	(SEMARNAT, 2020) (FAO, 2015) (GEM, 2013) (SMAGEM, 2019)
Recolectan	100,751		38,500* *Residuos CDMX		
Residuos orgánicos	56,427	0.43	9,039	0.48	
Clasificación de RSU	46.42% Residuos orgánicos, de los cuales 37.11% son desperdicio de alimentos. 31.56% susceptibles de aprovechamiento 22.03% otros residuos				

Continuación tabla 1.

Sitios de disposición final de RSU	60.5% Rellenos sanitarios 15.9% Vertederos abiertos 9.6% Recuperación y reciclaje 14% desconocido	54% Rellenos sanitarios 24% Reciclaje 14% Tiraderos a cielo abierto 4% Tratamiento y acopio 4% Otros	(USAID, 2017) (SMAGEM, 2019)
Emisiones en la disposición final de RSU	31 Mt CO _{2e} al 2023 Tienen una contribución porcentual del 4.6% de las emisiones nacionales. Se estima que para el 2030 sean 49 Mt CO _{2e}	4,557 Gg CO _{2e}	(SEMARNAT & INECC, 2018) (USAID, 2017) (GEM, 2013)

Recientemente se publicó una hoja de ruta para el desarrollo de un consumo sostenible en la República Mexicana al 2030 (PNUMA, 2020), en la cual describe un plan estratégico para impulsar la ecologización del consumo de las y los mexicanos y la subsecuente reducción de los impactos negativos asociados a estilos de vida insostenible. Dentro de los objetivos prioritarios, se encuentra el lograr la economía circular y la gestión integral de los RSU a mediano plazo; en las acciones complementarias a la hoja de ruta se busca implementar programas de gestión de RO en escuelas, las cuales fomenten el consumo de alimentos saludables, el desarrollo de huertos escolares y el desarrollo de cadenas cortas agroalimentarias.

1.1.2. Programas Universitarios Ambientales

La perspectiva ambiental y sostenible de la educación superior en México, ha tenido un crecimiento desde el 2000 con Instituciones de programas transversales que pertenecen al Consorcio Mexicano de Instituciones de Educación Superior para la Sustentabilidad (COMPLEXUS), hasta la consolidación en el 2005 de la Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Educación Superior (ANUIES) y el Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sostenible (CECADESU), coordinados por SEP y SEMARNAT respectivamente, poniendo en marcha el Plan de Acción para el Desarrollo Sustentable en la Instituciones de Educación Superior (ANUIES, 2001), así como en su Programa Sectorial 2020-2024 (SEMARNAT, 2020), donde se sugiere que para el manejo sustentable de RO es necesario fortalecer su gestión integral bajo el enfoque de economía circular, integrando esta visión a los procesos educativos para promover la gestión ambiental en instituciones académicas nacionales e internacionales (escuelas verdes) (SEMARNAT, 2019). Las Universidades y

centros de investigación son los espacios de inteligencia compartida que lideran procesos de exploración con directrices de desarrollo circular y tecnológico (INECC, 2020).

La incorporación de temas asociados con la circularidad y la gestión integral de residuos en los programas de educación ambiental de nivel superior, se ha logrado bajo un pensamiento o perspectiva de ciclo de vida. El ACV para el cálculo de impactos ambientales como la huella de carbono, es una metodología reconocida a nivel internacional para la evaluación de sistemas de bioenergía que utilizan flujos residuales de biomasa procedente de los alimentos (Ingrao *et al.*, 2018; Antoniadou, *et al.*, 2020), planteando posibles soluciones sostenibles, posicionando a las instituciones educativas en una perspectiva global (Kooduvalli *et al.*, 2020).

De lo anterior, Zhang y colaboradores (2019), han demostrado que las universidades tienen un alto grado de influencia social, ya que pueden llegar a promover acciones que pueden impactar en una política pública. Instituciones educativas internacionales como en el Reino Unido (Gu *et al.*, 2018), India (Sangwan, *et al.*, 2018), China (Song *et al.*, 2016), (Tsai *et al.*, 2020), (Gao *et al.*, 2017) y (Liu *et al.*, 2017), Tailandia (Dokinagam & Laosipojana, 2019) y Estados Unidos (Clabeaux *et al.*, 2020; Kooduvalli, Vaidya, *et al.*, 2020; Mu *et al.*, 2017) han llevado a cabo evaluaciones desde una perspectiva de ciclo de vida, impulsando programas piloto encaminados al manejo sustentable dentro de los campus universitarios, con el objetivo de reducir su huella ambiental, aprovechando la capacidad técnica y científica del capital humano e infraestructura con que cuentan.

Existen universidades que han realizado campañas sobre la importancia del uso de energías renovables y el reciclaje del ARC, como la Universidad de Rochester en Estados Unidos (Fink *et al.*, 2007), quienes cuentan con un programa de sostenibilidad ambiental reduciendo costos de eliminación del ARC proveniente de los comedores para utilizarlo de manera eficiente en la producción de biodiesel en motores; instalaron una planta dentro del campus y dieron lugar a la reducción de su huella ambiental. Otro programa universitario es el de la Universidad Whitman (Díaz, 2014), con la entrega voluntaria de ARC, cuentan con un reactor para la producción de biodiesel dentro de la institución que se usa en el transporte de alumnos, granjeros y residentes de la comunidad.

En la Universidad de Shandong, China (Gao *et al.*, 2017), estudiaron diversos

tratamientos para reducir los impactos ambientales en el DC, concluyendo que independientemente del método de tratamiento que se use, la preparación y la recolección de los mismos, aportan la mayor contribución al impacto. Yañez y colaboradores (2020) realizaron un estudio sobre huellas de carbono en unidades de tCO_{2e} por estudiante para diversas Universidades latinoamericanas y de esta manera facilitar la toma de decisiones institucionales.

Como parte de la identificación de las fuentes de emisión contaminantes a causa del DC y ARC en los espacios universitarios se encuentran las CU, las cuales han sido uno de los principales impulsores relacionados con el consumo y satisfacción en adoptar una dieta nutritiva, evitando el residuo y los costos dentro de su ciclo de vida (Colombo et al., 2020). La importancia de conocer la ubicación de los espacios, el transporte utilizado, el tipo de aceite y/o alimento que se consume, el uso de electricidad, la disponibilidad de agua y nutrientes, la gestión de los residuos y el tratamiento para la generación de subproductos, son etapas que ayudan a delimitar el ACV para el cálculo de los impactos ambientales (Chamkalani et al., 2020). En las CU de España, se cuantificó la huella de carbono en unidades de $kg CO_{2e}$, para las etapas de producción de alimentos, transporte y cocción, desagregando los resultados por ingredientes principales (Martinez et al., 2020), permitiendo tener una perspectiva sustentable para formular políticas públicas institucionales considerando aspectos ambientales implementando hábitos alimenticios como la reducción en el consumo de productos cárnicos, el desperdicio de alimentos y eligiendo alimentos con un mínimo o sin empaque, entre otros.

En México se han reportado estudios en tres universidades, la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) (Mendoza et al., 2019), la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) (Güereca et al., 2013) y la Universidad Iberoamericana (IBERO) (Ruiz Morales, 2017). Con respecto a la primera, se realizó un inventario para desarrollar un plan de mitigación, utilizando factores globales genéricos del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), que toma en cuenta la cantidad total de residuos generados y la fracción en peso de cada categoría de residuos, identificaron una de las fuentes de emisión siendo los comedores universitarios que ofrecen servicios de desayuno y almuerzo considerando los tipos de carne más consumidos (res, cerdo, pescado y pollo) con una huella de carbono de $108.67 tCO_{2e}$ y el manejo de los residuos hacia el relleno sanitario de $0.04 tCO_{2e}$. Con respecto a la UNAM, se cuantificó la producción per cápita de la fracción orgánica de residuos (23.2%). El factor de emisión utilizado se calculó con la herramienta del modelo de residuos del IPCC y reporta 14.2

kgCO_{2e} /por persona, dicho estudio propone escenarios de reducción potencial con el Programa de Control Ecológico dentro del campus y el subprograma de mejoramiento continuo de áreas verdes. Se puso además en marcha una planta de composta que procesa al día más de 25 metros cúbicos de residuos orgánicos provenientes de las labores de jardinería (pasto cortado, ramas y hojarasca), puestos de comida y restaurantes dentro de la Ciudad Universitaria (Martínez & Montoya, 2015), y finalmente la IBERO, quienes a partir de su estudio obtuvieron la generación total de 3.3 toneladas (0.33 kg/per cápita, 0.017 kg /m²), identificaron el tipo de residuos generado y proponen que el 52 % es susceptible al proceso de composteo, 27 % es material reciclable y únicamente el 21 % es residuo que se destinaría a un relleno sanitario, lo anterior bajo un sistema de contenedores.

1.1.2.1. Perspectiva ambiental de la UAEMÉX

La Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx), es un miembro activo desde 1999 del COMPLEXUS, siendo reconocida en la entidad por promover acciones universitarias que inciden en el comportamiento de la comunidad universitaria hacia el desarrollo sostenible y la conformación de una cultura ambiental con el fin de contribuir a mejorar la calidad de vida de la sociedad y contrarrestar el deterioro del entorno. La UAEMéx es catalogada como una escuela ambientalmente responsable por parte del Gobierno del Estado de México en coordinación con la Secretaría del Medio Ambiente.

Desde 1997 la UAEMéx, se ha preocupado y ocupado por incorporar esquemas como el Programa Ambiental de Ecología, contemplando tres proyectos: restauración ecológica, educación ambiental y residuos peligrosos., posteriormente en la administración 1997-2001, cambió a Programa de Protección al Medio Ambiente (PPMA) con seis proyectos: Biodiversidad, Manejo Integral de Residuos Peligrosos, Manejo de Residuos Sólidos, Ahorro de Agua y Energía Eléctrica, Desarrollo Sustentable y Fomento a la Salud. El PPMA tiene como objetivo promover entre la comunidad universitaria, a través de la educación ambiental, la necesidad de preservar, conservar, proteger, recuperar, rehabilitar y restaurar el ambiente, a partir de acciones, actitudes y conductas en su vida profesional y cotidiana con base en principios y valores sustentables. En el 2006 se sumó otro proyecto denominado vinculación, el cual fortaleció los objetivos institucionales. En la presente administración (2017-2021) se creó el acuerdo del Rector de la Universidad por el que se crea la DPA como dependencia

administrativa adscrita a la Secretaría de Rectoría de la UAEMéx, constituida por tres departamentos: Residuos Sólidos y Peligrosos, Ahorro de agua y energía, Biodiversidad y Sustentabilidad.

La DPA dentro de sus funciones se encuentra asesorar y gestionar el manejo de residuos sólidos, generados en los espacios universitarios en, así como estructurar el Plan de Manejo Institucional para la Gestión de Residuos Sólidos Urbanos. En la actualidad se han desarrollado diferentes campañas como la de Residuos de Aceite Vegetal Comestible en coordinación con el H. Ayuntamiento de Toluca y CU; la cual consiste en acopiar el residuo de aceite vegetal usado en las cafeterías, a fin de asegurar su manejo adecuado y aprovechamiento para la producción de Biodiesel. Recientemente se implementó el Programa de Manejo de Residuos Orgánicos, el cual pretende dar un manejo adecuado a los RO, a través de una degradación aeróbica de la materia orgánica derivada del mantenimiento de áreas verdes de los espacios académicos, teniendo como resultado un mejorador de suelo y minimizando la cantidad de residuos que lleguen al relleno sanitario (Portal Diario, 2021).

Como parte de la proyección sustentable Universitaria, el reciente reporte realizado en el 2020 por la iniciativa mundial “Green Metric World University Rankings” (UI Green Metric, 2020), clasifica a la UAEMéx en el lugar doceavo de las veinticuatro universidades evaluadas en temas de sostenibilidad a nivel nacional, con indicadores de infraestructura, residuos, transporte, educación e investigación, energía y cambio climático. Éste último evalúa la existencia de un programa de reducción de emisiones de gases efecto invernadero, así como la huella de carbono total dividida en la población del campus; cabe destacar que es el indicador más bajo registrado para la UAEMÉx con un valor de 575.

A nivel institucional, el Plan Rector 2021-2025 (UAEMÉX, 2021), describe objetivos, acciones, estrategias y políticas, ver Tabla 2. Dentro de los ejes transversales se encuentra el de Sustentabilidad Universitaria, el cual tiene un apartado denominado: Universidad verde y sustentable, teniendo como objetivo general: *“generar la acción participativa y colaborativa de la comunidad universitaria en materia del cuidado responsable del medio ambiente, con la implementación de un programa y prácticas sustentables que contribuyan a minimizar el impacto negativo al ambiente”*.

1.1.2.2. Red Universitaria Sostenible para la Gestión Integral de Residuos Orgánicos

Como parte del fortalecimiento académico, la institución cuenta con redes temáticas de colaboración, como es el caso de la Red GISRO, ver Figura 1, con número de registro 5083/REDP2020, la cual está conformada por tres Cuerpos Académicos: Facultad de Ingeniería: Materiales para proyectos energéticos y sustentables; Facultad de Química: Ingeniería Química y Facultad de Planeación Urbana y Regional: Estudios Territoriales y Ambientales. La Red GISRO tiene como objetivo incorporar la investigación científica multidisciplinaria en la realización de proyectos que generen alternativas para el manejo integral de los RO dentro de la Universidad, así como la formación de recursos humanos que contribuyan a mejorar el impacto ambiental, adoptando estrategias de mitigación que sean rentables y sostenibles a largo plazo. Parte de las actividades de la Red, ha sido trabajar en proyectos aprobados por la SIEA, los cuales han tenido diversas participaciones y productos, como la presentación de carteles y ponencias en seis congresos nacionales y dos internacionales; la publicación de una tesis en la Licenciatura de Ciencias Ambientales y la publicación de un artículo y un capítulo de libro., ver Tabla 3.

Tabla 2. Objetivos del Plan Rector 2021-2025 de la UAEM.

Fuente: (UAEMÉX, 2021)

Objetivo General	Generar la acción participativa y colaborativa de la comunidad universitaria en materia del cuidado responsable del medio ambiente, con la implementación de un programa y prácticas sustentables que contribuyan a minimizar el impacto negativo al ambiente.
Objetivo específico	<ul style="list-style-type: none"> • Desarrollar y aplicar un programa de educación ambiental para la sustentabilidad que permita prevenir, reducir y contrarrestar el impacto ambiental que genera la Institución. • Implementar prácticas sustentables que ayuden a reducir el impacto ambiental negativo.
	•

Continuación Tabla 2.

Estrategia	• Aplicar el Sistema de Gestión Ambiental en los espacios académicos.
-------------------	---

	<ul style="list-style-type: none"> • Acreditar a los espacios académicos en el Programa de Escuelas Ambientalmente Responsables. • Posicionar a la UAEMÉx en rankings ambientales. • Desarrollar programas de capacitación y eventos para el cuidado del medio ambiente y recursos naturales. • Reducir el uso de agua y energía eléctrica con diagnósticos de consumo. • Contar con sistema de captación de agua pluvial en los espacios universitarios. • Llevar a cabo campañas de reforestación y mantenimiento de áreas verdes en todos los espacios universitarios. • Instalar sistemas de generación de energía eléctrica a base de paneles solares. • Desarrollar actividades de tratamiento y reciclaje de residuos de forma permanente en todos los espacios universitarios. • Realizar actividades de manejo, supervisión y disposición final de residuos peligrosos que se generan en los espacios universitarios. • Promover la vinculación con la sociedad para impulsar una cultura de cuidado al medio ambiente. • Contar con la implementación de lineamientos institucionales sobre compras verdes.
<p>Política</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Se deberá concientizar a la comunidad universitaria sobre la importancia del cuidado del medio ambiente. • Las autoridades universitarias garantizarán que se realicen prácticas de sustentabilidad que contribuyan al cuidado del medio ambiente. • Se desarrollarán directrices para el uso eficiente del agua y energía eléctrica, la disminución de residuos sólidos y cuidado de áreas verdes. • Se promoverá el principio de las 3R: reducir, reutilizar y reciclar en el manejo de residuos sólidos. • Se promoverá la reducción de recursos naturales y materiales contaminantes al medio ambiente.



Figura 1. Logo para la Red Universitaria Sostenible para la Gestión Integral de Residuos Orgánicos.

Tabla 3. Proyectos aprobados por la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados

Nombre del proyecto	Clave de registro	Estado actual
Generación de residuos orgánicos en espacios académicos de la UAEMéx: Diagnóstico y perspectivas de manejo como contexto para la mitigación de su huella ecológica.	5101/2020/SF.	Concluido
Evaluación de la huella ambiental en los espacios académicos de la UAEMéx generada por los residuos orgánicos mediante un análisis de ciclo de vida.	6219/2020CIB	Concluido
Valorización de los residuos orgánicos generados en los espacios académicos de la UAEMÉX, mediante la producción de composta y biodiesel.	6488/2022CIC	Vigente

1.1.2.3. Manejo de residuos en los espacios universitarios de la UAEMÉX.

De la matrícula de alumnos en los diferentes campus de la UAEMéx, el municipio del Estado de México que mayor registra es Toluca (28,252 mujeres y 21,220 hombres), ver

Figura 2. Los espacios universitarios en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca, cuentan con un sistema de recolección de los RSU de cinco unidades de transporte, las cuales persisten en que sus rutas de recolección se dirijan hacia un relleno sanitario, ubicado en la carretera Federal Toluca-Zitácuaro, San Luis Mextepec, municipio de Zinacantepec, Estado de México, a 50 kilómetros aproximadamente de la zona centro, administrado por la empresa particular de Servicios y mantenimientos ambientales S.A de C.V, MASERA. Estudios realizados por Aguilar y colaboradores (2014) en dicho relleno, mencionan que el 47.11 % de los RO, son DC los cuales pueden ser utilizados para composta, lo que reduciría el costo de disposición en el relleno y la generación de metano a mediano plazo con captura de biogás.

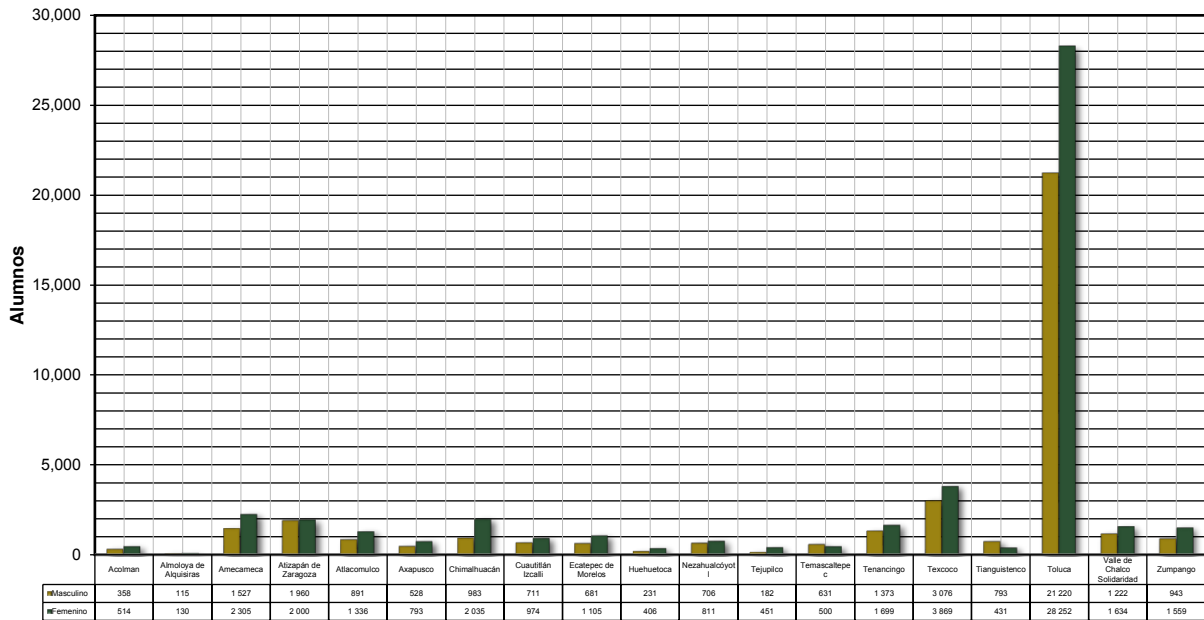


Figura 2. Matrícula de alumnos en los diferentes campus del Estado de México por género.

Fuente: Agenda estadística de la UAEMéx (2019).

De acuerdo a reportes realizados por la DPA, en el 2019 se generaron 706.1 toneladas con el importe de \$ 154,619 .00, siendo el cuarto trimestre (octubre-diciembre) es el más alto registrado con 37% de generación de RSU. El manejo de RSU en la UAEMéx cuenta con guía, la cual clasifica a los RSU en 5 grupos (manejo especial, sanitarios, inorgánicos, orgánicos e inorgánicos reciclables), ver Tabla 4, la cual ha tenido relevancia en la poda de árboles y jardinería, siendo que se busca una valorización de los mismos dentro de los espacios universitarios con la realización de las compostas. Cabe señalar que los residuos generados en la UAEMéx, pueden tener rutas de valorización energética para convertirse en recursos con aplicaciones de investigación y generar una economía circular, reduciendo la huella ambiental de la institución, como el aceite residual de cocina convertirlo a biodiesel y sea aplicado en la flotilla vehicula universitaria.

Tabla 4. Guía para el manejo de RSU en la UAEMéx.

Fuente: Tomado y modificado por la Dirección de Protección al Ambiente (2020).

Clasificación	Composición	Descripción
Manejo especial	<ul style="list-style-type: none"> • Electrónicos • Aceite comestible vegetal • Medicamentos caducos 	Residuos que cuentan con campañas de acopio a fin de facilitar y asegurar su disposición final adecuada.
Sanitarios	<ul style="list-style-type: none"> • Toallas sanitarias • Papel sanitario • Pañuelos o toallas desechables • Cepillos de dientes • Chicles • Guantes • Cubre bocas y guantes no contaminados 	Residuos principalmente generados en sanitarios de la comunidad universitaria y de servicios.
Inorgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Desechables • Unicel • Colillas de cigarro • Envolturas metálicas 	Residuos de común generación, los cuales son difícilmente reciclables o inapropiados para este proceso, al tratarse de residuos mezclados y/o contaminados.
Orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Desperdicio de alimentos • Frutas y Vegetales • Poda de árboles y jardinería 	Residuos que se sugiere la elaboración de composta, proceso que permite la bioestabilización, reduce el volumen de generación, costos de disposición y cuyo destino principal es la nutrición de suelos de áreas jardineadas.
Inorgánicos Reciclables	<ul style="list-style-type: none"> • PET, PEAD • Papel y cartón • Lata y hojalata 	Residuos principalmente aprovechados por personal de mantenimiento o brigadas ambientales, mediante su valorización con empresas legalmente constituidas cuyo beneficio se otorga en especie.

1.1.3. La Economía Circular como un sistema regenerativo sostenible

La Economía Circular (EC) es un concepto originalmente descrito por Pearce & Turner donde los desechos son recursos, ya sea a través de un mecanismo de retroalimentación reciclada en tecnología o mediante el ecosistema natural, de modo que el stock de recursos sea constante o aumente con el tiempo (Bennett, 1991). La fundación Ellen McArthur diseño el Diagrama Sistémico de EC publicado en el 2010, el cual describe las estrategias para lograr una EC como la extracción bioquímica de la materia prima y el reciclaje.

En un ciclo biológico, ver Figura 3, el DC en la etapa de post consumo, puede tener un valor agregado bajo un tratamiento de digestión anaerobia teniendo como producto un biosólido que se produce por el compostaje, asimismo la digestión aerobia, a diferencia que existe un subproducto que es un biogás, el cual puede ser utilizado para la generación eléctrica. Por otro lado, la redistribución hacia el consumo de animales y la reducción de los desperdicios, ayuda a cerrar el ciclo en la etapa de producción agrícola y generar menos impactos ambientales en cada una de las siguientes etapas. Los indicadores para un flujo biológico se logran a partir de la búsqueda de un relación positiva con la naturaleza y la garantía de la seguridad alimentaria (Padilla-Rivera et al., 2021), mediante la proporción de insumos biológicos y materias primas derivadas de fuentes regenerativas, así como la restauración entre la proporción y la calidad de los materiales biológicos que son devueltos a la biósfera (Stillitano et al., 2021).

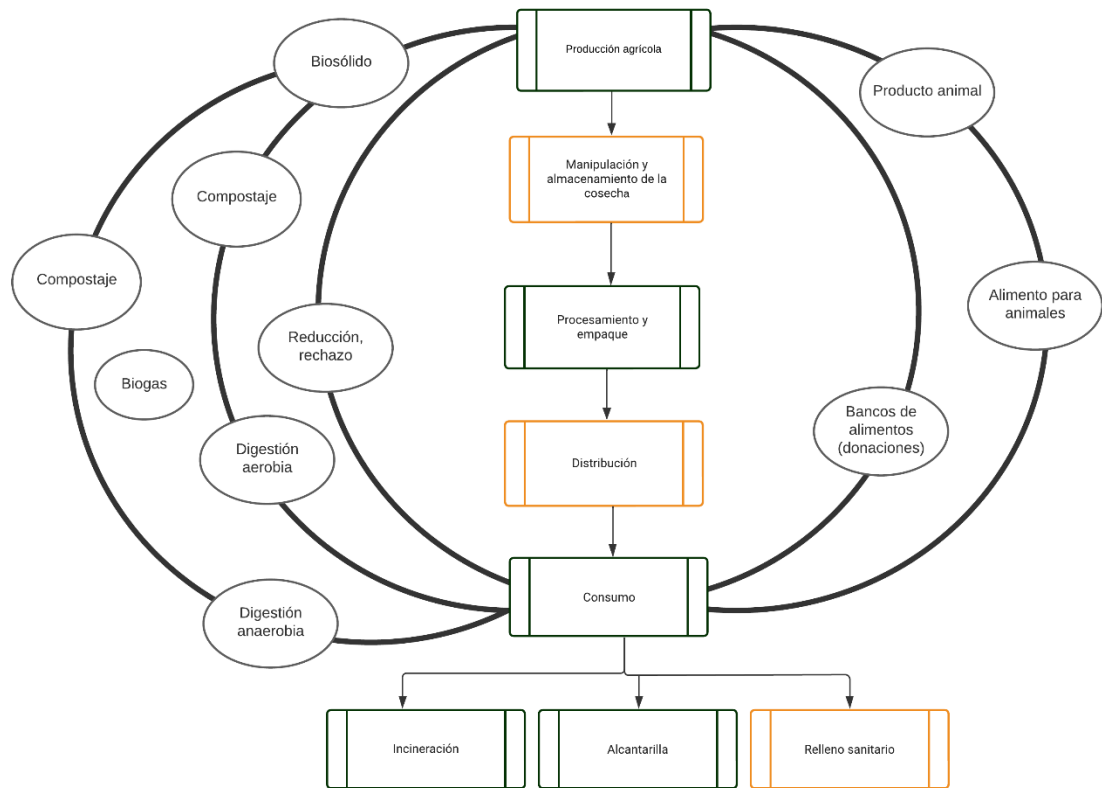


Figura 3. Modelo lineal y circular para el manejo de residuos en un ciclo biológico.
 Fuente: adaptado por (Wang & Yuan, 2021)

Para desarrollar una estrategia de EC , el ACV es considerada como una metodología para evaluar los impactos de sostenibilidad y la circularidad de los procesos y productos (Life Cycle Initiative, 2020) y (Corona et al., 2021). Dahiya y colaboradores (2020) desarrollaron una evaluación del ciclo de vida sobre los productos con base biológica en un contexto de EC y sostenibilidad, con los términos de bioeconomía y economía baja en carbono, relacionando los ODS con indicadores ambientales.

En la jerarquía para el tratamiento de residuos, que ha implementado el Parlamento Europeo (European Parliament and Council, 2008), ver Tabla 5, se describe el destino, origen del impacto y el impacto evitado, la cual inicia con la prevención (reducir); nivel dos, la redistribución para el consumo humano o alimento para animales (reusar-redistribución); nivel

tres (reciclaje y recuperación), la extracción de compuestos para usos industriales, digestión anaeróbica, compostaje aerobio (DC), tratamientos para la recuperación de energía, tratamiento fisicoquímico (ARC) y finalmente el nivel cuatro, el de mayor impacto ambiental, tratamiento térmico (incineración) sin recuperación de energía y la disposición al relleno sanitario (Moberg et al., 2005). Se ha demostrado que la biomasa residual es de 7.5 a 3.5 veces más rentable en la primera generación (nivel uno y dos), es decir cuando se le da un valor de reciclaje dentro de un proceso de digestión anaerobia, composteo o alimento para animales (Tuck et al., 2012) y (Cristóbal et al., 2018).

Tabla 5. Jerarquía para el tratamiento de residuos: descripción del destino, origen del impacto y el impacto evitado para el tratamiento de residuos orgánicos.

Fuente: adaptada por (Bigdeloo et al., 2021) y (European Parliament and Council, 2008)

Etapa	Destino	Origen del impacto	Impacto evitado
Re-pensar	Prevenir y reducir	Sin impacto	
Redistribuir	Donación humanos	Transporte Almacenamiento	Producción de alimentos evitada para los alimentos recuperados
	Redistribución a los animales	Transporte	<ul style="list-style-type: none"> • Suposición de que los desechos de alimentos ricos en proteínas pueden evitar (es decir, reemplazar) la producción de soja. • Suposición de que los desechos de alimentos bajos en proteínas pueden evitar (reemplazar) la producción de maíz con calidad para piensos
	Origen animal	Transporte Procesos de generación de energía e infraestructura	Producción evitada de piensos (a partir de la producción de harina de carne y huesos) Producción evitada de biodiésel (a partir de aceite de sebo) Producción evitada de glicerina (a partir de aceite de sebo)
	Origen vegetal	Transporte Biomateriales procesan energía e infraestructura	Suposición de que los desechos de alimentos ricos en proteínas pueden evitar (es decir, reemplazar) la producción de soja. Suposición de que los desechos de alimentos bajos en proteínas pueden evitar (reemplazar) la producción de maíz

Continuación Tabla 5.

Recuperar	Composta	Infraestructura y operación	Suposición de que la aplicación de compost evita los fertilizantes NPK Productividad a largo plazo mediante la prevención de la degradación del suelo
	Digestión anaerobia	Transporte al digestor anaeróbico. Uso de equipos y fugas de biogás en el digestor anaeróbico. Emisiones de CH ₄ y N ₂ O durante el curado del digestato. Emisiones Destino final de N ₂ O de la aplicación de digestato en la tierra	Producción de energía evitada a partir de biogás a energía. Suposición de que el digestato evita los fertilizantes NPK
	Tratamiento fisicoquímico (aceite residual de cocina)	Transporte a la planta de biodiesel Uso de equipos. Emisiones de CO ₂ Emisiones de aguas residuales.	Producción de un biocombustible y glicerina. El uso del biodiesel reduce las emisiones de GEI. La glicerina es un coproducto. El catalizador se puede reutilizar.
Destino final	Alcantarillado	Trituración en el hogar (eliminación de basura en el fregadero. Tratamiento de aguas residuales	Ninguno
	Incineración (combustión)	Planta de transporte de residuos a energía Emisión de N ₂ O relacionada con la combustión	Producción de energía evitada a partir de la recuperación de energía
	Relleno sanitario	Transporte Uso de equipos Emisiones fugitivas de CH ₄ Emisiones fugitivas de CH ₄ y N ₂ O (igual que el compostaje)	Emisión evitada debido al gas de vertedero recuperado en energía Almacenamiento de carbono en vertedero

Las rutas de valorización energética para los RO, ver Figura 4, en su estado físico pueden ser líquidos como ARC o sólidos como los DC, antes de disponer de ellos en un relleno sanitario. El tratamiento permitirá obtener un producto con aprovechamiento energético como la composta y el biodiesel.

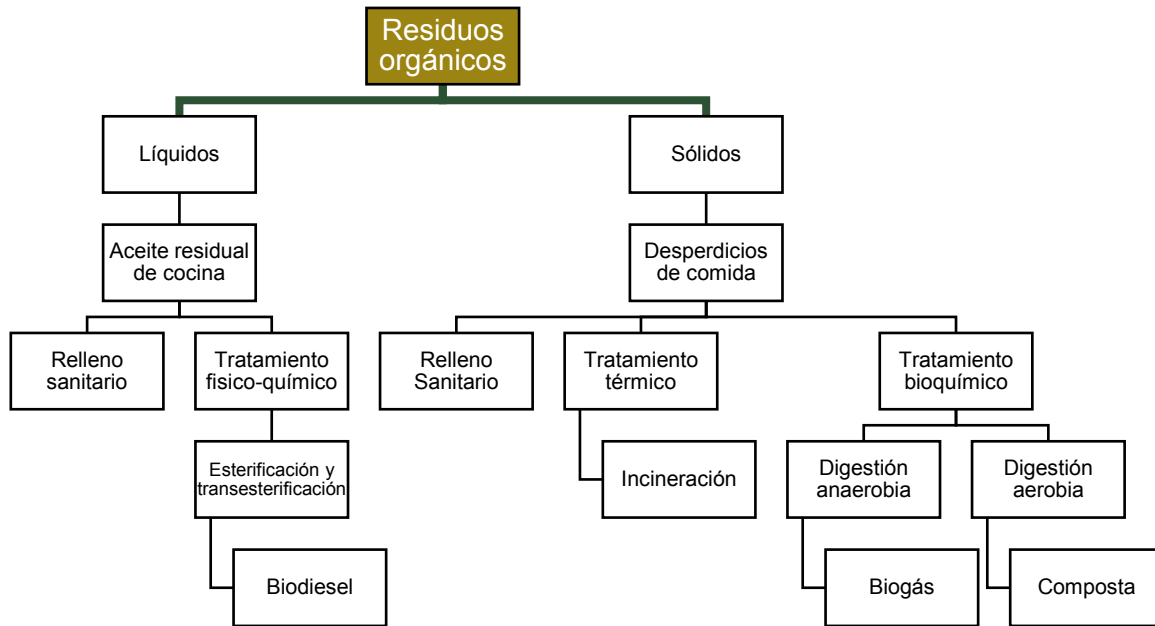


Figura 4. Rutas de aprovechamiento energético de los residuos orgánicos (aceite residual de cocina y desperdicios de comida).

Fuente: adaptado por (Rincón & Silva, 2015) y (LA BIOENERGÍA EN MÉXICO, 2011).

1.1.3.1. Perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de los residuos orgánicos

La perspectiva de ciclo de vida dentro de un Sistema de Gestión Ambiental busca una evaluación sostenible (Iacovidou & Voulvoulis, 2018), y para ello es necesario considerar la problemática ambiental con una visión integral en un sistema de gestión, es por ello que se inicia desde un pensamiento de ciclo de vida que tendrá datos cualitativos conceptuales, un marco de referencia de la ISO 14044, de la cual se desarrolla la descripción cualitativa de las características y prácticas específicas en el área de estudio, así como la cuantificación de los flujos de materia y energía, la selección de categorías de impacto que tendrán una interpretación como la huella de carbono o agua y finalmente una gobernanza institucional con la propuesta de un modelo de mejora continua, para la eco-eficiencia y manejo de recursos, ver Figura 5.

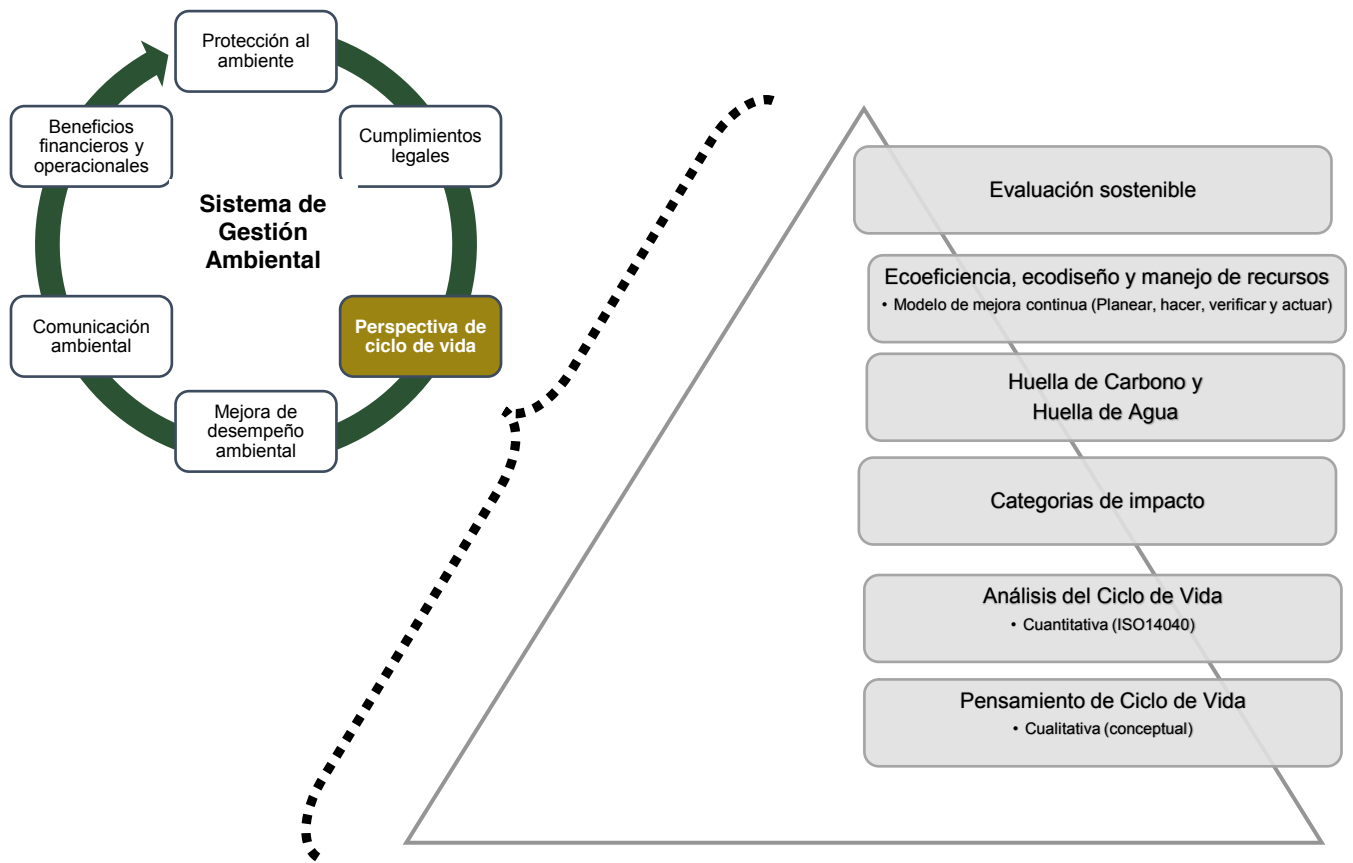


Figura 5. Etapas para lograr una perspectiva de ciclo de vida de un producto o servicio.
 Fuente: Adaptado de (Finkbeiner, 2015, p. 10) (European Commission, 2010).

El enfoque de ciclo de vida (Life cycle thinking), ver Figura 6, permite dimensionar cada una de las etapas del ciclo de vida de un producto o un proceso, desde la adquisición o extracción de las materias primas, producción (transporte, manufactura, uso y/o mantenimiento, manejo de recursos, reutilización, recuperación y reciclaje de materiales y componentes) y disposición de residuos. El balance de materia y energía para las entradas y salidas, depende de la cuantificación de materiales y energía consumida, así como las emisiones e impactos en el agua, aire y suelo. La valorización energética que se le da a los residuos que ahora serán recursos, permitirá definir los límites del sistema, de la cuna a la cuna (cradle to gate) o de la cuna a la tumba (cradle to grave).

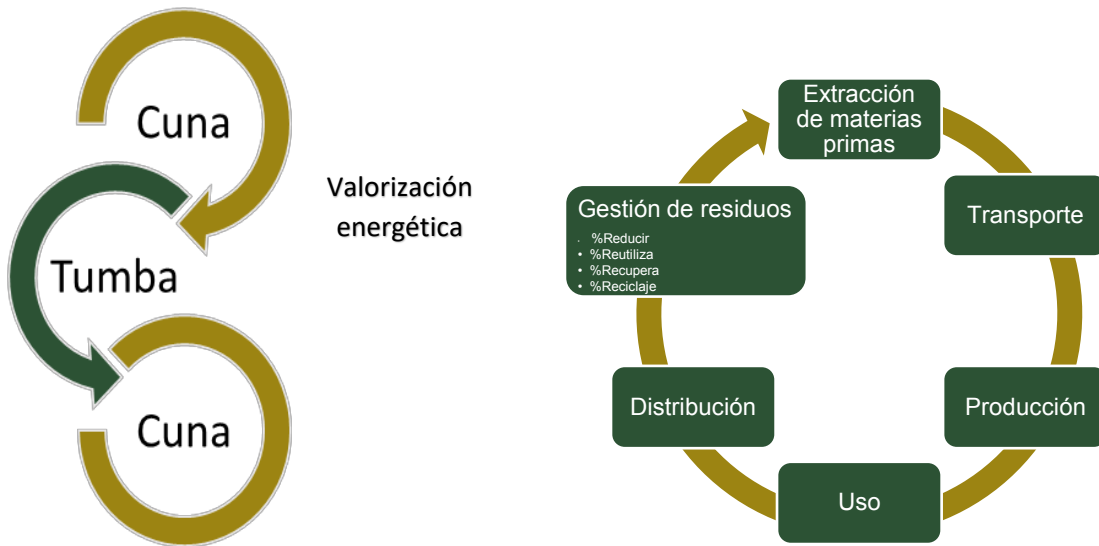


Figura 6. Enfoque para un pensamiento de ciclo de vida.

Fuente: Adaptado de (Corona et al., 2021)

Para dimensionar los tratamientos desde una perspectiva de ciclo de vida, ver Tabla 6, se debe hacer un análisis de inventario de cada uno de los procesos, en los cuales se identifica para el caso de los DC, la conversión bioquímica con una digestión aerobia y para el ACR un tratamiento fisicoquímico con la transesterificación. En el inventario se hace una descripción general de las materias primas y los procesos de producción en un balace de entradas (naturaleza y conocidas desde la tecnosfera) y energía (electricidad/calor), salidas (emisiones al aire, agua suelo, flujos finales de residuos y emisiones no materiales), también se analizan el tratamiento de los residuos y emisiones, así como los productos evitados de acuerdo a los límites del sistema establecidos. Corona et al., (2021) reporta que los principales aspectos para cuantificar los impactos ambientales en los DC son: tipos de alimentos, dónde se cultivan, emisiones de GEI debido a los consumos de energía, procesos relacionados con la logística (transporte) y almacenamiento, así como el procesamiento y preparación; desechos de alimentos, destino de los desechos y/o tratamiento.

Tabla 6. Inventario de entradas y salidas para la conversión bioquímica de los

desperdicios de comida y la fisicoquímica para el aceite residual de cocina.

Fuente: elaboración propia.

Recurso	Conversión	Tratamiento	Materia		Energía		Producto	Uso
			Entradas	Salidas	Entradas	Salidas		
DC e inóculo	Bioquímica	Digestión aerobia, compostaje	Material del composteador. Agua. Composición de los residuos orgánicos	Lixiviados Emisiones al aire (CO ₂ , CH ₄ y N ₂ O) Composta final, características fisicoquímicas que cumplan con la Norma NMX-AA-180-SCFI-2018.	Transporte Electricidad	Emisiones de CO ₂	Mejorador de suelo.	Huertos urbanos o recuperación de áreas verdes
ACR (fuente de segunda generación)	Físicoquímica	Esterificación de ácidos grasos libres (FFA) y transesterificación de triglicéridos para formar ésteres metílicos de ácidos grasos (FAME), catálisis heterogénea.	ACR Catalizador Metanol Agua	Emisiones al aire, suelo y agua. Biodiésel Glicerina Metanol	Transporte Electricidad para el uso de los equipos en las diferentes etapas del proceso	Emisiones de CO ₂	Biodiésel	Combustible para transporte

En un esfuerzo por incorporar de manera efectiva el ACV dentro del proceso general de toma de decisiones de políticas públicas, el proceso de toma de decisiones debe incorporar un enfoque multidisciplinario que incluya una variedad de partes interesadas y tomadores de decisiones de políticas públicas en un proceso colaborativo. Uno de los aspectos más importantes de la incorporación del ACV en las decisiones de política pública es fomentar el pensamiento del ciclo de vida entre los responsables políticos. Tener en cuenta las implicaciones del ciclo de vida dará como resultado decisiones más informadas y reflexivas, incluso si no se lleva a cabo un ACV completo (Seidel, 2016).

1.1.3.2. Análisis de ciclo de vida (ACV)

El ACV es una metodología utilizada a nivel mundial desde 1965 por corporativos de Suiza, el primer estudio de perfil ambiental y de recursos lo hizo Estados Unidos, con la compañía Coca Cola para sus envases; posteriormente en 1990 la Sociedad Ambiental de Química y Toxicología, (SETAC, con sus siglas en inglés) homogenizó el concepto de ACV, y se publican las herramientas de software como el SimaPro, Humberto, Gabi y TEAM; en 1995 se publica el código de prácticas para el ACV que tiene como objetivo homogeneizar los estudios que se

realizan para que estos tengan una misma directriz; en 1997 se publica la primera norma ISO 14040 sobre el ACV: Principios y Marco de Trabajo. Desde 2002 hasta el día de hoy el concepto ACV prevalece bajo un pensamiento de gestión con aspectos ambientales, económicos y sociales.

En el 2002, PNUMA y la SETAC crearon la Iniciativa del Ciclo de Vida, (sus siglas en inglés, Life Cycle Initiative), quien define un marco de referencia consistente para las categorías de impacto de puntos medios y finales, en el 2012 la Comisión Europea crea el proyecto piloto de huella ambiental de producto y organizacional (sus iniciales en inglés PEF y OEF). La Iniciativa de Ciclo de Vida tiene como objetivos crear sinergias para incrementar la credibilidad y fiabilidad de los métodos de evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV), estimular la colaboración en investigación entre desarrolladores de métodos y establecer un consenso en todo el mundo para un método de EICV, para categorías de punto medio y final, incluida la normalización (UNEP, 2003) (UNEP, 2015). En México a comienzos del 2000 y hacia el 2005 se llevaron cabo las primeras actividades del ACV en el sector minero, PET y eléctrico (Chacón Vargas, 2008) y se constituye la consultoría de Centro de Análisis de Ciclo de vida y Diseño Sustentable, sus iniciales (CADIS); en el 2018 se crea la Red Mexicana de Análisis de Ciclo de Vida (REMACV), conformada por profesionistas y organizaciones (universidades, centros de investigación, entidades de normalización, empresas, asociaciones profesionales y entes gubernamentales).

Los estándares de la ISO son: 14040: Principios y marco; y la 14044: Requisitos y directrices. La Norma (ISO14044, 2006b) estandarizada por la Organización Internacional de Normalización, define que el ACV es una técnica para *determinar “los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados con un producto: compilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema; evaluando los impactos ambientales potenciales asociados a esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación con los objetivos del estudio”*.

Los principales conceptos que se definen en la metodología del ACV, ver Tabla 7, son: área de protección, relación causa-efecto, caracterización, factor de caracterización, metodología, métodos y modelos, clasificación, flujo de referencia, punto final (modelo/método), impacto ambiental, categoría de impacto, indicadores de las categorías de impacto, análisis de impacto ciclo de vida, punto medio (método) y análisis de sensibilidad. Las características principales

de un ACV son: la expresión relativa a la unidad funcional, la integración de datos ambientales en el espacio y el tiempo, la incertidumbre inherente al modelar los impactos ambientales potenciales y la interpretación de los posibles impactos futuros.

Tabla 7. Definiciones conceptuales en la metodología de un análisis de ciclo de vida.
Fuente: adaptado de (European Commission, 2012)

Concepto	Definición
Área de protección	Grupo de puntos finales de categoría de valor reconocibles para la sociedad: salud humana, recursos naturales, ecosistema y, a veces, medio ambiente creado por el hombre.
Relación causa-efecto	Mecanismo ambiental derivada de un sistema de procesos físicos, químicos y biológicos para una determinada categoría de impacto, vinculando el resultado del análisis del inventario del ciclo de vida a la unidad común del indicador de categoría (ISO 14040) mediante un modelo de caracterización.
Caracterización	Paso de la evaluación de impacto, en el que las intervenciones ambientales asignadas cualitativamente a una categoría de impacto particular (en la clasificación) se cuantifican en términos de una unidad común para esa categoría, lo que permite la agregación en una figura del resultado del indicador.
Factor de caracterización	Factor derivado de un modelo de caracterización que se aplica para convertir un resultado de análisis de inventario de ciclo de vida asignado a la unidad común del indicador de categoría de impacto (ISO 14040)
Metodología, métodos y modelos	La metodología se refiere a una colección de "métodos" de caracterización individual o "modelos" de caracterización, que en conjunto abordan las diferentes categorías de impacto, que están cubiertas por la metodología. Por tanto, "método" es el modelo de caracterización individual, mientras que "metodología" es la colección de métodos.
Clasificación	Paso de la evaluación de impacto, en el que las intervenciones ambientales se asignan a categorías de impacto predefinidas sobre una base puramente cualitativa.
Flujo de referencia	Materia o energía que ingresa al sistema que se está estudiando proviene del medio ambiente sin una transformación humana previa (por ejemplo, madera, agua, mineral de hierro, carbón), o el material o la energía que sale del sistema en estudio y se libera al medio ambiente sin una transformación humana posterior (por ejemplo, Emisiones de CO ₂ o ruido, residuos descartados en la naturaleza) (ISO 14040)
Punto final (modelo/método)	El método / modelo de punto final (o enfoque de daño) proporciona indicadores a nivel de Áreas de protección (ecosistemas del entorno natural, salud humana, disponibilidad de recursos).
Impacto ambiental	Dependen de la cantidad de sustancia emitida, sus propiedades físicas y químicas, las características de la fuente emisora y el entorno receptor (Finnveden et al., 2009);.

Continuación Tabla 7

Categoría de impacto	Clase que representa un problema medioambiental de interés (ISO 14040). Ejemplo Cambio climático, acidificación, ecotoxicidad, etc.
Análisis de impacto ciclo de vida	Fase de evaluación del ciclo de vida que implica la recopilación y cuantificación de entradas y salidas para un sistema de producto durante su ciclo de vida". (ISO 14040) La tercera fase de un ACV, comprende y evalúa la magnitud y la importancia de los impactos ambientales potenciales de los sistemas de productos en estudio.
Punto medio (método)	El método del punto medio es un método de caracterización que proporciona indicadores para comparar las intervenciones ambientales a un nivel de cadena de causa-efecto entre las emisiones / (consumo de recursos) hacia el nivel del punto final.
Análisis de sensibilidad	Procedimiento sistemático para estimar los efectos de las elecciones tomadas con respecto a los métodos y datos sobre el resultado del estudio (ISO 14044).
Normalización	Relación de la magnitud cuantificada para una categoría de impacto respecto un valor de referencia ya sea a escala geográfica y/o temporal
Ponderación	Consiste en establecer unos factores que otorgan una importancia relativa a las distintas categorías de impacto para después sumarlas y obtener un resultado ponderado en forma de un único índice ambiental global del sistema.

Existen tres tipos para reportar un ACV, el conceptual, es el más sencillo ya que sólo es cualitativo y se identifican los impactos ambientales potenciales más significativos; el simplificado, aplica el marco de referencia de la ISO 14044, tomando en cuenta las etapas más importantes y los resultados de la evaluación; el completo es un análisis a detalle que abarca todas las etapas del marco de referencia hasta su interpretación. Las etapas para llevar a cabo un análisis de ciclo de vida, en un marco de referencia de acuerdo a la ISO 14044 se dividen en cuatro, ver figura 7, las cuales se describen a continuación:

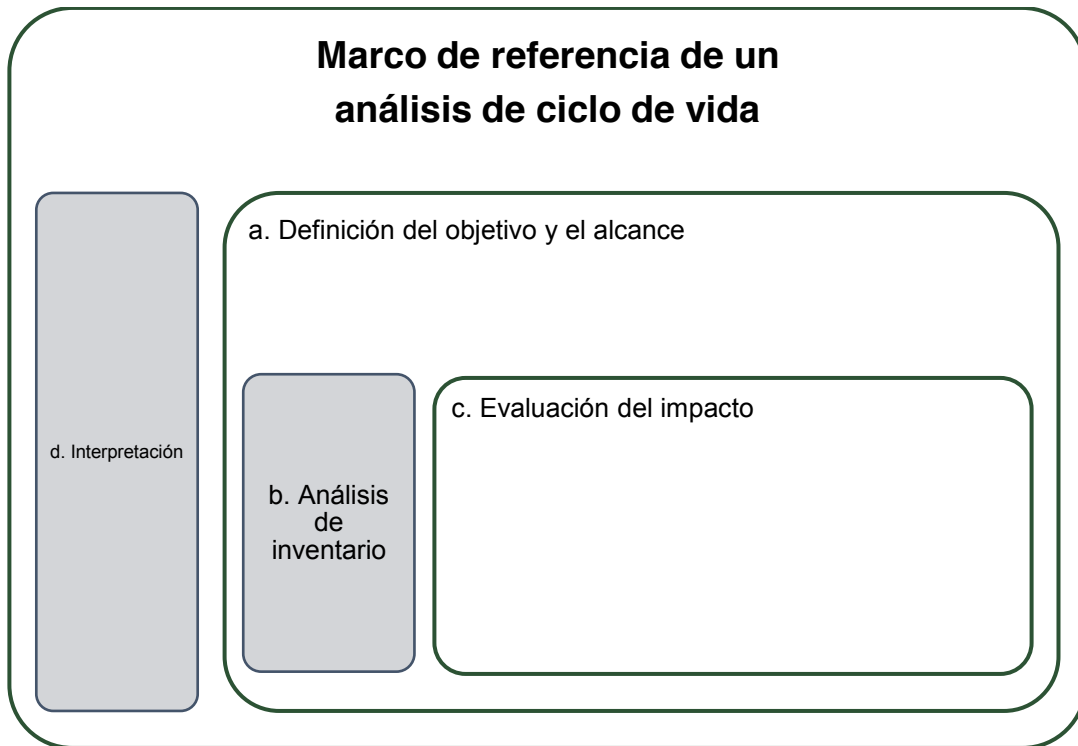


Figura 7. Marco de referencia un ACV de acuerdo con la serie de normas ISO 14040 y 14044.

a. Definición de los objetivos y el alcance

Todo ACV tiene como principal propósito los siguientes objetivos: evaluar, comparar, conocer, identificar, evaluar y cuantificar. El objetivo de un ACV especifica una posible aplicación prevista, las razones para realizar el estudio, el público previsto y si fuera el caso la declaración sobre las aseveraciones comparativas. En el alcance se describe el sistema del producto y sus funciones, la unidad funcional del que se desarrolle en el sistema o producto a analizar, los límites del sistema, los procedimientos de asignación, las categorías de impacto a evaluar, los requisitos y calidad de los datos (tipo y fuentes), las suposiciones, los juicios de valor y elementos opcionales y finalmente las limitaciones.

La unidad funcional (UF) es la medida en el desempeño cuantificado de un sistema o producto para utilización como unidad de referencia. La UF debe ser definida, coherente, medible, con una base de cálculo y de comparación, así como con un límite de frontera. El flujo de referencia considera la UF para el rendimiento del proceso o del producto.

UF= función (verbo) + comportamiento (característica) + estructura (partes o componentes) + referencia temporal (vida útil o frecuencia de uso)

Los límites del sistema se consideran de acuerdo a los requisitos de calidad de datos, los cuales deben considerar las siguientes características:

- i. *Límites de naturaleza*: se incluye desde la extracción de materiales primas, el transporte y la generación de residuos en un balance de materia y energía.
- ii. *Cobertura geográfica*: Se considera la infraestructura, la adquisición de la materia prima en la extracción de los recursos naturales, el manejo de los residuos, transporte, población y ecosistemas.
- iii. *Tiempo*: Definición de límites temporales y proponer escenarios futuros con impactos relevantes. El tiempo de vida de la tecnología, así como la vida de los contaminantes son limitaciones.
- iv. *Precisión*: Se especifica si los datos fueron puntuales, o si se contó con datos estadístico (calcular la varianza). Para cada dato se debe especificar los procesos y la compañía que provió los datos.
- v. *Integridad*: Se verifica los flujos de referencia que abarquen la integridad de las entradas y salidas definidas en los límites del sistema.
- vi. *Representatividad*: Se describe cualitativamente si los datos reflejan la situación real, específico, promedio, de proveedores o calculado teóricamente.
- vii. *Coherencia*: Se menciona cualitativamente que la metodología ACV fue aplicada consistentemente en todas las fases del estudio.
- viii. *Reproducibilidad*: Evaluación cualitativa para que un profesional reproduzca los resultados que aparecen en el estudio.
- ix. *Incertidumbre de la información*: Identificación de las causas de los datos del estudio y el cálculo del porcentaje de incertidumbre.
- x. *Económico*: Viabilidad económica y ambiental de los procesos unitarios

b. Análisis de inventario del ciclo de vida

Ésta etapa es la parte medular de un ACV, siendo que se busca la recopilación e integración de los datos de las entradas (energía y materias primas) y salidas (productos, subproductos y desechos), así como las emisiones al aire, descarga de contaminantes al agua y desechos al suelo, a través de su ciclo de vida, ver Figura 8.

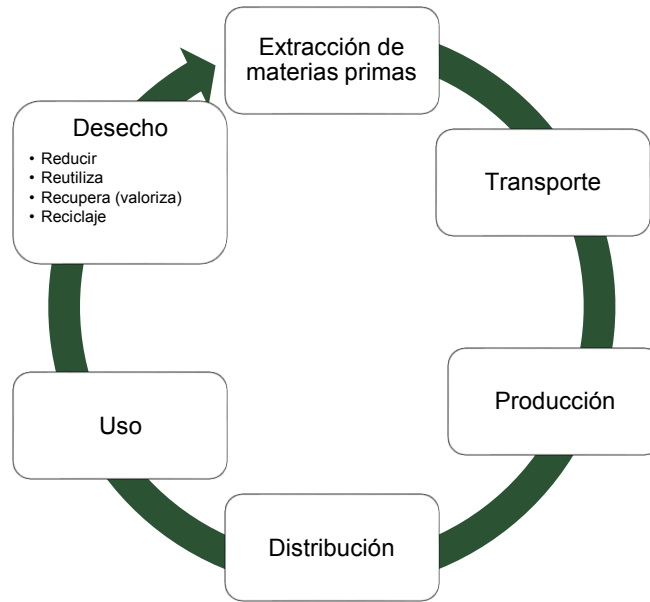


Figura 8. Etapas de un análisis de ciclo de vida desde la cuna hasta la tumba.

Fuente: Adaptado por (Valdivia et al., 2021)

La extracción de materias primas es una etapa que comprende las actividades necesarias para la adquisición de materias primas o de energía. La distribución y transporte, es el movimiento de materiales o de energía entre las diferentes operaciones en cualquier etapa del ciclo de vida. La distribución comprende el paso de los productos manufacturados desde su salida de fábrica hasta el usuario final. La producción o manufactura tienen lugar desde la introducción de las materias primas en el proceso hasta que se obtiene el producto final. El uso comienza con la distribución de los productos o materiales y termina cuando estos productos o materiales pasan a ser residuos. El desecho comprende todas las actividades necesarias para recoger el residuo y devolverlo a un proceso de fabricación, la gestión del residuo son los tratamientos para reducir, reutilizar, reciclar o recuperar el residuo.

La recopilación de los datos se puede preparar mediante la construcción de diagramas de flujo, el ciclo de vida global del producto o proceso principal, investigar términos específicos, conocer los procesos principales, medidas "in situ", balances de materia y energía, unidades de medición estándar y elaboración de cuestionarios y/o encuestas de recolección. En el ciclo global del proceso unitario intervienen la entrada del consume del material y energía, las emisiones al suelo, aire y agua, residuos para otro tratamiento, coproductos y productos. Las fuentes de información son: empresa, proveedores, clientes, literatura, instituciones, investigaciones publicadas, mediciones y estimaciones.

La validación de los datos en los procesos unitarios obedece a la ley de conservación de la materia y energía, realizando un balance, un análisis comparativo (factores de emisión y emisiones publicadas por otros estudios) e identificando las anomalías para realizar acciones en la selección de datos. El cálculo de los datos en relación de los datos recopilados de los procesos unitarios debe ser referenciados a la unidad funcional; la asignación es la distribución de los flujos de entrada o salida de un sistema, entre el sistema del producto bajo estudio y uno o más sistemas diferentes; los procedimientos de asignación pueden ser en de masa o económica. Los criterios de corte se usan para la inclusión de entradas y salidas establecidos en la definición del alcance, evaluando los criterios físicos (masa), económicos y por relevancia ambiental.

Para darle una visión global al inventario de un proceso o un producto, se requiere que los datos cuantificados se muestren en diagramas de flujo con la descripción detallada de cada unidad de proceso, un listado de la categoría de los datos asociados con cada una de ellas, unidades de medida de cada parámetro y técnicas de cálculo empleadas para cada categoría de datos.

c. Evaluación del impacto

Con base a los resultados del inventario, se realiza el análisis de inventario en el cual se definen los indicadores de punto medio y punto final, ver Figura 9. En un estudio hecho por Stillitano et al., (2021), los más comunes a reportar son: "potencial de calentamiento global" (cambio climático o huella de carbono) aplicado en 58 artículos (67% del total), "eutrofización" (para agua marina, agua dulce y ecosistemas terrestres) en 45 artículos (55%), "toxicidad humana" en 28 artículos (35%) y "ecotoxicidad" en 25 artículos (30%). Peralta et al., (2021), relaciona las categorías de impacto (Cambio climático, agotamiento de la capa de ozono, acidificación y eutrofización), con la salud humana y ambiental; el cambio climático afecta principalmente a la malnutrición, daño cardiovascular, problemas respiratorios y enfermedades de transmisión. El agotamiento de la capa de ozono, cáncer de piel y enfermedades visuales. La acidificación y eutrofización dañan a la flora y flora acuática.

Clasificación y caracterización

En la etapa de evaluación de los impactos de ciclo de vida (EICV), ver Figura 9, los elementos obligatorios son: la clasificación y caracterización; los elementos opcionales son: normalización, ponderación y agrupación. La clasificación es la asignación de los datos del inventario a las categorías de impacto en el método elegido, los resultados se asocian con cada una de las entradas y salidas. La caracterización es calcular los resultados del inventario en unidades de acuerdo a la categoría de impacto, ver ecuación 1.

$$Impacto_{categoría} = \sum_i m_i * factor\ de\ caracterización_{categoría,i} \quad Ec\ 1$$

Donde:

m_i = masa de la emisión

i = número de emisiones

Los resultados del análisis de inventario se clasifican y se cuantifica su efecto en categorías de impacto ambiental con su unidad de medida (indicador de categoría), el cual se multiplica por un factor de equivalencia derivado de un modelo que representa la agresividad de la sustancia con respecto a otra de referencia. La evaluación de los daños que los impactos ambientales ocasionan, se divide en: salud humana, ecosistemas y disponibilidad de recursos (indicador de puntos finales). El mecanismo ambiental de causa-efecto, explica el comportamiento de la emisión en el medio ambiente, qué causó la emisión (proceso), qué efecto tuvo la emisión (impacto), qué daño provoca por ese efecto (daño) (ISO14044, 2006a).

En la norma se describe lo que debe contener una evaluación del ciclo de vida referente los impactos ambientales, así como a los indicadores de inventario para evaluar el uso de energía y agua, la generación de desechos, el uso de la tierra, el uso de materiales y las emisiones. El uso de energía, es de acuerdo a la demanda energética acumulada, el cual ha sido un indicador de mejora con la implementación de energía primaria renovable y no renovable. Para el uso del agua, los indicadores de inventario más comunes incluyen la extracción (o extracción) de agua, el consumo de agua y la huella hídrica azul. Los indicadores de inventario no consideran los impactos potenciales que podrían tener los flujos elementales, a diferencia de los indicadores de punto medio (mecanismo ambiental) y final (áreas de protección) (Arvidsson, 2021), (Uncu A. et al., 2020), (Behrooznia et al., 2020) y (Edwards et al., 2018).

Normalización

Los elementos opcionales como la normalización consisten en calcular la magnitud de los resultados de los indicadores de categoría comparados a un información o valor de referencia (normal), la cual permite la comparación relativa entre las mismas categorías de impacto, ver ecuación 2. El propósito de normalización es poner los resultados de los impactos en perspectiva para facilitar la interpretación y comunicación de los resultados. Se requiere información base para la situación actual en una región geográfica de estudio. Las referencias frecuentemente, es el promedio anual de la carga ambiental en un país o continente, dividido por el número de habitantes. Después de la normalización, todos los indicadores de las categorías de impacto tienen las mismas unidades (usualmente 1/año), haciendo más fácil la comparación entre ellos.

$$I_N = \frac{I_C}{N_C} \quad Ec 2$$

Donde:

I_N = categoría de impacto ambiental normalizada

I_C = impacto calculado en una categoría

N_C = valor de normalización en una categoría (impacto total nacional por habitante)

Ponderación

Tiene como objetivo reflejar la importancia de los impactos entre sí y permitir la agregación de los resultados del impacto en un solo indicador de puntuación. La ponderación es la conversión y suma de los resultados del indicador a través de las categorías de impacto utilizando factores numéricos basados en juicios de valor, los resultados de las categorías de impacto son multiplicados por un factor de ponderación y después se suman para obtener un puntaje total, permitiendo darles importancia a problemas ambientales en la toma de decisiones políticas, sociales y/o económicos, a nivel nacional y/o regional. La ponderación se determina de acuerdo a cada país su problemática y a un panel de expertos con políticas ambientales. Cuando se lleve a cabo la ponderación, se recomienda: realizar análisis de sensibilidad y tener transparencia en los enfoques de ponderación.

Los resultados de los indicadores de categorías de impacto o de daños, son multiplicados por un factor de ponderación, después se suman para obtener una calificación

total. La calificación total en ecopuntos es el índice del desempeño ambiental del sistema, permitiendo la comparación cuantitativa de la seriedad de los impactos potenciales de los sistemas.

Agrupación

La agrupación es la asignación de las categorías de impacto en uno o más conjuntos según lo definido previamente en la definición del objetivo y alcance, incluyendo la selección en la categoría de daño en puntos finales (salud humana, ecosistema y recursos), ver Tabla 8. La perspectiva de los factores para los impactos ambientales de punto final se divide en tres grupos: jerárquico (H), son aquellos que tienen una percepción del tiempo en un balance a largo y corto plazo, así como una inclusión basada en consensos; la individualista (I), su percepción es a corto plazo y el nivel requerido de evidencia es solo con efectos probados; y finalmente el igualitario (E), a muy largo plazo y con todos los efectos posibles en evidencias.

Tabla 8. Categorías de daños o enfoque de punto final y su perspectiva para los factores de ponderación

Fuente: (UNEP, 2019a)

Área de protección	Definición	Unidad de categoría final	Factores de ponderación		
			Individualista (I)	Igualitario (E)	Jerárquico (H)
Salud humana	Los impactos en la salud humana se definen a nivel de población, no en relación con individuos o subpoblaciones susceptibles. Se utilizan los factores de ponderación disponibles en el Informe sobre la Carga Mundial de Morbilidad de la OMS y no usando factores de ponderación por edad. (https://www.healthdata.org/gbd/publications)	DALY (años de vida ajustados por discapacidad).	55%	30%	30%
Calidad de los ecosistemas	Relacionado con la desaparición de especies – pérdida de la biodiversidad. Se pueden desarrollar factores de caracterización a nivel global que reflejan la extinción global e irreversible de las especies y regional. Los factores a nivel regional, puede garantizar que el ecosistema pueda seguir con sus funciones	Fracción de especies potencialmente desaparecidas "PDF" o usar medidas que sean equivalentes a PDF. Species*yr	25%	50%	40%
Agotamiento de los recursos	Considerar la naturaleza de los recursos: Disponibilidad. Recursos en cantidad finita. Fondos. Renovables, pero el uso excesivo es posible. Flujos. Altamente renovables y no agotables.	En el método ReCiPe se mide el daño a los recursos en USD que representa los costos adicionales involucrados para la futura extracción de recursos minerales y fósiles.	20%	20%	20%

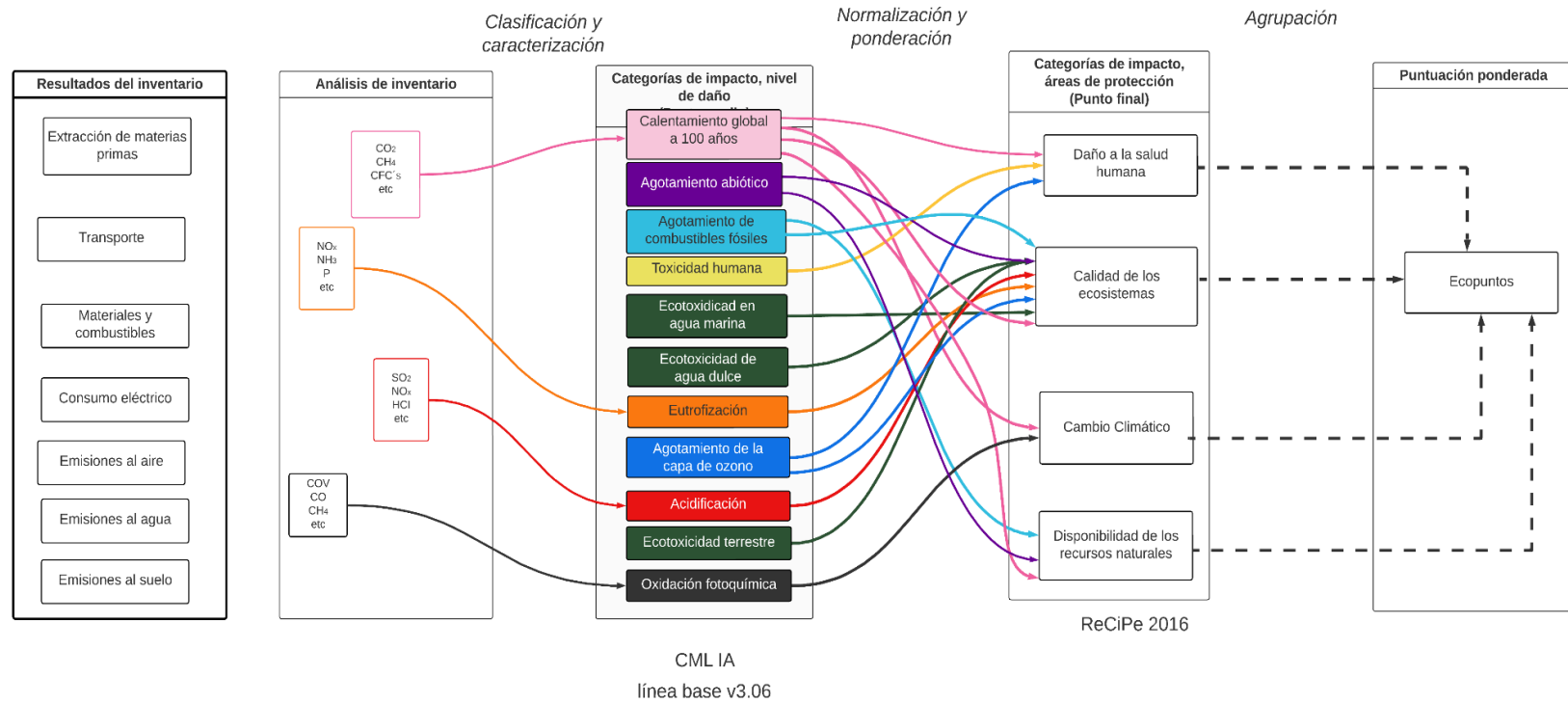


Figura 9. Listado de impactos ambientales para el ACV, resultado, análisis, categoría de punto medio y punto final.
Fuente Adaptado por (European Commission, 2010)

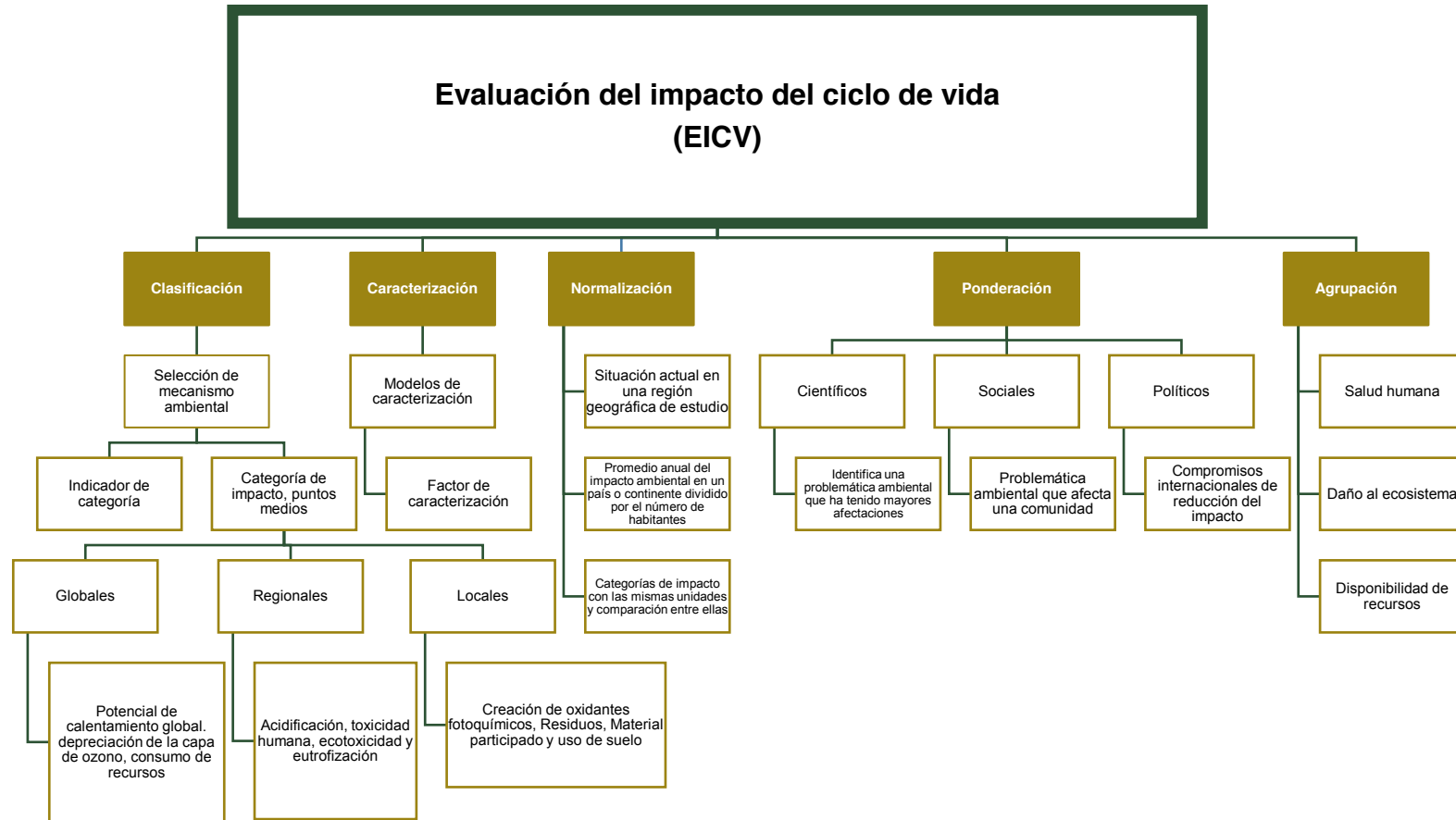


Figura 10. Marco estructural para la evaluación del impacto de ciclo de vida (EICV) en puntos medios y puntos finales.
 Fuente: adaptado de (Yi et al., 2011)

Software analítico

Dentro de los principales software analíticos para la evaluación del ACV, se encuentra el SimaPro®, el cual compara, analiza y monitorea complejos productos descomponiéndolos en todos sus materiales y procesos (Vallejo, 2004). Su compañía es Pré-consultans (PRé Sustainability, 2022) y de origen holandes. El SimaPro ha sido utilizado en más de 30 años dentro de la industria y la academia en más de 80 países. La información tiene base científica, confiable y transparente, tiene variedad de aplicaciones como informes de sostenibilidad, huella de carbono y agua, determinación de indicadores clave de rendimiento y el diseño de las declaraciones ambientales de producto. Los modelos en los cuales se grafican los impactos ambientales, identifica los puntos críticos en cada etapa durante su ciclo de vida (extracción de materias primas, producción, uso y desecho).

SimaPro está compuesto por herramientas de cálculo y bases de datos. Las bases de datos contienen información como los métodos de evaluación de impacto en el ciclo de vida, proyectos propios e información general. Las herramientas de cálculo toman los datos de la base de datos para realizar los cálculos ambientales. La base de datos, Ecoinvent (Ecoinvent, 2022), es la que soporta alrededor de 18,000 reportes de sustentabilidad a nivel mundial y regional, en los sectores de agricultura y ganadería, edificación y construcción, química y plásticos, energía, silvicultura y madera, metales, textil, transporte, alojamiento turístico, tratamiento y reciclaje de residuos y suministro de agua, entre otros sectores industriales. Cuenta con un análisis muy completo sobre los impactos ambientales de productos y servicios, como: procesos industriales o agrícolas modelando la extracción de recursos naturales, emisiones liberadas en el agua, suelo y aire, demanda energética, productos, coproductos y residuos.

Para ACV en sistemas de bioenergía (Hosseinzadeh-Bandbafha et al., 2021), los métodos más reportados con ReciPe y CML, ver Tabla 9, los cuales principalmente su diferencia es en el número de categorías de impacto, su solidez científica, interpretación, horizonte temporal y su actualización.

Tabla 9. Métodos para evaluar los impactos ambientales.

Fuente: elaboración propia






Método	Descripción	Impactos ambientales
Recipe 2016	<ul style="list-style-type: none"> Se desarrolló por primera vez en 2008 a través de la cooperación entre Radboud University Nijmegen, Leiden University y Pré Consultants. ReCiPe se desarrolló para combinar las ventajas de los métodos CML2001 y Eco-Indicator99. Saleem, 2021) La ventaja del Eco-indicator 99 es su facilidad de interpretación. Proporciona factores de son representativos para la escala global, mantiene la posibilidad de que varias categorías de impacto implementen factores de caracterización a escala de país y continental. Coherencia en el desarrollo de modelos de punto medio y final, se mejoró al trabajar con el mismo horizonte temporal por perspectiva cultural en las diversas categorías de impacto. Se han actualizado factores de caracterización para algunas categorías de impacto y para el paso de normalización. Es de los métodos más utilizados http://www.lcia-recipe.net/. 	<p>3 áreas de protección (Salud humana, Calidad del ecosistema y Escasez de recursos)</p> <p>17 categorías de impacto de punto medio Calentamiento global (GW) Agotamiento del ozono estratosférico (SOD), Radiación ionizante (IR), Formación de ozono, Salud humana (OfHh), Formación de partículas finas (FPmf), Formación de ozono, Ecosistemas terrestres (OfTe), Acidificación terrestre (TA), Eutrofización de agua dulce (FE), Eutrofización marina (MA), Ecotoxicidad terrestre (TEc) , Ecotoxicidad en agua dulce (FEc) , Ecotoxicidad marina (MEc) , Toxicidad cancerígena humana (HcT) , Toxicidad humana no cancerígena (HncT) , Uso de la tierra (LU), Escasez de recursos minerales (MRs), Escasez de recursos fósiles (FRs) y Consumo de agua (WC).</p>
CML	<ul style="list-style-type: none"> Center of Environmental Science Leiden University. Hace falta resultados de punto final y ponderación. La ventaja del método CML es su solidez científica. El paso de normalización es opcional para ACV simplificados, pero obligatorio para ACV exhaustivos. Dispone de valores de referencia para la normalización de los indicadores de las categorías de impacto: A nivel mundial en 1990, a nivel europeo en 1995 y a nivel holandés en 1997. http://cml.leiden.edu/ 	<p>11 categorías de impacto Agotamiento abiótico (AD), agotamiento de los combustibles fósiles (ACF), calentamiento global (100 años) (CG), agotamiento capa de ozono (ACO), toxicidad humana (TH), ecotoxicidad de agua dulce (EAD), ecotoxicidad de agua marina (EAM), ecotoxicidad terrestre (ET), oxidación fotoquímica (OF), acidificación (A) y eutrofización (E).</p>



La selección de las categorías de impacto de punto medio, los indicadores de categoría y el modelo CML-IA (CML, 2001), ver Tabla 10, se clasifican y caracterizan de acuerdo a la consecuencia ambiental generada en el proceso estudiado y a los datos de entrada y salida reportados en el análisis del inventario. Las categorías de impacto son: ADP (elements) y ADP (fossil fuels) los cuales consideran el agotamiento de los recursos naturales no vivos incluidos los recursos de energía fósil (carbón, petróleo crudo, gas natural, combustóleo y gasolina) y minerales (hierro y antimonio) en unidades de kg antimonio (Sb) equivalente. El GWP es el impacto de las emisiones antropogénicas sobre el forzamiento radiativo (absorción de radiación





de calor) de la atmósfera, causando un aumento en la temperatura superficial de la tierra (i.e. efecto invernadero) en unidades globales de kg de dióxido de carbono (CO_2) equivalente. El ODP se refiere al adelgazamiento de la capa de ozono estratosférico como resultado de emisiones antropogénicas en unidades de kg de flurotrichloromethane (CFC-11) equivalente. La HT hace referencia al impacto sobre la salud humana con la presencia de sustancias tóxicas en el ambiente, la evaluación del potencial de la toxicidad humana está basado en el efecto de las sustancias a tiempo indefinido a nivel global, sus unidades son kg de 1.4 diclorobenceno (1.4 –DB) equivalente. La FWAE, MAE y TE cubren los impactos de sustancias tóxicas en los ecosistemas acuáticos, terrestres y sedimentarios, el área de protección es el medio ambiente natural (y los recursos naturales), las unidades son kg de 1.4 diclorobenceno (1.4 –DB) equivalente. La OP se refiere a la formación de compuestos químicos reactivos (llamados fotooxidantes) mediante la reacción de ciertos contaminantes en el aire con la luz; los fotooxidantes pueden ser formados en la tropósfera bajo la influencia de luz ultravioleta a través de la oxidación fotoquímica de compuestos orgánicos volátiles (VOC) y monóxido de carbono (CO) en presencia de óxidos de nitrógeno (NO_x); el ozono es considerado como el compuesto más importante, junto con el peroxiacetilnitrato.; las unidades son kg de etileno (C_2H_4) equivalente. La A es a causa de los compuestos acidificantes que tienen una amplia variedad de impactos sobre el suelo, el agua del subsuelo, aguas superficiales, organismos biológicos, ecosistemas y edificaciones; ejemplos de impactos son la muerte de peces, daño a los bosques y cultivos (lluvia ácida) y el deterioro de edificios; el indicador de la categoría de impacto es kg de dióxido de azufre (SO_2) equivalente.



Finalmente, la última categoría de impacto para el método en estudio es la E, la cual cubre todos los impactos potenciales derivados de los altos niveles ambientales de macronutrientes, siendo el nitrógeno y el fósforo las sustancias más importantes; el exceso de nutrientes puede causar un cambio indeseable en la población de las especies y elevar la producción de biomasa en ecosistemas terrestres y acuáticos; además, altas concentraciones de nutrientes pueden contaminar el agua superficial hasta hacerla no apta para el consumo; en ecosistemas acuáticos, el incremento en la producción de biomasa puede conllevar a una reducción en los niveles de oxígeno debido al consumo adicional derivado de la descomposición (oxidación) de material orgánico vegetal; las unidades son kg de fosfato (PO_4) equivalente.


Tabla 10. Clasificación de las diferentes categorías de impacto de acuerdo a su alineación con los ODS, área de protección, categoría del indicador, descripción y cálculo.

Categoría de impacto	Abreviatura en inglés	Categoría de indicador	Alineación con los ODS	Concepto	Fórmula	Donde	Área de protección	Fuente
Agotamiento de abiótico mineral	ADP, mineral Abiotic resources depletion	kg de Sb eq. o Fe eq).	Acción por el clima (13)  Vida de ecosistemas terrestres (15) 	Recursos naturales no vivos incluidos los recursos de energía fósil (carbón, petróleo crudo, gas natural, combustóleo y gasolina) y minerales (hierro y antimonio) La Tierra contiene una cantidad finita de recursos. Entre las no renovables, la preocupación se refiere a los combustibles fósiles y los minerales. Además, los recursos renovables no deben consumirse de manera descontrolada, ya que dependen de recursos limitados, como tierra fértil, agua, etc. la disponibilidad de ciertas materias primas renovables es limitada.	$ADP = \sum_i ADP_i \times m_i$ $P = \sum_i ADP_i \times m_i$	ADP _i : Potencial de agotamiento abiótico del recurso <i>i</i> (kg equivalentes de antimonio o hierro / kg de recurso <i>i</i>) m _i : Cantidad de recursos extraído (kg) R _i : Reserva final del recurso <i>i</i> (kg) DR _i : Tasa de extracción del recurso <i>i</i> (kg·año ⁻¹) (Se supone que la regeneración es cero) R _{ref} : Reserva final del recurso de referencia (kg) DR _{ref} : Tasa de extracción del recurso de referencia, R _{ref} (kg·año ⁻¹).	Agotamiento de recursos. Calidad de los ecosistemas	Heijungs et al. (1992) (Finnveden, 1996a) Heijungs et al. (1997) Guinée & Heijungs (1995)
Agotamiento de abiótico Combustibles fósiles	ADP, fossil fuels Abiotic resources depletion	MJ	Acción por el clima (13)  Vida de ecosistemas terrestres (15) 	Impacto de las emisiones humanas sobre el forzamiento radiativo (absorción de radiación de calor) de la atmosfera, causando un aumento en la temperatura superficial de la tierra (i.e. efecto invernadero). El calentamiento global conduce al cambio climático, con impactos potenciales en los ecosistemas y la biodiversidad, la salud humana y la disponibilidad de recursos (agua, recursos renovables, etc.).	$ADP_{energía\ fósil} = \frac{DR_{energía\ fósil}}{(R_{energía\ fósil})^2}$ $\times \frac{(R_{energía\ fósil})^2}{DR_{energía\ fósil}} = 1$	ADP _i : Potencial de agotamiento abiótico del recurso <i>i</i> (kg equivalentes / kg de recurso <i>i</i>) m _i : Cantidad de recursos extraído (kg o m ³) DR _{i energía fósil} : Energía fósil extraída (MJ año ⁻¹) R _{energía fósil} : Reserva final de energía fósil (MJ) DR _{ref} : Tasa de extracción del recurso de referencia, R _{ref} (kg·año ⁻¹).	Agotamiento de recursos. Calidad de los ecosistemas	Heijungs et al. (1992) Heijungs et al. (1997)
Calentamiento global (100 años)	GWP Global warming	kg CO ₂ eq	Acción por el clima (13) 	Impacto de las emisiones humanas sobre el forzamiento radiativo (absorción de radiación de calor) de la atmosfera, causando un aumento en la temperatura superficial de la tierra (i.e. efecto invernadero). El calentamiento global conduce al cambio climático, con impactos potenciales en los ecosistemas y la biodiversidad, la salud humana y la disponibilidad de recursos (agua, recursos renovables, etc.).	$GWP = \sum_i GWP \times m_i$	m _i : (kg) es la masa de la sustancia <i>i</i> liberada en kg, e GWP _i el potencial de calentamiento global de la sustancia <i>i</i> y el cambio climático el resultado del indicador, que se expresa en kg de CO ₂ equivalentes. GWP de 100 años como método de caracterización de referencia para el cambio climático. El IPCC también proporciona GWP por 20 y 500 años.	Agotamiento de recursos. Calidad de los ecosistemas Daño a la Salud humana Cambio Climático	Houghton et al., 1994, 1996

<p>Agotamiento de la capa de ozono</p>	<p>ODP Ozone-layer depletion</p>	<p>kg CFC-11eq</p>	<p>Acción por el clima (13)</p> 	<p>Este impacto se refiere al adelgazamiento de la capa de ozono estratosférico como resultado de emisiones antropogénicas. El agotamiento de la capa de ozono es causado por emisiones específicas liberadas al aire, que causan impactos directos o indirectos ampliamente reconocidos en la salud humana. La capa de ozono estratosférico (O₃) protege de la peligrosa radiación ultravioleta (UV-B). El agotamiento de esta capa afecta tanto a los humanos (por ejemplo, aumenta los casos de cáncer de piel) como a las plantas. Varias sustancias causan el agotamiento del ozono y se encuentran entre las sustancias restringidas en el Protocolo de Montreal sobre Sustancias que Agotan la Capa de Ozono. El agotamiento de la capa de ozono se ha informado como impacto de punto medio de LCA.</p>	$ODP = \sum_i ODP \times m_i$	<p>m: (kg) es la masa de la sustancia i liberada, ODPi el potencial de agotamiento del ozono de la sustancia y el agotamiento del ozono el resultado del indicador, que se expresa en kg CFC-11-equivalentes.</p>	<p><i>Calidad de los ecosistemas</i> <i>Daño a la Salud humana</i></p>	<p>Heijungs et al. (1992)</p>
<p>Toxicidad humana</p>	<p>HT Human toxicity</p>	<p>kg 1,4-DCBeq</p>	<p>Salud y bienestar (3)</p> 	<p>Este impacto hace referencia al impacto sobre la salud humana de la presencia de sustancias tóxicas en el ambiente. El método base para la evaluación del potencial de la toxicidad humana está basado en el efecto de las sustancias a tiempo indefinido a nivel global. Potencial general de causar toxicidad a los seres humanos según el destino, la exposición y los efectos de las sustancias tóxicas durante un horizonte de tiempo infinito. El alcance geográfico de este indicador determina el destino de una sustancia y puede variar entre la escala local y global. Se expresa en kg de equivalentes de 1,4-diclorobenceno (1,4DCB-eq), la sustancia química 1,4-diclorobenceno (1,4-DCB) se utiliza como sustancia de referencia en los cálculos del punto medio</p>	$HTP_r = \sum_i \sum_{ecom} m_{i,ecom} \times HTP_{i,ecom,r}$	<p>HTPi, ecomp the Human Toxicity Potential, el factor de caracterización de la toxicidad humana de la sustancia i emitida al compartimento de emisión ecomp. En algunos métodos, las contribuciones a través de las rutas de exposición r no se suman, lo que produce varios HTP. Fi, ecomp, fcomp un "factor de destino", que representa el transporte intermedio de la sustancia i desde el compartimento de emisión ecomp al (sub) compartimento final fcomp, y la degradación dentro del compartimento ecomp; en algunos métodos, el transporte intermedio se indica separadamente por fi, ecomp, fcomp y (bio) degradación por BfOI; Ti, fcomp, r el factor de transferencia, la fracción de sustancia i transferida desde fcomp a la ruta de exposición r, es decir, aire, agua potable, pescado, plantas, carne, leche, etc.; Ir un "factor de ingesta", que representa la ingesta humana a través de la ruta de exposición r; por tanto, una función de la ingesta diaria de aire, agua potable, pescado, etc.; Ei, r un</p>	<p><i>Daño a la Salud humana</i></p>	<p>Heijungs & Wegener Sleeswijk (1999) Heijungs et al. (1992)</p>

				<p>dividiendo el impacto potencial calculado de el químico por el impacto potencial del 1,4-DCB emitido al aire urbano.</p> <p>Alternativamente, este indicador se puede expresar como una unidad tóxica comparativa (CTU) basada en modelos con factores de caracterización para la toxicidad humana como casos acumulativos de resultados de salud cancerosos o no cancerosos por kg de emisión de contaminantes.</p>		<p>"factor de efecto", que representa el efecto tóxico de la ingesta de la sustancia i "a través de la vía de exposición.</p>		
<p>Ecotoxicidad acuática de agua dulce</p> <p>Ecotoxicidad acuática marina</p> <p>Ecotoxicidad terrestre</p>	<p>AE (Freshwater aquatic ecotoxicity)</p> <p>(Marine aquatic ecotoxicity)</p> <p>TE (Terrestrial ecotoxicity)</p>	<p>kg 1,4-DCBeq</p>	<p>Agua limpia y saneamiento (6)</p>  <p>Vida submarina (14)</p>  <p>Vida de ecosistemas terrestres (15)</p> 	<p>Esta categoría de impacto cubre los impactos de sustancias tóxicas en los ecosistemas acuáticos, terrestres y sedimentarios. El área de protección es el medio ambiente natural (y los recursos naturales). Potencial general de causar un daño tóxico al medio ambiente terrestre teniendo en cuenta el destino, la exposición y los efectos ambientales. Este indicador se expresa en kg de equivalentes de 1,4-diclorobenceno (1,4DCB-eq). El químico 1,4-diclorobenceno (1,4-DCB) se usa como sustancia de referencia en los cálculos de punto medio dividiendo el impacto potencial calculado del químico por el impacto potencial del 1,4-DCB emitido al suelo industrial.</p>	$AE = \sum_i (ECA_i x m_{w,i})$ $TE = \sum_i (ECT_i x m_{s,i})$	<p>mw, i (mg) es la cantidad de sustancia que se emite al agua ms, i la cantidad de sustancia que emiti al suelo. Los resultados del indicador ecotoxicidad terrestre y ecotoxicidad acuática se expresan en kg de suelo y m3 de agua. Pueden interpretarse como la cantidad de ecosistema terrestre o acuático contaminado en el máximo tolerable. Al igual que con la categoría de impacto "toxicidad humana".</p>	<p>Calidad de los ecosistemas</p>	<p>Heijungs et al. (1992)</p>
<p>Formación de fotooxidantes</p>	<p>POCP (Photo-oxidant formation)</p>	<p>kg C₂H₄eq</p>	<p>Salud y bienestar (3)</p> 	<p>La formación de ozono fotoquímico es causada por emisiones específicas de productos químicos al aire, que causan impactos directos o indirectos en la salud humana a través de la generación de ozono a nivel del suelo. Este impacto se determina comparando la velocidad a la que una unidad de masa de producto químico reacciona con un radical hidroxilo (OH·) con la velocidad a la</p>	$POCP = \sum_i POCP_i X m_i$	<p>mi (kg) es la masa de la sustancia i liberada POCPi es el potencial fotoquímico de formación de ozono y fotooxidantes, que se expresa en kg de equivalentes de etileno.</p>	<p>Cambio climático</p>	<p>Heijungs et al. (1992)</p>

				<p>que una unidad de masa de etileno reacciona con OH.. Este impacto se refiere a la formación de compuestos químicos reactivos (llamados fotooxidantes) mediante la reacción de ciertos contaminantes en el aire con la luz. Los fotooxidantes pueden ser formados en la tropósfera bajo la influencia de luz ultravioleta a través de la oxidación fotoquímica de compuestos orgánicos volátiles (VOC) y monóxido de carbono (CO) en presencia de óxidos de nitrógeno (NOx). El ozono es considerado como el compuesto más importante, junto con el peroxiacetilnitrato.</p>				
<p>Acidificación</p>	<p>A (Acidification)</p>	<p>kg SO₂eq.</p>	<p>Vida de ecosistemas terrestres (15)</p> 	<p>La acidificación resulta de la liberación de protones de ciertas sustancias en el ecosistema (p. ej., suelo, ambientes marinos y de agua dulce), disminuyendo el pH, lo que, a su vez, conduce al reemplazo de la base de nutrientes (calcio, magnesio, potasio) en un ecosistema. con elementos ácidos.</p> <p>Los compuestos acidificantes tienen una amplia variedad de impactos sobre el suelo, el agua del subsuelo, aguas superficiales, organismos biológicos, ecosistemas y edificaciones. Ejemplos de impactos son la muerte de peces, daño a los bosques y cultivos (lluvia ácida) y el deterioro de edificios. Los mayores acidificantes son: SO₂, NOx y NHx.</p>	$AI = \sum_i AP_i \times m_i$	<p>mi= es la masa en kg de la substancia i AP= es el potencial de acidificación calculada en el potencial de iones H⁺ o SO₂ equivalentes que puede emitir dicha substancia</p>	<p>Calidad de los ecosistemas</p>	<p>Heijungs et al. (1992)</p>
<p>Eutrofización</p>	<p>E (Eutrophication)</p>	<p>kg PO₄⁻³eq</p>	<p>Vida submarina (14)</p>  <p>Vida de ecosistemas</p>	<p>La eutrofización es causada por la liberación de nutrientes en diferentes compartimentos ambientales. En los compartimentos acuáticos tales nutrientes provocan el crecimiento de algas u otras plantas que limitan el funcionamiento del ecosistema original, reduciendo los niveles de oxígeno debido al consumo adicional derivado de la descomposición (oxidación). Además de los compuestos de</p>	$EI = \sum_i EP_i \times m_i$	<p>mi= es la masa en kg de la substancia i emitida al aire, agua o suelo EI= es el potencial de eutrofización expresada en kg de kg PO₄⁻³eq</p>	<p>Calidad de los ecosistemas</p>	<p>Heijungs et al. (1992)</p>

			<p>terrestres (15) ¶</p> 	<p>nitrógeno, NOx, NH₃, NH₄, NO₃, y otros nutrientes están representados por sustancias que contienen fósforo, PO₄³⁻. La eutrofización cubre todos los impactos potenciales derivados de los altos niveles ambientales de macronutrientes, siendo el nitrógeno y el fósforo las sustancias más importantes. Las emisiones de materiales orgánicos degradables tienen un impacto similar, por tanto, son incluidos como parte de la eutrofización.</p>				
--	--	--	--	--	--	--	--	--

Fuente: adaptado de(Caldeira et al., 2022; Guinée et al., 2004; Initiative Life Cycle, 2022)

d. Interpretación

El desarrollo metodológico de un ACV permite identificar las oportunidades para mejorar el desempeño ambiental de productos o procesos en las distintas etapas de su ciclo de vida, aportar información a quienes toman decisiones en la industria, organizaciones gubernamentales o no gubernamentales, académicas, etc. Por ejemplo, en la planificación estratégica, el establecimiento de prioridades, el diseño y rediseño de productos o procesos, sustitución de materias primas, gestión de residuos, indicadores de desempeño ambiental pertinentes, incluyendo técnicas de medición y marketing, etiquetado ambiental, reivindicación ambiental, o declaraciones ambientales de producto.

La interpretación de resultados sobre la evaluación de impacto del ciclo de vida, ver Figura 11, se considera la integridad de los datos (flujos de materia y energía, de acuerdo al objetivo y alcance) identificando las etapas de ciclo de vida que más recursos consumen y los que mayor impacto generan, la sensibilidad es analizar que tan sensibles son los datos a las incertidumbres en las entradas y salidas del inventario de ciclo de vida y la coherencia es evaluar si los resultados del ACV van con los lineamientos de la norma.

La incertidumbre es el procedimiento sistemático para encontrar y cuantificar la incertidumbre introducida en los resultados de un análisis de inventario del ciclo de vida, debido a la variabilidad de los datos, la cual puede ser expresada como una desviación estándar. El método Monte Carlo procesa estadísticamente de manera numérica los datos inciertos, en el proceso aleatorio se especifica un intervalo de incertidumbre de las variables más representativas del inventario de ciclo de vida; una vez definido el intervalo de incertidumbre se da un valor arbitrario a cada una de esas variables, el simulador calcula el impacto con los valores seleccionados y almacena los resultados para después identificar el comportamiento de las variables. El método Monte Carlo hace 1000 iteraciones hasta que se llega a una distribución de probabilidad normal, uniforme, triangular, normal y logarítmica normal. La incertidumbre absoluta de en la evaluación del inventario de ciclo de vida, se grafica indicando los intervalos de confianza de cada categoría de impacto con un nivel de confianza del 95%, siendo el más reportado. El software tabula los resultados indicando la mediana, la desviación estándar y los intervalos para calcular el error estándar de la media (2.5% y 97.50%). El coeficiente de variación (desviación estándar entre

la media) representa la magnitud relativa de la incertidumbre.

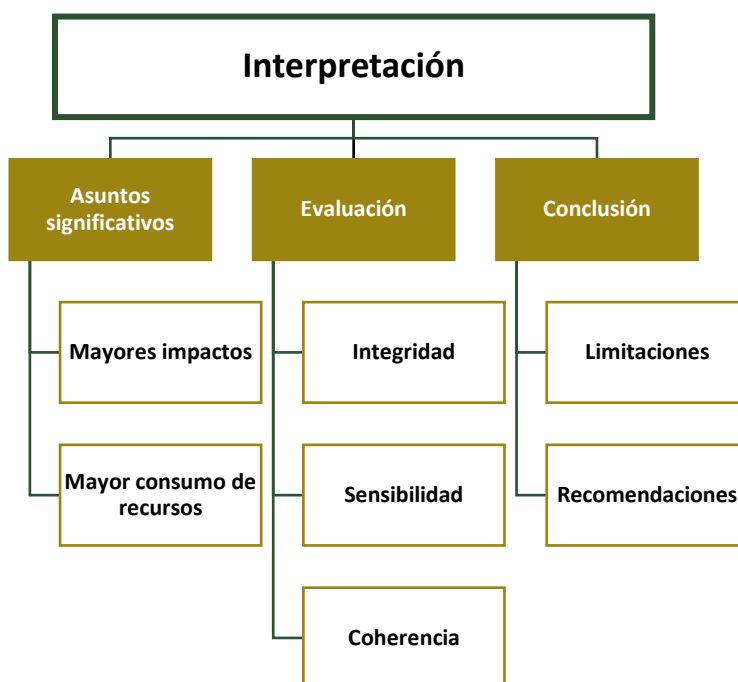


Figura 11. Puntos a considerar para llevar a cabo la interpretación en un ACV.

Fuente: adaptado por (ISO 14044, 2006)

Finalmente se describen conclusiones, limitaciones y recomendaciones en un informe final del estudio, reflejando un resultado lógico y razonable del análisis realizado, resaltando las áreas de oportunidad que tuvieron mayores impactos ambientales. Es importante aclarar la carencia de datos y suposiciones realizadas, relacionadas con el alcance del estudio y los límites del sistema. Dentro de las aplicaciones directas, se describen las mejoras al proceso en contrarrestar los impactos ambientales, la alineación en instrumentos de política pública, un esquema de ecoetiquetado o las declaraciones ambientales de producto.

1.1.3.3. Análisis de ciclo de vida en los sistemas de manejo de residuos

Dentro de los estudios de ACV mayormente reportado en artículos científicos se encuentran los aplicados a sistemas de manejo de residuos y/o biomasa, promoviendo la producción de productos y coproductos a través de energías renovables o no renovables, como una estrategia de mitigación al cambio climático; en la Unión Europea dichos reportes de ACV se alinean a políticas públicas para lograr un medio ambiente sostenible (Grace, 2020) (Hoehn et al., 2020). Khandelwal et al., (2019), realizaron una investigación evaluando 153 estudios sobre el manejo de residuos sólidos publicados desde 2013 hasta la fecha, analizando la evolución temporal, la distribución geográfica, la metodología aplicada en términos de cobertura tecnológica, la unidad funcional, límites del sistema, el software utilizado para la evaluación de impactos y su análisis de sensibilidad en la interpretación. Los estudios de ACV para el manejo de residuos en las últimas décadas, han permitido analizar tendencias cruciales en el campo de investigación para la futura toma de decisiones. En los últimos 12 años, han existido limitaciones para la realización sistemática de los ACV, por la falta de transparencia en el acceso a los datos y la evaluación de la calidad de los mismos. Los tomadores de decisiones, recomiendan que un estudio de ACV ayuda a determinar la planificación y optimización, siendo un reporte importante en el desarrollo de futuras estrategias de gestión de residuos.

Para el caso de los RO en los que se consideran los DC y los residuos de jardinería, los modelos de ACV son entradas con flujos lineales de nutrientes y salidas de contaminantes, la aplicación del compost al suelo no se considera como lineal. El ACV en el sector agrícola, la unidad funcional (UF) se define típicamente por área utilizada o rendimiento del producto, ver Tabla 11.

Tabla 11. Resumen de estudios de ACV para la obtención de composta a partir de residuos orgánicos

Tipo de residuo	Objetivo	Metodología	Área del estudio	Referencia
Residuos orgánicos domésticos y verdes	Evaluar los impactos y el potencial de conservación de recursos del compostaje	ISO 14044 UF: 1kg RO Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: Eco-Indicator 99	Italia	(Blengini, 2008)
Residuos orgánicos domésticos y verdes	Evaluar las implicaciones de la transición de una economía lineal, donde los desechos orgánicos se eliminan, valorizándolos hacia una economía circular donde, utilizándolos como recurso.	ISO 14044 UF: 1kg RO Software: GaBi 6 Base de datos: Ecoinvent Método: CML	Irlanda	(Oldfield et al., 2018)
Residuos de jardín	Comparar los impactos ambientales del compostaje de desechos de jardín en hileras y su uso como una alternativa de mejorador de suelo	ISO 14044 UF: 1Mg (toneladas métricas) de desechos de jardín separados) Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: Eco-Indicator 99	Estados Unidos	(Van Haaren et al., 2010)
Compuestos antioxidantes	Comparar el valor nutricional y el rendimiento como unidades funcionales en la evaluación ambiental de la producción hortícola con fertilización orgánica o mineral	ISO 14044 UF: 1Mg (toneladas métricas) de desechos de jardín separados) Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: CML	Producción de coliflor mediterránea	(Martínez-Blanco et al., 2011)
Residuos orgánicos domésticos y de jardín	Modelar el compostaje doméstico en seis unidades de compostaje (con diferentes entradas y mezclas). Se comparó con la incineración como alternativas al compostaje doméstico.	ISO 14044 UF: 1 Mg de OHW es equivalente a la cantidad de que 20 hogares compostan en casa en 1 año en Dinamarca (50 kg por hogar por semana). Software: EASEWASTE Método: EDIP	Dinamarca	(Andersen et al., 2012)
Fración orgánica de los residuos sólidos municipales	Evaluar los impactos ambientales generales del compostaje doméstico e industrial; detectar las fases ambientales críticas de cada sistema de compostaje; y finalmente, comparar el desempeño ambiental del compostaje doméstico e industrial.	ISO 14040 y 14044 UF: 1 ton RO Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: CML	España	(Martínez-Blanco et al., 2010)
Desperdicios de comida	Evaluar los impactos ambientales del ciclo de vida del compostaje de desperdicios de alimentos; evaluar todas las etapas del proceso incluido el transporte, la producción de compost y su uso como acondicionador de suelo.	ISO 14040 y 14044 UF: 1 ton de composta Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: TRACI 2	Universidad de Pennsylvania. Estados Unidos	(Saer et al., 2013)
Residuos orgánicos	Comparar dos compostajes caseros (con altas y bajas emisiones) para observar las consecuencias de las emisiones gaseosas del proceso de compostaje en el desempeño ambiental de los sistemas hortícolas.	ISO 14044 UF: 6.8 ton ha-1 de cultivos hortícolas de coliflor. Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: CML	Estados Unidos	(Quirós et al., 2014)
Residuos orgánicos domiciliarios	Examinar seis alternativas para el compostaje de los residuos orgánicos	ISO 14044 UF: kg/persona/año. Software: IWM-2 Base de datos: Ecoinvent Método: Recipe	Brasil	(Oliveira et al., 2017)

La producción de biodiesel a partir de ARC, el cual está considerada con una materia prima de segunda generación, ha tenido gran importancia, siendo que está considerada como una alternativa para la sustitución de los combustibles fósiles que disminuyan la emisión de GEI. Jeswani et al., (2020) publicó una reseña sobre la sustentabilidad ambiental de los biocombustibles, en el cual reporta que para el ARC se han reportado 17 estudios en Europa, Norte América 1 y Sur América 3; siguiendo el marco de referencia del ACV, la unidad funcional mayormente reportada de acuerdo a la Directiva de energías renovables (sus iniciales en inglés RED) (European Parliament, 2018) y Estándar de combustible renovable (sus iniciales en inglés, RFS) (EPA, 2018) es el potencial energético en MJ. Los impactos ambientales van relacionados a las las emisiones de GEI y en comparación con los combustibles fósiles. Las categorías de impacto ambiental consideradas en los estudios de ACV de biocombustibles incluyen: potencial de calentamiento global, acidificación, eutrofización, smog fotoquímico, toxicidad humana y ecotoxicidad. En la Tabla 12, se muestran algunos estudios sobre la evaluación en la producción de biodiesel mediante el proceso de esterificación y transesterificación. Los procesos de catálisis heterogénea son evaluaciones que recientemente han tenido publicaciones, estudiando variables como el tipo de catalizador, las etapas para la generación del biodiesel (colecta, pretratamiento, síntesis catalítica y reacción) y el tipo de energía utilizada durante el proceso, la cual puede ser sustituida por una energía renovable.

Lo anteriormente expuesto abre una ventana de oportunidad al considerar que el presente proyecto sea un estudio piloto en la entidad, sobre la huella de carbono dentro de la Universidad el sector residuos, apoyando a la ejecución de acciones enfocadas a evaluar indicadores de desempeño ambiental como la reducción del volumen de residuos orgánicos vertidos a los rellenos sanitarios, ampliando el periodo de vida útil de éstos hacia una economía circular, con la valorización energética residual, y promoviendo patrones sustentables de consumo, así como en el manejo de residuos entre la comunidad universitaria y posteriormente en otros sectores sociales, dentro del ámbito local. Con base en los resultados de esta investigación se podrán establecer nuevas buenas prácticas y crear conciencia sobre el DC y ARC, así como plantear, desarrollar y evaluar soluciones sostenibles dentro de los procesos para la conversión a biodiesel y composta, con la evaluación de impactos ambientales. Dichas propuestas pueden ser constituidas en un programa de manejo integral para toda la institución, con miras a reducir

la huella de carbono a fin de contribuir a mecanismos económicos ambientales como el mercado de los bonos de carbono.

Tabla 12. Resumen de estudios de ACV para la obtención de biodiesel a partir de aceite residual de cocina

Tipo de residuo	Objetivo	Metodología	Área del estudio	Referencia
ARC	Evaluar la producción de biodiésel a partir del aceite de cocina residual catalizada mediante un catalizador de CaO derivado de cascarón de huevo de gallina de desecho, para validar la idoneidad de la cáscara de huevo de gallina de desecho como catalizador verde en el campo del biodiésel.	ISO 14044 UF: 1000 kg de biodiesel Software: SimaPro 7.02 Base de datos: Ecoinvent Método: CML punto medio Eco-indicator 99, punto final	Malasia	(Chung et al., 2019)
ARC	Ciclo de vida del biodiesel a partir de aceite de cocina usado, el cual consta de 4 etapas: 1) recolección, 2) pretratamiento, 3) entrega y 4) transesterificación. La evaluación del ciclo de vida exergético (ELCA) respecto a las entradas de exergía al sistema	ISO 14044 UF: 1 ton de biodiesel Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: CML	España	(Talens et al., 2010)
ARC	Etapas de producción y uso de la mezcla para la generación de electricidad. Compara el impacto ambiental del uso de la mezcla ARC-B25 y ULSD en un generador diesel de 33 kW de potencia nominal, trabajando al 100% de la carga nominal.	ISO 14044 UF: 1 kwh de biodiesel Software: GaBi Base de datos: Ecoinvent Método: CML	Mexico	(Viornerly et al., 2020)
ARC	Evaluación del ciclo de vida de cuatro sistemas de producción de biodiesel que incluyen la esterificación y la transesterificación, de aceites vegetales usados y grasas animales.	ISO 14044 UF: 1 ton de biodiesel Software: GaBi Base de datos: Ecoinvent Método: CML	España	(Dufour & Iribarren, 2012)
ARC	Desempeño ambiental e identificación de los principales puntos críticos ambientales del biodiesel de segunda generación (ARC) producido en el entorno griego.	ISO 14040 y 14044 UF: 1 ton de biodiesel Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: ReciPe punto medio y final	Grecia	(Foteinis et al., 2020)
ARC	Comparar tres alternativas de diseño de procesos para la producción de biodiesel a partir de aceites vegetales de desecho: el proceso convencional catalizado por álcali que incluye un pretratamiento de ácidos grasos libres (FFA), el proceso catalizado por ácido y el proceso de metanol supercrítico que utiliza propano como codisolvente .	ISO 14040 UF: 1000 kg de biodiesel Software: OpenLCA 1.3 Base de datos: Ecoinvent Método:CML 2001	Portugal	(Morais et al., 2010)
ARC	Evaluar la eficacia medioambiental de la producción de biodiésel a partir de ACR e identificar los puntos críticos a lo largo de toda la cadena de producción de biodiésel y sugerir futuras mejoras.	ISO 14040 y 14044 UF: 1kg de biodiesel Software: Open LCA Base de datos: Ecoinvent Método: CML 2001	Italia	(Ripa et al., 2014)
ARC	Evaluación de los sistemas de recolección en los impactos generales del biodiésel a partir de la ARC que aborda diferentes	ISO 14040 UF: 1MJ de biodiesel Software: simulación Monte Carlo Base de datos: Ecoinvent Método: ReciPe	Portugal	(Caldeira et al., 2016b)

Continuación tabla 12

<p>Aceite de semilla de níspero como aceite de desecho (primera generación)</p>	<p>Evaluar los impactos ambientales y de salud humana de los productos de biodiesel a partir de aceite de semilla de níspero sobre un novedoso sistema catalizador bifuncional basado en CaO cargado en un soporte de óxido de ceria. El enfoque atribucional fue desde la cuna a la puerta analizando cada uno de los procesos. Los catalizadores se caracterizaron mediante análisis XRD, SEM-EDX, SBET STEM y TPD, seguidos de análisis paramétricos para optimizar el rendimiento del catalizador.</p>	<p>ISO 14040 y 14044 UF: 1000 kg de biodiesel Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: CML-IA punto medio. ReCiPe punto final</p>	<p>Reino Unido</p>	<p>(Al-Muhtaseb et al., 2021)</p>
<p>Aceite de semilla de Prunus Armeniaca (PAS) como aceite de desecho (primera generación)</p>	<p>Evaluar los impactos ambientales de la producción de biodiesel utilizando residuos PAS. Los catalizadores han sido caracterizados y seguidos de un análisis paramétrico para optimizar los resultados del catalizador.</p>	<p>ISO 14040 y 14044 UF: 1000 kg de biodiesel Software: SimaPro Base de datos: Ecoinvent Método: CML-IA punto medio. ReCiPe punto final</p>	<p>Reino Unido</p>	<p>(Al-Muhtaseb et al., 2022)</p>

1.2. Hipótesis

Los impactos ambientales que generan las Cafeterías Universitarias de la UAEMéx, por disposición de sus residuos orgánicos (desperdicios de comida y aceite residual de cocina), pueden disminuirse mediante escenarios alternos que consisten en la producción de composta y biodiesel.

1.3. Objetivos

General

Evaluar los impactos ambientales de los residuos orgánicos generados en las Cafeterías Universitarias de los espacios académicos de la UAEMéx, mediante un análisis de ciclo de vida por ruta de recolección, tanto para el escenario actual como para escenarios alternativos (elaboración de composta y biodiesel).

Específicos

- Hacer un diagnóstico sobre la generación de desperdicios de comida y aceite residual de cocina en las Cafeterías Universitarias y la problemática ambiental actual.
- Definición del objetivo y el alcance para los procesos de biodiesel y composta.

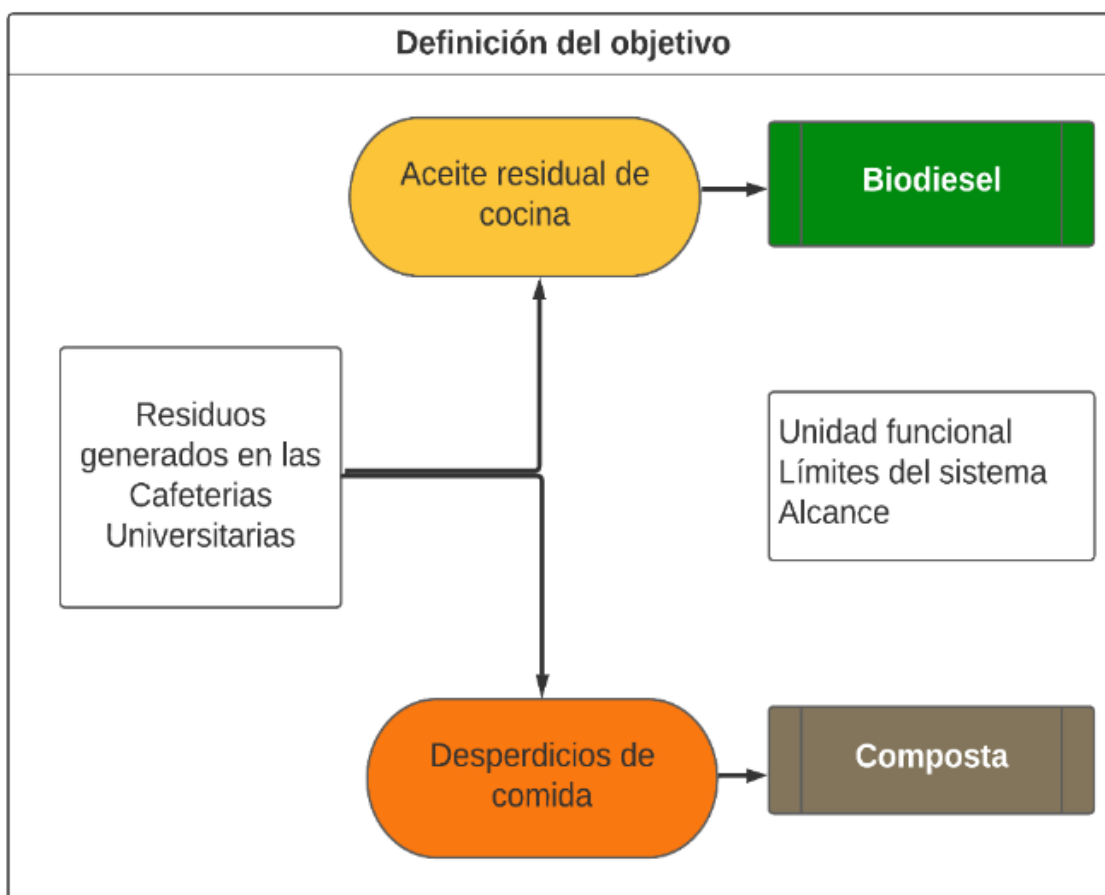
- Generar el inventario de entradas y salidas para los procesos.
- Evaluar los impactos ambientales con el uso del software.
- Interpretar los resultados obtenidos.
- Proponer una estrategia institucional para el manejo de residuos orgánicos con perspectiva de ciclo de vida.

1.4. Justificación

Las Cafeterías Universitarias son una fuente constante de residuos orgánicos tales como desperdicios de comida y aceite residual de cocina. El escenario actual de disposición de dichos residuos es principalmente el relleno sanitario. Los impactos ambientales actuales y con la propuesta de tratamientos alternativos, no se han evaluado. Dicho análisis contribuiría a delimitar objetivos y toma de decisiones institucionales, como parte de una estrategia coordinada dentro de un sistema alimentario (desde la adquisición de las materias primas hasta las pérdidas y desperdicios de los alimentos) dentro de los espacios académicos.

CAPÍTULO II. METODOLOGÍA

La descripción metodológica se desarrolló bajo la Norma Mexicana de Análisis de Ciclo de Vida, Requisitos y directrices (ISO14044, 2006b) y (UNEP/SETAC, 2005), ver Figura 12, la cual fue: definición del objetivo y alcance, análisis del inventario, evaluación de los impactos e interpretación. Una vez definido el problema relacionado con los impactos ambientales que generan los DC y ARC en las cafeterías universitarias, ver Figura 13, se ubicó geográficamente 27 Cafeterías Universitarias, las cuales se agrupan en cuatro rutas de recolección: Colón-Espacios Deportivos, Centro-Cerrillo, Ciudad Universitaria y Remolques, establecidas actualmente por la Dirección de Recursos Materiales y Servicios Generales Departamento de Servicios Generales de la UAEMéx, en el municipio de Toluca. Posteriormente se diseñó una encuesta en línea, Figura 13, que permitió realizar el análisis de inventario con datos cuantitativos (cantidad de DC (kg/semana) y ARC (litros/semana) distancia recorrida al relleno sanitario y composición de la biomasa residual), así como cualitativos (lugar de disposición final, prácticas ambientales y percepción social). En la evaluación se eligieron los impactos o subcriterios ambientales de punto medio, mediante el software analítico SimaPro 9.3.0.3 PhD, desarrollado por PreConsultans 2021, se consultaron las bases de datos de Ecoinvent 3.4, Swiss Input/output Database y European and Danish Input/Output y la simulación de los datos con los métodos de evaluación CML 2 línea base 2000 V2.05 / Países bajos, 1997 y la del IPCC 2013 a 100 años, Eco-Indicator 99, ReCiPe 2016 se dividen en dos tipos, el método punto medio y punto final.



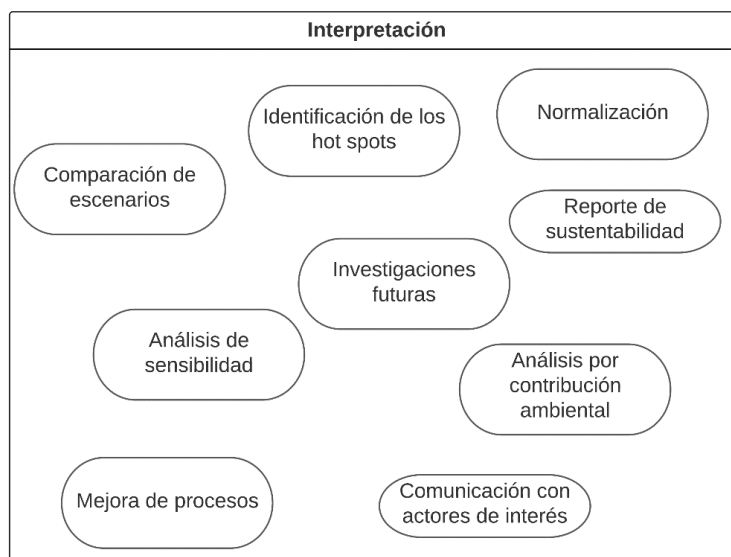
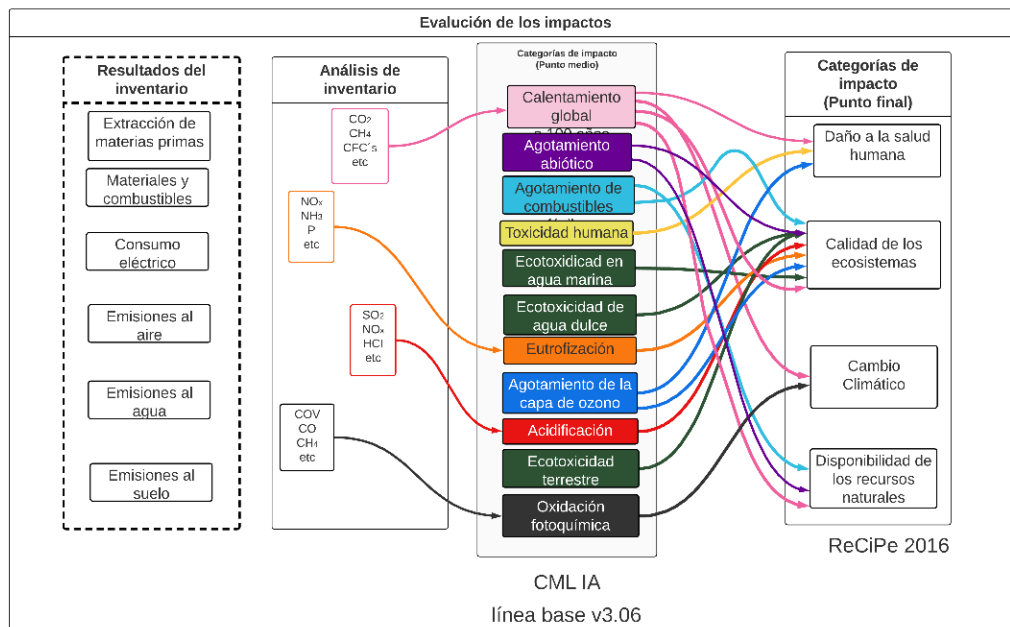
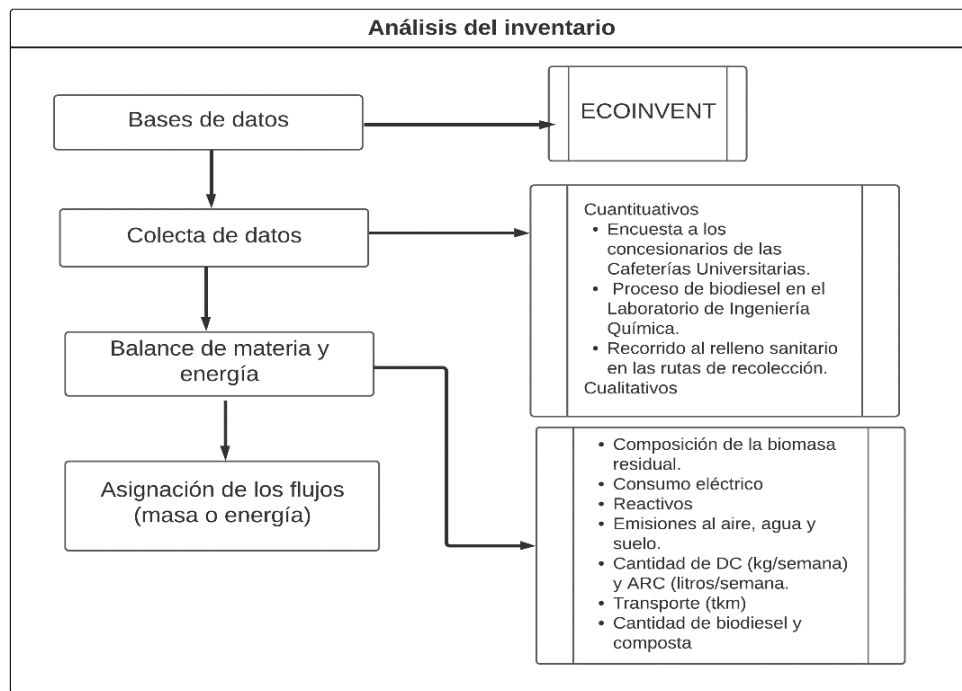


Figura 12. Descripción general de la metodología del ACV en los procesos para el DC y ARC.

Fuente: Elaboración propia

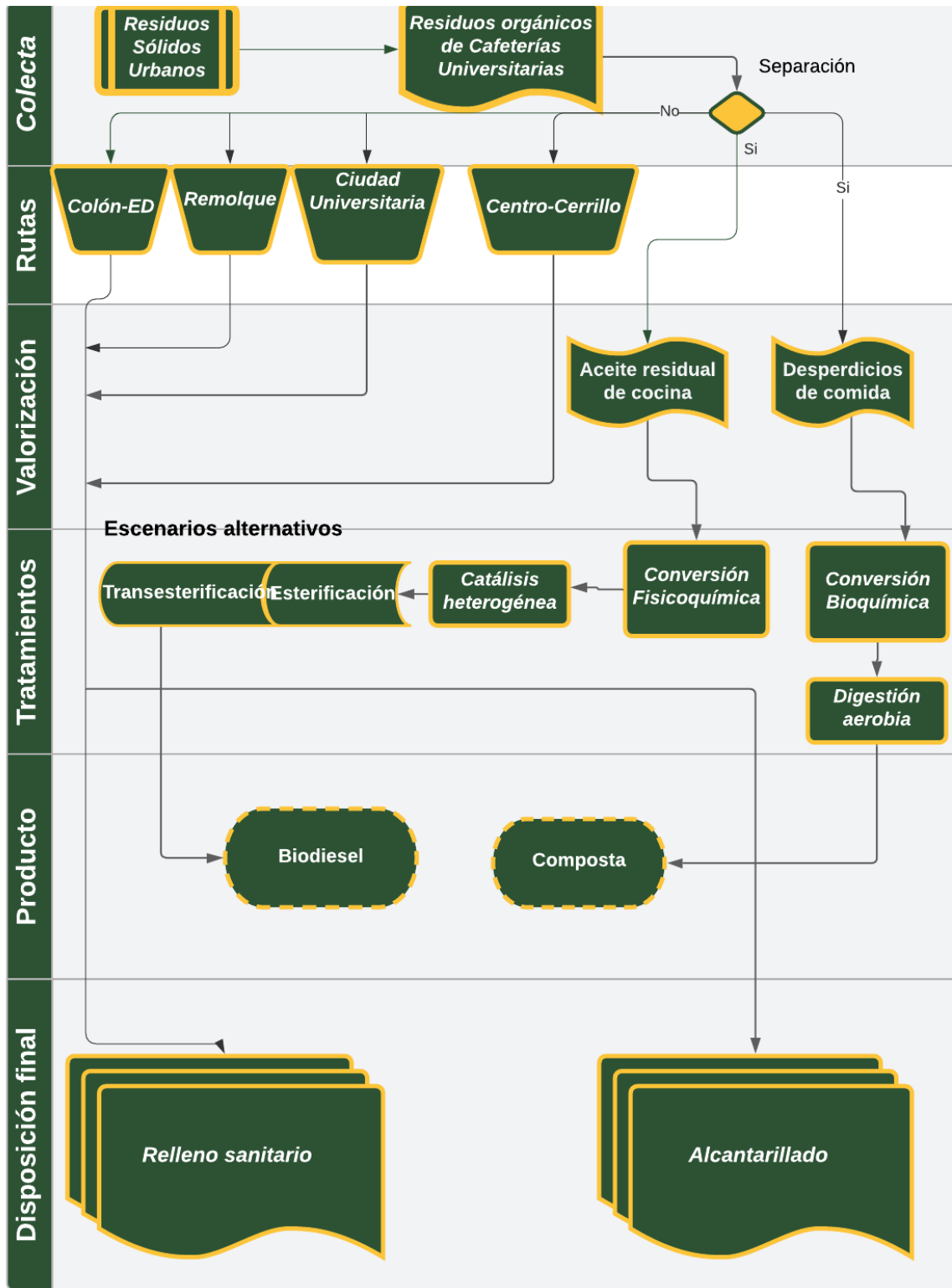


Figura 13. Límites del sistema para el estudio de análisis de ciclo de vida en el sistema de manejo integral de residuos orgánicos de la UAEMéx.

Fuente: Elaboración propia

CAPITULO III. RESULTADOS

3.1. Resultados publicados

3.1.1. Huella de carbono de las cafeterías universitarias y su relación con el tipo de alimentos consumidos



Volumen 5 Número 14

Tipo de publicación

•Artículo

Título de la publicación

•Carbon footprint of university food courts and its relationship with type of food consumed

Revista

•Journal of University Management

Estatus

•Publicado Dicimembre 2021

Autores

•ALANIS, Claudia, ÁVILA CORDOBA, Liliana, ÁLVAREZ ARTEAGA, Gustavo and NATIVIDAD, Reyna.

DOI

•10.35429/JUM.2021.14.5.22.28

Carbon footprint of university food courts and its relationship with type of food consumed

Huella de carbono de las cafeterías universitarias y su relación con el tipo de alimento consumido

ALANIS, Claudia^{1†*}, ÁVILA-CORDOBA, Liliana², ÁLVAREZ-ARTEAGA, Gustavo³ and NATIVIDAD, Reyna¹

¹Chemical Engineering Lab., Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable, UAEM-UNAM, Universidad Autónoma del Estado de México, Km 14.5 Toluca-Atlaconulco road, Toluca, México, 50200
²Engineering Faculty, Universidad Autónoma del Estado de México, Cerro de Coatepec S/N, Ciudad Universitaria, Toluca, México, 50110
³Urban and Regional Planning Faculty, Universidad Autónoma del Estado de México, Mariano Matamoros, esquina Av. Paseo Tollocan, Toluca, México, 50130

ID 1st Author: Claudia, Alanis / ORC ID: 0000-0001-6935-1798, CVU CONACYT ID: 360631

ID 1st Co-author: Liliana, Ávila-Córdoba / ORC ID: 0000-0002-1073-5196, CVU CONACYT ID: 323060

ID 2nd Co-author: Gustavo, Álvarez-Arteaga / ORC ID: 0000-0002-0260-3484, CVU CONACYT ID: 100403

ID 3rd Co-author: Reyna, Natividad / ORC ID: 0000-0001-8978-1066, CVU CONACYT ID: 87755

DOI: 10.35429/JUM.2021.14.5.22-28

Received July 12, 2021; Accepted December 30, 2021

Abstract

The aim of this work was to establish the environmental carbon footprint impact of food courts of the Autonomous University of the State of Mexico by type of food consumed. This was achieved by conducting a life cycle assessment according to ISO 14044, 2006. The environmental impact was calculated with the SimaPro 9.1.0.11 PhD software with the EU & DK input/output food database. The method was IPCC 2013. The assessed impact category was global warming potential 100 years, associated with the type of food consumed, classified in the following groups: sugar, fruit and vegetables, dairy, grain crops, oils and fats, meat and fish products. It was found that the carbon footprint of the food courts is 7199.29 kgCO₂e/day, with a diet constituted by 42% fruits and vegetables, 19% meat and fish products, 12% grain crops, 11% dairy and 8% sugar, oils and fats. The average of carbon footprint per student per day according to the food consumed in University food courts is 3.33 kgCO₂e.

Life cycle assessment, sustainable diet and nutrition education

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la huella de carbono que tienen las cafeterías universitarias de la Universidad Autónoma del Estado de México, por tipo de alimento consumido. La metodología se desarrolló mediante el análisis de ciclo de vida bajo la norma ISO 14044, 2006. La evaluación del impacto ambiental se calculó con el software de PhD SimaPro 9.1.0.11 con la base de datos de alimentos EU & DK entrada/salida. El método fue el del IPCC, 2013. La categoría de impacto evaluada fue el potencial de calentamiento global a 100 años, asociada al tipo de alimentos consumidos, los cuales se clasificaron en los siguientes grupos: azúcar, frutas y verduras, lácteos, cereales, aceites y grasas, y productos de carne y pescado. Se encontró que la huella de carbono de las cafeterías universitarias es de 7199.29 kgCO₂e/día, con una dieta constituida por un 42% frutas y verduras, 19% productos de carne y pescado, 12% cereales, 11% lácteos y 8% azúcar, aceites y grasas. El promedio de huella de carbono al día por estudiante según el alimento consumido en las cafeterías universitarias es de 3.33 kgCO₂e.

Análisis de ciclo de vida, dieta sustentable, y educación nutricional

Citation: ALANIS, Claudia, ÁVILA-CORDOBA, Liliana, ÁLVAREZ-ARTEAGA, Gustavo and NATIVIDAD, Reyna. Carbon footprint of university food courts and its relationship with type of food consumed. *Journal University Management*. 2021. 5-14: 22-28

* Author Correspondence (e-mail: claudia.alanis.iq@gmail.com)
† Researcher contributing as first author.

Introduction

The global food systems emit 20-35 % of greenhouse gases (GHG) emissions, and it is necessary to achieve critical progress on all 17 Sustainable Development Goals (SDGs) (FAO, 2019). One-third of food produced for human consumption is lost or wasted globally, which amounts to about 1.3 billion (FAO, 2011). The sustainable consumption of diet with low environmental impacts contribute to food and nutrition security to a healthy life for present and future generations, adopting a sustainable production and consumption throughout the global food supply chain (Ribal et al., 2016). Sustainable diets are protective and respectful of biodiversity and ecosystems, culturally acceptable, accessible, economically fair and affordable; nutritionally adequate, safe and healthy; while optimizing natural and human resources (FAO, 2011) The sustainable consumption, respond to basic needs and bring a better quality of life, while minimizing the use of natural resources, toxic materials and emissions of waste and pollutants over the life cycle, so as not to jeopardize the needs of future generations (UNEP, 2007).

The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) in their most recent report recognized that "Consumption of healthy and sustainable diets" presents major opportunities for reducing GHG emissions from food systems and improving health outcomes, support the preservation of biodiversity and planetary health. (IPCC, 2019). The nutrition diet and school education converge with consumption habits and reduce GHG while remaining nutritionally adequate (Colombo et al., 2020).

Climate change is an aspect to build a sustainable healthy lunch in the University Food Courts (UFC) (Ribal et al., 2016). The source of emissions in UFC spaces are derived from quality of nutrition (meals), food waste and the management options in the waste hierarchy. Incorporate these topics associated with circularity and the integral management of waste in environmental high education programs has been achieved under a life cycle perspective.

Life cycle assessment (LCA) for the calculation of environmental impacts such as carbon footprint, is an internationally technique that analyses a product over its entire life cycle, quantifying its environmental impact. Herrero et al., (2020) studied an integration of life cycle ISSN 2523-2495
ECORFAN® All rights reserved

methods, including the role of embedded impacts within environmental, cost and nutritional attributes.

The sustainability with life cycle perspective in UFC allows to formulate institutional public, suggesting plausible sustainable solutions, positioning universities in a global interest of scientific community (Kooduvalli et al., 2020; Rada et al., 2020), considering environmental aspects implementing eating habits, including high amounts of plant-based food (e.g., vegetables, fruits, seeds, nuts, legumes, and whole grain foods) and moderate amounts of animal-based foods (e.g., meat, poultry, seafood, eggs, and dairy) (Steenon & Buttriss, 2020). Also, a sustainable solution is the reduction in the consumption of high environmental impact food, a minimum of food waste generation and choosing unpacked foods or with a minimum of package, among others.

The objective of this study was to assess the environmental carbon footprint (CFP) impact of food courts of Autonomous University of the State of Mexico (UAEMex) by type of food consumed. In part 2, the methodology describes the sector of society for data collection, which allowed the integration of an inventory for LCA from the food system of UFC. The results are reported in part 3, the evaluation was of the mid-point environmental impact of global warming potential. This research pretends to establish a representative baseline of current diets in UFC with a potential positive impact on healthy diets and on the reduction of environment impacts such as carbon footprint.

Methodology

The methodology was implemented in the municipality of Toluca, State of Mexico; data on food consumption was collected per day considering 27 UFC, which were classified into four sections (S1, S2, S3 and S4), making an allowance for routes of waste collection by the Department of Services of the UAEMex (Table 1).

ALANIS, Claudia, ÁVILA-CORDOBA, Liliana, ÁLVAREZ-ARTEAGA, Gustavo and NATIVIDAD, Reyna. Carbon footprint of university food courts and its relationship with type of food consumed. *Journal University Management*. 2021

Sections	Academic spaces
S1	Faculty of Medicine Faculty of Urban and Regional Planning Faculty of Nursing Faculty of Chemistry Faculty of Anthropology Faculty of Languages Faculty of Dentistry
S2	San Cayetano Faculty of Gastronomy and Tourism Administrative building Faculty of Agricultural Sciences Cerrillo piedras blancas El Rosedal
S3	International Centre for Language and Culture (CILC) Faculty of Tourism and Gastronomy University Town Faculty of Performing Arts Faculty of Economics Faculty of Geography Faculty of Engineering
S4	Campus No. 2, Preparatory School "Nezahualcōyotl" Faculty of Accounting and Administration UAEM "Unidad Los Uribe" Santa Cruz Atzacapotzaltongo Central Library Faculty of Psychology Preparatory 3 "Cuauhtémoc" Center of Sustainable Chemistry UNAM-UAEM Campus No. 4, Preparatory School "Lic. Ignacio Ramírez Calzada" Campus No. 1, "Lic. Adolfo López Mateos" Campus No. 5, Preparatory School "Dr. Angel Ma. Garibay Kintana "

Table 1 Academic spaces with University food courts in the UAEMex
Source: Department of services of the UAEMex, 2020

The data collection was carried out by means of a survey that was answered by the UFC managers as well with information by space, management capacity from the institution, mobile infrastructure and management options with a scientific approach that is developed within the same University spaces.

The LCA was developed under Life Cycle Assessment, Requirements and Guidelines (ISO 14044, 2006) and (UNEP, 2003). The evaluation of the environmental impact was calculated with the SimaPro 9.1.0.11 PhD (PRé Sustainability, 2021) software with the EU & DK input/output food database. The method was IPCC 2013.

The assessed impact category was global warming potential 100 years, associated with the type of food consumed, classified in the following groups: sugar, fruit and vegetables, dairy, grain crops, oils and fats, meat and fish products (Figure 1).

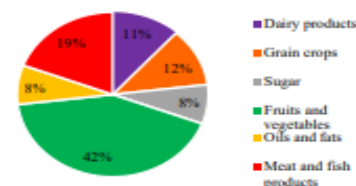


Figure 1 Food system of University food courts of the UAEMex with life cycle perspective.
Source: own authorship

Diagramming software: Ludichart Web 2.0

Results and discussion

According to the survey applied to the UFC managers, the type of food that is mainly consumed is fruits and vegetables, 42%; meats and fish products, 19%; grain crops, 12%; dairy products, 11%; and finally, sugar, oils and fats, 8%. These results are depicted in Graphic 1. It can be observed in Graphic 2 that the sources of GHG emissions, animal-based food (meat, fish and dairy products), considerably contribute to carbon dioxide equivalents (kg CO₂eq) towards climate change, more than plant-based foods, this is in concordance with that previously reported by Bastian et al., (2021). In United States schools canteens, it has been reported that the highest environmental contribution occurred at the food procurement stage (85%), while the lowest occurred at food preparation (2%) (Herrero et al., 2020).



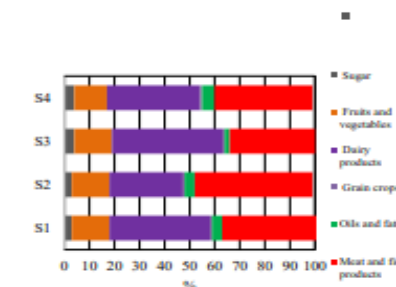
Graphic 1 Percentage of consumption by type of food in University food courts of the UAEMex
Source: own authorship

The major long-lived greenhouse gases in the atmosphere are carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O). In order to integrate the effect of the three gases on the global warming, the unit of kgCO₂eq was established. In such a unit, it is considered that one ton of CH₄ will cause the same amount of warming as 28-36 tons of CO₂, in a similar way, 1 tonne of N₂O is considered to cause the same warming than 265-298 tons of CO₂ (USEPA, 2021). The CFP by type of food consumption in all sections of the UAEMex, is depicted in graphic 2. It is interesting to observe that despite not being the most consumed food (see Graphic 1), meat and fish products have the highest environmental contribution 34-47% emitting (71.34-1275.84 kgCO₂eq).

This is because the animal-based food production requires a high amount of water and volume of crops. Mekonnen & Hoekstra (2012) reported that one kilocalorie of beef is estimated to have been produced with 20 times more water than one kilocalorie of a grain food or starchy root vegetable. This also explains why the consumption of dairy products represents the second largest contributor to the CFP in the UFC. It can be observed in Graphic 2 that this type of food contributes with 29-44% (91.59- 1201.37 kgCO₂eq) to the CFP.

Fruits and vegetables are the type of food mostly consumed (see Graphic 1), nevertheless, it only contributes with 31.03- 432.65 kgCO₂eq that represents 13-15% of the total CFP of the UFC. The contribution of the other type of foods is as follows, sugar (3-4%) 8.85-124.01 kgCO₂eq, oils and fats (2-5%) 5.23-171.05 kgCO₂eq, and grain crops (1%) 2.18-27.08 kgCO₂eq.

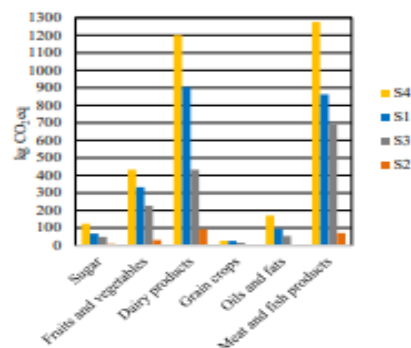
These results suggest that a diet with an increased ratio of (fruits+ vegetables+ grain crops consumption)/ (meat+fish+dairy products consumption), would reduce the CFP of the UFC at UAEMex. This suggestion is worth to be analysed also in the context of nutrition, however, such an analysis is out of the scope of this work.



Graphic 2 Percentage of carbon footprint (kgCO₂eq) by type of consumed food in sections of the UAEMex using the IPCC 2013 method GWP 100 years V1.03
Source: own authorship

Graphic 3 shows the CFP in units of kgCO₂eq by type of consumed food in the different sections of the UAEMex. According to the results, S4 has the highest CFP, 1275.89 kgCO₂eq, and this can be ascribed to the high consumption of meat, fish products and dairy products.

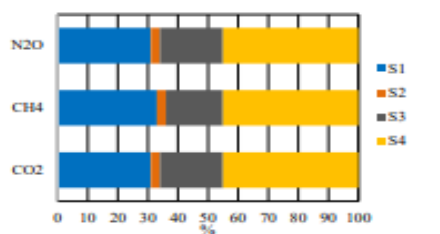
As can be seen, the consumption of dairy products is responsible for the emissions of 904.65 kgCO₂eq by the community in S4. S2 is the section with the lowest GHG emissions. These important differences can be explained based on the number of academic spaces in S4 (9), which is almost double than the ones in S2 (5).



Graphic 3 Carbon footprint (kgCO₂eq) by type of consumed food in the different sections of the UAEMex using the IPCC 2013 method GWP 100 years V1.03
Source: own authorship

It can be observed in Graphic 4 that the contribution order to N₂O, CH₄, CO₂ emissions is S4>S1>S3>S2. It is not a coincidence that this sequence follows the same order in number of academic spaces per section. This explains why S4, with nine studied UFC, represents the largest environmental contribution with 45% to the total of GHG emissions (CH₄, CO₂, and N₂O). Nevertheless, in all cases and at any extent, the contribution to the GHG can be mainly ascribed to the consumption of meat, fish and dairy products.

This in concordance with that reported by González-García and collaborators (2018), who pointed out that in northern and Western Europe, as well as in the United States, the highest carbon footprints in the world are due to the consumption of dairy products in the daily diets. In addition, the meat and dairy products from ruminants, are associated with CH₄ enteric fermentation emission, in which food is fermented and decomposed in the digestive tract by the action of microorganisms with the consequent release of methane into the atmosphere (García-Oliveira et al., 2020). Also, the intensively managed grasslands are the dominant source of N₂O emission in dairy farming systems (Velthof et al., 1998) due to the use of fertilizers. For mitigation strategies, it is important to consider the reduction of these GHG emissions through dietary manipulation.



Graphic 4 Percentage of Greenhouse gases (GHG's) contribution in sections of the UAEMex using the IPCC 2013 method GWP 100 years V1.03
Source: own authorship

Song et al., (2019) suggest that dietary changes can reduce carbon footprint by 24% in 2050, however, the differences in age-specific and gender-specific health goals cannot be neglected. The students who were enrolled in Toluca academic spaces of UAEMex at the time of this study, by gender, 22,092 were men and 29,625 women (UAEMex, 2021), the typical age group was 18 to 23, and the usual number of students attending an UFC fluctuated between 20-80 in a day. Calculating the carbon footprint per student (Table 2), according to the type of food consumed in an UFC is 3.33 kgCO₂eq per day. This value coincides with that reported by González-García et al., (2018). These authors reported that the average carbon footprint of adjusted diets to 2000 kcal per day and per person is between 3.33±1.87 kg CO₂eq, taking into account different diets in global countries with consumption of vegetables, pulses and grain crops, and animal products (mainly animal fat).

Sections	kgCO ₂ eq/day	%
S1	2288.17	32%
S2	210.29	3%
S3	1468.78	20%
S4	3232.05	45%
Total	7199.28	100%

Table 2 Total carbon footprint in spaces of the UAEMex per day and percentage of impact.
Source: own authorship

In this context, the World Health Organization (WHO) promotes a healthy diet and protect public health establishing standards to foster healthy dietary practices through ensuring the availability of healthy, nutritious, safe and affordable foods in schools and other public institutions (WHO, 2021). It is important to consider recent public documents which help to promote positive and gentle persuasion to encourage sustainable diets behavior in higher education campuses, like "The Little Book of Green Nudges" (UNEP, 2020), Figure 2.

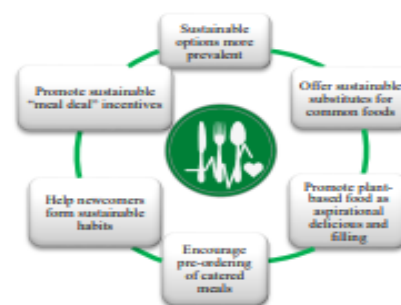


Figure 2 Green nudges for promote a sustainable diet in University food courts
Source: adapted from (UNEP, 2020)

Thanks

C. Alanis is grateful to the National Council of Science and Technology for the financial support (CVU 360631) to conduct postgraduate studies. Authors are grateful to the Sustainable University Network for the Integral Management of Organic Waste of the Autonomous University of the State of Mexico with registration number 5083/REDP2020 and to UAEMex for financial support through project 6488/2022CIC. The technical support of Citlalit Martínez Soto is also acknowledged.

Conclusions

The carbon footprint of the food courts of the Autonomous University of the State of Mexico is 7199.29 kgCO₂eq/day, with a diet constituted by 42% fruits and vegetables, 19% meat and fish products, 12% grain crops, 11% dairy and 8% sugar, oils and fats. The average of carbon footprint per student per day, according to the food consumed in University food courts is 3.33 kgCO₂eq.

This carbon footprint is due to the consumption of meat, fish and dairy products and not to the consumption of fruits and vegetables that is the type of food mostly consumed. For the total University food courts in academic spaces, section "S4" has the 45% of environmental contribution of total global warming potential, "S1" 32%, "S3" 20% and "S2", 3%. Based on our results, it is recommended to promote to increase the consumption of grain crops, fruits and vegetables. This strategy of nutritional education would pursue a behavior change of managers and consumers to choose sustainable healthy diets. Further research could be meals into University food courts, considering nutritional indicators, food waste and cost.

References

Bastian, G. E., Buro, D., & Palmer-Keenan, D. M. (2021). *Recommendations for Integrating Evidence-Based, Sustainable Diet Information into Nutrition Education*.

Colombo, P. E., Patterson, E., Lindroos, A. K., Parlesak, A., & Elinder, L. S. (2020). Sustainable and acceptable school meals through optimization analysis: an intervention study. *Nutrition Journal*, 1-15.

FAO. (2011). *Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention*.

FAO. (2019). Sustainable healthy diets. *En Sustainable healthy diets*. <https://doi.org/10.4060/ca6640en>

García-Oliveira, P., Fraga-Corral, M., Pereira, A. G., Prieto, M. A., & Simal-Gándara, J. (2020). Solutions for the Sustainability of the Food Production and Consumption System. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 0(0), 1-17. <https://doi.org/10.1080/10408398.2020.1847028>

González-García, S., Esteve-Llorens, X., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2018). Carbon footprint and nutritional quality of different human dietary choices. *Science of the Total Environment*, 644, 77-94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.339>

Herrero, L. G., Costello, C., Menna, F. De, & Schreiber, L. (2020). Eating away at sustainability. Food consumption and waste patterns in a US school canteen. *Journal of Cleaner Production*, 123571. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123571>. IPCC. (2019). *El cambio climático y la tierra*.

ISO 14044. (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. En *International Organization for Standardization*. <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-011-0297-3>

Kooduvalli, K., Vaidya, U. K., & Ozcan, S. (2020). Life Cycle Assessment of Compostable Coffee Pods: A US University Based Case Study. *Scientific Reports*, 10(1), 1–25. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65058-1>

Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2012). *A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products*. Ecosystems. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8> PRÉ Sustainability. (2021). *SimaPro*.

Rada, E. C., Magaril, E. R., Schiavon, M., Karaeva, A., Chashchin, M., & Torretta, V. (2020). MSW management in universities: Sharing best practices. *Sustainability (Switzerland)*, 12(12). <https://doi.org/10.3390/su12125084>

Ribal, J., Fenollosa, M. L., Garcia-Segovia, P., Clemente, G., Escobar, N., & Sanjuán, N. (2016). Designing healthy, climate friendly and affordable school lunches. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(5), 631–645. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0905-8>

Song, G., Gao, X., Fullana-i-Palmer, P., Lv, D., Zhu, Z., Wang, Y., & Bayer, L. B. (2019). Shift from feeding to sustainably nourishing urban China: A crossing-disciplinary methodology for global environment-food-health nexus. *Science of the Total Environment*, 647, 716–724. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.040>

Stenson, S., & Buttriss, J. L. (2020). The challenges of defining a healthy and 'sustainable' diet. *Nutrition Bulletin*, 45(2), 206–222. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/nbu.12439>

ISSN 2523-2495
ECORFAN® All rights reserved

UAEMex. (2021). *Agenda estadística 2020*. Universidad Autónoma del Estado de México.

UNEP. (2003). Evaluation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment. En *Meeting report* (Vol. 2, Número 1). <https://doi.org/10.1186/1758-5996-2-73>

UNEP. (2007). *Life Cycle Management. A Business Guide to Sustainability* (Nordic Ecolabel (ed.); Life Cycle).

UNEP. (2020). *The little book of green nunges* (UNEP and GRID-Arendal. (ed.)).

US EPA. (2021). *Understanding Global Warming Potentials | US EPA*. Us Epa. <https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>

Velthof, G. L., Van Beusichem, M. L., & Oenema, O. (1998). Mitigation of nitrous oxide emission from dairy farming systems. *Environmental Pollution*, 102(1), 173–178. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80030-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80030-4)

WHO. (2021). *Healthy Diet*. Encyclopedia of Gerontology and Population Aging. https://doi.org/10.1007/978-3-319-69892-2_126-1

ALANIS, Claudia, ÁVILA-CORDOBA, Liliana, ÁLVAREZ-ARTEAGA, Gustavo and NATIVIDAD, Reyna. Carbon footprint of university food courts and its relationship with type of food consumed. *Journal University Management*. 2021

3.1.2. Producción de biodiesel como alternativa para reducir el impacto ambiental en las cafeterías universitarias



Tipo de publicación

•Capítulo de libro

Título de la publicación

•Biodiesel production as an alternative to reduce the environmental impact of University food courts

Revista

•CIERMMI Women in Science Engineering and Technology

Estatus

•Publicado Diciembre 2021

Autores

•ALANIS, Claudia, ÁVILA CORDOBA, Liliana, ROMERO ROMERO Rubí and NATIVIDAD, Reyna.

DOI

•10.35429/H.2021.6.37.50



Certificate Chapter of Book - Handbook



RENIECYT - LATINDEX - Research Gate - DULCINEA - CLASE - Sudoc - HISPANA - SHERPA
 UNIVERSIA - E-Revistas - Google Scholar - DOI - REDIB - Mendeley - DIALNET - ROAD - ORCID

CDMX, December 2021

ALANIS-RAMÍREZ, Claudia Ivett
 ORC ID: 0000-0001-6935-1798, CVU CONACYT ID: 360631
ÁVILA-CORDOBA, Liliana
 ORC ID: 0000-0002-1073-5196, CVU CONACYT ID: 323060
ROMERO-ROMERO, Rubi
 ORC ID: 0000-0001-9163-7936, CVU CONACYT ID: 121454
NATIVIDAD, Reyna
 ORC ID: 0000-0001-8978-1066, CVU CONACYT ID: 87755

Universidad Autónoma del Estado de México

P R E S E N T:

We are pleased to inform you that your chapter **“Biodiesel production as an alternative to reduce the environmental impact of University food courts”** with keywords *“Waste cooking oil, Life cycle analysis, Heterogeneous process, Homogeneous process, Bifunctional catalyst”*. Has been published as the third chapter on pages 37-50, in **“CIERMMI Women in Science Engineering and Technology”**, *Handbooks T-XV* with ISBN: 978-607-8695-58-4. Handbook edited by ECORFAN-Mexico, S.C. (2021). First edition and DOI: 10.35429/H.2021.6.37.50.

This chapter is classified in:

Area: Engineering and Technology
 Field: Engineering
 Discipline: Chemical Engineering
 Subdiscipline: Environmental Contamination

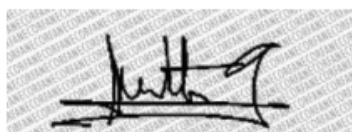
This research is published in:
https://www.ecorfan.org/handbooks/Handbooks_Women_in_Science_TXV/Handbooks_Women_in_Science_TXV_3.pdf

The Handbook is Arbitrated by peer review, is Indexed and deposited in Databases:

RESEARCH GATE (Germany)
 MENDELEY (Bibliographic Reference Manager)
 GOOGLE SCHOLAR (Citation Indexes-Google)
 REDIB (Ibero-American Network of Innovation and Scientific Knowledge-CSIC)

We issue this certificate for the purposes of science, technology and innovation.

Regards.



PERALTA-CASTRO, Enrique. MsC.
CIO-ECORFAN-México, S.C.
CONACYT-RENIECYT: 1702902

<p>ECORFAN-México, S.C. 143 – 50 Itzopan Street La Florida, Ecatepec Municipality Mexico State, 55120 Zipcode Phone: +52 1 55 6159 2296 Skype: ecorfan-mexico.s.c. E-mail: contacto@ecorfan.org Facebook: ECORFAN-México S. C. Twitter: @EcorfanC</p>	<p>www.ecorfan.org</p>	<p>Holdings</p> <table border="0"> <tr> <td>Mexico</td> <td>Colombia</td> <td>Guatemala</td> </tr> <tr> <td>Bolivia</td> <td>Cameroon</td> <td>Democratic Republic</td> </tr> <tr> <td>Spain</td> <td>El Salvador</td> <td>of Congo</td> </tr> <tr> <td>Ecuador</td> <td>Taiwan</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Peru</td> <td>Nicaragua</td> <td>Paraguay</td> </tr> </table>	Mexico	Colombia	Guatemala	Bolivia	Cameroon	Democratic Republic	Spain	El Salvador	of Congo	Ecuador	Taiwan		Peru	Nicaragua	Paraguay
Mexico	Colombia	Guatemala															
Bolivia	Cameroon	Democratic Republic															
Spain	El Salvador	of Congo															
Ecuador	Taiwan																
Peru	Nicaragua	Paraguay															

Chapter 3 Biodiesel production as an alternative to reduce the environmental impact of University food courts

Capítulo 3 Producción de biodiesel como escenario alternativo para mejorar el desempeño ambiental de cafeterías universitarias

ALANIS-RAMÍREZ, Claudia Ivett^{†*}, ÁVILA-CORDOBA, Liliana², ROMERO-ROMERO, Rubi¹ and NATIVIDAD, Reyna¹

¹Chemical Eng. Lab., Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable UAEM-UNAM, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Mexico, CP 50200

²Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Conjunto en Química Sustentable.

ID 1st Author: Claudia Ivett, Alanis-Ramírez / ORC ID: 0000-0001-6935-1798, CVU CONACYT ID: 360631

ID 1st Co-author: Liliana, Ávila-Cordoba / ORC ID: 0000-0002-1073-5196, CVU CONACYT ID: 323060

ID 2nd Co-author: Rubi, Romero-Romero / ORC ID: 0000-0001-9163-7936, CVU CONACYT ID: 121454

ID 3rd Co-author: Reyna, Natividad / ORC ID: 0000-0001-8978-1066, CVU CONACYT ID: 87755

DOI: 10.35429/H.2021.6.37.50

C. Alanis, L. Ávila, R. Rubi and R. Natividad

*claudia.alanis.iq@gmail.com

A. Marroquín, J. Olivares, M. Ramírez and L. Cruz (Coord). Engineering and Technology. Handbooks-CECORFAN-México, Querétaro, 2021.

Abstract

The objective of this work was to assess the environmental impacts of producing biodiesel by heterogeneous and homogeneous catalysis. The raw material for the process was the waste cooking oil (WCO) generated at 27 food courts of Autonomous University of the State of Mexico. The study was conducted by applying Life Cycle Assessment methodology and the environmental impacts were calculated with the SimaPro 9.1.0.11 PhD software with the Ecoinvent database. The method was CML-IA base line C3.06/EU25. The assessed impact categories were: Abiotic Depletion Potential (ADP, elements), Abiotic Depletion Potential (ADP, fossil fuels), Global Warming Potential (100 years) (GWP), Ozone Layer Depletion (ODP), Human Toxicity (HT), Freshwater Aquatic Ecotoxicity (FWAE), Marine Aquatic Ecotoxicity (MAE), Terrestrial Ecotoxicity (TE), Photochemical Oxidation (PO), Acidification (A) and Eutrophication (E). In addition, end point environmental indicators were also calculated (Ecosystems Quality, Human Health Damage and Resources Availability) by the method ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 / World (2010) H/A. The system boundary enclosed three main stages, WCO collection, pre-treatment and reaction (to produce biodiesel). It was concluded that the reaction stage is the one with the highest environmental impact. In this sense, the highest impact categories were ADP (fossil fuels) (105.56 MJ), GWP (8.91 kg CO₂ eq) and MAE (2387.89 kg 1, 4-DB eq). Nevertheless, it was also found that the GWP for the heterogeneous process is 82.52 % lower than that calculated for the homogeneous process. In addition, the human health damage of the homogeneous process is 1.77 points and is higher than the observed with the heterogeneous process.

Waste cooking oil, Life cycle analysis, Heterogeneous process, Homogeneous process, Bifunctional catalyst

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar los impactos ambientales de la producción de biodiésel mediante catálisis heterogénea y homogénea. La materia prima para el proceso fue el aceite de cocina residual (ACR) generado en 27 cafeterías de la Universidad Autónoma del Estado de México. El estudio se realizó aplicando la metodología de Análisis de Ciclo de Vida y los impactos ambientales se calcularon con el software SimaPro 9.1.0.11 y la base de datos Ecoinvent. El método fue CML-IA C3.06/EU25. Las categorías de impacto evaluadas fueron: Agotamiento Abiótico Potencial (AAP, elementos), Agotamiento Abiótico Potencial (AAP, combustibles fósiles), Potencial de Calentamiento Global (100 años) (PCG), Agotamiento Capa de Ozono (ACO), Toxicidad Humana (TH), Ecotoxicidad de Agua Dulce (EAD), Ecotoxicidad de Agua Marina (EAM), Ecotoxicidad Terrestre (ET), Oxidación Fotoquímica (OF), Acidificación (A) y Eutrofización (E). También se calcularon indicadores ambientales de punto final (Calidad de los Ecosistemas, Daño a la Salud Humana y Disponibilidad de Recursos) por el método ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 / World (2010) H/A. El sistema analizado consistió en tres etapas principales: colecta, pretratamiento y reacción del ACR para producir biodiésel. Se concluyó que la etapa de reacción es la que tiene el mayor impacto ambiental. En este sentido, las categorías de mayor impacto fueron: ACF (105.56 MJ), PCG (8.91 kg de CO₂ eq) y EAM (2387.89 kg 1,4-DB eq). No obstante, también se constató que el PCG para el proceso heterogéneo es 82.52 % inferior al reportado proceso homogéneo. Además, el daño a la salud humana del proceso homogéneo es 1.77 puntos mayor que en el proceso heterogéneo estudiado.

Aceite residual de cocina, Análisis de ciclo de vida, Proceso heterogéneo, Proceso homogéneo, Catalizador bifuncional

1. Introduction

The Ministry of the Environmental and Natural Resources (SEMARNAT in Spanish) in its Sectoral Program 2020-2024 (SEMARNAT, 2020), suggests that for the sustainable management of organic waste, it is necessary to strengthen its comprehensive management under a circular economy approach, integrating this vision into educational processes to promote environmental management in national and international academic institutions (green schools) (SEMARNAT, 2019). For this, it is necessary to identify the stages with the greatest environmental impact and this can be achieved by applying a life cycle assessment (LCA) (Chung *et al.*, 2019). This is an approved international methodology for the evaluation of bioenergy systems using residual biomass streams from food (Antoniadou *et al.*, 2020).

Recently, Universities from the United Kingdom (Gu *et al.*, 2018), India (Sangwan *et al.*, 2018), China (Tsai *et al.*, 2020), the United States (Clabeaux *et al.*, 2020) and Mexico (Güterca *et al.*, 2013), have been carried out analysis from a life cycle perspective, to reduce and avoid the waste of food, promoting pilot programs aimed at the sustainable management of its waste in University campus with the aim of reducing its environmental footprint, taking advantage of the technical and scientific capabilities of their human resources and infrastructure.

Yañez *et al.*, (2020), carried out, for example, a study on carbon footprint in tonnes of carbon dioxide equivalent (tCO_{2eq}), units per student for various Latin American universities with the aim of facilitating institutional decision-making. In Mexico, studies have been reported in two universities, the Autonomous Metropolitan University (UAM) (Mendoza *et al.*, 2019) and the National Autonomous University of Mexico (UNAM) (Güterca *et al.*, 2013). These studies focus mainly on solid waste management.

The studies above-mentioned show that waste from coffee shops or restaurants is an environmental problem that can be remediated through proper use and management. For this, an assessment of the environmental performance of waste disposal scenarios, both solid and liquid, is essential. Among the liquid waste, one that has attracted special interest is the waste cooking oil (WCO) because one liter of WCO represents five thousand times more polluting load than that of the sewage and can contaminate up to 40 thousand liters of water, which is equivalent to the annual consumption of a person's sanitary water (EPA, 2000), (Rincón *et al.*, 2019) and (González & González, 2015).

An alternative that has been the subject of numerous investigations is the use of WCO as a second-generation raw material to produce biodiesel. Its use has been demonstrated to reduce the negative environmental impact inherent to the process, as it is a raw material that does not require a stage of cultivation or extraction (Foteinis *et al.*, 2020), (Amaya *et al.*, 2020) and (Viornery *et al.*, 2020). Recycling cooking oil for biodiesel production is an example of a sustainable action that, well organized, could satisfy the criteria for green circular economic activity in the context of promoting a continuous reduction of the environmental impacts using low CO₂ emissions energy. Simultaneously, achieving the goal of employment creation, helping to benefit human health and increasing social inclusion (Sheinbaum *et al.*, 2013), (Orjuela & Clark, 2020). In the European Union, 32% of biodiesel is produced exclusively from recovered WCO (Flach *et al.*, 2019).

Within the sustainable processing routes of the WCO to biodiesel, there is the physico-chemical conversion (Rincón & Silva, 2015), by an esterification and transesterification treatment for the conversion of free fatty acids (FFA) and triglycerides into biodiesel (fatty acid methyl esters, FAME's). Esterification and transesterification are the chemical reactions of an oil or fat with an alcohol, which are catalyzed by an acid catalyst or base to form esters and glycerol. The most relevant variables to carry out the reaction with an efficient conversion of WCO with high FFA content, are: temperature, alcohol and oil molar ratio, catalyst quantity and reuse, stirring speed, the type of homogeneous or heterogeneous catalyst (acid or base), and the type of WCO (source of raw material), (Narasimhan *et al.*, 2021). A product of this process is glycerol and this must be separated from biodiesel. This separation is typically conducted by decantation. There are also residues of the process that can be reused and recycled, such is the case of the catalyst and methanol (Marinković *et al.*, 2016).

In the context of biodiesel production from WCO, it has been reported that the heterogeneous over homogeneous catalysis has great advantages due to its lower cost, lower corrosion, reuse, and easy separation (Gaur *et al.*, 2020). The generation of residues in the reaction is a variable to consider for the determination of the environmental impacts in a LCA. Carlos and Diaz (2018), report that a heterogeneous process has an emission of pollutants below 65%. Furthermore, there are bifunctional catalysts that contain both, acid and basic sites, on the same catalytic surface that allow carrying out simultaneously the esterification of free fatty acids and the transesterification of triglycerides (Enguilo *et al.*, 2021) and (Al-Muhtaseb *et al.*, 2021).

As described above, the production of biodiesel is an alternative scenario for the use of WCO, which improves the environmental performance of the generating sites. This improvement should be established in order to contribute to the decision making of institutions and the consequent implementation of waste management programs to promote environmental management.

In this chapter it is presented as a subject of study, the University food courts (UFC) of the Autonomous University of the State of Mexico (UAEMÉX). This institution has a guide for the management of solid urban waste, which classifies the WCO as a waste of special management, coming mainly from the UFC. However, the destination remains unknown even though collection campaigns have been conducted to facilitate and ensure final disposal.

The least favorable route is one that negatively impacts the sewage system, wastewater treatment and increases the risk of contaminating the soil and water bodies (ecotoxicity) (Hartini *et al.*, 2020), directly affecting biodiversity; for the UFC, is the landfill located in San Luis Mextepec, in the municipality of Zinacantepec, State of Mexico, approximately 50 kilometers from the central area, managed by the private company of Environmental Services and Maintenance S.A de C.V (MASERA). It is worth mentioning that the standard (NADF-012-AMBT-2015) was published in Mexico City, which *"envisages establishing separation as a basic strategy of environmental policy, with the aim of implementing the management and adequate disposal of waste animal and/or plant fats and oils, seeking to consider the adoption of management measures, to prevent and reduce environmental impacts and harmful health effects"* (Gaceta oficial de la Ciudad de México, 2018). Based on the above, the main objective of this work was to establish alternative scenarios to valorize the WCO generated in the UFC of the Autonomous University of the State of Mexico to biodiesel, through a heterogeneous catalyzed process and compare it with a homogeneous one.

The objective described in the previous paragraph was achieved through applying the LCA methodology under ISO 14044 (Environmental management, life cycle analysis, requirements, and guidelines), which is described in detail in Section 2. In defining the scope, the following aspects were considered: intended application, reasons for carrying out the study, benefited sector of society, comparative and individual description of the process under study, functional unit definition, reference flow and system boundaries. In addition, an inventory was integrated from the data collection, with the application of surveys to the UFC managers, defining the general characteristics of the WCO generated in the UFC in the current waste management system. In the analysis of the inventory, inputs and outputs in the production of biodiesel were quantified, with the experimental information generated in the Chemical Engineering Laboratory of the Joint Research Center on Sustainable Chemistry UAEM-UNAM (CCIQS) triglycerides (Enguilo *et al.*, 2021).

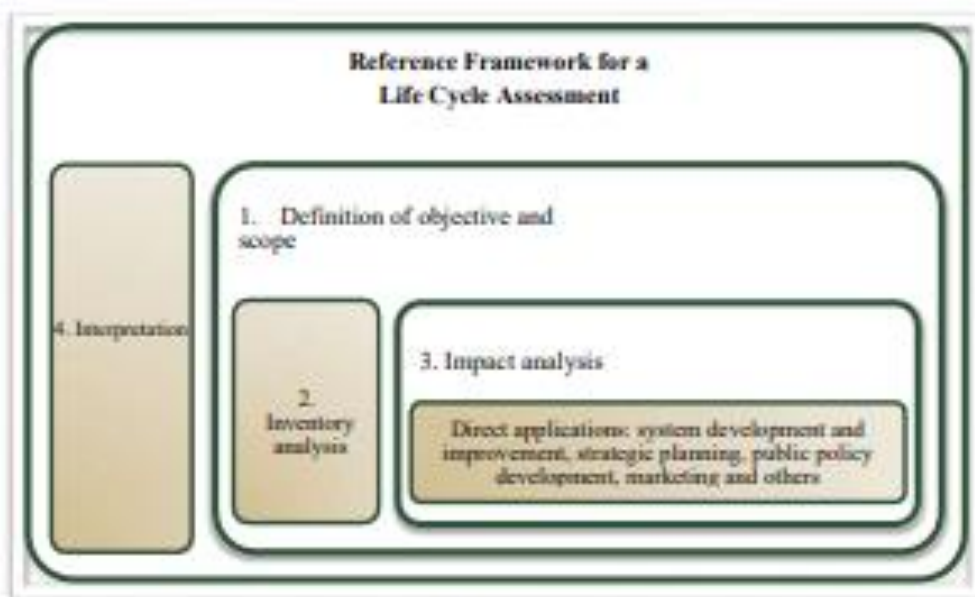
For the homogeneous process, theoretical data were obtained from documentary information (Talens *et al.*, 2010). The results are reported in Section 3, where data for the assessment of mid-point environmental impacts for the WCO are analyzed, as well as weighting and grouping of those directly related to life cycle impacts (characterization and classification) for the heterogeneous process. In addition, the mid-point and end-point environmental impacts for alternative esterification and transesterification scenarios are compared using homogeneous and heterogeneous catalysis. Finally, the conclusions section establishes the magnitude of the environmental impacts of the current management of WCO in the UFC and the feasibility of its reduction, through the production and use of biodiesel in mobile transport.

The aforementioned opens a window of opportunity, to reduce the environmental footprint of the University through the implementation of sustainable actions aimed at evaluating environmental performance indicators such as the reduction of the volume of organic waste for special management discharged to landfills, extending the lifetime of universities towards a circular economy and promoting sustainable consumption patterns, and waste management among the University community and subsequently in other social sectors, within the local level.

2. Methodology

The methodology was developed under the Mexican Standard of Life Cycle Assessment, Requirements and Guidelines (ISO 14044, 2006) and (UNEP/SETAC Life cycle Initiative, 2005), as shown in Figure 3.1.

Figure 3.1 Stages of a LCA according to the ISO 14040 series of standards



Source: (ISO 14044, 2006)

This study was conducted in the municipality of Toluca, State of Mexico, considering 27 UFC, which are classified into four collection routes (Colón-Espacios Deportivos "R1", Centro-Cerrillo "R2", Ciudad Universitaria "R3" and Remolques "R4") by the Department of Services of the UAEMéx, see Table 3.1. The data collection was carried out by means of a survey that was answered by the UFC managers as well as identifying the alternative scenarios of the WCO, see Figure 3.2, with information by route, management capacity from the institution, mobile infrastructure and management options with a scientific approach that is developed within the same University spaces.

Table 3.1 WCO collection routes generated in the University food courts of the UAEMéx

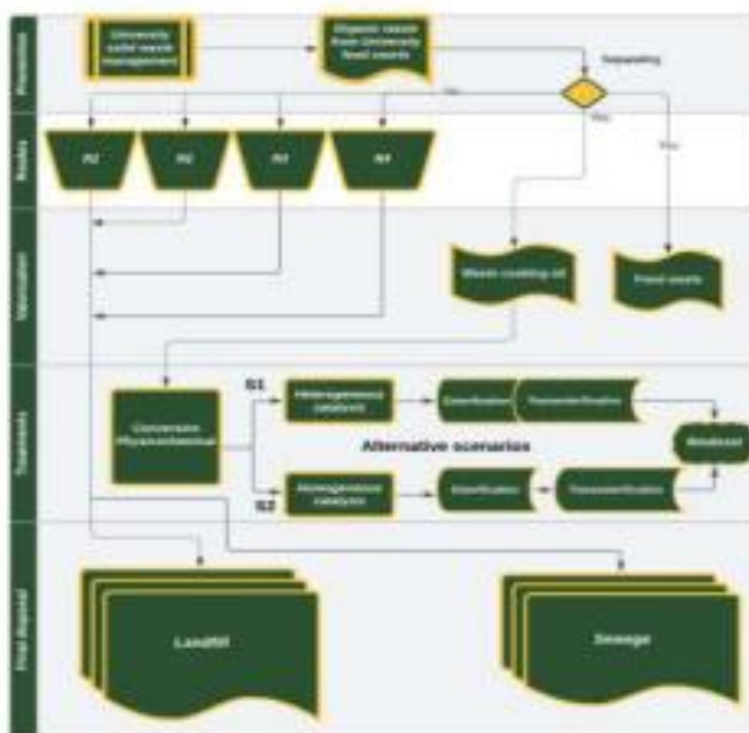
Collection route	University in academic spaces
R1	Faculty of Medicine Faculty of Urban Planning Faculty of Nursing Faculty of Chemistry Faculty of Anthropology Faculty of Languages Faculty of Dentistry
R2	San Cayetano Faculty of Gastronomy and Tourism Administrative Building Faculty of Agricultural Sciences Cerrillo piedras blancas El Rosedal
R3	International Centre for Language and Culture (CILC) Faculty of Tourism and Gastronomy University Town Faculty of Performing Arts Faculty of Economics Faculty of Geography Faculty of Engineering
R4	Campus No. 2 of the Preparatory School "Nizahuatlácatl" Faculty of Accounting and Administration UAEM "Urodad Los Uribe" Santa Cruz Azcapotzalco Central Library Faculty of Psychology Preparatory 3 "Cauchitlan" Center of Sustainable Chemistry UNAM-UAEM Campus no. 4 of the Preparatory School "Lic. Ignacio Ramírez Calzada" Campus no. 1 of the "Lic. Adolfo López Mateos" Campus No. 5 of the Preparatory School "Dr. Angel Ma. Garibay Kintana"

Source: Author's Own Creation

To carry out the inventory analysis indicated by the LCA methodology, the unit processes in the production of biodiesel were determined, see Figure 3.3, establishing the system boundary for the management of WCO, from the WCO collection in the UFC, transport to the CCIQS for pretreatment was subsequently considered. In the laboratory, once the oil has been purified, esterification and transesterification reaction are carried out with a heterogeneous process, to finally produce biodiesel; it should be mentioned that glycerol is part of the coproducts. Methanol is reused as a reagent in the heterogeneous process stage, as well as a bifunctional catalyst. The functional unit of the experimental process is 1L of biodiesel produced, the reference flow is 150L per week of biodiesel, with a mass allocation of 100 % for its production.

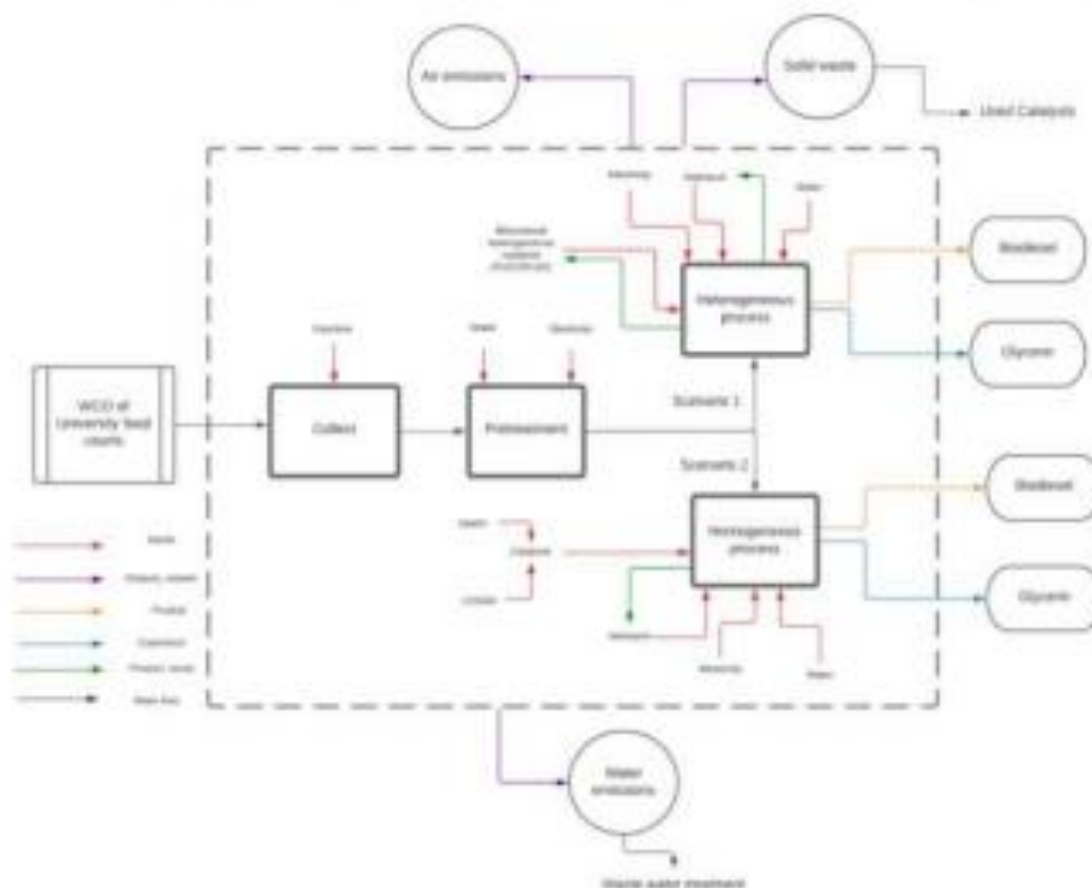
The evaluation was performed using SimaPro 9.1.0.11 PhD software and the Ecoinvent database. The method was CML-IA baseline C3.06/EU25 with impact categories: Abiotic Depletion Potential (ADP, elements), Abiotic Depletion Potential (ADP, fossil fuels), Global Warming Potential (100 years) (GWP), Ozone Layer Depletion (ODP), Human Toxicity (HT), Freshwater Aquatic Ecotoxicity (FWAE), Marine Aquatic Ecotoxicity (MAE), Terrestrial Ecotoxicity (TE), Photochemical Oxidation (PO), Acidification (A) and Eutrophication (E). In the interpretation, a heterogeneous process (scenario 1) was compared with a homogeneous process (scenario 2), the results are shown in Figure 3.3. Data reported by (Talens *et al*: 2010), were used for the homogeneous process. The assessment of end-point environmental indicators (Ecosystem Quality, Human Health Damage and Resource Availability) was carried out using the ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 / World (2010) H/A.

Figure 3.2. Integral Management System of Organic Waste of the UAEMéx, with alternative scenarios



Source: Author's Own Creation
 Diagramming software: Lucichart Web 2.0

Figure 3.3 System boundary for the management of WCO in the University food courts of the UAEMéx, through a heterogeneous process (scenario 1) or homogeneous process (scenario 2)

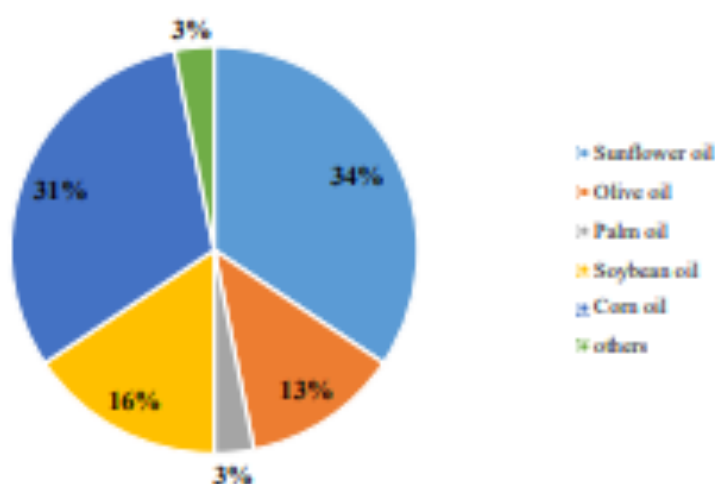


Source: Author's Own Creation
 Diagramming software: Lucidchart Web 2.0

3. Results

From the survey of UFC managers, it appears that from the type of oil used for food preparation and/or cooking, see Graph 3.1, the responses showed that 34% is sunflower oil, 31% corn, 16% soy, 13% olive and 3% palm oil. It was also concluded that 85% of the UFC surveyed use a fryer and the consumption of oil varies in a range of 0 to 5 L and from 12 to 20 L in 30% of the total spaces under study, 10 to 15 L and 5 to 10 L in 19% and 4% reported that none. The 27 UFC managers were also questioned whether or not the oil was reused, a negative response was obtained in 74% of the answers, affirmative in 11% and perhaps reached a percentage of 15%. Regarding the use and disposal of labelled containers, 93 per cent answered that WCO is placed in labelled containers. The arrangement of these containers varies according to the UFC as follows: monthly (37%), weekly (33%), daily (19%) and not collected (7%). Only 4% is reused. This allows us to identify the lack of a well-established policy for the management of the WCO in the UFC of the UAEMéx, a behavior that has now occurred in households in other countries (Hartini *et al.*, 2020).

Graph 3.1 Percentage of consumption by type of oil in the University food courts of the UAEMéx



Source: Author's Own Creation

Regarding the information on the generation of WCO (L/week), it was classified by collection route to the landfill and the distance traveled by the four units of transport with gasoline engine. The route that collects the most WCO is the R4 (80 L/week), the UFC of the Preparatory 5 "Dr. Angel Ma. Garibay Kintana" has a participation of 50% regarding the academic spaces included in the route. In second place, there is the R1 (44 L/week) with 7 UFC, like the R3, generating 31 L/week and finally the R2 with 10 L/week. It is important to note that this route is the one that travels the longest towards the filling, 65 km and only includes 4 UFC.

Based on the results described above, for the analysis of the LCA inventory, see Table 3.2, we considered the total WCO reported as generated (165 L/week) and the total distance traveled per week (138.1 km), in a 1.5-ton van with an approximate yield of 2.5 L/km. The functional unit to produce biodiesel in the heterogeneous process was 1L. For the homogeneous process, the inputs, and outputs of (Talens *et al.*, 2010) were considered in the same calculation base, it should be noted that in their inventory analysis they do not specify the stages and only one electricity consumption was reported.

Table 3.2 Inventory analysis according to the functional unit (1 L) in biodiesel production with a heterogeneous process

Stage	Input				Output			
	Flow	Parameter	Amount	Unit	Flow	Parameter	Amount	Unit
Collect	Energy	Gasoline	0.128	tkm	Middle flow	WCO	1.100	L
	Raw material	WCO	1.100	L				
Pre treatment	Energy	Electricity consumption	0.722	kWh	Middle flow	WCO	1.100	L
	Raw material	Potable water	0.745	L	Residue	Waste water	0.745	L
WCO		1.100	L					
Reaction	Energy	Electricity consumption	11.20	kWh	Product	Biodiesel	1.000	L
	Raw material	WCO	1.100	L				
		Pig iron (Fe ₂ O ₃)	0.005	kg	Residue	Waste water	0.819	L
		Hydraulic lime (CaO)	0.079	kg				
		Water, deionized	0.819	L	Reusable product	Bifunctional catalysts (Fe ₂ O ₃ /CaO)	0.084	kg
	Methanol	0.232	L					

Source: Author's Own Creation

The assessment of the environmental impacts of each stage, using the CML-IA baseline method C3.06/EU25, includes 11 impact categories, see Table 3.3.

In the LCA of biodiesel production, the WCO has a zero initial environmental charge at the collection stage. This is because it is a waste that becomes a raw material and its environmental impact has a lower ecological burden compared to first and third generation biodiesel (Foteinis *et al.*, 2020), as it does not require a stage of cultivation or extraction. Accordingly, it is reported that emissions avoided in these stages are 88% (Flach *et al.*, 2019). From the above, the use of used oils reduces the deforestation that arises from continuous and extensive cultivation, as well as the loss of biodiversity (Ayoola *et al.*, 2015; Viomery *et al.*, 2020)

The consumption of sunflower oil in UFC has an environmental impact benchmark that has been studied from the cultivation of seed to the production of biodiesel, the latter considering WCO as waste biomass producing energy from a renewable source, through the reuse and recycling of waste. At the cultivation stage, the most affected impact category is that of land use on agricultural land due to the use of fertilizers, as well as electricity consumption during drying and extraction; the greatest amount of CO₂ emissions from the waste generated are presented during refining (Sanz R. *et al.*, 2011), the above has been compared with seeds such as rapeseed and soybean. It should be noted that, in this research, they mention that there is a positive contribution to the climate change category, given that there is a net balance between CO₂ uptake by plants of sunflower seeds and emissions of greenhouse gases and compounds in the production process. This represents an area of opportunity, as several oils (soy, sunflower, and canola) studied by Belkhanchi *et al.*, (2021) the one employed in the present study (sunflower), is reported as the best yield for conversion to biodiesel by 99.3%, by homogeneous catalysis (NaOH and KOH). For the heterogeneous process with a bifunctional catalyst, WCO from UFC had a conversion to FAME of 91% triglycerides (Enguilo *et al.*, 2021).

The bifunctional catalyst (Fe₂O₃/CaO) used in the heterogeneous reaction replaces H₂SO₄ and NaOH in the homogeneous reaction, performing in a single step the esterification and transesterification reactions, although for simulation purposes it was assigned separately in the SimaPro. Calcium oxide is a potential catalyst for biodiesel production through transesterification that can be derived from biomass and waste resources due to its availability, low cost, and non-corrosive nature, as well as a low environmental impact thanks to its very low solubility in methanol (De Mora *et al.*, 2015) and (Marinković *et al.*, 2016).

In the reaction stage for the heterogeneous process, the impacts that had the greatest contribution of damage due to the high electrical and thermal consumption are summarized in Table 3.3 and were ADP (fossil fuels) (105.56 MJ), GWP (8.91 kg CO_{2eq}) and MAE (2568.40 kg 1,4-DB eq). These damages are attributed to fossil fuel consumption in the following equipment used during the reaction and separation stage of the biofuel: rotary evaporator, stirring system, recirculation system, vacuum pump and centrifuge. Studies conducted by Chung and collaborators (2019) indicate that the transesterification process is the stage that has the most impact categories due to its high electricity consumption, compared to the other stages of the process. The carbon footprint of the entire process has an emission of 9.61 kg CO_{2eq} per liter of biodiesel produced weekly, the reaction stage represents 93%.

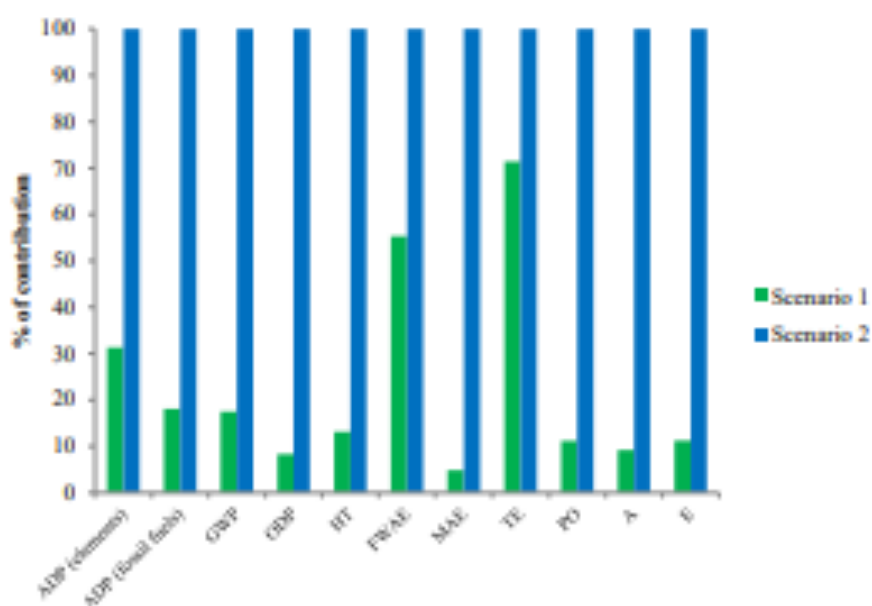
Table 3.3 Environmental impacts in the collection, pretreatment and heterogeneous reaction stages using the CML-IA baseline method V3.06/EU25 for 1 L biodiesel

Impact category	Unit	Collect	Pretreatment	Heterogeneous reaction	Total
ADP (elements)	kg Sb _{eq}	5.34E-06	1.72E-06	2.94E-05	3.64E-05
ADP (fossil fuels)	MJ	3.39	5.98	105.56	114.93
GWP	kg CO _{2eq}	0.24	0.46	8.91	9.61
ODP	kg CFC-11 _{eq}	3.87E-08	3.46E-08	6.10E-07	6.83E-07
HT	kg 1,4-DB _{eq}	0.06	6.99E-02	1.23	1.36
FWAE	kg 1,4-DB _{eq}	2.12E-03	8.18E-03	0.14	0.15
MAE	kg 1,4-DB _{eq}	44.50	136.01	2387.89	2568.40
TE	kg 1,4-DB _{eq}	4.11E-04	2.47E-03	0.04	0.05
PO	kg C ₂ H ₄ _{eq}	9.02E-05	7.91E-05	1.35E-03	1.72E-03
A	kg SO ₂ _{eq}	1.07E-03	1.96E-03	0.03	3.76E-02
E	kg PO ₄ _{eq}	1.67E-04	1.96E-04	3.45E-03	3.81E-03

Source: Author's Own Creation

To interpret the above results, the mid-point environmental impacts were compared with the CML-IA baseline method V3.06/EU25 for alternative scenarios of heterogeneous catalysis esterification and transesterification (scenario 1) and homogeneous catalysis (scenario 2), see Graph 3.2, which reports the largest contribution in all environmental impacts due to its high energy consumption. Talens Peiró and collaborators, (2010), mention that approximately 68% of the electricity production in the homogeneous process is due to the burning of coal, causing the release of toxic materials that affect different species in an ecosystem. Therefore, environmental impacts can be reduced through using alternative energy sources such as solar. The impact category TE of scenario 1 has a contribution of 71.43% with respect to scenario 2, which is interpreted by the final management of waste as methanol, catalyst and glycerol.

Graph 3.2 Percentage contribution of the mid-point impact categories for the heterogeneous process (scenario 1) and the homogeneous process (scenario 2) using the CML-IA baseline method V3.06/EU25

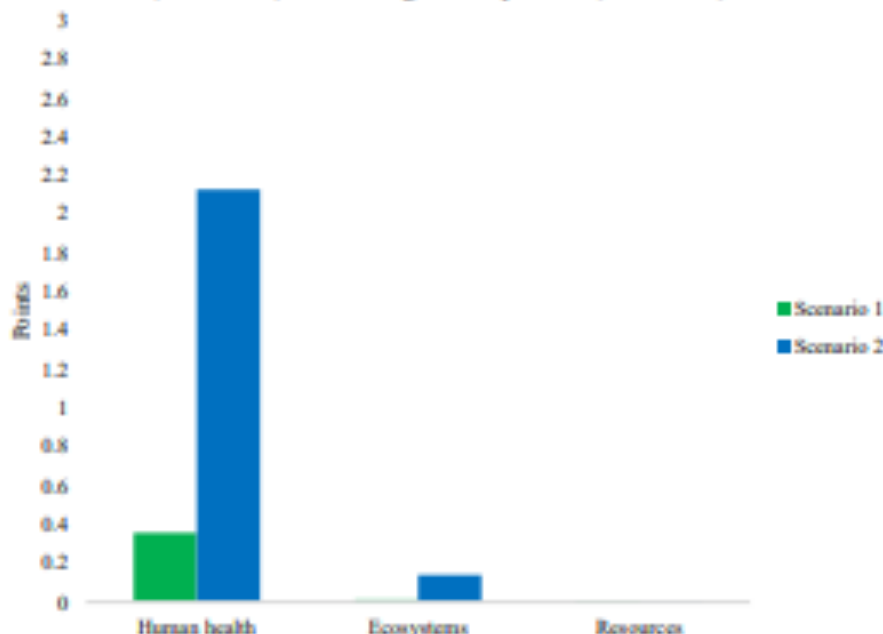


Source: Author's Own Creation

The environmental endpoint indicators using the ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 method, to produce biodiesel in a heterogeneous process (scenario 1) with homogeneous process (scenario 2), are shown in Graph 3.3; the category of human health damage was the most affected in both processes, followed by the category concerning ecosystems and the category with the lowest natural resource score. Electrical energy consumption generates emissions such as sulphur oxides (SOx), nitrogen oxides (NOx), carbon monoxide (CO), particles below 10 micrometres (PM₁₀) and particles below 2.5 micrometres (PM_{2.5}) and volatile organic compounds (VOCs) affecting air quality by causing respiratory diseases.

Specifically, the category human health damage in scenario 1 is smaller with 1.77 points than that of scenario 2, because the heterogeneous process consumes less electricity and reuses the bifunctional catalyst (Fe₂O₃/CaO) at least three times triglycerides (Enguilo *et al.*, 2021). This is an important characteristic to consider for a LCA with circular economy approach (Al-Muhtaseb *et al.*, 2021), which secure sustainability in biodiesel production, compensating for the depletion of natural resources. It has been reported that homogeneous catalysts such as NaOH require the addition of chemicals, in addition to processes such as purification and neutralization, compared to the heterogeneous one, where there is only one purification process, avoiding the discharge of wastewater (Atadashi *et al.*, 2013).

Graph 3.3 Endpoint impacts for alternative scenarios using ReCiPe 2016.: heterogeneous process (scenario 1) and homogeneous process (scenario 2)



Source: Author's Own

In the context of environmental sustainability, the production of biodiesel through a large scale heterogeneous process, has been reported technically efficient and economically viable in the industrial sector (Liu *et al.*, 2021). For the development of public policies of the impact categories in a report of LCA, one of the most relevant and comparable impacts is 100-year global warming (GWP) or carbon footprint (Sala *et al.*, 2021). In this case, the GWP or carbon footprint for the heterogeneous process is 82.52% lower than the homogeneous process (see Graph 3.2). This impact can still be further reduced with the use of renewable energies such as solar photovoltaic to power the reactor and separation equipment.

Acknowledgements

C. Alanis is grateful to the National Council of Science and Technology for the scholarship (CVU 360631) to obtain her doctorate degree. To Sustainable University Network for the Integral Management of Organic Waste of the Autonomous University of the State of Mexico with registration number 5083/REDP202 and to UAEMéx for financial support through project 6219/2020CIB. The technical support of Citlalit Martínez Soto is also acknowledged.

Conclusions

The type of oil consumed in the University food courts of the UAEMéx is mainly of sunflower and is converted into waste oil when subjected to cooking under high temperature; this was the raw material to produce biodiesel under a heterogeneous process. In this regard, the initial environmental load is zero because it is a residue, it should be noted that the impact was not quantified from the stage of cultivation or extraction of the oil, which makes the process studied sustainable.

Within the system boundary, it was established that the collection of waste cooking oil had the least contribution in the impacts studied, then the pretreatment stage. In the reaction stage for the heterogeneous process, the energy consumption due to electrical and thermal demands resulted in the greatest environmental impacts in the following categories: abiotic depletion potential (fossil fuels) (105.56MJ), 100-year global warming (8.91 kg CO₂ eq) and marine water ecotoxicity (2387.89 kg 1.4-DB eq).

In the heterogeneous reaction step, the bifunctional catalyst ($\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{CaO}$) replaces H_2SO_4 and NaOH , performing in a single step the esterification and transesterification, consuming less electricity at the activation of the catalyst that is at least three times reused and does not require any further thermal treatment; methanol is recovered for recycling during the reaction; as for glycerol, it is purified, which gives the process a circular economy approach that ensures the sustainability of biodiesel production.

With respect to the end-point environmental impacts, the homogeneous process has greater to human health damage with 1.77 points more than the heterogeneous process. This process is mainly affected by emissions from waste disposal and electricity consumption.

The carbon footprint for the heterogeneous process is lower by 82.52% compared to the homogeneous process. This contributes to the mitigation of greenhouse gases and compounds, as it replaces fossil fuels, maintains carbon sinks and prevents deforestation.

The identified areas of opportunity were the reduction of electricity consumption using renewable energies such as solar photovoltaics; the environmental sustainability of the process from the energy generated by the production of biodiesel and the energy consumed; the economic and environmental valorization of glycerol. In the University food courts, it is suggested to conduct environmental education campaigns in the collection sites to efficiently perform this stage with a pretreatment (purification of impurities), as well as standardizing a process that allows sampling to verify the initial quality of waste cooking oil and a collection route that guarantees the recycling of waste cooking oil. Finally, it was also concluded that a program of management of waste cooking oil in the UAEMéx should be implemented in order to reduce the carbon footprint of the University food courts.

References

- Al-Muhtaseb, A. H., Osman, A. I., Murphin Kumar, P. S., Jamil, F., Al-Haj, L., Al Nabhani, A., Kyaw, H. H., Myint, M. T. Z., Mehta, N., & Rooney, D. W. (2021). Circular economy approach of enhanced bifunctional catalytic system of CaO/CeO_2 for biodiesel production from waste loquat seed oil with life cycle assessment study. *Energy Conversion and Management*, 236, 114040. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.114040>
- Amaya, J., Coello, S., Crespo, T., Hidalgo, J., Jervis, F., Moreira, C., & Soto, M. (2020). Waste to Energy Potential of Domestic Waste Cooking Oil in Guayaquil: A review. *18th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology*, 1-7. <https://doi.org/10.18687/laccei2020.1.1.485>
- Antoniadou, M., Tsarouhas, P., & Varzakas, T. (2020). *GSC Advanced Research and Reviews Life cycle assessment and circular economy in conjunction with treatment methodologies: Presentation and critical comparison between different food industry waste*. 03(03).
- Atadashi, I. M., Aroua, M. K., Abdul Aziz, A. R., & Sulaiman, N. M. N. (2013). The effects of catalysts in biodiesel production: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 19(1), 14-26. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2012.07.009>
- Ayoola, B., Ayodele, A., Submitted, T., Engineering, C., & Engineering, C. (2015). *Production and Life Cycle Assessment of Biodiesel from Three Waste Oils By A Thesis Submitted in the Department of Chemical Engineering to the School of Post Graduate Studies (Ph . D .) in Chemical Engineering , College of Science and Technology , Covena*.
- Belkhanchi, H., Rouan, M., Hammi, M., & Ziat, Y. (2021). *Synthesis of Biodiesel by Transesterification of Used Frying Oils (UFO) through Basic Homogeneous Catalysts (NaOH and KOH)*. 11(5), 12858-12868.
- Carlos, S., & Díaz, M. D. L. V. (2018). Evaluación De Un Proceso Industrial De Producción De Biodiésel Mediante Análisis De Ciclo De Vida. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(3), 453-465. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.03.08>

- Chung, Z. L., Tan, Y. H., Chan, Y. S., Kannedo, J., Mubarak, N. M., Ghasemi, M., & Abdullah, M. O. (2019). Life cycle assessment of waste cooking oil for biodiesel production using waste chicken eggshell derived CaO as catalyst via transesterification. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. <https://doi.org/10.1016/j.beab.2019.101317>
- Clabeaux, R., Carbajales-dale, M., Ladner, D., & Walker, T. (2020). Assessing the carbon footprint of a university campus using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 122600. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122600>
- De Mora, E. F., Torres, C., & Valero, A. (2015). Thermo-economic analysis of biodiesel production from used cooking oils. *Sustainability (Switzerland)*, 7(5), 6321–6335. <https://doi.org/10.3390/su7056321>
- Enguilo, V., Romero, R., Gómez-Espinosa, R. M., Romero, A., Martínez, S. L., & Natividad, R. (2021). Biodiesel Production from Waste Cooking Oil Catalyzed by a Bifunctional Catalyst. *ACS Omega*. 24092–24105. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c03586>
- EPA. (2000). Recycled cooking oils: Assessment of risks for public health. *Working document for Scientific and Technological Options Assessment (STOA)*. European Union, September, 373–385. http://dx.doi.org/10.1016/B978-1-893997-92-9_50027-X
- Flach, B., Lieberz, S., & Bolla, S. (2019). GAIN Report - EU Biofuels Annual 2019. *Global Agricultural Information Network*, 52. https://apps.fas.usda.gov/newgainapi/api/report/downloadreportbyfilename?filename=BiofuelsAnnual_TheHague_EU-28_7-15-2019.pdf
- Foteinis, S., Chatzisyneon, E., Litinas, A., & Tsoutsos, T. (2020). Used-cooking-oil biodiesel: Life cycle assessment and comparison with first- and third-generation biofuel. *Renewable Energy*, 153, 588–600. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.022>
- Gaceta oficial de la Ciudad de México. (2018). NADF- 012-AMBT-2015. En *Diario Oficial de la Federación*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Gaur, A., Mishra, S., Chowdhury, S., Baredar, P., & Verma, P. (2020). Materials Today : Proceedings A review on factor affecting biodiesel production from waste cooking oil : An Indian perspective. *Materials Today: Proceedings*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.09.432>
- González, L., & González, J. (2015). Aceites usados de cocina. problemática ambiental, incidencias en redes de saneamiento y coste del tratamiento en depuradoras. *Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia*, 1–8. <http://www.aguasresiduales.info/revista/articulos/problematica-ambiental-incidencias-en-redes-de-saneamiento-y-coste-del-tratamiento-en-depuradoras-de-los-aceites-usados-en-cocina>
- Gu, Y., Wang, H., Robinson, Z. P., Wang, X., Wu, J., Li, X., Xu, J., & Li, F. (2018). Environmental footprint assessment of green campus from a food-water-energy nexus perspective. *Energy Procedia*. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.09.109>
- Güereca, L. P., Torres, N., & Noyola, A. (2013). Carbon Footprint as a basis for a cleaner research institute in Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 47, 396–403. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.01.030>
- Hartini, S., Puspitasari, D., Aisy, N. R., & Widharto, Y. (2020). Eco-efficiency Level of Production Process of Waste Cooking Oil to be Biodiesel with Life Cycle Assessment. *ICENIS*, 10004, 1–9.
- ISO 14044. (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. En *International Organization for Standardization*. <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-011-0297-3>
- Liu, Y., Yang, X., & Zhu, Z. (2021). Economic evaluation and production process simulation of biodiesel production from waste cooking oil. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 100091. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100091>

Marinković, D. M., Stanković, M. V., Veličković, A. V., Avramović, J. M., Miladinović, M. R., Stamenković, O. O., Veljković, V. B., & Jovanović, D. M. (2016). Calcium oxide as a promising heterogeneous catalyst for biodiesel production: Current state and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 56, 1387–1408. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.007>

Mendoza, R., Quintero, R., & Ortiz, I. (2019). The carbon footprint of a public university campus in Mexico City. *Carbon Management*, 10(5), 501–511. <https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1642042>

Narasimhan, M., Chandrasekaran, M., Govindasamy, S., & Aravamudhan, A. (2021). Heterogeneous nanocatalysts for sustainable biodiesel production: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104876. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104876>

Orjuela, A., & Clark, J. (2020). Green Chemicals from Used Cooking Oils: Trends, Challenges and Opportunities. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 100369. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.100369>

Rincón, J., & Silva, E. (2015). *Bioenergía: Fuentes, conversión y sustentabilidad* (CYTED). <https://books.google.com/books?id=YpnxCAAAQBAJ&pgis=1>

Rincón, L., Cadavid, J., & Orjuela, A. (2019). Used cooking oils as potential oleochemical feedstock for urban biorefineries – Study case in Bogota, Colombia. *Waste Management*, 88, 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.042>

Sala, S., Martino, A., Antoine, A., & Fulvio, B. (2021). The evolution of life cycle assessment in European policies over three decades. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01893-2>

Sangwan, K. S., Bhakar, V., Arora, V., & Solanki, P. (2018). Measuring Carbon Footprint of an Indian University Using Life Cycle Assessment. *Procedia CIRP*, 69(May), 475–480. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.111>

Sanz R., J. F., Guimaraes, A. C., Quirós Alpera, S., Relea Gangas, E., Hernandez-Navarro, S., Navas Gracia, L. M., Martin-Gil, J., & Fresneda Cuesta, H. (2011). Life Cycle Assessment (LCA) of the biofuel production process from sunflower oil, rapeseed oil and soybean oil. *Fuel Processing Technology*, 92(2), 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2010.03.004>

SEMARNAT. (2019). *Visión Nacional hacia una gestión Sustentable: Cero Residuos*.

SEMARNAT. (2020). *Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2020-2024*.

Sheinbaum, C., Caldero, A., & Ramí, M. (2013). Potential of biodiesel from waste cooking oil in Mexico. *Biomass and Bioenergy*, 6(55). <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.008>

Talens, 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>

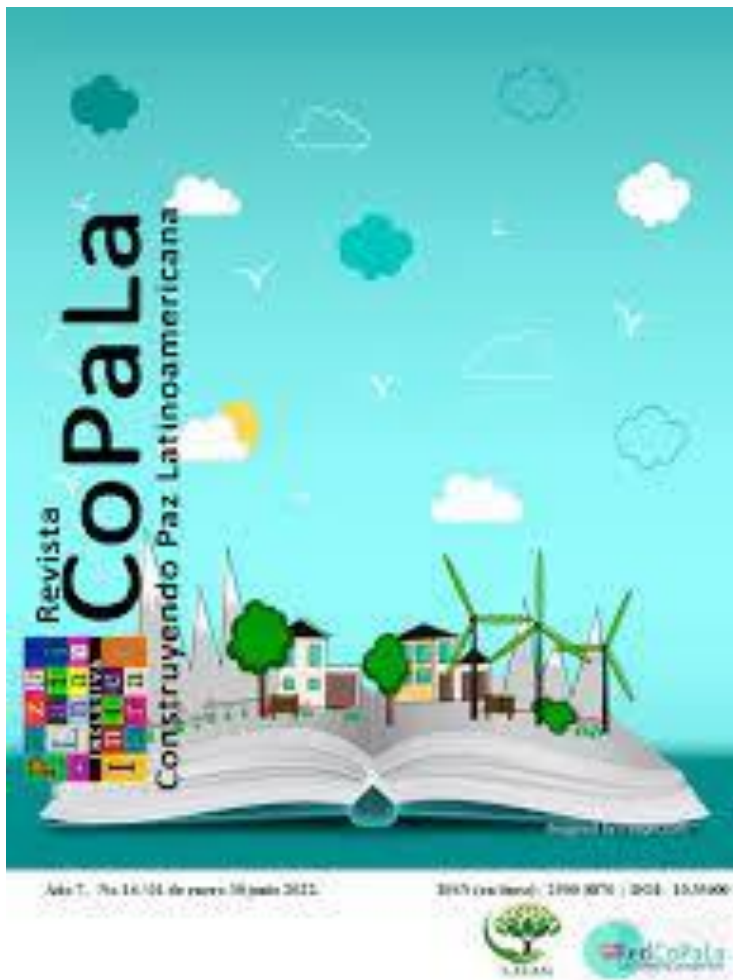
Tsai, W.-C., Chen, X., & Yang, C. (2020). Consumer Food Waste Behavior among Emerging Adults: Evidence from China. *Foods*, 9(7), 961. <https://doi.org/10.3390/foods9070961>

UNEP/SETAC Life cycle Initiative. (2005). *Life Cycle approaches : The road from analysis to practice. En Assessment*.

Viomery, E. A., Bravo, B., & Mena, V. Y. (2020). Life cycle assessment and emission analysis of waste cooking oil biodiesel blend and fossil diesel used in a power generator. *Fuel*, 281(March), 118739. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118739>

Yañez, P., Sinha, A., & Vásquez, M. (2020). Carbon footprint estimation in a university campus: Evaluation and insights. *Sustainability (Switzerland)*, 12(1), 1–15. <https://doi.org/10.3390/SU12010181>

3.1.3. Modelo institucional con perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de residuos orgánicos



Tipo de publicación

•Artículo

Título de la publicación

•Institutional model with a life cycle perspective for the treatment of organic waste

Revista

•CoPala

Estatus

•Publicado, Enero 2022

Autores

•ALANIS, Claudia, ÁVILA CORDOBA, Liliana and ÁLVAREZ ARTEAGA, Gustavo

DOI

•10.35600/25008870.2022.14

Artículos

MODELO INSTITUCIONAL CON PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS

INSTITUTIONAL MODEL WITH A LIFE CYCLE PERSPECTIVE FOR THE TREATMENT OF ORGANIC WASTE

Alanís Ramírez, Claudia Ivett; Álvarez Arteaga, Gustavo; Ávila Córdoba, Liliana Ivette

C Claudia Ivett Alanís Ramírez
claudia.alanis.ig@gmail.com
UAEMÉX, México

G Gustavo Álvarez Arteaga
galvarez68@gmail.com
UAEMÉX, México

L Liliana Ivette Ávila Córdoba
liac07@gmail.com
UAEMÉX, México

Revista CoPaLa. Construyendo Paz Latinoamericana
Red Construyendo Paz Latinoamericana, México
ISSN-e: 2500-8870
Periodicidad: Semestral
vol. 7, núm. 14, 2022
copalarevistas@gmail.com

Recepción: 26 Octubre 2021
Aprobación: 20 Diciembre 2021

URL: <http://portal.america.org/ameli/jui/Repos/231/2312787001/index.html>

DOI: <https://doi.org/10.35600/25008870.2022.14.0210>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución-
NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.



Resumen: El compostaje de residuos orgánicos es una práctica emergente en hogares e instituciones educativas que favorece la transferencia de conocimientos a conductas tendientes a minimizar los impactos ambientales y riesgos a la salud humana. La propuesta de investigación consistió en implementar un modelo de transición circular con perspectiva de ciclo de vida para promover el conocimiento adquirido a estudiantes de la Licenciatura en Ciencias Ambientales y la conducta ecológica en un entorno doméstico durante el confinamiento por la pandemia COVID-19. Las etapas del modelo son: generación, colecta, separación, tratamiento de compostaje y caracterización fisicoquímica. Como resultados se obtuvo que el proceso tuvo una eficiencia del 48 % con respecto al peso fresco y una calidad adecuada acorde a la normatividad oficial. La conducta ecológica adquirida en el grupo de estudiantes confinados en sus hogares, se evaluó mediante encuestas de percepción sobre acciones y actitudes realizadas con respecto al manejo doméstico de los residuos, arrojando un 59% como una experiencia exitosa. La perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de los residuos orgánicos orienta a contrarrestar el impacto ambiental, así como un enfoque de economía circular en la gestión integral dentro y fuera de la institución.

Palabras clave: compostaje, conducta ecológica, conocimiento adquirido, COVID-19 y educación ambiental.

Abstract: The composting organic waste is an emerging practice in households and educational institutions that promotes the transfer of knowledge towards behaviours that minimize environmental impacts and risks to human health. The objective was applying a circular transition model focused on the life cycle to promote the knowledge acquired by students in Environmental Sciences and environmental performance in a home environment containment of the COVID-19 pandemic. The model stages are: generation, collection, separation, composting treatment and physico-chemical characterization. As a result, it was obtained that the process had an efficiency of 48% with respect to fresh weight and an adequate quality in accordance with official regulations. The

REVISTA CoPaLa, 2022, 7(14), ENERO-JUNIO, ISSN: 2500-8870

ecological behavior acquired in the group of students confined in their homes, was evaluated through perception surveys on actions and attitudes carried out with respect to the domestic management of waste, yielding 59% as a successful experience. The life cycle perspective for the treatment of organic waste aims to counteract the environmental impact, as well as a circular economy approach to the integral management within and outside the institution.

Keywords: acquired knowledge, composting, COVID-19, environmental education and environmental behaviour.

INTRODUCCIÓN

La producción y consumo global de alimentos emplea anualmente el 30 % de la energía generada y es causante del 22 % de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) emitidos a la atmósfera (FAO 2016), que representan una huella anual de 3.3 billones de toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO₂e) (UNEP 2019); no obstante, diversos estudios apuntan a que la reconversión bajo criterios de economía circular de los procesos involucrados en este sector lo ubicarían como una de las tres alternativas con mayor potencial de mitigación de emisiones, siendo la recuperación y valorización de Residuos Orgánicos (RO) una de las principales ventanas de oportunidad, que mejoran la seguridad alimentaria y al mismo tiempo, minimizan los efectos ambientales del cambio climático (Abbade, 2020; Wang et al., 2021).

En México, el 47 % de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) proviene de fuentes orgánicas, gran parte de ellos producto del consumo residencial y comercial de alimentos, y cuyo manejo habitual implica su recolección, traslado y confinamiento a sitios de disposición final, los cuales en conjunto con las otras fracciones ocasionan el 7 % de la emisión anual de GEI en el país (SEMARNAT & INECC, 2013) así como el deterioro de los ecosistemas terrestres y acuáticos (Ivanova et al., 2016).

En el mismo sentido, la disminución de los residuos provenientes de la cadena de valor de los alimentos, favorece el retorno de nutrientes y la productividad del suelo de acuerdo a lo propuesto por la fundación Ellen MacArthur (2014), donde se describe de esta forma, el principio básico en la economía circular de los materiales biológicos

Para el caso de los países en vías de desarrollo que, como México, muestran serias deficiencias en la gestión de sus residuos, el compostaje de RO, planteado bajo un modelo de economía circular, puede representar una alternativa competitiva para generar productos de valor agregado y fuentes de empleo verde para sus economías, a la vez que contribuyen con la cuota nacional de reducción de emisiones de GEI (Adhikari et al., 2013; Crohn, 2016; Oliveira et al., 2017). Estudios como el realizado por Van Haaren et al. (2010) han determinado que el compostaje aerobio con ingreso diario, minimiza la producción de metano con respecto a las emisiones generadas en los sitios de disposición final cuando esta fracción no es separada; por su parte Martínez et al. (2016), establecieron que el 47.11 % de los RO que llegan a un relleno sanitario podrían ser transformados en composta, generando múltiples beneficios entre los que destacan: la reducción de los costos de operación, incremento de su vida útil y la disminución de las emisiones de metano (al favorecer el predominio de procesos aerobios), con el subsecuente uso de abonos orgánicos para la recuperación de áreas verdes. Todo ello bajo un sistema de gestión circular (Tchakpa et al., 2013, Ng et al., 2021).

La elaboración de compostas no debe entenderse como una actividad aislada dentro de la gestión integral de RSU, ya que su implementación requiere de acciones previas que promuevan la concientización social para modificar los patrones de consumo y gestión de sus residuos desde el ámbito local, de tal forma, que los RO sean separados de otras fracciones que pudieran incorporar agentes patógenos o tóxicos indeseables durante

su transformación, condición no observada por la mayoría de los sistemas locales de recolección en países en vías de desarrollo donde estas prácticas son poco frecuentes (Centro Mario Molina, 2015)

Bajo esta premisa, es necesario implementar modelos de participación social que transiten de la concepción lineal de generación y disposición final de residuos, hacia un pensamiento con perspectiva de ciclo de vida (PNUMA, 2004), en el que se consideren alternativas para reducir la huella ambiental desde el ámbito local. Cabe resaltar que el desarrollo de una formación bajo este punto de vista puede contribuir a identificar oportunidades de mejora, partiendo de la extracción de materias primas, la producción y, el consumo hasta el destino final de los RO que se generen tanto en espacios privados como públicos, cuyos efectos pueden ser evaluados mediante indicadores cualitativos y/o cuantitativos (Ghazvini et al., 2017; Karkania et al., 2016; Montoya et al., 2016; Ruiz Morales, 2017; Yukalang et al., 2018; Zhang et al., 2020).

FORMACIÓN AMBIENTAL EN INSTITUCIONES DE EDUCACIÓN SUPERIOR

Considerando la capacidad que las Instituciones de Educación Superior (IES) poseen en cuanto a recursos humanos, tecnológicos y científicos, es altamente factible que a través de la implementación de modelos como los mencionados, éstas puedan actuar como generadores y difusores de esquemas de gestión integral de RSU que posteriormente sean extrapolables a otros ámbitos sociales, tal y como lo demuestran diversas experiencias internacionales (Dokinagam & Laosipojana, 2019; Montoya et al., 2016; Salguero-Puerta et al., 2019; Smyth et al., 2010; Ugwu et al., 2020; Yusoff, 2018).

La Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx), ha sido reconocida en la entidad por promover acciones que inciden en el comportamiento de la comunidad universitaria hacia el desarrollo sostenible y la conformación de una cultura ambiental con el fin de contribuir a mejorar la calidad de vida de la sociedad y contrarrestar el deterioro del entorno (UAEMéx, 2017). Actualmente se considera que los principales generadores de residuos orgánicos son las Cafeterías Universitarias, así como las áreas verdes, los cuales pueden ser tratados como composta para obtener abonos orgánicos y con ello beneficios ambientales, económicos y de salud.

Para implementar dichas acciones al interior de sus espacios académicos, la institución considerada en este trabajo de investigación, cuenta con redes temáticas de colaboración como es el caso de la Red Universitaria Sostenible para la Gestión Integral de Residuos Orgánicos (Red GISRO), la cual busca incorporar la investigación científica multidisciplinaria en la realización de proyectos que generen alternativas para el manejo integral de los RO dentro de la universidad, así como la formación de recursos humanos que contribuyan a mejorar el impacto ambiental, adoptando estrategias de mitigación que sean rentables y sostenibles a largo plazo.

A raíz del cierre de los espacios académicos como consecuencia de la pandemia del COVID-19, las actividades pasaron a una modalidad virtual, en la que estudiantes y docentes permanecen la mayor parte del tiempo en su vivienda. Considerando tales circunstancias, se planteó la interrogante sobre el comportamiento que tenían los estudiantes en la universidad y en sus hogares sobre el manejo de RO. Derivado de lo anterior, el objetivo del presente estudio consistió en proponer un modelo institucional de transición circular con perspectiva de ciclo de vida de los RO generados por los estudiantes en el ámbito universitario dentro de un espacio académico e implementarlo en el hogar.

MÉTODO

Modelo institucional de transferencia circular con perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de Residuos Orgánicos.

La investigación consistió en promover la disminución, colecta y separación de RO, así como un tratamiento de digestión anaerobia para producir composta y aprovecharla en áreas verdes, mediante la transferencia de conocimientos adquiridos y conductas ecológicas en programas de percepción dentro de los espacios universitarios y hogares (figura 1).

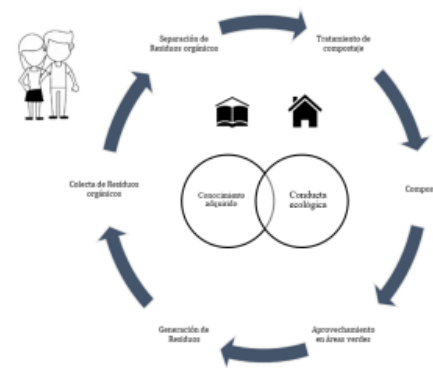


FIGURA 1
Modelo institucional de transferencia circular con perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de RO. Fuente: elaboración propia
Elaboración propia

Ámbito Universitario

Como primera fase del estudio, desarrollado en el periodo agosto – diciembre de 2019, se impartió un taller a 37 estudiantes de la Licenciatura de Ciencias Ambientales de la Facultad de Planeación Urbana y Regional (FAPUR) sobre la gestión integral de RSU, focalizado en la clasificación, separación y compostaje de RO, evaluación fisicoquímica, normatividad y jerarquía de tratamientos según sea el caso. Asimismo, como parte del taller se diseñaron compostadores sustentables.

Al final del proceso de compostaje los estudiantes, previa capacitación realizaron la valoración fisicoquímica en laboratorio del producto en lotes maduros elegidos al azar para determinar su calidad en conformidad a lineamientos de la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018 (DOF 2018).

Para socializar el conocimiento adquirido por los estudiantes con la comunidad universitaria, éstos efectuaron recorridos demostrativos denominados: "Ruta de basura cero", a diferentes grupos de alumnos

CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ, ET AL. MODELO INSTITUCIONAL CON PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA PARA EL...

de la FAPUR en los que explicaron el funcionamiento del modelo circular, solicitando al final su percepción del ejercicio.

Cabe mencionar que la aplicación del modelo institucional circular debió ser interrumpida a consecuencia del confinamiento domiciliario provocado por la pandemia COVID-19, por lo que en la segunda fase del estudio se exploró la alternativa de su implementación en el ámbito doméstico, modificándose el protocolo de trabajo para impartir el taller en formato virtual a una siguiente generación de 37 estudiantes de la Licenciatura en Ciencias Ambientales.

En dicha fase del estudio, los participantes previa capacitación, elaboraron diferentes modalidades de compostadores domésticos a partir de materiales reciclados para el tratamiento de los residuos orgánicos generados en sus hogares. Mediante el registro de evidencias visuales semanales se dio seguimiento al trabajo en casa. Adicionalmente se efectuaron encuestas en línea al inicio y término de la actividad para evaluar la percepción tanto de los participantes como de los miembros de su familia sobre el grado de aceptación de estas prácticas.

ANÁLISIS DE RESULTADOS

Implementación del modelo institucional circular dentro del espacio académico

Para la ejecución del modelo institucional, los 37 estudiantes realizaron la colecta y registro de peso de los RO generados dentro de la FAPUR, bajo condiciones habituales de actividades, lo cual arrojó un promedio diario de 20 kg (400 kg/mes) de desperdicios de comida provenientes de la Cafetería Universitaria, así como de residuos de jardinería, (Figura 2).



FIGURA 2
Figura 2. Estudiantes de la Licenciatura de Ciencias Ambientales participando en actividades sobre la gestión de residuos orgánicos.

En el taller se diseñaron tres contenedores de madera reutilizable de bajo costo, de 1 m3 de volumen, en los que se procesaron los RO procedentes de la Cafetería Universitaria y áreas verdes de la institución, mediante el método de la pila estática con aireación pasiva y volteo manual. Los contenedores se ubicaron en una superficie exterior protegida de la lluvia y la radiación solar directa (Figura 3).

Revista CoPaLa, 2022, 7(14), ENERO-JUNIO, ISSN: 2500-8870



FIGURA 3
Figura 3. Compostadores instalados en la Facultad de Planeación Urbana y Regional de la UAEMéx

El tratamiento de compostaje tuvo una duración de 12 semanas al término de las cuales, los estudiantes, previa capacitación realizaron diversas pruebas físico químicas para constatar la calidad del producto (Tabla I). Los resultados se ubicaron dentro de valores promedio aceptados por la normatividad para su uso comercial a excepción del contenido de nitrógeno total, ligeramente inferior al requerido. En las pruebas de rendimiento se estableció que del 100 % del peso del producto fresco que ingresó al composteador, se obtuvo en promedio el 48 % de composta (Figura 4).

TABLA 1
Tabla 1. Propiedades físicoquímicas de la composta al término del proceso de elaboración

Propiedad	Valor obtenido	Valor de referencia *
Humedad (% en peso)	44	25 - 45
pH	7.5 - 8.5	6.7 - 8-5
Conductividad eléctrica (dS/m)	1.8	0.5 - 12
Carbono Orgánico Total (%)	18.5	> 10
Nitrógeno total (%)	0.95	1 - 3
Relación C/N	19.5	15 - 25
Granulometría (mm)	5 - 15	< 30
Color	Pardo oscuro	Marrón o pardo oscuro
Olor	Agradable	Agradable a tierra húmeda de bosque.

CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ, ET AL. MODELO INSTITUCIONAL CON PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA PARA EL...

REVISTA CoPaLa, 2022, 7(14), ENERO-JUNIO, ISSN: 2500-8870



FIGURA 4
Figura 4. Composta empaquetada para su uso en áreas verdes dentro de los espacios académicos de la UAEMéx

Una vez instalado y en funcionamiento, el módulo de compostaje se utilizó como espacio demostrativo para impartir talleres a diferentes grupos escolares a fin de explicar el procedimiento y promover el desarrollo de buenas prácticas de manejo de los RO dentro y fuera de las instalaciones de la FAPUR (figura 5)



FIGURA 5
Figura 5. Explicación del proceso de compostaje a un grupo de estudiantes dentro del taller "Ruta de basura cero".

Implementación del modelo institucional de transición circular en el hogar

En virtud del confinamiento domiciliario provocado por la pandemia COVID-19 que ocasionó el cierre de las instituciones educativas por más de 12 meses, la experiencia adquirida durante la primera fase del estudio llevó a determinar la viabilidad de su implementación dentro del ámbito doméstico de los participantes en el taller, bajo un esquema de asesoría en la modalidad virtual. Los estudiantes, fueron mayoritariamente del género femenino, con edades de entre 20 y 35 años, de los cuales el 92% se ubicó dentro del rango de ingresos bajo a medio bajo, con nivel de estudios de Licenciatura y dependientes económicamente de la familia.

Como actividad inicial dentro del taller, se realizó una primera encuesta de percepción en la que se identificó que el 78% de los participantes ya realizaba alguna acción de separación de residuos, de los cuales el 64% lo hacía con una frecuencia mayor a tres veces por semana. Con respecto a los factores que limitaban la separación de residuos en casa, 42% de los encuestados refirió inexistencia de contenedores identificados, por otra parte, el 39% mostró su desacuerdo con el manejo municipal de recolección, al no contar con un

sistema eficiente de separación de residuos, por lo que estos se vuelven a mezclar en el contenedor del camión (Figura 6).

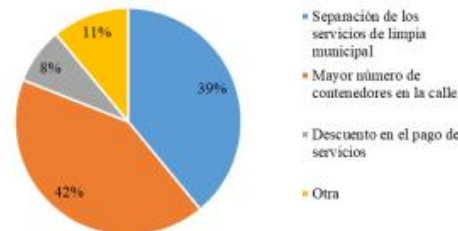


FIGURA 6
Figura 6. Circunstancias que motivarían a la separación de residuos domésticos.

Una vez realizada la segregación doméstica durante una semana, los participantes identificaron como los principales segmentos de residuos generados a los desperdicios de comida, cartón, papel y plásticos, siendo éstos los acordados para realizar la separación durante el curso futuro de la actividad. Al momento de conocer el protocolo de trabajo para la realización de la composta, únicamente el 5 % mostró desinterés por continuar con el proceso y decidió abandonar el estudio de manera voluntaria; al 95 % restante se solicitó explicar las motivaciones para realizar el ejercicio, refiriendo principalmente su interés por contribuir al cuidado del medio ambiente, disponer de información suficiente, así como contar con tiempo libre (Figura 7).

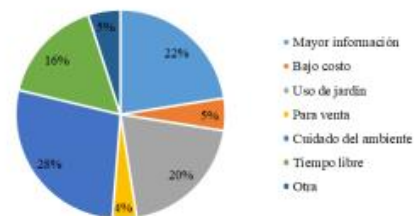


FIGURA 7
Figura 7. Incentivos para producir composta en el ámbito doméstico

Durante la segunda encuesta, realizada al término del estudio, se solicitó a los participantes que confirmaran su permanencia en los procesos, identificándose que el 93 % continuó con la elaboración de composta, en tanto que el 7 % restante argumentó no tener las condiciones para hacerlo, falta de tiempo e interés en la actividad.

CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ, ET AL. MODELO INSTITUCIONAL CON PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA PARA EL...

REVISTA CoPALA, 2022, 7(14), ENERO-JUNIO, ISSN: 2500-8870

Para determinar el impacto de la práctica sobre el entorno familiar, se solicitó explicar sobre la contribución de sus miembros, refiriendo que en el 38 % de los casos todos los integrantes habían participado, en el 24 % casi todos y en el 28 % al menos dos miembros lo hicieron. Considerando los segmentos por edades, se observó que el mayor interés por participar lo tuvieron las personas adultas (55%), aunque la colaboración de las personas de la tercera edad fue escasa.

Otro aspecto cuestionado fue la eficiencia alcanzada en el proceso de elaboración de composta que los participantes identificaron de acuerdo a los conocimientos adquiridos, encontrándose que en el 31 % de los casos fue medianamente eficiente, 45 % refirió que fue eficiente y 24 % muy eficiente; el 59 % calificó el resultado final de la experiencia como exitosa y únicamente un 3 % indicó que fue poco exitosa. Finalmente, la mayoría de los encuestados explico que el uso principal al que destinó la composta obtenida fue para jardinería (Figura 8).



FIGURA 8

Figura 8. Estudiante realizando compostaje a partir de los residuos generados en el hogar durante la pandemia COVID 19.

DISCUSIÓN

La generación de RSU representa una de las principales externalidades de la sociedad contemporánea y en el caso de instituciones públicas como las universidades, existe un doble compromiso para reducir el impacto ambiental que generan sus actividades, en tanto que promueven la formación de individuos con competencias técnicas y humanísticas que practiquen y transmitan dicho mensaje a otros sectores de la sociedad.

La inserción de UAEMÉX dentro de esquemas interinstitucionales como la red de universidades sustentables (COMPLEXUS), marcó el inicio de una serie de acciones tendientes a fortalecer su visión en este sentido. Su experiencia al igual que la de otras IES del país, ha pasado del plano retórico a la implementación de estrategias puntuales como la inclusión de temas ambientales dentro de los planes de estudio de las diferentes carreras, así como de acciones concretas sobre la gestión del agua, residuos y ahorro energético; sin embargo, como lo han expuesto Alba et al., (2011), citados por Gaudiano et al., (2015), la mayor dificultad para su éxito radica en el establecimiento de un programa institucional (apoyado estructural y financieramente por las autoridades), que junto con las acciones propuestas, incluya una agenda transversal que permee en todos los espacios y miembros de la comunidad universitaria, destacando particularmente la

necesidad de fortalecer la relación del binomio docencia-investigación como vehículo para la generación y transferencia de conocimientos y actitudes (Gaudiano et al., 2015)

La cooperación de la comunidad estudiantil en las pláticas y talleres destinados a brindar conocimientos básicos sobre la separación y reciclaje de residuos orgánicos denotó el interés y conciencia ambiental de los estudiantes por involucrarse en la temática. Durante estas acciones se advirtió que la percepción ambiental de los participantes se incrementa en la medida de que el conocimiento adquirido se acompaña de experiencias significativas como son las actividades colaborativas, estudios experimentales y de difusión del conocimiento. Otro aspecto a resaltar ha sido la mayor intervención de los estudiantes en proyectos de investigación, trabajos de tesis y eventos científicos, relacionados con el manejo de RO, siendo sustancial el apoyo que ofrece el módulo experimental para elaboración de composta.

Si bien la adquisición de conocimiento es fundamental para desarrollar el pensamiento con perspectiva de ciclo de vida, estudios como el realizado por Olaguez-Torres et al., (2019), han enfatizado la posibilidad de que la preocupación ambiental de un grupo de individuos no necesariamente se corresponda con acciones coherentes sobre el cuidado del medio ambiente y que incluso factores como el nivel económico y la educación sean decisivos para conseguir una conciencia ambiental plena; por su parte Keegan & Bredscill (2021), mencionan que la aplicación de la teoría a la práctica en los hogares, en relación al desperdicio de alimentos, implica tener habilidades para el uso de la tecnología, así como generar un consumo sostenible para reducir el desperdicio. Lo anterior se logra con concientización y educación.

En la siguiente etapa del estudio, relacionada con la transferencia de conocimiento a los hogares, el perfil socioeconómico de los encuestados y las características de generación de residuos coincidió con lo reportado por Hoorweg & Perinaz (2012), quienes identificaron que, en los países en vía de desarrollo como México, el destino final principal de los RO domésticos son los SDF (59%), y sólo el 1% tienen un tratamiento de compostaje; sin embargo, Jouhara et al. (2017) en concordancia con la propuesta, exponen que el vertido de los RO podría eliminarse o reducirse significativamente desde los hogares mediante campañas de recolección y sensibilización, ya que pueden implementarse insumos de bajo costo; asimismo el compostaje doméstico se ha reportado como uno de los tratamientos que actualmente son considerados como la mejor alternativa para reducir en gran medida los impactos ambientales con riesgos a la salud y la calidad del aire (Lima et al. 2021).

En este estudio se pudo constatar que, derivado de las experiencias significativas y educación logradas dentro del espacio académico, el 97% de los estudiantes involucrados aplicó el método de separación de residuos y elaboración de composta doméstica, perdurando esta actividad una vez resueltos los aspectos técnicos y logrando la atención de los miembros de la familia. (Kunzabó et al., 2021).

Si bien durante el tiempo de la investigación, los participantes continuaron con estas prácticas; estudios similares reportan un decrecimiento a medida que transcurre el tiempo, por lo que sugieren mantener los incentivos y fuentes de información para reforzar las conductas positivas (Gauthier et al. 2011, Karkania et al. 2016, Mulasari & Rustiawan 2018) mediante la realización de encuestas al inicio y al final para evaluar en cambio de conducta.

Se considera altamente factible que con la reproducción de experiencias como la presentada en este trabajo, será posible transitar gradualmente de una perspectiva de comportamiento lineal en la Universidad y en los hogares hacia un modelo circular bajo un esquema de generación, colecta, separación, tratamiento y aplicación. La transferencia circular en el ciclo de vida para el tratamiento de los RO, generó un producto con valor añadido para la rehabilitación de áreas verdes del espacio académico, así como su comercialización en pequeña escala. En el caso de los hogares, se destinó al abonado de suelos, jardinería y la producción de alimentos saludables mediante la construcción de huertos de traspaso con materiales reciclables, teniendo un impacto positivo en la reducción del desperdicio de alimentos y la necesidad de utilizar fertilizantes sintéticos.

De lo anterior, el modelo aplicado en ambos espacios tendrá aún la necesidad de evaluar cuantitativamente variables como lo expuesto por Jurjilevich et al. (2016), la reducción en la cantidad de residuos generados, la reutilización de alimentos, así como el uso de subproductos y desperdicios alimentarios en el reciclaje de

CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ, ET AL. MODELO INSTITUCIONAL CON PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA PARA EL...

REVISTA CoPALA, 2022, 7(14), ENERO-JUNIO, ISSN: 2500-8870

nutrientes, asimismo, Ghazvinei et al. (2017) señalan que, en un campus universitario, primeramente, se debe conocer la composición y origen de la generación de residuos.

Los datos obtenidos permitirán retroalimentar una base de datos con la finalidad de construir un inventario para realizar un estudio más exhaustivo de análisis de ciclo de vida bajo la norma (ISO 14044 2006), con objeto de cuantificar los impactos ambientales como el potencial de calentamiento global, en un sistema de manejo integral de RO en la universidad y los hogares.

CONCLUSIONES

El confinamiento ocasionado por la pandemia de COVID-19 ha propiciado cambios en la percepción de prácticas sostenibles para el cuidado de la salud y del medio ambiente, por lo que investigaciones como la presente contribuyen a proporcionar mecanismos de transferencia del conocimiento, aplicado a patrones de conducta para diferentes sectores de la sociedad, promoviendo acciones que puedan impactar en una política pública.

Los principales generadores de residuos orgánicos en los espacios académicos de la Universidad Autónoma del Estado de México son las Cafeterías Universitarias, en las cuales se identificó la necesidad de contar con convenios institucionales, que regulen la gestión interna de estos desechos, lo cual permitirá cuantificarlos y aprovecharlos de manera más eficiente mediante un análisis de ciclo de vida.

La aplicación del modelo institucional de transferencia circular con perspectiva de ciclo de vida dentro del espacio académico universitario permitirá restringir la cantidad de residuos orgánicos transferidos a sitios de disposición final, aprovechando su potencial energético con la producción de composta y su aprovechamiento dentro en las áreas verdes de la Institución. Se considera que la implementación del modelo favorece la aplicación de conocimientos teórico-prácticos tendientes a promover una conducta ecológica en los estudiantes dentro y fuera del espacio académico, modificando sus habituales estilos de vida y reduciendo el impacto ambiental que conlleva la generación y manejo de residuos orgánicos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbate, E. B. (2020). Estimating the nutritional loss and the feeding potential derived from food losses worldwide. *World Development*, 134, 105038. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105038>
- Adhikari, B. K., Trémier, A., Barrington, S., Martínez, J., & Daumoin, M. (2013). Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal of Environmental Management*, 116, 163–171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.008>
- Alba, D., Alonso, I., & Benayas, J. (2011). La Agenda 21 Educativa en la Universidad. En IDEAS. Iniciativas de Educación Ambiental para la Sostenibilidad.
- Centro Mario Molina. (2015). Estudio de valorización y aprovechamiento de residuos sólidos urbanos en el Estado de México. En Centro Mario Molina (Producto 6 Integración de todos los estudios y propuestas (Plan de Gestión Integral de RSU)).
- Crohn, D. M. (2016). Assessing Compost Quality for Agriculture. *Agriculture and Natural Resources*, August. <https://doi.org/10.37733/ucanr.8514>
- DOF. (2018). Norma Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018.
- Dokinagam, P., & Laosipojana, N. (2019). Design of a food waste management method case study the cafeteria in Mae Fah Luang University. *International Journal of Environmental Science and Development*, 10(4). <https://doi.org/10.18178/ijesd.2019.10.4.1158>
- Ellen MacArthur Foundation. (2014). Hacia una Economía Circular - Resumen Ejecutivo. https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/languages/EMF_Spanish_exec_pages-Revise.pdf

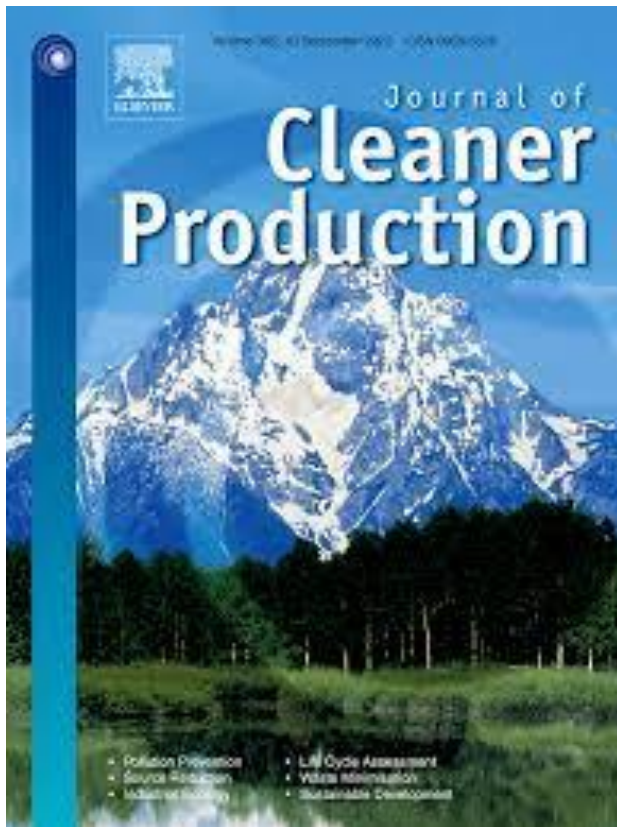
- Gaudiano, E. J. G., Meira-Carrea, P. A., & Martínez-Fernández, Y. C. N. (2015). Sustentabilidad y Universidad: Retos, ritos y posibles rutas. *Revista de la Educación Superior*, 44(175), 69–93. <https://doi.org/10.1016/j.resu.2015.09.002>
- Gauthier, M., Simard, L., & Wauub, J. P. (2011). Public participation in strategic environmental assessment (SEA): Critical review and the Quebec (Canada) approach. En *Environmental Impact Assessment Review* (Vol. 31, Número 1, pp. 48–60). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.01.006>
- Ghazvinei, P., Mir, M., Dravishi, H., & Arriffin, J. (2017). University Campus Solid Waste Management. Combining Life Cycle Assessment and Analytical Hierarchy Process. En *Springer Briefs in Environmental Science*. <https://www.springer.com/gp/book/9783319432274>
- Hoornweg, D., & Perinaz, B. T. (2012). WHAT A WASTE A Global Review of Solid Waste Management. En *The world bank*. <https://doi.org/10.1201/9781315593173-4>
- ISO 14044. (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. En *International Organization for Standardization*. <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-011-0297-3>
- Ivanova, D., Stadler, K., Steen-Olsen, K., Wood, R., Vita, G., Tukker, A., & Hertwich, E. G. (2016). Environmental Impact Assessment of Household Consumption. *Journal of Industrial Ecology*, 20(3), 526–536. <https://doi.org/10.1111/jiec.12371>
- Jouhara, H., Czajczyńska, D., Ghazal, H., Krzyżynska, R., Anguilano, L., Reynolds, A. J., & Spencer, N. (2017). Municipal waste management systems for domestic use. *Energy*, 139, 485–506. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.07.162>
- Jurgilevich, A., Birge, T., Kental-Lehtonen, J., Korhonen-Kurki, K., Pietikäinen, J., Saikku, L., & Schöslér, H. (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability (Switzerland)*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.3390/su8010069>
- Karkaniat, C., Perkoulidis, G., & Moussiopoulos, N. (2016). Sustainable Management of Household Biodegradable Waste: Lessons from Home Composting Programmes. *Waste and Biomass Valorization*, 7(4), 659–665. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9517-1>
- Keegan, E., & Bredsdell, J. K. (2021). Food Waste and Social Practices in Australian Households. *Sustainability*.
- Kunszabó, A., Szakos, D., Dorkó, A., Farkas, C., & Kasza, G. (2021). Household food waste composting habits and behaviours in Hungary#: a segmentation study.
- Lima, P. de M., Morais, M. F. de, Constantino, M. A., Paulo, P. L., & Magalhães Filho, F. J. C. (2021). Environmental assessment of waste handling in rural Brazil: Improvements towards circular economy. *Cleaner Environmental Systems*, 2(February), 100013. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2021.100013>
- Martínez, I., Hernández, M. del C., Díaz, V. L., Mañón, M. del C., & Carreño, M. del C. (2016). Encuentro de expertos de residuos sólidos. *Desaprovechamiento de residuos reciclables del municipio de Zinacantan*, 225. <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd51/basura.pdf>
- Montoya, J. E., Waliczek, T. M., & Gandonou, J.-M. A. (2016). An Economic Analysis of the Development and Management of a University Vermicomposting System: A Self-Sustaining Environmental and Waste Management Educational Tool. *Texas Journal of Agriculture & Natural Resources*, 29, 1. <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=sso&db=edo&AN=120751151&site=eds-live&scope=site&custid=s2775460>
- Mulasari, S. A., & Rustiawan, A. (2018). Domestic Waste Management Feasibility Study at Ahmad Dahlan University. *Journal of Education and Learning (EduLearn)*, 12(4). <https://doi.org/10.11591/edulearn.v12i4.9232>
- Ng, C. G., Yusoff, S., Shakirah, N., & Kamarul, B. (2021). Assessment on the Quality and Environmental Impacts of Composting at Institutional Community using Life Cycle Assessment Approach. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(3), 1–12. <https://doi.org/10.15244/pjoes/124115>
- Olaguez-Torres, E., Espino-Román, P., Acosta-Pérez, K., Méndez-Barceló, A., Olaguez-Torres, E., Espino-Román, P., Acosta-Pérez, K., & Méndez-Barceló, A. (2019). Plan de Acción a Partir de la Percepción en Estudiantes de la

CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ, ET AL. MODELO INSTITUCIONAL CON PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA PARA EL...

- Universidad Politécnica de Sinaloa ante el Reciclaje de Residuos Sólidos y la Educación Ambiental. *Formación universitaria*, 12(3), 3–14. <https://doi.org/10.4067/S0718-50062019000300003>
- Oliveira, L. S. B. L., Oliveira, D. S. B. L., Bezerra, B. S., Silva Pereira, B., & Battistelle, R. A. G. (2017). Environmental analysis of organic waste treatment focusing on composting scenarios. *Journal of Cleaner Production*, 155, 229–237. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.093>
- PNUMA. (2004). ¿Por qué adoptar un enfoque de ciclo de vida? *Naciones Unidas Para el Medio Ambiente*, 28. https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/1731Why_take_a_life_cycle_approach_ES.pdf
- Ruiz Morales, M. (2017). Contexto y evolución del plan de manejo integral de residuos sólidos en la universidad iberoamericana ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.02.14>
- Salguero-Puerta, L., Leyva-Díaz, J. C., Cortés-García, F. J., & Molina-Moreno, V. (2019). Sustainability indicators concerning waste management for implementation of the circular economy model on the university of Iome (Togo) campus. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph16122234>
- SEMARNAT & INECC. (2013). Estrategia Nacional de Cambio Climático. *Informe CICC, Cambio climático*, p.8.
- Smyth, D. P., Fredeen, A. L., & Booth, A. L. (2010). Reducing solid waste in higher education: The first step towards "greening" a university campus. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(11), 1007–1016. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.02.008>
- Tchakpa, C., Guedenon, P., Edoth, P. A., & Boko, M. (2013). Collection and Characterization of Domestic Solid Waste in Cotonou. *Journal of International Environmental Application and Science*, 8(5), 37–43.
- UAEMéx. (2017). Plan Rector de Desarrollo Institucional 2017-2021 (Vol. 3, Número 2). <http://repositorio.unan.edu.ni/2986/1/5624.pdf>
- Ugwu, C. O., Ozogwu, C. G., & Ozor, P. A. (2020). Solid waste quantification and characterization in university of Nigeria, Nsukka campus, and recommendations for sustainable management. *Heliyon*, 6(6), e04255. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04255>
- UNEP. (2019). *Report on global CO2 emissions (UN)*. 1–16. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30798/EGR19ESSP.pdf?sequence=17>
- Van Haaren, R., Themelis, N. J., & Barlaz, M. (2010). LCA comparison of window composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC). *Waste Management*, 30(12), 2649–2656. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.007>
- Wang, Y., Yuan, Z., & Tang, Y. (2021). Enhancing food security and environmental sustainability: A critical review of food loss and waste management. *Resources, Environment and Sustainability*, 4(November 2020), 100023. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2021.100023>
- Yukalang, N., Clarke, B., & Ross, K. (2018). Solid waste management solutions for a rapidly urbanizing area in Thailand: Recommendations based on stakeholder input. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(7), 1–23. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071302>
- Yusoff, S. (2018). Toward integrated and sustainable waste management system in University of Malaya: UM zero waste campaign. *E3S Web of Conferences*, 48. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184804007>
- Zhang, D., Hao, M., Chen, S., & Morse, S. (2020). Solid waste characterization and recycling potential for a university campus in China. *Sustainability (Switzerland)*, 12(8). <https://doi.org/10.3390/SU12083086>

3.2. Resultados por publicar

3.2.1. Estrategias para mejorar la sostenibilidad de la producción del biodiesel, mediante una catálisis heterogénea catalizado a partir del aceite residual de cocina



Tipo de publicación

- Artículo

Título de la publicación

- Strategies to improve the sustainability of the heterogeneous catalyzed biodiesel production from WCO

Revista

- Journal of Cleaner Production

Estatus

- Enviado

Autores

- ALANIS, Claudia, ÁVILA CORDOBA, Liliana, ROMERO ROMERO Rubí, PADILLA-RIVERA, Alejandro and NATIVIDAD, Reyna.

DOI



claudia alanis <claudia.alanis.iq@gmail.com>

Fwd: Thank you for your submission to Journal of Cleaner Production

1 mensaje

Reyna Natividad <reynanr@gmail.com>
Para: Claudia Alanis <claudia.alanis.iq@gmail.com>

11 de agosto de 2022, 20:40

----- Forwarded message -----

De: JCLP <em@editorialmanager.com>
Date: jue, 11 ago 2022 a las 20:36
Subject: Thank you for your submission to Journal of Cleaner Production
To: Reyna Natividad <reynanr@gmail.com>

Dear Dr. Natividad,

Thank you for sending your manuscript Strategies to improve the sustainability of the heterogeneous catalysed biodiesel production from waste cooking oil for consideration to Journal of Cleaner Production. Please accept this message as confirmation of your submission.

When should I expect to receive the Editor's decision?

For Journal of Cleaner Production, the average editorial time (in weeks) from submission to first decision is: 4 and from submission to final decision is: 6.9.

What happens next?

Here are the steps that you can expect as your manuscript progresses through the editorial process in the Editorial Manager (EM).

1. First, your manuscript will be assigned to an Editor and you will be sent a unique reference number that you can use to track it throughout the process. During this stage, the status in EM will be "With Editor".
2. If your manuscript matches the scope and satisfies the criteria of Journal of Cleaner Production, the Editor will identify and contact reviewers who are acknowledged experts in the field. Since peer-review is a voluntary service, it can take some time but please be assured that the Editor will regularly remind reviewers if they do not reply in a timely manner. During this stage, the status will appear as "Under Review".

Once the Editor has received the minimum number of expert reviews, the status will change to "Required Reviews Complete".

3. It is also possible that the Editor may decide that your manuscript does not meet the journal criteria or scope and that it should not be considered further. In this case, the Editor will immediately notify you that the manuscript has been rejected and may recommend a more suitable journal.

1 **Strategies to improve the sustainability of the heterogeneous catalysed biodiesel production from**
2 **WCO**

3 Alanis, Claudia¹, Ávila Córdoba, Liliana², Álvarez Arteaga, Gustavo³, Romero, Rubi¹, Padilla-Rivera,
4 Alejandro⁴, Natividad, Reyna^{1,*}

5 ¹ *Chemical Engineering Lab., Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable, UAEM-UNAM,*
6 *Universidad Autónoma del Estado de México, Km 14.5 Toluca-Atlacomulco road, Toluca, Mexico, 50200.*

7 ² *Engineering Faculty, Universidad Autónoma del Estado de México, Cerro de Coatepec S/N, Ciudad*
8 *Universitaria, Universitaria, Toluca, Mexico 50110.*

9 ³ *Urban and Regional Planning Faculty, Universidad Autónoma del Estado de México, Mariano Matamoros,*
10 *esquina Av. Paseo Tollocan, Toluca, Mexico, 50130.*

11 ⁴ *Faculty of Environmental Design, University of Calgary: 2500 University Drive NW, Calgary Alberta,*
12 *Canada.*

13 *Corresponding author E-mail address: rnatividadr@uaemex.mx

14

15

16

17

18 **Abstract**

19

20 Despite the rapid development of biodiesel production in the last decade, there is still the need of the process
21 improvement, especially from two angles, economic and environmental. These both aspects, are impacted

22 by the raw material and process variables. This work aims to present the evaluation of strategies to reduce
23 the environmental impacts of the biodiesel production process from WCO catalysed by a heterogeneous
24 bifunctional catalyst (a mixture of iron and CaO). The assessed strategies were based on varying iron
25 precursor (Fe_2O_3 or $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), iron content, catalyst loading and alcohol/oil molar ratio. The effect of
26 these strategies on global warming potential, photo-oxidation, eutrophication and acidification, was
27 established through life cycle assessment (LCA). For such a purpose, the limits of the system included
28 catalyst synthesis, reusability and heterogeneous reaction. The LCA was conducted using simulation in
29 SimaPro 9.3.0.3. It was found that biodiesel production is cleaner when catalyzing the process with a
30 catalyst prepared with the iron salt than with the iron oxide. With the former catalyst, the strategy that works
31 better is the catalyst concentration while with the latter the best strategy to reduce the environmental impacts
32 is the iron content. By a sensibility analysis, it was established that by using solar energy instead of energy
33 from fossil fuels the carbon footprint of the biodiesel production is reduced ca. 93% with either of the
34 assessed catalysts.

35

36 **Keywords**

37 Life Cycle Assessment, bifunctional catalysts, environmental impacts, iron (III) content, catalyst
38 concentration and alcohol/oil molar ratio, carbon footprint

39 **1. Introduction**

40

41 Around the world, 68 % of produced oils is used in the food sector (OECD, 2019). Once is used, the cooking
42 oil becomes waste cooking oil (WCO) and it is typically disposed to the drains (66%), to land (8.6%) and
43 15.8% to garbage (Hartini et al., 2020). On drains WCO has low solubility in water leading to adverse effects
44 on aquatic flora and fauna by reducing dissolved oxygen content and limiting sunlight penetration into water
45 and consequent risks to human health (Singh-Ackbarali et al., 2017) like cardiovascular disease
46 (Hosseinzadeh-Bandbafha et al., 2022). Any of these is considered a bad practice from an environmental
47 and economical point of view, since the valorisation of food wastes, like WCO, reduces the emissions of
48 greenhouse gases (GHG), supports the security energy supply and the technological development.
49 Currently, waste conversion technologies in energy based on WCO are emerging systems of renewable
50 and sustainable energy, and represent a circular economy model studied as a sustainable measure to

51 ensure economic viability and low carbon (eco-friendly) fuels (Dahiya et al., 2020; Loizidou et al., 2021). In
52 Mexico, the availability of WCO for biodiesel production has been estimated at around 0.21 to 0.47 million
53 tons per year, representing 1.5% to 3.3% of Mexican fossil diesel demand (Sheinbaum et al., 2013), the
54 electricity generation in Mexico considering the power generation mix, has been assessed with Life Cycle
55 Assessment (LCA), which is a useful tool to calculate the potencial environmental impacts during life cycle
56 of a product (Navarro-Pineda et al., 2017)

57 WCO is an attractive alternative feedstock for biodiesel production due to its potential to reduce the cost
58 and environmental impacts of biodiesel. The environmental impact of biodiesel production from WCO has
59 been evaluated by LCA and presents a lower ecological burden compared to first and third generation
60 biodiesel being that WCO does not require a cultivation or oil extraction stage (Sindhu et al., 2019; Viornery
61 et al., 2020). In this context, LCA has become a predominant holistic method for analysing the environmental
62 sustainability of biofuels, the climate change impact related to GHG emissions and other environmental
63 impacts evaluated in LCA (Zhao et al., 2021).

64 The literature related to biodiesel production with WCO or with oil extracted from a residue like fruit seeds
65 is vast (Yaashikaa et al., 2022); this is not the case, however, when LCA is added to the search. Table 1
66 presents the results of a literature search within the last years, dedicated to biodiesel production from waste
67 cooking oil with heterogeneous catalysts and LCA. It can be observed that there is only one work where
68 WCO was used. In the other three cases, the oil was extracted from a residue, i.e. loquat seed, prunus
69 seeds or date seed.

70

71

72

73

74

75

76

77

78 **Table 1.** Studies of LCA about biodiesel production with heterogeneous catalysts

Reaction conditions	Assessed environmental impact categories	Stage or process variable that contributes the most to environmental impacts	Reference
Catalyst: H ₂ SO ₄ , CaO T: 65°C Reactor type: Batch Raw materials: methanol, WCO Reaction time: 2h % FAME's: 80%	ISO 14044 UF: 1000 kg de biodiesel Software: SimaPro 7 Database: Ecoinvent Method: Eco-indicator 99 midpoint (11 impact categories) and endpoint (3 damage categories)	Transesterification of WCO	(Chung et al., 2019a)
Catalyst: CaO/CeO ₂ T: 70°C Reactor type: Batch Raw materials: loquat seed oil and methanol Reaction time: 1.5h % FAME's: 90.14%	ISO 14044 UF: 1000 kg de biodiesel Software: SimaPro 8.0 Database: Ecoinvent Method: midpoint CML-IA baseline V3.06 (11 impact categories), endpoint ReCiPe 2016 (3 damage categories).	Catalyst preparation and a regeneration	(Al-Muhtaseb et al., 2021)
Catalyst: SrO–La ₂ O ₃ T: 65°C Reactor type: Batch Raw materials: prunus Armeniaca seeds oil and methanol Reaction time: 1.25h % FAME's: 97.28%	ISO 14044 UF: 1000 kg de biodiesel Software: SimaPro v9 Database: Ecoinvent Method: CML-IA baseline V3.06 (4 impact categories) Sensitivity analysis	Transesterification of WCO	(Al-Muhtaseb et al., 2022)
Catalyst: Fe ₃ O ₄ T: 55°C Reactor type: Batch Raw materials: waste date seed oil and methanol Reaction time: 47 min % FAME's: 90%	ISO 14044 UF 1000 kg biodiesel Software: SimaPro v9 Database: Ecoinvent Method: midpoint CML-IA baseline V3.06 (11 impact categories) and endpoint ReCiPe 2016 (3 damage categories).	Catalyst preparation and reuse	(Al-Mawali et al., 2021)
Catalyst: Cat_1 (Fe ₂ O ₃) and Cat_2 (Fe(NO ₃) ₃ ·9H ₂ O) T: 60°C Reactor type: Batch Raw materials: WCO and methanol Reaction time: Cat 1 (2 h) and Cat_2 (1 h) % FAME's: Cat_1 (88%) and Cat_2 (88%)	ISO 14044 UF 1 MJ biodiesel Software: SimaPro 9.3.0.3 Database: Ecoinvent Method: midpoint CML-IA baseline V3.06 (11 impact categories) and endpoint ReCiPe 2016 (3 damage categories).	To be determined in this work	This work

79

80 Table 1 shows that the stages that have been reported as the main contributors to the environmental impacts
81 are the transesterification reaction and the catalyst synthesis. It should be highlighted that the only work
82 reported with WCO (Chung et al., 2019), uses sulfuric acid in the reaction stage. This is to catalyse the
83 esterification of the Free Fatty Acids (FFA) that are in any WCO. CaO is used to catalyse the
84 transesterification reaction. This is not surprising since CaO has been reported as the most promising and
85 therefore used catalyst to produce biodiesel (Esmaeili, 2022). Recently, the use of bifunctional catalysts has
86 been documented (Elias et al., 2020; Mandari y Devarai, 2021) as an alternative to improve the biodiesel
87 production by eliminating the stage where the sulfuric acid is added. This means that the esterification and
88 transesterification reactions are conducted with one catalyst at one stage. This is possible since a
89 bifunctional catalyst offers both type of sites, acid in basic. Besides the catalyst, the most relevant variables
90 to carry out the esterification and transesterification reactions are temperature, alcohol/oil ratio, amount of
91 catalyst, and type of WCO. Each of these variables offers a room for improvement in terms of energy and
92 chemicals consumption and therefore also in terms of environmental impact of the process. Actually, the
93 improvement of the sustainability of the biodiesel production remains as a challenge for the scientific
94 community. As aforementioned, one strategy to achieve this purpose is the use of waste cooking oil. Another
95 strategy is the use of bifunctional heterogeneous catalysts that allow to conduct esterification and
96 transesterification reactions of FFA in one stage, due to the presence of both, acid and basic sites onto their
97 surface (Al-Saadi et al., 2020; Elias et al., 2020). An already proven bifunctional catalyst is the mixed Fe
98 and Ca oxide (Enguilo et al., s/f), that catalyzes both esterification and transesterification reactions. In such
99 an investigation, an important variable found to impact the textural, structural and chemical properties of the
100 obtained catalyst was the iron precursor. Through these modifications the attained fatty methyl esters
101 content (FAMES %) and reaction time were also modified. Although it was demonstrated that using the salt
102 $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ as iron precursor, leads to a higher FAMES yield at lower reaction time and with lower
103 amount of methanol than with Fe_2O_3 as precursor, the cost of the salt is ca. six times of that of the oxide.
104 Then it is also worth to analyze the environmental implications of using one or the other. In this sense, there

105 is in the literature a recent study that proves the importance of assessing the catalyst precursor, its recovery
106 and recycling as variables in a LCA (Rahman et al., 2022).

107 The LCA of the combination of both, WCO and bifunctional catalyst, has not been reported so far, the future
108 research should also focus on how the environmental impacts of WCO biodiesel production systems can
109 be reduced by employing innovative techniques such as integrating other renewable energy resources, e.g.,
110 solar energy, and using green heterogeneous catalysts (Hosseinzadeh-Bandbafha et al., 2022). The
111 environmental assessment of such innovations by LCA can also be regarded as one of the directions of
112 future studies. Moreover, the identification of the process variable that impacts the most to the environment
113 has not been established neither. Therefore, the main objective of this work is to assess the potential
114 strategies that could reduce the environmental impact of the biodiesel production process from WCO and
115 using a bifunctional catalyst (mixed iron-calcium oxide), through the life cycle assessment of process
116 variables, such as catalyst precursor, catalyst concentration, iron content and alcohol/oil molar ratio. This
117 study will contribute to design a more sustainable process to produce biodiesel and it is also expected that
118 the results will help to the decision makers.

119

120 **2. Materials and methods**

121

122 This study was conducted according to the ISO 14040 (ISO 14040:2006, 2007) and 14044 (ISO14044,
123 2006) standards. In consequence, the LCA phases 1) goal and scope definition, 2) inventory analysis, 3)
124 impact assessment, and 4) interpretation

125 **2.1. Goal and scope definition**

126

127 The goal of the LCA was to establish the environmental impacts and benefits of biodiesel production from
128 WCO with heterogeneous catalysts with different iron (III) precursors (Fe_2O_3 and $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), catalyst
129 concentration (1, 3, 5 and 7%), iron content (III) (1, 2.5, 5 and 10 wt%) over CaO and alcohol/oil molar ratio.
130 The functional unit (FU) for the LCA, in a similar way than in other works (Caldeira et al., 2015; Escobar

131 et al., 2014; Hou et al., 2011; Pasha et al., 2021; Sheinbaum et al., 2013), was 1 MJ of energy from biodiesel
132 produced, based on its calorific value (37.27MJ/L). The study was from cradle to gate and included
133 pretreatment, catalyst synthesis, reusability and heterogeneous reaction, leaving outside of the limits of the
134 system the mixing operations, loading and use in vehicles

135

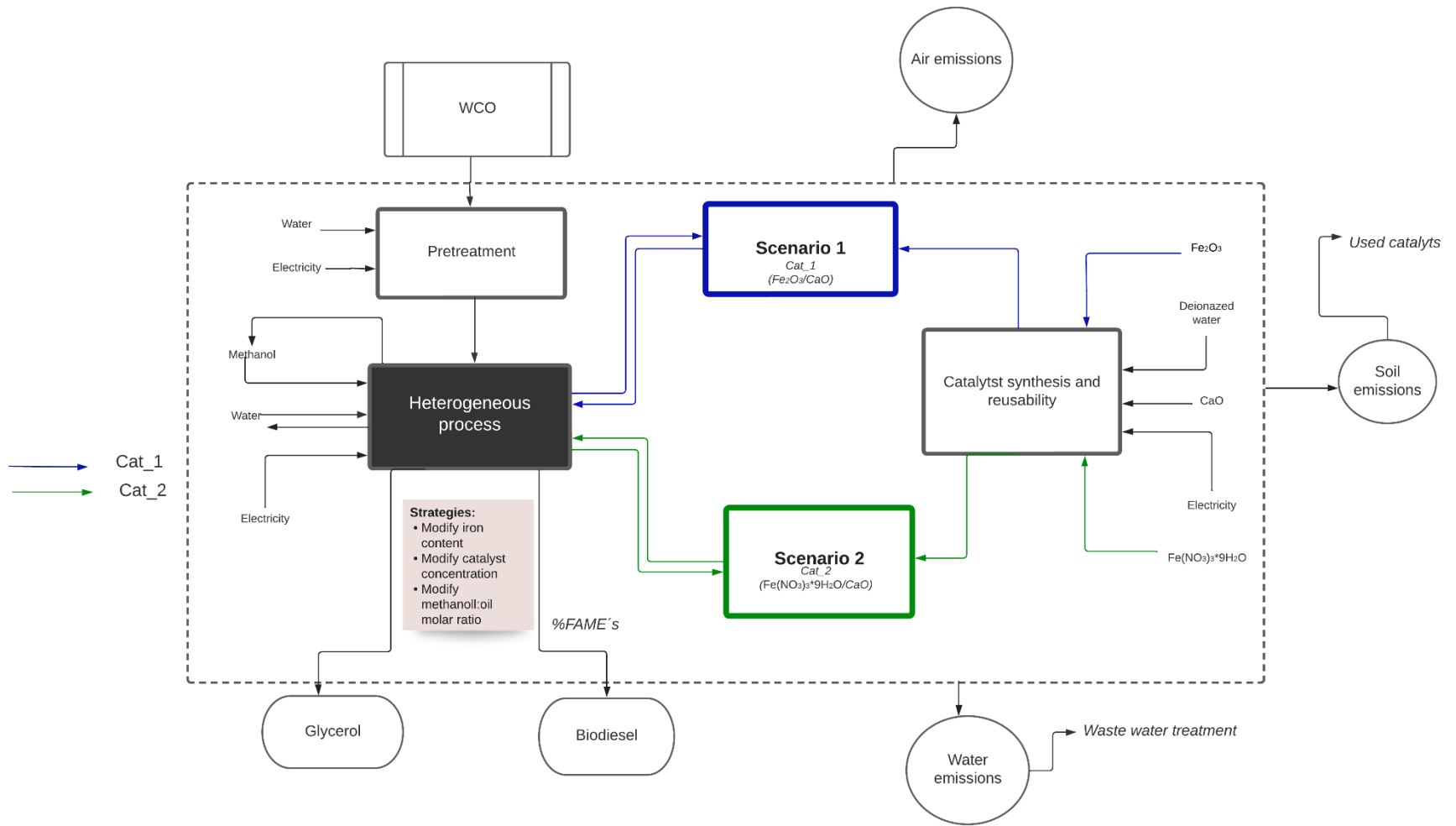
136 **2.2. System description**

137
138 Figure 1 shows the system of biodiesel production that is defined by the stages: pretreatment of WCO,
139 catalyst synthesis, reusability and heterogeneous reaction. Upstream processes, such as cultivation or oil
140 extraction, were excluded from this analysis. The outputs included waste gas emission (carbon dioxide) by
141 electricity consumption and thermal desorption of the catalyst, wastewater, catalyst waste, methanol
142 emission to air, glycerol and biodiesel production. It is worth pointing out that during the reaction with both
143 catalysts there were not observed emulsification or saponification problems. The boundary of the process
144 was categorized by using a black dotted box and the solid line box represents independent subsystems such
145 as pre-treatment, catalyst synthesis and the heterogeneous reaction process. WCO was obtained from the
146 local food industry. The fatty acid composition of this oil was lauric (C12:0) (0.03%), myristic (C14:0)
147 (0.16%), palmitic (C16:0) (12.03%), palmitoleic (C16:1) (0.17%), margaric (C17:0) (0.12%), stearic (C18:0)
148 (4.40%), oleic (C18:1) (23.58%), linoleic (C18:2) (52.48%), arachidic (C20:0) (0.33%) and linoleic (C18:3)
149 (6.65%). The WCO was a recycled product with the Cut-off method, so the emissions associated with the
150 recycled product are only those of its collection.

151

152

153



154

155

156

Figure 1. System boundary for the management of WCO, through a heterogeneous process.

157 2.2.1. Pretreatment of WCO

158
159 The WCO requires a pre-treatment to remove solid particles, soluble salts and moisture. Initially, to
160 eliminate the solid particles, the WCO was filtered. After that, a process with hot water was carried out to
161 remove gums. This process consists of adding water at 80 °C to the previously heated oil, separate and
162 eliminate de excess of moisture. The electricity consumption was 0.098 kWh in this stage, and it is
163 relatively low, compared to the other stages involved in the process. Emissions to water at this stage are
164 discharged for treatment in a wastewater treatment plant.

165

166 2.2.2. Catalyst synthesis and reusability

167
168 Bifunctional catalysts based on iron (III) and CaO were prepared by an ion exchange method. In this method,
169 to prepare Fe/Ca a 10 wt % iron catalyst, 3.6 g of CaO were dispersed in 400 mL of water during 5 min.
170 Two solutions of iron(III) (1.79×10^{-2} M) were prepared, one per each iron precursor, i.e. (FeO₃ or
171 Fe(NO₃)₃·9H₂O). The solution was dropwise added to the CaO slurry and the mixture was stirred for 4 h.
172 The suspension was filtered and the solid was dried overnight at 100 °C. Then the catalyst is calcined at
173 900°C in a muffle with a ramp of 2°C/min for 8h, to produce the acid and basic sites and to achieve the
174 catalytic stability. This thermal treatment affects both, input and output inventory, especially in the energy
175 consumption and in the emissions items (see table 1). During this stage, the transformation of Ca(OH)₂
176 (major component of quicklime) to CaO proceeds by means of temperature. This leads to waste gas
177 emission (carbon dioxide) and clean water vapor. The electricity thermal consumption in this stage was
178 5.837 kWh and, as can be seen in figure 1, this is the stage with the highest energy consumption due to the
179 use of a furnace. In order to establish the desorbed carbon dioxide due to the phase transformation of
180 Ca(OH)₂ into CaO, a thermogravimetric analysis using the simultaneous TGA/DSC SDT Q600-TA
181 Instruments was conducted.

182 The stability of the bifunctional catalyst was tested by evaluating its reusability in consecutive
183 transesterification reactions. The catalyst was reused at least three times and easily recovered. In this

184 step, further energy consumption was not necessary.

185

186 **2.2.3. Heterogeneous process**

187 The biodiesel production was carried out in a glass stirred tank reactor with baffles, methanol-reflux system
188 and a thermometer to monitor the reaction temperature that was kept constant ($T= 60\text{ }^{\circ}\text{C}$) at all experiments.
189 The stirring (600 rpm) and the heating were conducted through a thermal plate. The reflux system consisted
190 of a condenser that was being constantly cooled by recirculating anti-freeze coolant through the condenser.
191 The electricity consumption at this stage was 2.537 kWh, due to the use of the following equipment: heating
192 and stirring plate, rotary evaporator, recirculation system, vacuum pump and centrifuge. This was used to
193 conduct the reaction, separate the unreacted methanol via evaporation under vacuum, the catalyst by
194 centrifugation and finally glycerol was recovered by settling.

195

196 **2.3. Life cycle inventory analysis**

197
198 The inventory data with experimental quality, were obtained in a 0.25 L stirred tank reactor in the
199 Engineering Laboratory of the Joint Research Center in Sustainable Chemistry located at the km 14.5
200 Toluca-Atlacomulco highway, San Cayetano, Toluca de Lerdo, State of Mexico, 50200. The inventory
201 presented in figure 2, was calculated according to experimental results previously reported by (Enguilo et al.,
202 2021) when the studied variable is the iron precursor and the resulting materials are Cat_1 and Cat_2.
203 Quicklime, source of CaO, was from the lime production hydraulic. Methanol ACS (CH_3OH) 99.9% was
204 supplied by Fermont. Iron (III) nitrate ($\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) 99.0% was bought in MERCK and iron (III) Oxide
205 (Fe_2O_3) 99.0% was obtained from Reasol.

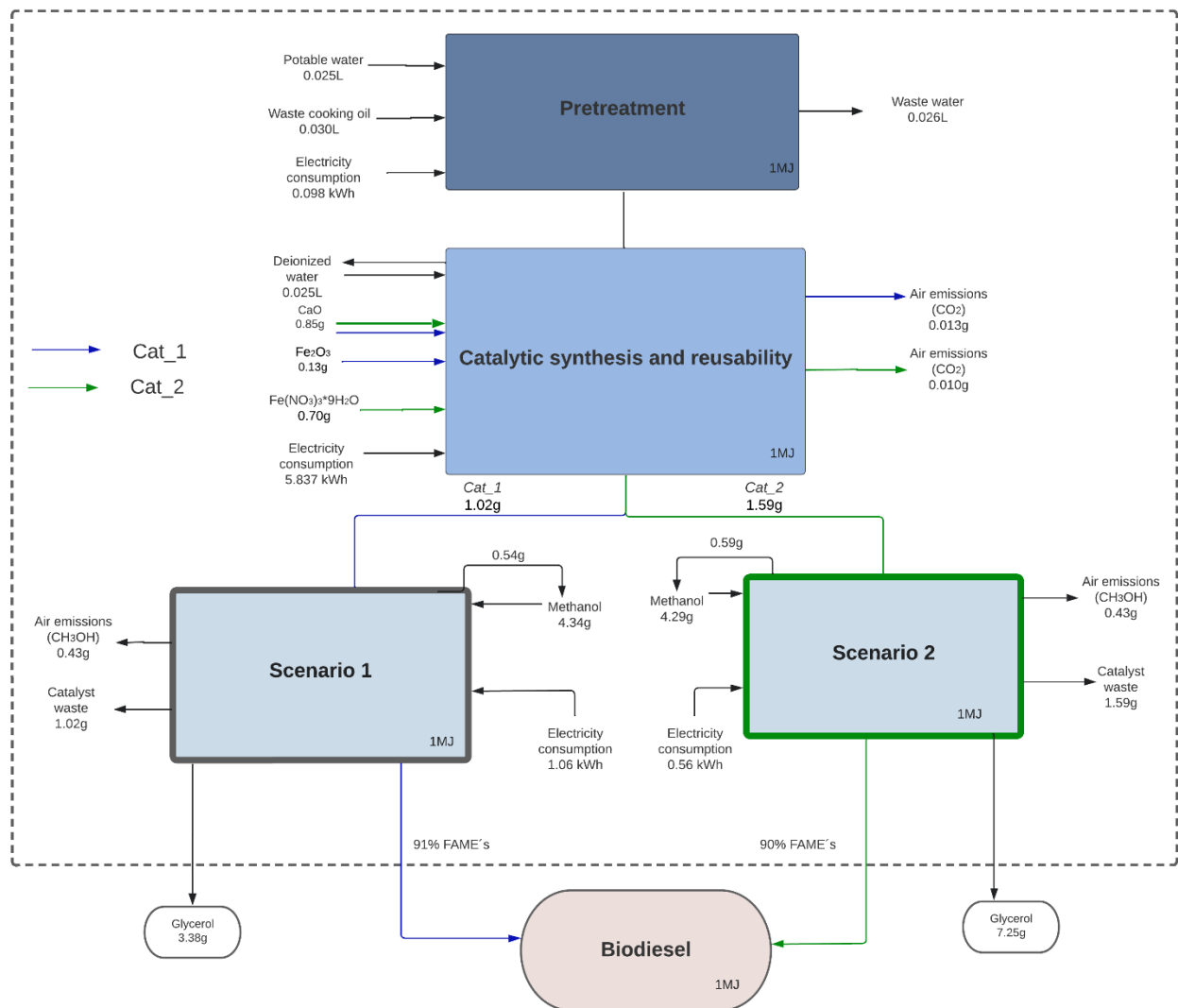
206

207 For the purpose of the simulation in SimaPro 9.3.0.3, electricity and fuel consumption emissions were
208 modeled with a mexican database (MX), Ecoinvent v.3 database. The disposal scenarios of solid waste and
209 wastewater were established according to the Ecoinvent v.3 RoW and GLO database.

210

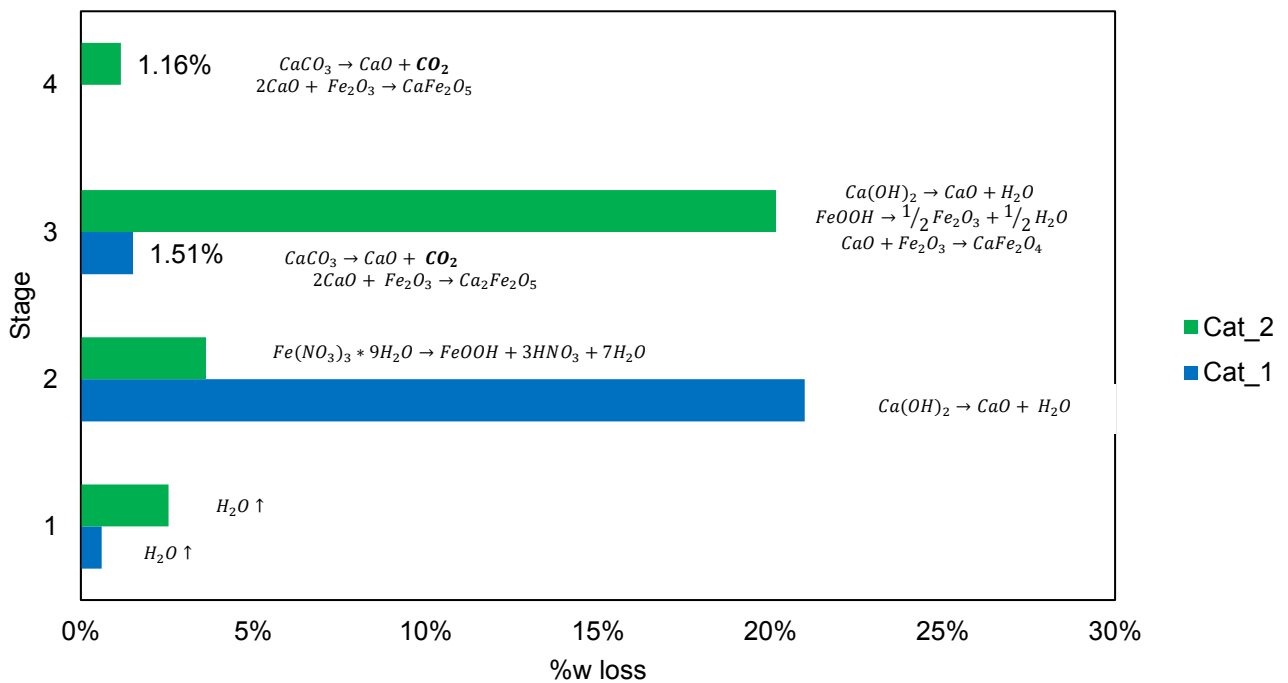
211 The impact analysis of each process variable was conducted separately. Nevertheless, a general inventory
 212 was established (see figure 2) and the catalyst synthesis phase was conducted separately in order to
 213 observe and evaluate the environmental impacts depending on the iron precursor and the resulting catalyst,
 214 Cat_1 and Cat_2.

215
 216 The iron precursor (Fe_2O_3) for Cat_1 was considered from the pig iron market (Flowers et al., 2021) and for
 217 Cat_2 (iron precursor: $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$), vermiculite market was elected (Chen et al., 2010). The allocation
 218 was made based on energy biodiesel output. The LCA system includes material and energy inputs and
 219 environmental emissions (water, air and solid) for each stage.



220

221
 222 **Figure 2.** Inventory analysis data of the heterogeneous production of biodiesel catalyzed by Cat_1 (Iron
 223 precursor: Fe₂O₃) (Scenario 1) and by Cat_2 (Iron precursor: Fe(NO₃)₃·H₂O) (Scenario 2).
 224
 225 The emissions of the catalytic synthesis and reusability stage were calculated based on thermogravimetric
 226 analysis (TGA) results reported by (Enguilo et al., 2021). Each stage in figure 3, corresponds to a weight
 227 loss observed by TGA and therefore to a chemical transformation that has been indicated in figure 3. In this
 228 figure, it can be observed that the emissions of CO₂ desorbed from Cat_1 (1.51%) were larger than those
 229 from Cat_2 (1.16%). The main emission is that of water occurring between 300 and 450 C, when the calcium
 230 hydroxide is transformed into calcium oxide (Enguilo et al., 2021).



231
 232 **Figure 3.** Weight loss desorption of Cat_1 and Cat_2 in various stages for
 233 quantifying emissions of CO₂
 234

235
 236

237 **2.3.1. Strategy 1: Modifying the iron content**

238
239 The conversion of FFA's achieved with a bifunctional catalysts may depend on the equilibrium of acid and
240 basic sites (Maroa y Inambao, 2021) (Atadashi et al., 2013), which ensures high catalytic activity. Enguilo
241 et al. (2021), reported that the ratio of acid to basic sites in Cat_2 is almost double than that in Cat_1. This
242 ratio is modified by altering the iron content onto the catalytic surface.

243 To assess the environmental impacts of varying iron content, a new inventory analysis was conducted only
244 in that related to the heterogeneous process since the rest of the stages remain the same. This inventory
245 analysis is presented in table 1 and the output values were obtained at 2 h of reaction with Cat_1 and after
246 1 h of reaction with Cat_2. This time is where the highest percentage of FAMEs is achieved. As can be seen
247 in table 1, other than reaction time, there are also variables such as electricity consumption, used and
248 recovered methanol that are affected by the type of employed catalyst. The electricity consumption is
249 practically half with Cat_2 than with Cat_1 since the reaction time, i.e. heating time, to reach the maximum
250 FAMEs % is half than that occupied by Cat_1. This increase in catalytic activity was ascribed (Enguilo et al.,
251 s/f) to the ratio of acid to basic sites, which is higher in Cat_2 than in Cat_1. It can also be observed in table
252 1 that the electricity consumption is a function of the iron percentage and this is due to the different catalytic
253 activity exhibited by each of the prepared catalysts that is reflected in the final FAMEs content. It is worth
254 noticing that this consumption is inversely correlated with the FAMEs content.

255
256
257
258
259

Table 1. Inventory analysis according to the functional unit (1 MJ) in biodiesel production with a heterogeneous process with different wt% of iron (III) content

Inventory item	Unit	wt% of iron (III)								Catalyst	Quality data
		1%		2.5%		5%		10%			
		Input	Output	Input	Output	Input	Output	Input	Output		
Methanol	g	6.25	1.38	5.61	0.73	5.48	0.60	5.54	0.67	Cat_1	Experimental
		5.95	1.07	5.74	0.86	5.54	0.67	5.54	0.67	Cat_2	
Biodiesel	MJ		1		1		1		1	Cat_1	Experimental
			1		1		1		1	Cat_2	
% FAME	%		78%		87%		89%		88%	Cat_1	Experimental
			82%		85%		88%		88%	Cat_2	
Electricity consumption	kWh	1.20		1.08		1.06		1.07		Cat_1	Experimental
		0.60		0.58		0.56		0.56		Cat_2	
Pig iron (Fe ₂ O ₃) Vermiculite	g	0.02		0.03		0.07		0.13		Cat_1	Experimental
		0.08		0.18		0.36		0.71		Cat_2	

Fe(NO ₃) ₃ *9H ₂ O											
Lime Hydraulic (CaO)	g	1.02		0.91		0.89		0.90		Cat_1	Experimental
		0.97		0.93		0.90		0.90		Cat_2	
Air emissions (CH ₃ OH)	g		0.63		0.56		0.55		0.55	Cat_1	Reference (Chung et al., 2019b)
			0.59		0.57		0.55		0.55	Cat_2	
Catalyst waste	g		1.03		0.94		0.96		1.03	Cat_1	Experimental
			1.04		1.12		1.26		1.61	Cat_2	
Methanol recovered	g		5.63		5.05		4.93		4.99	Cat_1	Experimental
			5.35		5.16		4.99		4.99	Cat_2	

2.3.2. Strategy 2: Modifying the catalyst concentration

The second strategy was varying the catalyst concentration (1%, 3%, 5% and 7%) for Cat_1 and Cat_2. The inventory analysis, table 3, describes the output values obtained at 2 h of reaction with Cat_1 and after 1 h of reaction with Cat_2. The percentage of FAMEs was studied with reaction time and electricity consumption, used and recovered methanol and catalyst waste. The electricity consumption is also practically half with Cat_2 than with Cat_1 since the reaction time to achieve the maximum FAMEs content was 1 h for Cat_2 and 2 h for Cat_1. As can be seen in table 2, the maximum FAMEs % was attained when using 5% iron content.

Table 2. Inventory analysis according to the functional unit (1 MJ) in biodiesel production with a heterogeneous process with different catalyst concentration

Inventory item	Unit	Catalyst concentration								Catalyst	Quality data
		1%		3%		5%		7%			
		Input	Output	Input	Output	Input	Output	Input	Output		
Methanol	g	6.25	1.38	5.74	0.86	5.48	0.60	8	3.12	Cat_1	Experimental
		7.07	2.19	5.74	0.86	5.54	0.67	8.13	3.25	Cat_2	
Biodiesel	MJ		1		1		1		1	Cat_1	Experimental
			1		1		1		1	Cat_2	
% FAME	%		78%		85%		89%		61%	Cat_1	Experimental
			69%		85%		88%		60%	Cat_2	
Electricity consumption	kWh	1.20		1.10		1.06		1.54		Cat_1	Experimental
		0.72		0.58		0.56		0.82		Cat_2	
Pig iron (Fe ₂ O ₃)	g	0.03		0.08		0.13		0.27		Cat_1	Experimental
Vermiculite Fe(NO ₃) ₃ *9H ₂ O		0.19		0.45		0.71		1.49		Cat_2	

Lime Hydraulic (CaO)	g	0.20		0.55		0.89		1.80		Cat_1	Experimental
		0.23		0.55		0.90		1.82		Cat_2	
Air emissions (CH ₃ OH)	g		0.63		0.57		0.55		0.80	Cat_1	Referencel (Chung et al., 2019b)
			0.71		0.57		0.55		0.81	Cat_2	
Catalyst waste	g		0.23		0.64		1.02		2.07	Cat_1	Experimental
			0.41		1.00		1.31		3.32	Cat_2	
Methanol recovered	g		5.63		5.16		4.93		7.20	Cat_1	Experimental
			6.36		5.16		4.99		7.32	Cat_2	

276
277
278
279

2.3.3. Strategy 3: Modifying the alcohol/oil molar ratio

280 The inventory analysis modifying the alcohol/oil molar ratio is presented in table 3. The values for this
281 process variable were 9:1, 12:1, 18:1 and 25:1, the percentage of FAMEs was studied with reaction time
282 and electricity consumption, used and recovered methanol and catalyst waste. The electricity consumption
283 is also practically half with Cat_2 than with Cat_1. The reason for this is that, as in the case of the
284 previous variable, the reaction time with Cat_2 to achieve the maximum FAMEs content was half of that
285 with Cat_1.

286
287
288
289

Table 3. Inventory analysis according to the functional unit (1 MJ) in biodiesel production with a heterogeneous process with different alcohol/oil molar ratio.

Inventory item	Unit	Alcohol/oil molar ratio								Catalyst	Quality data
		9 :1		12 :1		18 :1		25 :1			
		Input	Output	Input	Output	Input	Output	Input	Output		
Methanol	g	4.82	1.16	5.42	0.54	7.78	0.47	11.54	1.38	Cat_1	Experimental
		4.21	0.55	5.54	0.67	8.31	1	11.54	1.38	Cat_2	
Biodiesel	MJ		1		1		1		1	Cat_1	Experimental
			1		1		1		1	Cat_2	
% FAME	%		76%		90%		94%		88%	Cat_1	Experimental
			87%		88%		88%		88%	Cat_2	
Electricity consumption	kWh	1.24		1.04		1		1.07		Cat_1	Experimental
		0.57		0.56		0.56		0.56		Cat_2	
Pig iron (Fe ₂ O ₃)	g	0.16		0.13		0.13		0.13		Cat_1	Experimental
Vermiculite Fe(NO ₃) ₃ *9H ₂ O		0.72		0.71		0.71		0.71		Cat_2	
Lime Hydraulic	g	1.04		0.88		0.84		0.90		Cat_1	

(CaO)		0.91		0.90		0.90		0.90		Cat_2	Experimental
Air emissions (CH ₃ OH)	g		0.48		0.54		0.78		1.15	Cat_1	Reference (Chung et al., 2019b)
			0.42		0.55		0.83		1.15	Cat_2	
Catalyst waste	g		1.20		1.01		0.97		1.03	Cat_1	Experimental
			1.63		1.61		1.61		1.61	Cat_2	
Methanol recovered	g		5.49		5.42		7.47		11.27	Cat_1	Experimental
			4.33		5.65		8.48		11.77	Cat_2	

290

291

292

293

294

295

2.4. Life cycle impact assessment

The environmental impact of the whole processes has accuracy, consistency and specification of data

collection. The software SimaPro® 9.3.0.3 PhD (Pré Sustainability, Amersfoort, Netherlands) was used to

analyze and compare the environmental impact categories. Inventory models for inputs were obtained from

the Ecoinvent v.3 database (Ecoinvent, 2019). The midpoint assessment of biodiesel production from WCO

with heterogeneous catalyst (Cat_1) and (Cat_2), using variables on the FAMEs content, amount of catalyst

(with 10% of iron) respect to the mass of oil (1, 3, 5 and 7%), and wt% of iron (III) (1, 2.5, 5 and 10 wt%)

over CaO were calculated using the CML-IA baseline V3.06 / EU25 method. CML Leiden 2001 is used in

this study to assess the potential environmental impacts generated in the life cycle system of biodiesel

(CML, 2001). The midpoint categories considered were: Global warming (GWP100a) (kg CO₂ eq),

Photochemical oxidation (PO) (kg C₂H₄ eq), Acidification (A) (kg SO₂ eq) and Eutrophication (E) (kg PO₄ eq).

These environmental impacts categories have previously been used by other authors that have performed

a LCA (Caldeira et al., 2015; Corral-Bobadilla et al., 2022; Hartini et al., 2021; Hou et al., 2011; Kabul et al.,

2022; Shonnard et al., 2015), These categories of environmental impact are elected because they are

related with the consumption of energy by fossil fuels, raw materials and waste that the process generates

(Achten et al., 2010). In this study, the method to establish the endpoint LCA damage categories was

ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 / World (2010) H/A (ecosystem quality, human health, and resources)

311

2.5. Interpretation

312

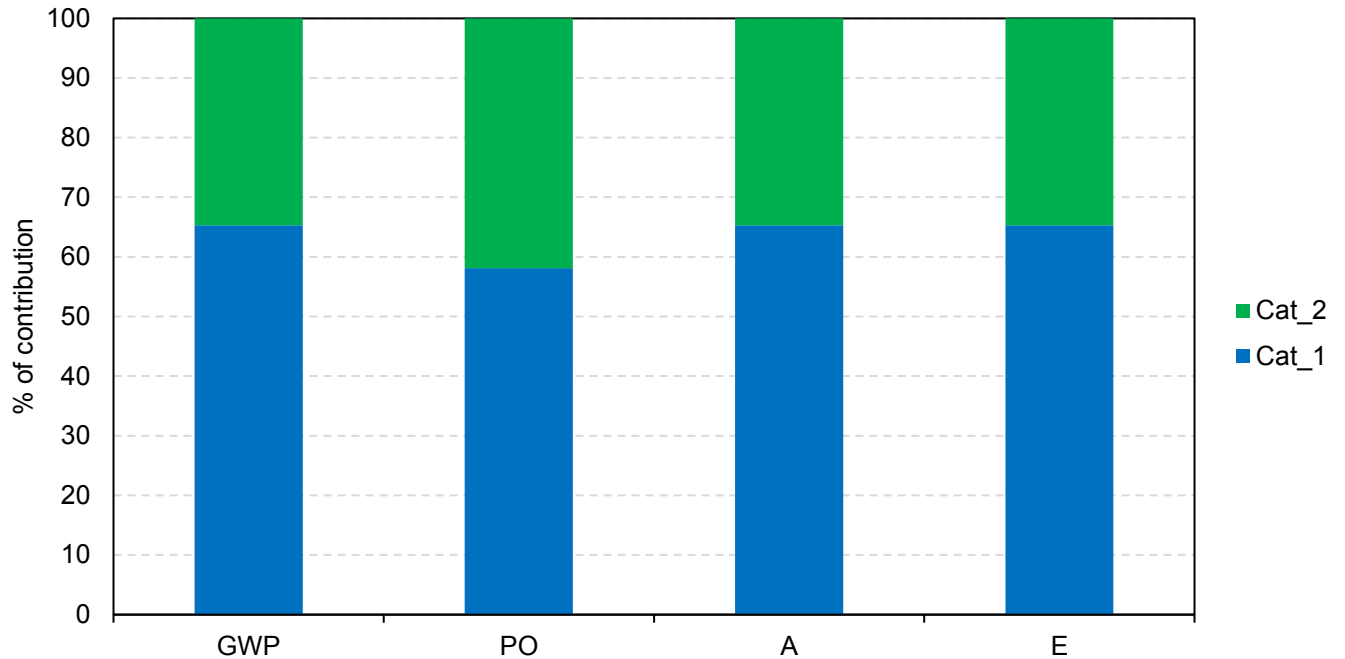
313

314 To complete the life cycle impact assessment, a sensitivity analysis was carried out to
315 evaluate each scenario based on allocation energy. Such an analysis is presented to
316 identify the environmental impact of global warming potential (GWP) affecting the biodiesel
317 production viability, to contrast with sustainability criteria already established by the
318 Renewable Energy Directive (RED). These criteria are based on the evaluation of CO₂
319 emissions, saving targets and comparison to fossil fuels, reported in LCA studies (Caldeira
320 et al., 2015; Hosseinzadeh-Bandbafha et al., 2022; Shonnard et al., 2015). The modified
321 variable was energy source, i.e. fossil fuels or solar.

322 **3. Results and discussion**

323 **1. Midpoint impact assessment of Scenario 1 and Scenario 2**

325 Under the best conditions of biodiesel production (5 wt% amount of catalyst and 10wt% of iron (III) over
326 CaO), the midpoint assessment of Cat 1 and Cat_2, figure 4, shows the biodiesel production catalyzed with
327 Cat_1 has the greatest environmental contributions in next categories: 65.31% GWP, 58.10% PO, 65.30%
328 A and 65.29% E. The principal contributor to the environmental impact is the use of electricity, mainly
329 produced from fossil fuels in Mexico (Santoyo-Castelazo et al., 2014).



330

331 **Figure 4.** Comparative results of life cycle environmental impacts for 1MJ of biodiesel production from
 332 waste cooking oil with Cat 1 (Fe_2O_3) and Cat_2 ($\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), using CML-IA baseline V3.06 midpoint
 333 indicators

334

335 *Global warming potential (GWP 100a)*

336 The global warming potential (GWP 100a), was evaluated for a time horizon of 100 years, and for this stage
 337 was 0.60 kgCO_2 eq/MJ for Cat_1 and 0.32 kgCO_2 eq/MJ for Cat_2, due to the effect of electricity
 338 consumption and methanol inputs in the heterogeneous reaction. This concurs with that reported by other
 339 research groups, regarding the heterogeneous process exerting the highest damage level, since it
 340 contributes to a large electricity consumption and to the energy expenditure in methanol recovery (Chung
 341 et al., 2019a; Iglesias et al., 2012; Morais et al., 2010).

342

343 *Photochemical oxidation (PO)*

344 Photochemical oxidation recorded in kg non-methane volatile organic compounds equivalent refers to

345 emissions of reactive substances injurious to human health and ecosystems. In this impact category, the
346 production of methanol contributes 1.69E-04 kg C₂H₄eq when using Cat_1 and 1.22E-04 kg C₂H₄eq when
347 using Cat_2 (Talens Peiró et al., 2010). Nevertheless, it is plausible that this impact category is affected by
348 the catalyst synthesis stage (because of the raw materials) and therefore the catalyst dosing will also affect
349 this indicator (Al-Muhtaseb et al., 2021).

350

351 *Acidification (A) and Eutrophication (E)*

352 Acidification measured in kg SO₂ equivalent is caused by the emission of acidifying substances that
353 decrease the pH of rainwater released into the environment. This impact category derives from acidifying
354 pollutants, such as NH₃, NO₂, NO_x, SO₂ and SO_x reaching the atmosphere and reacting with water vapor
355 to form acids. The transesterification stage contributes (2.48 E-03 kg SO₂eq) with Cat_1 and (1.32E-03 kg
356 SO₂eq) with Cat_2, respectively. This could be due to the use of methanol and electrical energy from fossil
357 fuels, which has been related to the emission of acidifying substances (Al-Muhtaseb et al., 2021). Also, a
358 contribution to this impact category might be given by the extraction of pig iron, vermiculite and calcium
359 oxide. It is also worth noting, that based on previous LCA studies on biofuels, biodiesel from WCO has lower
360 acidification and eutrophication than fossil diesel (Pasha et al., 2021).

361

362 Eutrophication consists of the effect of releasing an excessive amount of nutrients reported as kg PO₄
363 equivalent. The eutrophication impact comes from the waste liquid effluents that are released into water
364 bodies, increasing eutrophication levels produced during transesterification, for Cat_1 (2.33 E-04 kg PO₄eq)
365 and Cat_2 (1.24E-04 kg PO₄eq), respectively. The LCA of electricity generation in Mexico reports that
366 eutrophication potential from the operation of coal, heavy fuel oil and gas power plants contributes 27%,
367 24% and 30% (Santoyo-Castelazo et al., 2011), respectively.

368

369

370

371

2. Endpoint impact assessment of Scenario 1 and Scenario 2

372

373 According to the endpoint analysis presented in figure 5, Cat_1 contributed a total of 26.7 mPt and Cat_2,

374 14 mPt. The highest damage category was human health and this has been documented to be impacted by

375 toxicological effects and climate change (Finnveden et al., 2009). Thus, this category includes Global

376 warming, Human toxicity and Ozone layer depletion. The relative high single score of this category can be

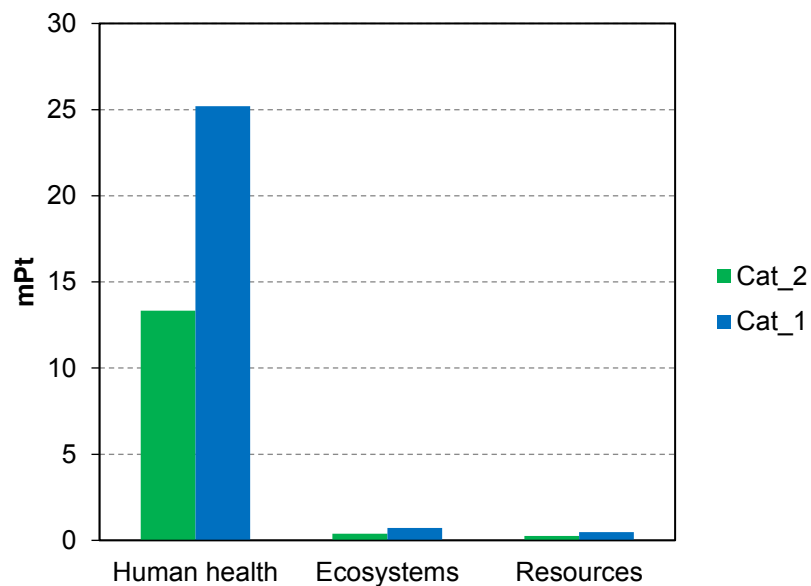
377 ascribed to the required heating and time to conduct the biodiesel production (Kumar et al., 2022), and it is

378 also impacted by the use of methanol that has been associated to the damage of human health

379 (Hosseinzadeh-Bandbafha et al., 2022). Cat_1 contributed with 25.20 mPt and Cat_2 with 13.34mPt to the

380 category of Human Health. This is related to the impacts of environmental degradation that results in an

381 increase of and duration of loss-of-life-years due to ill health, disability or early death.



382

383 **Figure 5.** ReCiPe's endpoint impact categories for the production of 1MJ of biodiesel from waste cooking

384 oil with Cat 1 (Fe_2O_3) and Cat_2 ($\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$).

385

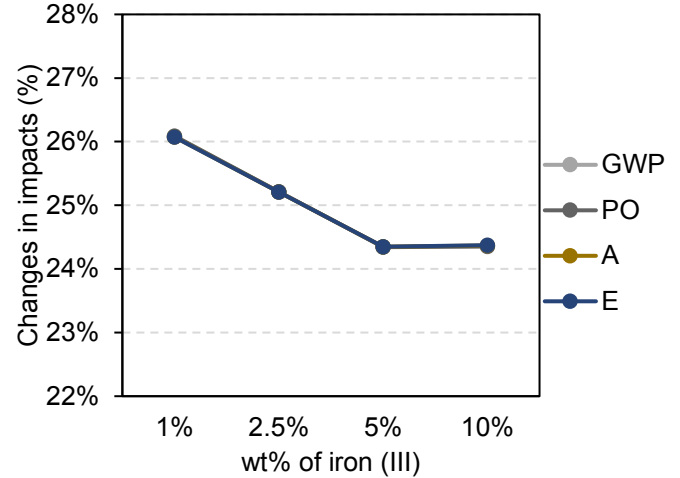
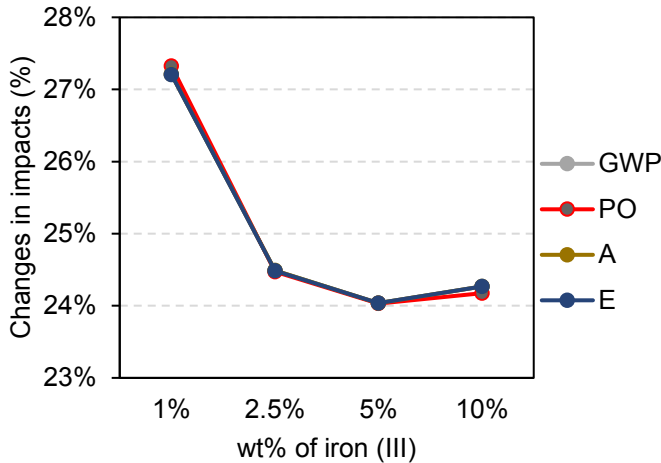
386 These results demonstrate that the process of biodiesel production with Cat_2, not only implies the

387 valorization of WCO but also provides environmental improvements in the use and production of alternative
388 renewable energies instead of fossil fuels. Nevertheless, the cost of raw materials to produce Cat_2 is about
389 six-fold than that of Cat_1 (Enguilo et al., 2021). Therefore, it is worth to analyze if by any of the assessed
390 strategies in this work, the environmental impacts of Cat_1 can get near to those of Cat_2 with the purpose
391 of utilizing Cat_1 instead of Cat_2 since the cost of the former is lower than the latter.

392
393 ***Strategy I: modifying iron (III) content***
394

395 From a chemical point of view, the variation of the iron (III) content implies a change in acid sites
396 concentration on the catalytic surface, available to conduct the esterification reaction of free fatty acids
397 (Camacho et al., 2016; Mandari y Devarai, 2021). From an economical perspective, this variable implies a
398 cost change of the catalyst preparation, i.e. higher iron (III) content implies a higher catalyst cost. So far,
399 the environmental implication of this variable has not been determined and this is the objective of this
400 section. For this purpose, figures 6 and 7 were generated for scenario 1 and 2, respectively. It can be
401 observed that

402 the changes in impacts are a function of catalyst. Nevertheless, the changes in impacts per category and
403 per catalyst overlapped. When Fe_2O_3 is used as catalyst precursor, this is Cat_1, all the four assessed
404 categories, i.e. GWP, PO, A and E, are similarly affected with the iron content. Actually, it can be seen in
405 figure 6, that the impact on the four categories is decreased when the iron content is increased from 1% to
406 5%, the change in impact is from ca. 27% to 24%. A similar behavior was observed with Cat_2 (figure 7). In
407 this case, however, the change in impacts was lower than that for Cat_1 since it changed from 26 to ca.
408 24%. In both cases, this behavior can be ascribed to an increase in FAMEs content (see table 1) that leads
409 to a decrease in energy consumption to produce 1 MJ. It is worth noticing in figures 6 and 7, that an increase
410 in iron content beyond 5% does not imply a further change in impacts.



411

412

413 **Figure 6.** Effect of iron content on the changes 416
 414 of midpoint environmental impacts using 417
 415 Cat_1. 418
 419

Figure 7. Effect of iron content on the changes
 of midpoint environmental impacts using
 Cat_2.

420 Summarized in table 4 are the input and output energy values for each wt% of iron (III). The
 421 input energy refers to the fossil energy consumption and the output energy refers to the
 422 functional unit that is 1 MJ of biodiesel. Therefore, the ratio means the used energy from fossil
 423 fuels required to produce 1MJ of energy from biodiesel. This ratio has been reported to be a
 424 function of the type of produced biofuel (Jeswani et al., 2020). This ratio, for instance, is 0.35
 425 for the average studies related to second generation bioethanol. In the context of biodiesel, the
 426 average ratio is 0.5 although there are studies in the 3rd quartile that report values up to 0.58
 427 (Jeswani et al., 2020). From now onwards, this ratio will be referred as fossil energy use and is
 428 expected to be as low as possible with the objective of reducing the dependence of fossil fuels
 429 and contribute to goal 13 for climate change mitigation and consequently to meet national
 430 strategies, policies and planning. For Cat_2, the ratio was between 0.6-0.56 MJ_{input}/MJ_{output} and
 431 for Cat_1 varies between 1.20 and 1.07 MJ_{input}/MJ_{output} (see table 4). The difference is due to
 432 the longer time required for Cat_1 to achieve a maximum compared to Cat_2 and to the high

433 energy requirements for heating and stirring plate, rotary evaporator, recirculation system,
 434 vacuum pump and centrifuge. This is reflected in the global warming potential (see table 5),
 435 that is about twice when using Cat_1 than when using Cat_2.

436 **Table 4.** Effect of the iron content on the fossil energy use (MJ MJ⁻¹)

Inventory item	Unit	wt% of iron (III)				Catalyst
		1%	2.5%	5%	10%	
Output energy	MJ	1	1	1	1	Cat_1
		1	1	1	1	Cat_2
Input energy	MJ	1.20	1.08	1.06	1.07	Cat_1
		0.60	0.58	0.56	0.56	Cat_2
Ratio		1.2	1.08	1.06	1.07	Cat_1
		0.6	0.58	0.56	0.56	Cat_2

437

438 **Table 5.** Environmental impact due to biodiesel production process (1 MJ) and effect of the iron
 439 content, using CML-IA baseline V3.06.

Impact Category	Unit	wt% of iron (III)				Catalyst
		1%	2.5%	5%	10%	
Global warming (GWP100a)	kg CO ₂ eq	0.76	0.68	0.67	0.68	Cat_1
		0.36	0.37	0.36	0.38	Cat_2

440

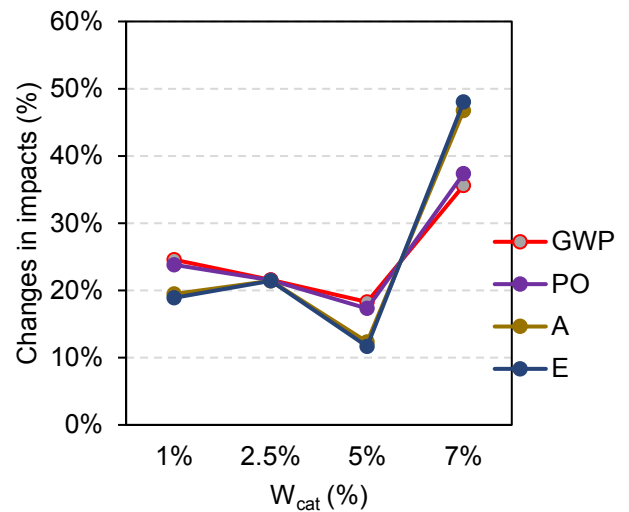
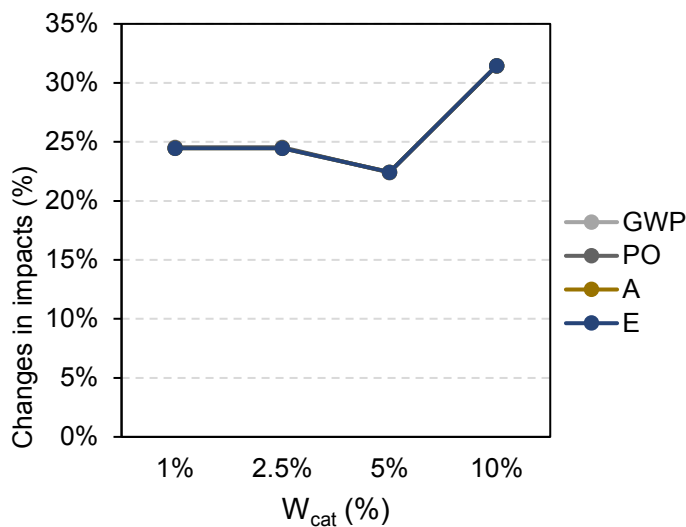
441 **Strategy 2: Modifying the catalyst concentration (W_{cat})**

442

443 This variable implies a higher number of acid and basic sites available to conduct both reactions,
 444 esterification and transesterification. It also implies an increased cost of the process due to a higher catalyst
 445 concentration per batch. In a multiphase reaction, like the one in this study, when the process is free of
 446 mass transport resistances, then an increase in this variable will lead to an increase in reaction rate (Peña
 447 et al., 2009). Thus, it is important to establish if such an improvement is worthy in terms of environmental
 448 impacts.

449 Regarding Cat_1, figure 8, the weight effect of catalyst concentration in the range of 1-5% is not considered
 450 significant for the contribution to environmental impacts, since all impacts are changed only between (24-

451 22%). In the case of Cat_2, figure 9, all impacts of midpoint analysis exhibit an important change when
 452 changing catalyst concentration: GWP (25-36%), PO (24-37%), A (19-47%) and E (19-48%). For the
 453 purpose of improving the environmental contribution by varying the amount of catalyst, Cat_2 has significant
 454 percentage changes in all the impacts categories studied, compared to Cat_1. The environmental impacts
 455 that presented higher changes were: A and E. This might be due to increase inputs such as catalyst
 456 concentration (vermiculite and lime hydraulic) and electricity consumption, and outputs (catalyst waste).
 457 Therefore, this strategy can be concluded to exert an important effect on the changes in impacts when using
 458 Cat_2. With this catalyst, the catalyst concentration with the minimum impacts was 5%. With this
 459 concentration, the environmental impact of GWP for Cat_1 was 0.67 kg CO₂ eq and Cat_2 was 0.36 kg CO₂
 460 eq, see table 5. It is worth noting that with the same catalyst concentration, the carbon footprint is reduced
 461 ca. by half when using Cat_2 instead of Cat_1.



462

463

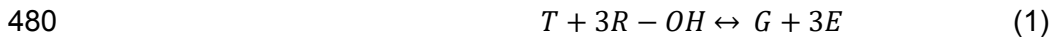
464 **Figure 8.** Effect of catalyst concentration
 465 on the change of environmental impacts
 466 with Cat_1.

470
 471
 472
 473
 474

467 **Figure 9.** Effect of catalyst concentration
 468 on the change of environmental impacts
 469 with Cat_2.

475 Strategy 3: varying the alcohol/oil molar ratio

476
477 According to the stoichiometry of the triglycerides transesterification reaction, three moles of methanol are
478 required to produce three moles of methyl esters (biodiesel) by means of reaction 1 (Galván Muciño et al.,
479 2016), equation 1.



481 This reaction, however, is reversible and to promote the direct reaction instead of the reverse one, a typical
482 action is the use of a higher alcohol/oil molar ratio than the stoichiometric one (Camacho et al., 2018; Muciño
483 et al., 2014)

484 Therefore, although reported that the reaction rate increases directly with the alcohol/molar ratio, it is
485 important to establish whether or not such an improvement justifies the increase in methanol consumption
486 and the changes in environmental impacts. Figure 7 and 8 show the effect of varying the alcohol/oil molar
487 ratio on changes in impacts, when using Cat_1 and Cat_2. In this case, PO was identified as the impact
488 category with the most significant change, for Cat_1 this impact changes between 23-31% and with Cat_2
489 (19-36%). This category is the most affected because of the increased use of a volatile compound,
490 methanol. The other impacts for Cat_1, i.e. GWP, A and E, are reduced from 28 to 23% when increasing
491 the alcohol/oil molar ratio from 9 to 18. This reduction is due to the increase in reaction rate that implies a
492 change in the inventory, specifically in energy consumption (see table 3). According to the inventory, the
493 energy consumption decreases from 1.24 to 1 kWh and then increases again to 1.07 with the highest
494 assessed alcohol/oil molar ratio (25:1). This also explains why the change in impacts also slightly increases
495 (see figure 10). Therefore, it can be concluded that when using Cat_1 the strategy of increasing the
496 alcohol/oil molar ratio up to 12:1 reduces GWP, PO, A and E; a further increase not only will not significantly
497 improve these categories but will negatively affect PO. Regarding Cat_2, the only affected impact category
498 is PO and this is, once again, due to the increased use of methanol. The other impact categories are not
499 affected since the energy consumption to obtain 1MJ was very similar with any of the assessed alcohol/oil
500 molar ratios, ca. 0.56 kWh.

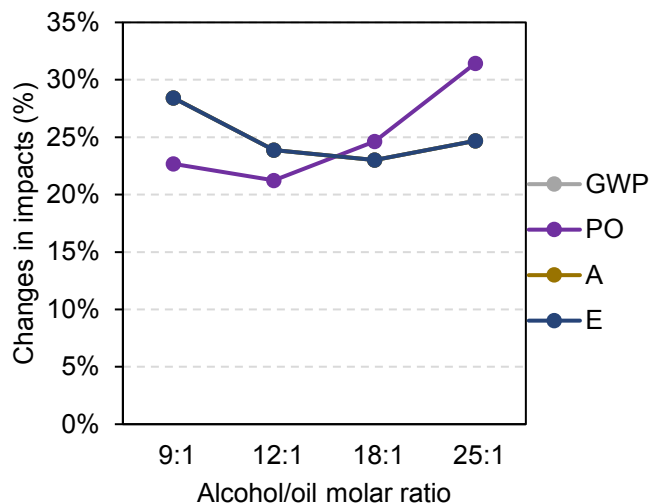


Figure 10. Effect of alcohol/oil molar ratio on the change of environmental impacts when using Cat_1.

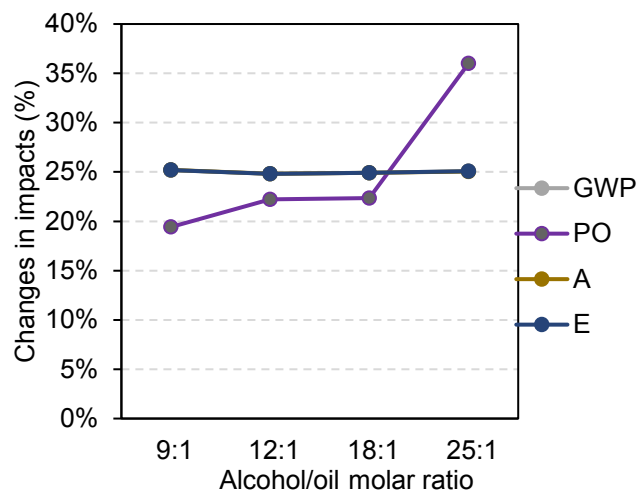
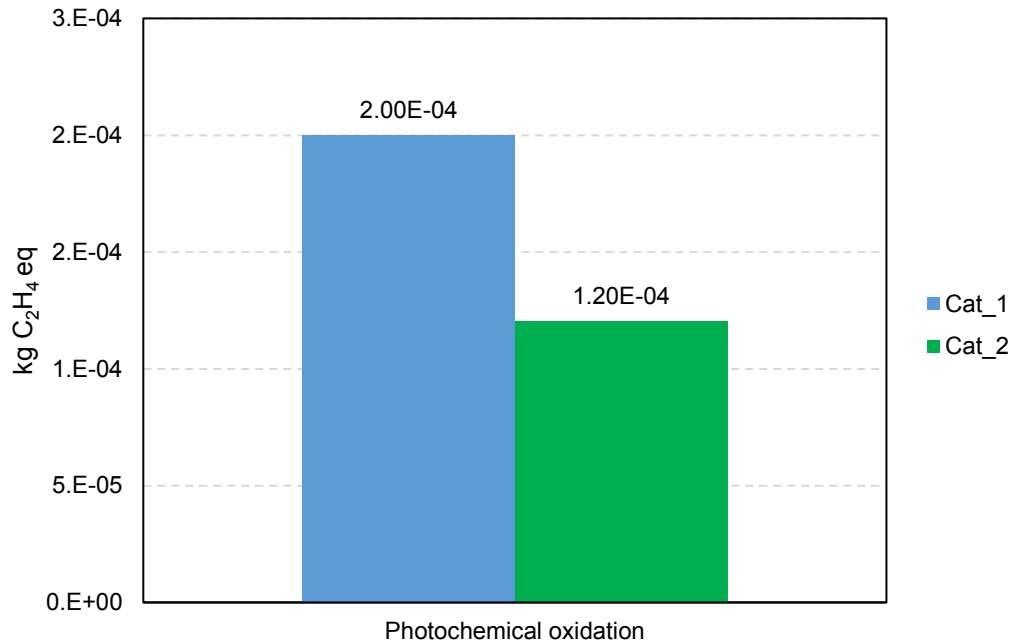


Figure 11. Effect of alcohol/oil molar ratio on the change of environmental impacts when using Cat_2.

501
502
503
504
505
510

506
507
508
509

511 The environmental impact of GWP with 12:1 alcohol/oil molar ratio for Cat_1 was 0.66 kg CO₂ eq and
 512 Cat_2 was 0.36 kg CO₂ eq. Thus, the carbon footprint is reduced by about half when the iron nitrate is
 513 used as precursor of the catalyst. The photochemical oxidation is also considerably reduced, about 40%,
 514 when changing iron precursors (see figure 12). This is because with the same amount of alcohol, a higher
 515 FAMES % is obtained after 1 h of reaction with Cat_2 than with Cat_1.



516

517 **Figure 12.** Photochemical oxidation impact category of biodiesel production on Cat_1 and Cat_2
518 with 9:1 alcohol/oil molar

519

520

521 **Sensitivity analysis**

522

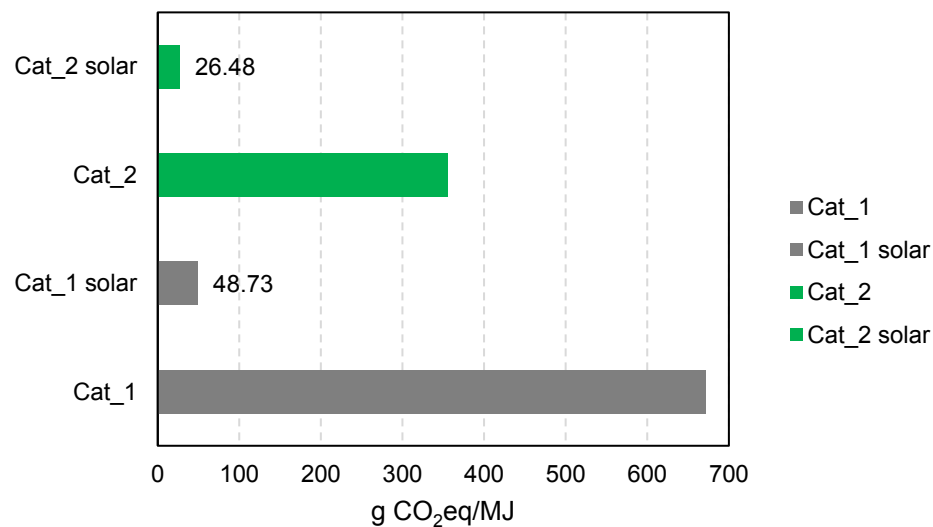
523 The impact categories GWP and PO could be minimized by substituting the electricity mix from carbon
524 to other energy sources with lower carbon and sulphur content. A possible way of reducing such
525 dependency is to increase the electricity production and chemicals from renewables, as for example the
526 production of methanol by using biogas.

527

528 There is presented in figure 13, the sensitivity analysis when electricity consumption was solar energy.
529 In such a case, the GWP decreases approximately 93%, for both catalysts, Cat_1(48.73 gCO₂eq MJ⁻¹)
530 and Cat_2 (26.48 gCO₂eq MJ⁻¹), when conducting the process with a catalyst loading of 5%, an iron
531 content of 10% and a 12:1 alcohol/oil molar ratio. The energy allocation indicates the importance of
532 clearly identifying, describing and motivating the choice of energy use indicator (Arvidsson et al., 2012),
533 as per the RED approach leads to GHG emissions of 15-20 gCO₂eq MJ⁻¹ (Shonnard et al., 2015). The

534 RED has established a typical greenhouse gas emission for biofuels systems using allocation energy
 535 content (European Parliament, 2018; Malça y Freire, 2012), this measure in the EU has motivated the
 536 use of biofuels instead of fossil fuels. The recently established goal is that at least 32 % of the total EU
 537 energy needs are met with renewables by 2030 (EPF, 2018). Biofuels regulations, such as those
 538 established by the RED, use the energy content of biofuels (MJ) as the functional unit (Caldeira et al.,
 539 2015; Jeswani et al., 2020). Mexico has committed to an unconditionally goal of reducing 22% of
 540 greenhouse gas (GHG) emissions by 2030 with respect to a business as usual baseline (INECC, 2018).
 541 Therefore, under the framework of this energy reform, the state must introduce a clean energy certificate
 542 market that forces power generators to include clean energy sources such as wind, photovoltaic, and
 543 biomass. In this sense, the results shown in figure 13 demonstrate the second generation biodiesel that
 544 comes from raw material such as WC to importantly contribute to this goal.

545
546



547

548 **Figure 13.** Sensitivity analysis of electricity consumption by fossil fuels and solar energy, measure in
 549 GWP (g CO₂eqMJ-1)

550 In addition, this research contributes to United Nations Sustainable Development Goals (SDG) by

551 providing a pathway to clean energy options (SDG 7) and is aligned to SDG 13 (Climate Action) and
552 SDG 12 (Responsible Consumption and Production). Going forward, it is crucial that the innovations
553 applying circular economy approaches not only entail production and chemical processes but also assess
554 life cycle environmental impacts (Al-Muhtaseb et al., 2022).

555 4. Conclusions 556

557 The environmental impacts of biodiesel production under different process strategies were established
558 through life cycle assessment (LCA). In the general scenario, biodiesel was obtained from waste cooking
559 oil (WCO) and using bifunctional catalysts based on iron supported on CaO. The following strategies
560 were assessed to improve the sustainability of the heterogeneous catalysed biodiesel production from
561 waste cooking oil (WCO): iron precursor to prepare the bifunctional catalyst, iron content, catalyst
562 concentration and alcohol/oil molar ratio.

563 Regarding the iron precursor to prepare the bifunctional catalyst, the most affected midpoint impact
564 categories were global warming potential, photochemical oxidation, acidification and eutrophication. It
565 was concluded that the use of $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ (Cat_2) instead of Fe_2O_3 (Cat_1), contributes the lowest
566 (35%) to the aforementioned environmental impact categories. The endpoint analysis results, show the
567 human health damage as the most affected indicator. In this case also, Cat_2 is 52.89% lower than that
568 with Cat_1. Therefore, the preparation of the bifunctional catalyst used in this work is cleaner when using
569 $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ instead of Fe_2O_3 ; consequently, the former is recommended to prepare the bifunctional
570 catalyst, despite its preparation cost being ca. 6.5 times higher than the catalyst prepared with Fe_2O_3 .

571 For Cat_1, the strategy that reduces the most the environmental impacts related to eutrophication (E)
572 and acidification (A) is the increase of the alcohol/molar ratio up to 12. GWP and photo-oxidation (PO)
573 are mainly affected by the iron content, which is not recommended to be higher than 5% since this
574 increases the environmental impacts of biodiesel production with Cat_1.

575 For Cat_2, varying the catalyst loading (W_{cat}) in the reaction system is the strategy that decreases the
576 most the environmental impact categories of E, A, GWP and P. Beyond $W_{\text{cat}}=5\%$, the environmental

577 impacts increase. With this catalyst, the increase in alcohol/oil molar ratio does not exert a change on A
578 and E, but increases the environmental impact related to P and GWP. Therefore, this variable should be
579 kept at a minimum when using $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ as iron precursor.

580 Finally, it was concluded that the global warming potential decreases about 93%, for Cat_1(48.73
581 $\text{gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$) and Cat_2 (26.48 $\text{gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$) when conducting the biodiesel production with solar
582 energy instead of energy from fossil fuels.

583

584 **Acknowledgments**

585 C. Alanis is grateful to the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) for the scholarship
586 (CVU 360631) with registration number DCAAM-0520 to conduct postgraduate studies. The financial
587 support of Universidad Autónoma del Estado de México through the research project 6488/2022CIC for
588 the Consolidation of Research Groups and Advanced Studies 2022, is also acknowledged. The GISRO
589 network (5083/REDP2020) is also acknowledged. The authors are also grateful for the technical support
590 of Citlalit Martínez Soto.

591 **References**

- 592
593 Achten, W.M.J., Vandenbempt, P., Almeida, J., Mathijs, E., Muys, B., 2010. Life cycle assessment of a
594 palm oil system with simultaneous production of biodiesel and cooking oil in Cameroon. *Environ.*
595 *Sci. Technol.* 44, 4809–4815.
- 596 Al-Mawali, K.S., Osman, A.I., Al-Muhtaseb, A.H., Mehta, N., Jamil, F., Mjalli, F., Vakili-Nezhaad, G.R.,
597 Rooney, D.W., 2021. Life cycle assessment of biodiesel production utilising waste date seed oil and
598 a novel magnetic catalyst: A circular bioeconomy approach. *Renew. Energy*.
- 599 Al-Muhtaseb, A.H., Osman, A.I., Jamil, F., Mehta, N., Al-Haj, L., Coulon, F., Al-Maawali, S., Al Nabhani,
600 A., Kyaw, H.H., Zar Myint, M.T., Rooney, D.W., 2022. Integrating life cycle assessment and
601 characterisation techniques: A case study of biodiesel production utilising waste *Prunus Armeniaca*
602 seeds (PAS) and a novel catalyst. *J. Environ. Manage.* 304, 114319.

- 603 Al-Muhtaseb, A.H., Osman, A.I., Murphin Kumar, P.S., Jamil, F., Al-Haj, L., Al Nabhani, A., Kyaw, H.H.,
604 Myint, M.T.Z., Mehta, N., Rooney, D.W., 2021. Circular economy approach of enhanced bifunctional
605 catalytic system of CaO/CeO₂ for biodiesel production from waste loquat seed oil with life cycle
606 assessment study. *Energy Convers. Manag.* 236, 114040.
- 607 Al-Saadi, A., Mathan, B., He, Y., 2020. Biodiesel production via simultaneous transesterification and
608 esterification reactions over SrO–ZnO/Al₂O₃ as a bifunctional catalyst using high acidic waste
609 cooking oil. *Chem. Eng. Res. Des.* 162, 238–248.
- 610 Arvidsson, R., Fransson, K., Fröling, M., Svanström, M., Molander, S., 2012. Energy use indicators in
611 energy and life cycle assessments of biofuels: Review and recommendations. *J. Clean. Prod.* 31,
612 54–61.
- 613 Atadashi, I.M., Aroua, M.K., Abdul Aziz, A.R., Sulaiman, N.M.N., 2013. The effects of catalysts in
614 biodiesel production: A review. *J. Ind. Eng. Chem.* 19, 14–26.
- 615 Caldeira, C., Queirós, J., Freire, F., 2015. Biodiesel from Waste Cooking Oils in Portugal: Alternative
616 Collection Systems. *Waste and Biomass Valorization* 6, 771–779.
- 617 Camacho, J.N., Natividad, R., Galvan Muciño, G.E., García-Orozco, I., Baeza, R., Romero, R., 2016.
618 Comparative study of quick lime and CaO as catalysts of safflower oil transesterification. *Int. J.*
619 *Chem. React. Eng.* 14, 909–917.
- 620 Camacho, J.N., Romero, R., Galvan, G., Natividad, R., Martínez, S., Pérez, C., 2018. Kinetic modeling
621 of canola oil transesterification catalyzed by quiklime. *J. Appl. Res. Technol.* 6, 446–454.
- 622 Chen, Q., Wu, P., Dang, Z., Zhu, N., Li, P., Wu, J., Wang, X., 2010. Iron pillared vermiculite as a
623 heterogeneous photo-Fenton catalyst for photocatalytic degradation of azo dye reactive brilliant
624 orange X-GN. *Sep. Purif. Technol.* 71, 315–323.
- 625 Chung, Z.L., Tan, Y.H., Chan, Y.S., Kandedo, J., Mubarak, N.M., Ghasemi, M., Abdullah, M.O., 2019a.
626 Life cycle assessment of waste cooking oil for biodiesel production using waste chicken eggshell
627 derived CaO as catalyst via transesterification. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* 21, 101317.

- 628 Chung, Z.L., Tan, Y.H., Chan, Y.S., Kandedo, J., Mubarak, N.M., Ghasemi, M., Abdullah, M.O., 2019b.
629 Life cycle assessment of waste cooking oil for biodiesel production using waste chicken eggshell
630 derived CaO as catalyst via transesterification. *Biocatal. Agric. Biotechnol.*
- 631 CML, 2001. *Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards*. CML.
- 632 Corral-Bobadilla, M., Lostado-Lorza, R., Somovilla-Gómez, F., Íñiguez-Macedo, S., 2022. Life cycle
633 assessment multi-objective optimization for eco-efficient biodiesel production using waste cooking
634 oil. *J. Clean. Prod.* 359, 132113.
- 635 Dahiya, S., Katakjwala, R., Ramakrishna, S., Mohan, S.V., 2020. Biobased Products and Life Cycle
636 Assessment in the Context of Circular Economy and Sustainability. *Mater. Circ. Econ.*
- 637 Ecoinvent, 2019. System Models in ecoinvent 3 [WWW Document]. Ecoinvent. URL
638 [https://www.ecoinvent.org/database/system-models-in-ecoinvent-3/system-models-in-ecoinvent-](https://www.ecoinvent.org/database/system-models-in-ecoinvent-3/system-models-in-ecoinvent-3.html)
639 [3.html](https://www.ecoinvent.org/database/system-models-in-ecoinvent-3/system-models-in-ecoinvent-3.html)
- 640 Elias, S., Rabiú, A.M., Okeleye, B.I., Okudoh, V., Oyekola, O., 2020. Bifunctional heterogeneous catalyst
641 for biodiesel production from waste vegetable oil. *Appl. Sci.* 10.
- 642 Enguilo, V., Romero, R., Gómez-Espinosa, R.M., Romero, A., Martínez, S.L., Natividad, R., 2021.
643 Biodiesel Production from Waste Cooking Oil Catalyzed by a Bifunctional Catalyst. *ACS Omega*.
- 644 Enguilo, V., Romero, R., Gómez E., R.M., Amaya, R., Martínez, S.L., Natividad, R., s/f. Biodiesel
645 production from waste cooking oil catalyzed by a bifunctional catalyst. *ACS OMEGA* 1–51.
- 646 EPF, 2018. Renewable Energy Directive Recast (RED II) – [WWW Document]. *Renew. ENERGY Dir.*
647 URL [https://europanel.org/european-policy-developments/climate-energy/renewable-energy-](https://europanel.org/european-policy-developments/climate-energy/renewable-energy-directive-recast-red-ii/)
648 [directive-recast-red-ii/](https://europanel.org/european-policy-developments/climate-energy/renewable-energy-directive-recast-red-ii/)
- 649 Escobar, N., Ribal, J., Clemente, G., Sanjuán, N., 2014. Consequential LCA of two alternative systems
650 for biodiesel consumption in Spain, considering uncertainty. *J. Clean. Prod.* 79, 61–73.
- 651 Esmaeili, H., 2022. A critical review on the economic aspects and life cycle assessment of biodiesel
652 production using heterogeneous nanocatalysts. *Fuel Process. Technol.* 230, 107224.

- 653 European Parliament, 2018. Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council on
654 the promotion of the use of energy from renewable sources. Off. J. Eur. Union.
- 655 Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington,
656 D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.*
- 657 Flowers, P., Theopold, K., Langley, R., Clark, J., 2021. *Metallurgy of Iron and Steel.*
- 658 Galván Muciño, G.E., Romero, R., Ramírez, A., Ramos, M.J., Baeza-Jiménez, R., Natividad, R., 2016.
659 Kinetics of transesterification of safflower oil to obtain biodiesel using heterogeneous catalysis. *Int.*
660 *J. Chem. React. Eng.* 14, 929–938.
- 661 Hartini, S., Puspitasari, D., Aisy, N.R., Widharto, Y., 2020. Eco-efficiency Level of Production Process of
662 Waste Cooking Oil to be Biodiesel with Life Cycle Assessment. *ICENIS 10004*, 1–9.
- 663 Hartini, S., Widharto, Y., Indarto, S.R., Murdikaningrum, G., 2021. Eco-efficiency analysis of waste
664 cooking oil recycling into liquid dish soap using life cycle assessment. *IOP Conf. Ser. Earth Environ.*
665 *Sci.* 896, 012066.
- 666 Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Nizami, A.-S., Kalogirou, S.A., Gupta, V.K., Park, Y.-K., Fallahi, A.,
667 Sulaiman, A., Ranjbari, M., Rahnama, H., Aghbashlo, M., Peng, W., Tabatabaei, M., 2022.
668 Environmental life cycle assessment of biodiesel production from waste cooking oil: A systematic
669 review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 161, 112411.
- 670 Hou, J., Zhang, P., Yuan, X., Zheng, Y., 2011. Life cycle assessment of biodiesel from soybean, jatropha
671 and microalgae in China conditions. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 15, 5081–5091.
- 672 Iglesias, L., Laca, A., Herrero, M., Díaz, M., 2012. A life cycle assessment comparison between
673 centralized and decentralized biodiesel production from raw sunflower oil and waste cooking oils. *J.*
674 *Clean. Prod.* 37, 162–171.
- 675 INECC, 2018. Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la
676 Convención Marco de las Naciones Unidas sobre, Society.
- 677 ISO 14040:2006, 2007. Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.

- 678 México.
- 679 ISO14044, 2006. Environmental Management. Life Cycle Assessment. Requirements and Guidelines.
- 680 [WWW Document]. NTC-ISO 14044. URL <http://tienda.icontec.org/brief/NTC-ISO14044.pdf>
- 681 Jeswani, H.K., Chilvers, A., Azapagic, A., 2020. Environmental sustainability of biofuels: A review:
- 682 Environmental sustainability of biofuels. R. Soc. 476, 1–37.
- 683 Kabul, A., Karuniasa, M., Frimawaty, E., 2022. Potential environmental impact of biodiesel production
- 684 from palm oil using LCA (Life Cycle Assessment) in Indonesia. J. Nat. Resour. Environ. Manag.
- 685 12, 64–71.
- 686 Kumar, A., Singh, J., Trivedi, J., Atray, N., 2022. Bioresource Technology Reports Comparative LCA
- 687 studies of biodiesel produced from used cooking oil using conventional and novel room temperature
- 688 processes. Bioresour. Technol. Reports 18, 101072.
- 689 Loizidou, M., Moustakas, K., Rehan, M., Nizami, A.-S., Tabatabaei, M., 2021. New developments in
- 690 sustainable waste-to-energy systems. Renew. Sustain. Energy Rev. 151, 111581.
- 691 Malça, J., Freire, F., 2012. Addressing land use change and uncertainty in the life-cycle assessment of
- 692 wheat-based bioethanol. Energy 45, 519–527.
- 693 Mandari, V., Devarai, S.K., 2021. Biodiesel Production Using Homogeneous, Heterogeneous, and
- 694 Enzyme Catalysts via Transesterification and Esterification Reactions: a Critical Review. BioEnergy
- 695 Res.
- 696 Maroa, S., Inambao, F., 2021. A review of sustainable biodiesel production using biomass derived
- 697 heterogeneous catalysts 1–35.
- 698 Morais, S., Couto, S., Martins, A.A., Mata, T.M., 2010. Designing eco-efficient biodiesel production
- 699 processes from waste vegetable oils, Computer Aided Chemical Engineering. Elsevier B.V.
- 700 Muciño, G.G., Romero, R., Ramírez, A., Martínez, S.L., Baeza-Jiménez, R., Natividad, R., 2014.
- 701 Biodiesel production from used cooking oil and sea sand as heterogeneous catalyst. Fuel 138, 143–
- 702 148.

- 703 Navarro-Pineda, F.S., Handler, R., Sacramento-Rivero, J.C., 2017. Potential effects of the Mexican
704 energy reform on life cycle impacts of electricity generation in Mexico and the Yucatan region. *J.*
705 *Clean. Prod.*
- 706 OECD, 2019. OECD-FAO Agricultural Outlook 2019-2028 [WWW Document]. URL
707 <http://stats.oecd.org/Index.aspx>
- 708 Pasha, M.K., Dai, L., Liu, D., Guo, M., Du, W., 2021. An overview to process design, simulation and
709 sustainability evaluation of biodiesel production. *Biotechnol. Biofuels* 14, 1–23.
- 710 Peña, R., Romero, R., Martínez, S.L., Ramos, M.J., Martínez, A., Natividad, R., 2009. Transesterification
711 of Castor Oil: Effect of Catalyst and Co-Solvent. *Ind. Eng. Chem. Res.* 48, 1186–1189.
- 712 Rahman, A., Kang, S., McGinnis, S., Vikesland, P.J., 2022. Life Cycle Impact Assessment of Iron Oxide
713 (Fe₃O₄/γ-Fe₂O₃) Nanoparticle Synthesis Routes. *ACS Sustain. Chem. Eng.*
- 714 Santoyo-Castelazo, E., Gujba, H., Azapagic, A., 2011. Life cycle assessment of electricity generation in
715 Mexico. *Energy* 36, 1488–1499.
- 716 Santoyo-Castelazo, E., Stamford, L., Azapagic, A., 2014. Environmental implications of decarbonising
717 electricity supply in large economies: The case of Mexico. *Energy Convers. Manag.* 85, 272–291.
- 718 Sheinbaum, C., Caldero, A., Rami, M., 2013. Potential of biodiesel from waste cooking oil in Mexico.
719 *Biomass and Bioenergy* 6.
- 720 Shonnard, D.R., Klemetsrud, B., Sacramento-Rivero, J., Navarro-Pineda, F., Hilbert, J., Handler, R.,
721 Suppen, N., Donovan, R.P., 2015. A Review of Environmental Life Cycle Assessments of Liquid
722 Transportation Biofuels in the Pan American Region. *Environ. Manage.* 56, 1356–1376.
- 723 Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Ankaram, S., Duan, Y., Awasthi, M.K., 2019. Biofuel production from
724 biomass: Toward sustainable development, *Current Developments in Biotechnology and*
725 *Bioengineering: Waste Treatment Processes for Energy Generation.* Elsevier B.V.
- 726 Singh-Ackbarali, D., Maharaj, R., Mohamed, N., Ramjattan-Harry, V., 2017. Potential of used frying oil in
727 paving material: solution to environmental pollution problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 12220–

- 728 12226.
- 729 Talens Peiró, L., Lombardi, L., Villalba Méndez, G., Gabarrell i Durany, X., 2010. Life cycle assessment
730 (LCA) and exergetic life cycle assessment (ELCA) of the production of biodiesel from used cooking
731 oil (UCO). *Energy* 35, 889–893.
- 732 Viornerly, E.A., Bravo, B., Mena, V.Y., 2020. Life cycle assessment and emission analysis of waste
733 cooking oil biodiesel blend and fossil diesel used in a power generator. *Fuel* 281, 118739.
- 734 Yaashikaa, P.R., Kumar, P.S., Karishma, S., 2022. Bio-derived catalysts for production of biodiesel: A
735 review on feedstock, oil extraction methodologies, reactors and lifecycle assessment of biodiesel.
736 *Fuel* 316, 123379.
- 737 Zhao, Y., Wang, C., Zhang, L., Chang, Y., Hao, Y., 2021. Converting waste cooking oil to biodiesel in
738 China: Environmental impacts and economic feasibility. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 140, 110661.
- 739
- 740
- 741
- 742

3.2.2. Evaluación ambiental de un proceso de compostaje en los espacios universitarios mediante el análisis de ciclo de vida

Tipo de publicación

- Artículo

Título de la publicación

- Evaluación ambiental de un proceso de compostaje en los espacios universitarios mediante el análisis de ciclo de vida

Revista

- Por definir

Estatus

- Por enviar

Autores

- ALANIS, Claudia, ÁVILA CORDOBA, Liliana, ÁLVAREZ ARTEAGA, Gustavo and NATIVIDAD, Reyna.

DOI

INTRODUCCIÓN

La valorización energética de los residuos en su fracción orgánica, a nivel mundial busca una transformación ambiental con una perspectiva de ciclo de vida hacia la sostenibilidad en problemas locales (Kooduvalli, et al., 2020). Las emisiones globales correspondientes al tratamiento y mala disposición de los residuos se ponderan en un 5% (1,600 millones de toneladas de CO₂eq) (BM, 2018). Los rellenos sanitarios son uno de los principales emisores de metano (CH₄), contribuyendo con más del 12 % de las emisiones globales anuales totales, dicho gas es equivalente a 734 kg CO₂eq. En México el 46.52% de los residuos son orgánicos (RO), de los cuales el 33.07% son desperdicios de alimentos y el 27% de los procesos de valorización son en las plantas de aprovechamiento de residuos como el composteo (SEMARNAT, 2020). El compostaje es uno de los tratamientos más convencionales, el cual busca convertir los compuestos orgánicos en dióxido de carbono (CO₂), los principales gases de efecto invernadero (GEI) que contribuyen al calentamiento global son el CH₄ y el N₂O, en una atmósfera aeróbica, la cual requiere de humedad y energía mecánica para mezclar y airear (Makan & Fadili, 2020), dicho tratamiento logra que la masa y el volumen de los RO se reduzca aproximadamente en un 40% (Melikoglu et al., 2013). La aireación permite una mayor proporción CO₂, evitando la formación de CH₄ en términos de emisiones de gases de efecto invernadero (EPA, 2018).

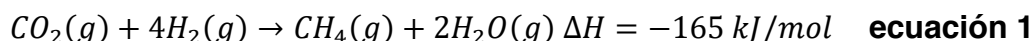
Dentro de los parámetros que se consideran importantes al inicio y final del proceso de composta son: el contenido de humedad, la relación C/N, el pH, la temperatura y el tamaño de las partículas (Persiani et al., 2020). En México la NMX-AA-180-SCFI-2018, *establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales* (DOF, 2018).

El compostaje es el tratamiento bioquímico con la huella de carbono más baja, -41 kg de CO₂ por tonelada de RO, dicha huella se caracteriza por la captura de carbono en el suelo y la compensación de fertilizantes con la aplicación del compost al suelo, el cual permite incorporar un producto final con enfoque de economía circular. (Nordahl et al., 2020). El uso del compost en tierras de cultivo y áreas verdes, se ha reportado como una medida para reducir impactos ambientales como el calentamiento global, la acidificación y la toxicidad humana con la sustitución de fertilizantes N, P, K. La importancia de dichos estudios es dar alternativas de solución sostenible (económica, ambiental y social).

El proceso de compostaje también genera subproductos del metabolismo microbiano que incluyen gas (CO₂) y energía (calor) (Thomson et al., 2022), ver ecuación 1. Las emisiones de CO₂ biogénico se derivan de la degradación biológica de la materia orgánica, en su mayoría como consecuencia de la descomposición aerobia y, en menor medida, de procesos anaerobios o de la oxidación de CH₄ por bacterias aerobias metanótrofas. El CO₂ biogénico se contabiliza como parte del

ciclo natural del carbono con estimaciones de cambio de uso de la tierra y silvicultura; por lo tanto, no se cuenta como una emisión del sector de residuos (Eggleston et al. 2006). La liberación de estos gases depende de la tecnología, del aporte de residuos y sobre todo de la gestión del proceso.

materia orgánica + O₂ + nutrientes → composta + H₂O + CO₂ + NH₃ + SO₂ + calor



La emisión del CO₂ biogénico al aire tiene un impacto ambiental negativo importante durante las primeras semanas del compostaje, el cual se ha reportado como una necesidad de investigación para establecer el efecto de la gestión de RO y establecer balances de masa en la actividad microbiana en el composteador, así como evaluar la estabilidad en el producto final (Adhikari et al., 2013; Dhamodharan et al., 2019; Ermolaev et al., 2019; Karandušovská et al., 2021; Lichtfouse et al., 2015).

La evaluación de los sistemas de compostaje mediante la metodología del análisis de ciclo de vida (ACV) tienen una ganancia neta positiva o impacto ambiental negativo, asociados a las emisiones de GEI con estrategias de mitigación, como la captura de carbono y el uso del compost para el acondicionamiento del suelo reduciendo el aporte de fertilizantes químicos (Pour & Makkawi, 2021; Saer et al., 2013; Sayara & Antoni, 2021). Martínez-Blanco, et al., (2013) estudiaron los beneficios del uso del compost en la tierra mediante ACV, de los cuales se encuentran principalmente el suministro de nutrientes y la captura de carbono. En el análisis del inventario Bong et al., (2017b) considero las emisiones de GEI en la recolección y transporte, la emisión biogénica y el uso de energía durante el proceso del compostaje. El uso tecnología para los sistemas de compostaje, ha sido estudiado desde una perspectiva de ciclo de vida, la cual ha permitido analizar el proceso de composta con las contribuciones ambientales relacionadas con el consumo de materia y energía (Cadena et al., 2009), teniendo relevancia en términos de tecnología limpia.

A nivel institucional se han estudiado modelos con perspectiva de ciclo de vida mediante la aplicación del conocimiento adquirido y la conducta ecológica en los estudiantes (Alanis et al., 2022), restringiendo la cantidad de RO transferidos a sitios de disposición final y aprovechando su potencial energético con la producción de composta y en áreas verdes como un aditivo nutritivo al suelo. Se han reportado métodos para la adecuada gestión de RO en Universidades, en las cuales se cuantifica la generación de RO y la emisión de GEI (Dokinagam & Laosipojana, 2019; Torrijos et al., 2021; Williams et al., 2019). El compostaje en los espacios Universitarios al igual que el doméstico, elimina el costo y la energía necesarios para la recolección, el transporte y el procesamiento (Andersen et al., 2012b)..

De lo anterior se planteó el objetivo de la investigación, el cual fue monitorear las emisiones de CO₂ biogénico y parámetros físico-químicos que generan los residuos orgánicos (frutas, verduras, desperdicios de comida, poda y jardinería) mediante un tratamiento de composta dentro de un espacio universitario, y evaluar sus impactos ambientales.

METODOLOGÍA

La digestión aerobia se llevó a cabo mediante el ingreso de RO (frutas, verduras y desperdicios de comida) generados en la Facultad de Planeación Urbana y Regional de la Universidad Autónoma del Estado de México., ver figura 1. El composteador se ubicó en en el Laboratorio de Ciencias Ambientales, sus dimensiones de la pila estática fueron 1.10 m de largo x 1.10 m de ancho x 1.10m de alto, construido con madera reusable certificada por las reglas de Forest Stewardship Council, México (FSC) (FSC, 2021) con un tiempo de vida de 5 años. La aireación pasiva se realizó con un aerador de acero inoxidable, bajo un volteo manual con un tiempo de vida de 10 años. El peso total entre los RO y el inóculo fueron de 460 kg, en una relación 2:1 en un solo lote. El proceso de compostaje tuvo una duración de 9 semanas, obteniendo un producto de composta.

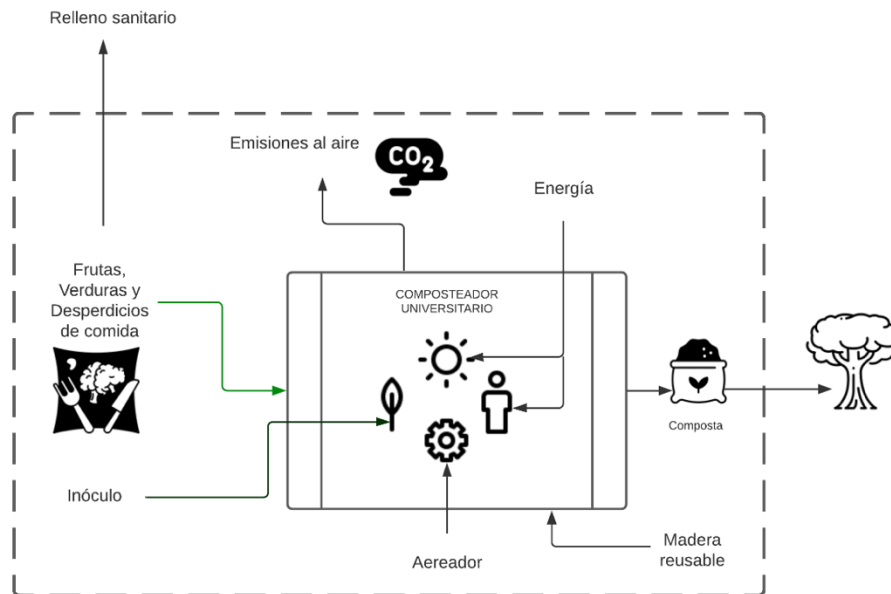


Figura 1. Límites del Sistema para el tratamiento de los residuos orgánicos en un composteador universitario.

Se monitorearon los parámetros físicoquímicos mediante un equipo sensor ProCheck Decagon Devices fueron: humedad, temperatura ambiente y en el composteador, conductividad eléctrica. La emisión de CO₂ se cuantificó mediante un equipo THERMO-HYDRO-NDIR CO₂ meter (TES-1370H), con una campana de flujo cerrado de plástico PET de un volumen 10 L. Las mediciones de Carbono

Orgánico Total (COT) y nitrógeno total (NT) durante el proceso fueron mediante un equipo TOC-L marca Shimadzu serie H544050.

La evaluación ambiental se desarrolló bajo la Norma Mexicana de Análisis de Ciclo de Vida, Requisitos y directrices (ISO14044, 2006b) y (UNEP/SETAC, 2005) mediante el software analítico SimaPro 9.3.0.3 PhD y la base de datos Ecoinvent V3 3.7.1. Las categorías de impacto de punto medio consideradas fueron mediante el método CML-IA (CML, 2001) fueron: potencial de calentamiento global a 100 años (PCG100), acidificación (A), oxidación fotoquímica (OF), eutrofización (E), toxicidad humana (TH) ver figura 2.

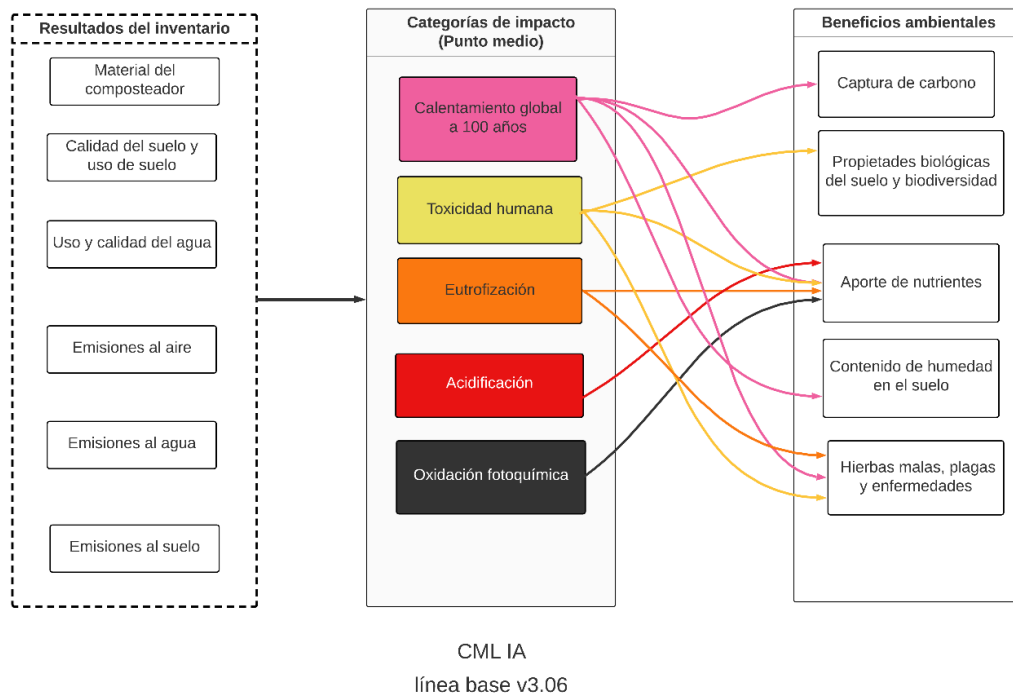


Figura 2. Relación entre el análisis del inventario, las categorías de impacto de punto medio y los beneficios ambientales para el proceso de compostaje. Fuente: adaptado de (Martínez-Blanco, et al., 2013)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La composición porcentual promedio de las entradas al composteador fue 57% respecto a los RO (frutas, verduras y desperdicios de comida) que se genera en el espacio académico, y 43% de inóculo (composta final de otros procesos). La eficiencia del proceso fue del 40% y el peso de la composta final fue de 185 kg. Respecto a los parámetros físico-químicos que se monitorearon durante las 9 semanas, ver tabla 1, en promedio la humedad fue de un 55%, la conductividad eléctrica 0.70 dS/m, la temperatura ambiente de 21.18°C, el porcentaje del contenido de agua 37.12 y el pH 8.20.

Tabla 1. Monitoreo de las propiedades fisicoquímicas durante el proceso de compostaje

Propiedades fisicoquímicas	Semanas									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Humedad (%)	61	60	61	56	57.38	58	58.51	50	50	53
Conductividad eléctrica (dS/m)	0.30	0.56	0.77	1.28	0.93	1.00	0.85	0.41	0.60	0.27
Temperatura ambiente (°C)	20.20	23.57	22.10	21.45	21.63	20.60	20.13	20.55	21.67	19.90
%VWC contenido de agua	48.90	57.90	48.84	43.98	51.83	0.46	0.45	28.15	44.80	45.93
pH	8.02	7.92	8.01	8.12	7.44	8.51	8.01	8.87	8.61	8.53

Dichos parámetros finales fueron comparados de acuerdo a la norma NMX-AA-180-SCFI-2018 (DOF, 2018) para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica, ver tabla 2. La humedad no se encuentra dentro de la norma, ya que se debe considerar las condiciones meteorológicas del lugar (Weather Atlas, 2022), en la ciudad de Toluca la humedad relativa, el mes de abril es la que se reporta más baja (47%) y en septiembre la más alta (86%), el estudio se llevó a cabo durante los meses de agosto, septiembre y octubre, donde hubo una precipitación alta, con un promedio de días lluviosos de 27.4

Tabla 2. Comparación de parámetros para la composta final de acuerdo a la norma

Parámetro	Norma	Este estudio
Humedad (%)	25-35% peso	55%
pH	6.7-8.5	8.2
Conductividad eléctrica (dS/m)	0.5 - 4	0.70
Carbono orgánico total (%)	Mínimo 10	22.76
Relación C/N	15-< 20	12.3
Nitrógeno total (%)	3	Promedio 3.10
Temperatura con el ambiente medida a una profundidad >= 50cm (°C)	25-35	31.8
Color	Marrón o pardo oscuro. Similar al café o chocolate oscuro	Café oscuro
Olor	Agradable a tierra húmeda de bosque (monte). Quedan excluidos: amoniacal, pudrición, H ₂ S (huevo podrido), ácidos grasos volátiles (vómito) y excremento	Tierra húmeda de bosque
Adsorción de humedad (%)	75 -200, Preferencial ≥ 100	83
Tipo de composta	I/A	
Uso recomendado	Sustrato en viveros y sustituto de tierra para maceta	

La relación C/N tampoco corresponde a lo marcado en la norma, mas sin embargo

fue un parámetro que ayudó a indicar la emisión de el CO₂ biogénico en la composta, ver figura 3. La cantidad de C/N se disminuye debido al uso por los microorganismos y a la perdida por volatilización de carbono (anhídrido carbónico y CO₂) y volatilización de Nitrógeno (amoníaco), lo que quiere decir que es mejor iniciar con relaciones C/N ligeramente más altas que bajas dentro del rango recomendado. En general los niveles de C/N cuando el compostaje es frío, corresponde a una tercera parte el inicial, es por ello que se reporta de 12.3.

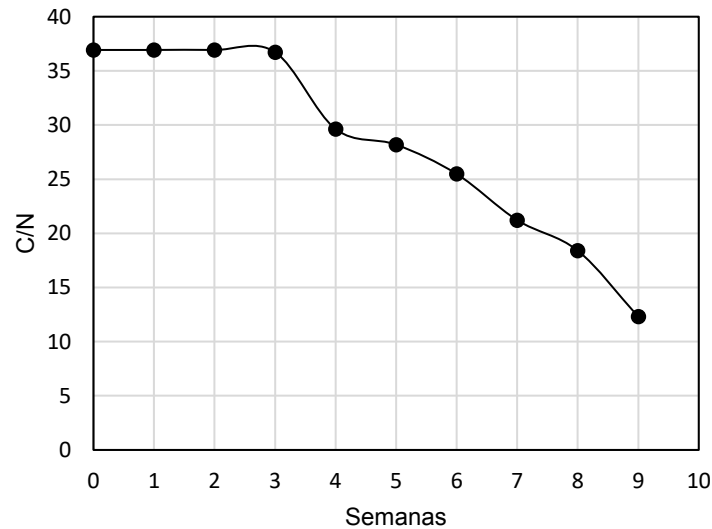
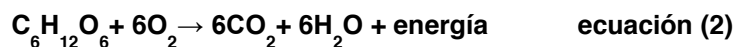


Figura 3. Relación de C/N durante durante el proceso de compostaje para el tratamiento de los residuos orgánicos

La cuantificación de las emisiones de CO₂ biogénico, para el análisis del inventario se muestra en la Figura 4. La fase inicial tuvo una tasa de emisión de CO₂ que fluctuó entre 190.24-365.01 ppm, en tanto que para la etapa mesofílica (365.01-570.05 ppm), la etapa termofílica (570.05-621.14 ppm) y la fase de enfriamiento y madurez (621.14-100.6ppm). La ecuación 2, corresponde a formula estequiométrica del metabolismo aeróbico en presencia de oxígeno, la respiración aeróbica es el metabolismo energético en el que los seres vivos extraen energía de moléculas orgánicas, oxidando el carbono con oxígeno. Las emisiones de CO₂ biogénico rastreadas para la respiración biológica en el sistema de primer plano mostraron tasas de emisión constantes a medida que aumentaba el tiempo de digestión anaeróbica, pero disminuían a medida que disminuía el carbono mineralizable potencial en los desechos (Pace et al., 2018a).



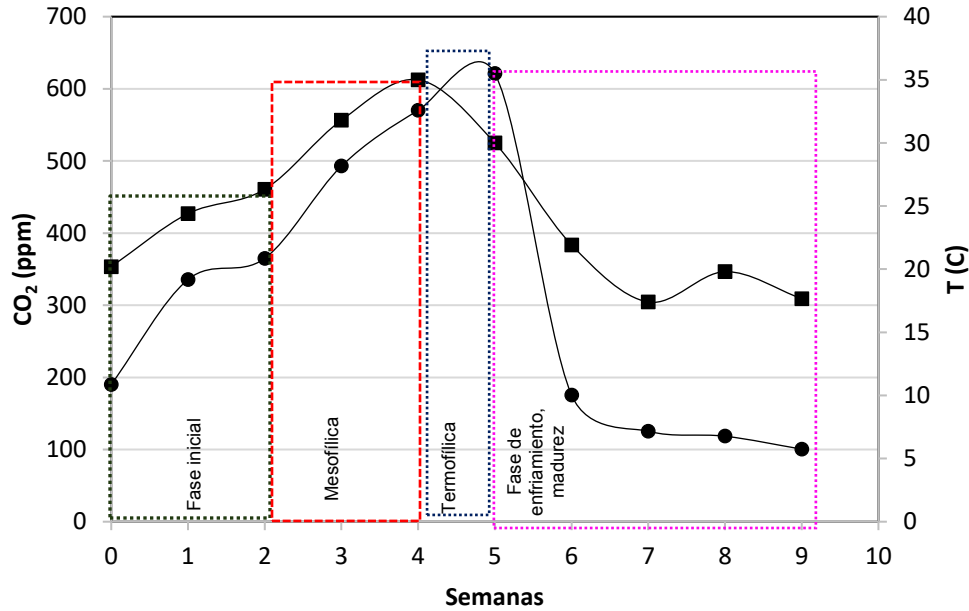


Figura 4. Tasa de emisiones de CO₂ durante el proceso de compostaje para el tratamiento de los residuos orgánicos.

Erses Yay, (2015) reporta que entre de un 20% a 40% de carbono orgánicos se convierte en biomasa y el 60% en CO₂. El carbono biogénico que permanece en el vertedero o en el suelo después de 100 años se considera secuestrado y se le otorga un crédito (1 Mg de carbono biogénico almacenado = -3,65 Mg de CO₂) (Edwards et al., 2018).

De acuerdo a Dhamodharan y colaboradores (2019), la captura de CO₂ biogénico producido durante el proceso de compostaje, puede ser utilizado para la producción de otros productos de valor agregado como la producción de metano a partir de CO₂ e hidrógeno. Si bien no existe un método común para contabilizar el carbono biogénico debido a la respiración biológica, siempre que el inventario y el método implementados aseguren un balance de carbono, se apliquen de manera consistente y se definan de manera clara y transparente, cualquiera de los métodos es apropiado. (Edwards et al., 2018; Pace et al., 2018b)

Análisis de ciclo de vida

Para conocer los impactos potenciales del proceso se realizó un análisis de inventario de entradas y salidas, cuantificando las emisiones de CO₂ biogénico, ver la tabla 1. La unidad funcional se definió como 1 kg de composta final.

Análisis del inventario para el proceso de compostaje, con la unidad funcional de 1 kg de composta.

Concepto	Dato del inventario	Entradas	Salidas	Tiempo de vida (años)	Unidad	Referencia
Residuos orgánicos	Comida, frutas y verduras	1.44			kg	Este estudio
Materia	Inóculo	1.11			kg	Este estudio
	Aerador (Alnox)	0.0001125	0.0001125	10	kg	Este estudio
Emisiones al aire	Madera reciclable	0.00750469	0.00750469	20	kg	Este estudio
	CO ₂ (biogénicas)		0.371		kg	Este estudio
	N ₂ O		2E-4		kg	(Colón et al., 2010)
Emisiones al suelo	CH ₄		3E-4		kg	(Colón et al., 2010)
	Carbono total (secuestro del carbono)		2.41E-4		kg	Este estudio
	Nitrógeno total		2.84E-5		kg	Este estudio
Producto final	Composta		1		kg	Este estudio

La contribución ambiental para el tratamiento de composta tiene un rango de 66 a 100%. La contribución ambiental más alta fue para el impacto de E con 2.60E-05 kgPO₄eq, posteriormente A con 1E-04 kg SO₂eq; PCG a 100 años 8.41E-03 kgCO₂eq; OF 1.80E-06 kgC₂H₄eq y finalmente TH 2.43 E-04 kg1,4 DBeq. Dichos impactos se interpretan como beneficios ambientales en la captura de carbono, propiedades biológicas del suelo y biodiversidad, aporte de nutrientes, contenido de humedad en el suelo y hierbas malas, plagas y enfermedades.

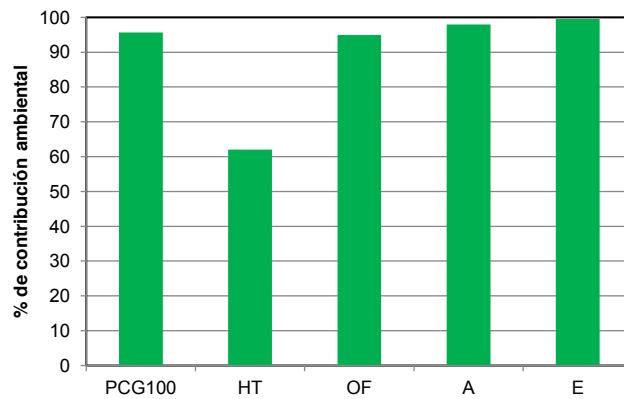


Figura 5. Impactos de punto medio para el tratamiento de los residuos orgánicos mediante el compostaje

CONCLUSIONES

El tratamiento de los residuos orgánicos mediante el compostaje en los espacios universitarios, es una medida para contrarrestar los impactos ambientales que se generan en un relleno sanitario, ya que el compost tiene un aprovechamiento en áreas verdes y captura de carbon, mas sin embargo es importante tener una perspectiva de ciclo de vida durante proceso. El composteador que se instaló en la Facultad de Planeación Urbana y Regional con madera reutilizable, tuvo una composición inicial de un 57% con una mezcla de desperdicios de comida y un 47% de inóculo, teniendo una eficiencia del proceso de un 40%. Durante el proceso se monitorearon los parámetros físico-químicos, los cuales, en su mayoría, con excepción de la humedad y la relación C/N, están bajo la norma NMX-AA-180-SCFI-2018, la clasificación del compost final es para uso como sustrato en viveros y sustituto de tierra para maceta. La relación C/N permitió identificar la emisión de CO₂ biogénico durante el proceso de degradación de la materia orgánica, representando la mayor cantidad de gas generado entre un 40 y 70 %. La fase inicial tuvo una tasa de emisión de CO₂ que fluctuó entre 190.24-365.01 ppm, en tanto que para la etapa mesofílica (365.01-570.05 ppm), la etapa termofílica (570.05-621.14 ppm) y la fase de enfriamiento y madurez (621.14-100.6ppm). Dichas emisiones de salida fueron cuantificadas para ser incluidas dentro del análisis del inventario, la evaluación de los impactos fue tuvo una contribución ambiental entre un 66 y 100% con los impactos de potencial de calentamiento global a 100 años, acidificación, oxidación fotoquímica, eutrofización y toxicidad humana. Una estrategia sostenible para el tratamiento, puede ser captura de CO₂ biogénico producido durante el proceso de compostaje dando una evidencia cuantitativa dentro de un sistema de gestión de residuos orgánicos en los espacios universitarios.

BIBLIOGRAFÍA

- Adhikari, B. K., Trémier, A., Barrington, S., Martinez, J., & Daumoin, M. (2013). Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal of Environmental Management*, 116, 163–171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.008>
- Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Ojeda-Benítez, S., & Cruz-Sotelo, S. (2014). Power generation with biogas from municipal solid waste: Prediction of gas generation with in situ parameters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 30, 412–419. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.10.014>
- Al-Muhtaseb, A. H., Osman, A. I., Jamil, F., Mehta, N., Al-Haj, L., Coulon, F., Al-Maawali, S., Al Nabhani, A., Kyaw, H. H., Zar Myint, M. T., & Rooney, D. W. (2022). Integrating life cycle assessment and characterisation techniques: A case study of biodiesel production utilising waste Prunus Armeniaca seeds (PAS) and a novel catalyst. *Journal of Environmental Management*, 304, 114319. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.114319>
- Al-Muhtaseb, A. H., Osman, A. I., Murphin Kumar, P. S., Jamil, F., Al-Haj, L., Al Nabhani, A., Kyaw, H. H., Myint, M. T. Z., Mehta, N., & Rooney, D. W. (2021). Circular

- economy approach of enhanced bifunctional catalytic system of CaO/CeO₂ for biodiesel production from waste loquat seed oil with life cycle assessment study. *Energy Conversion and Management*, 236, 114040. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.114040>
- Alanis, C., Álvarez, G., & Ávila, L. (2022). Institutional model with a life cycle perspective for the treatment of organic waste. *CoPaLa*, 7(14), 13. <https://doi.org/10.35600/25008870.2022.14>
- Aldaco, R., Hoehn, D., Laso, J., Margallo, M., Ruiz-Salmón, J., Cristobal, J., Kahhat, R., Villanueva-Rey, P., Bala, A., Batlle-Bayer, L., Fullana-i-Palmer, P., Irabien, A., & Vazquez-Rowe, I. (2020). Food waste management during the COVID-19 outbreak: a holistic climate, economic and nutritional approach. *Science of The Total Environment*, 742, 140524. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140524>
- Amaya, J., Coello, S., Crespo, T., Hidalgo, J., Jarvis, F., Moreira, C., & Soto, M. (2020). Waste to Energy Potential of Domestic Waste Cooking Oil in Guayaquil: A review. *18th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology*; 1–7. <https://doi.org/10.18687/laccei2020.1.1.485>
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., & Scheutz, C. (2012a). Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, 32(1), 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.014>
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., & Scheutz, C. (2012b). Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, 32(1), 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.014>
- Antoniadou, M., Tsarouhas, P., & Varzakas, T. (2020). *GSC Advanced Research and Reviews Life cycle assessment and circular economy in conjunction with treatment methodologies : Presentation and critical comparison between different food industry waste*. 03(03).
- ANUIES. (2001). *Plan de acción para el desarrollo Sustentable en las instituciones de educación superior*.
- Arvidsson, R. (2021). *Inventory Indicators in Life Cycle Assessment BT - Life Cycle Inventory Analysis : Methods and Data* (A. Ciroth & R. Arvidsson (eds.); pp. 171–190). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-62270-1_8
- Barjoveanu, G., Teodosiu, C., Bucatariu, F., & Mihai, M. (2020). Prospective life cycle assessment for sustainable synthesis design of organic/inorganic composites for water treatment. *Journal of Cleaner Production*, 122672. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122672>
- Behrooznia, L., Sharifi, M., & Hosseinzadeh B., H. (2020). Comparative life cycle environmental impacts of two scenarios for managing an organic fraction of municipal solid waste in Rasht-Iran. *Journal of Cleaner Production*, 122217. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122217>
- BID. (2020). *Garantizando la Seguridad alimnetaria en ALC en el contezto del COVID-19: restos e intervenciones*.

- Bigdeloo, M., Teymourian, T., Kowsari, E., Ramakrishna, S., & Ehsani, A. (2021). Sustainability and Circular Economy of Food Wastes : Waste Reduction Strategies , Higher Recycling Methods , and Improved Valorization. *Materials Circular Economy*.
- Blengini, G. A. (2008). Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(12), 1373–1381. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.08.002>
- BM. (2018). *What a waste? 2.0* (W. B. Group (ed.); Vol. 3, Número 2). <http://repositorio.unan.edu.ni/2986/1/5624.pdf>
- Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Ho, W. S., Lim, J. S., Klemeš, J. J., Towprayoon, S., Ho, C. S., & Lee, C. T. (2017). A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production*, 146, 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.066>
- Cadena, E., Colón, J., Artola, A., Sánchez, A., & Font, X. (2009). Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(5), 401–410. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0107-3>
- Caldeira, C., Queirós, J., Noshadravan, A., & Freire, F. (2016a). Incorporating uncertainty in the life cycle assessment of biodiesel from waste cooking oil addressing different collection systems. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.005>
- Caldeira, C., Queirós, J., Noshadravan, A., & Freire, F. (2016b). Incorporating uncertainty in the life cycle assessment of biodiesel from waste cooking oil addressing different collection systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 112, 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.005>
- Caldeira, C., Vlysidis, A., Fiore, G., Laurentiis, V. De, Vignali, G., & Sala, S. (2020). Sustainability of food waste biorefinery: a review on valorisation pathways, techno-economic constraints, and environmental assessment. *Bioresource Technology*, 123575. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123575>
- Caldeira, Farcas, R., Moretti, C., Mancini, L., Rauscher, H., Rasmussen, K., Riego, J., & Sala, S. (2022). *Safe and Sustainable chemicals by design chemicals and materials* (Número March). <https://doi.org/10.2760/87906>
- Chacón Vargas, J. R. (2008). Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). En *Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería* (Número 72).
- Chamkalani, A., Zendejboudi, S., Rezaei, N., & Hawboldt, K. (2020). A critical review on life cycle analysis of algae biodiesel: current challenges and future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 134(July), 110143. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110143>
- Chung, Z. L., Tan, Y. H., Chan, Y. S., Kansedo, J., Mubarak, N. M., Ghasemi, M., & Abdullah, M. O. (2019). Life cycle assessment of waste cooking oil for biodiesel production using waste chicken eggshell derived CaO as catalyst via transesterification. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 21. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101317>

- Clabeaux, R., Carbajales-dale, M., Ladner, D., & Walker, T. (2020). Assessing the carbon footprint of a university campus using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 122600. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122600>
- CML. (2001). Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. En *CML*. <https://doi.org/10.7312/zhan14058-004>
- Colombo, P. E., Patterson, E., Lindroos, A. K., Parlesak, A., & Elinder, L. S. (2020). Sustainable and acceptable school meals through optimization analysis : an intervention study. *Nutrition Journal*, 1–15.
- Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Artola, A., Sánchez, A., Rieradevall, J., & Font, X. (2010). Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.01.008>
- Corona, A., Ernstoff, A., Segato, C., & Zgola, M. (2021). Greenhouse Gas Emissions of Food Waste: Methodology. *Quantis*, 23.
- Cristóbal, J., Castellani, V., Manfredi, S., & Sala, S. (2018). Prioritizing and optimizing sustainable measures for food waste prevention and management. *Waste Management*, 72, 3–16. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.007>
- Dahiya, S., Katakajwala, R., Ramakrishna, S., & Mohan, S. V. (2020). Biobased Products and Life Cycle Assessment in the Context of Circular Economy and Sustainability. *Materials Circular Economy*.
- Dhamodharan, K., Varma, V. S., Veluchamy, C., Pugazhendhi, A., & Rajendran, K. (2019). Emission of volatile organic compounds from composting: A review on assessment, treatment and perspectives. *Science of the Total Environment*, 695, 133725. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133725>
- Díaz, O. G. (2014). *Recolección De Aceite Usado Para Conversión De Biodiesel* [Universidad Nacional Autónoma De México]. <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/5965/Tesis.pdf?sequence=1>
- DOF. (2018). *Norma Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018*.
- Dokinagam, P., & Laosipojana, N. (2019). Design of a food waste management method case study the cafeteria in Mae Fah Luang University. *International Journal of Environmental Science and Development*, 10(4). <https://doi.org/10.18178/ijesd.2019.10.4.1158>
- DPA. (2020). *Manejo adecuado de Residuos Sólidos Urbanos en los espacios universitarios*. <http://www.rioaseototal.com/web/index.php/relacionesconlacomunidad/que-son-los-residuos-solidos>
- Dufour, J., & Iribarren, D. (2012). Life cycle assessment of biodiesel production from free fatty acid-rich wastes. *Renewable Energy*, 38(1), 155–162. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.07.016>
- Ecoinvent. (2022). *Ecoinvent Database*. Information Systems for Sustainable Development. <https://doi.org/10.4018/9781591403425.ch003>
- Edwards, J., Othman, M., Crossin, E., & Burn, S. (2018). Life cycle assessment to

- compare the environmental impact of seven contemporary food waste management systems. *Bioresource Technology*, 248, 156–173.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.070>
- EPA. (s/f). *Transportation, Air Pollution, and Climate Change _ US EPA*. 2018.
- EPA. (2018). *Reducing the Impact of Wasted Food by Feeding the Soil and Composting. Sustainable Management of Food*. <https://www.epa.gov/sustainable-management-food/reducing-impact-wasted-food-feeding-soil-and-composting>
- Ermolaev, E., Sundberg, C., Pell, M., Smårs, S., & Jönsson, H. (2019). Effects of moisture on emissions of methane, nitrous oxide and carbon dioxide from food and garden waste composting. *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118165>
- Erses Yay, A. S. (2015). Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: A case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>
- European Commission. (2010). *Making sustainable consumption and production a reality*.
<https://doi.org/10.2779/91521>
- European Commission, J. R. C. (2012). Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. En *Institute of Environment and Sustainability*. <https://doi.org/10.2788/60825>
- European Parliament. (2018). Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources. En *Official Journal of the European Union*.
- European Parliament and Council. (2008). Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives (Waste framework. *LexUriServ. do*, 3–30. <https://doi.org/2008/98/EC.;32008L0098>
- FAO. (2013). Food wastage footprint. En *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*. <http://www.fao.org/sustainable-food-value-chains/library/details/en/c/266219/>
- FAO. (2015). *Food Losses and Waste in Latin America and the Caribbean. The countries of the region are progressing towards a future with less Food Losses and Waste. April*, 39. <http://www.fao.org/3/a-i4655e.pdf>
- FAO. (2016). Perdidas y desperdicios de alimentos en Latinoamérica y el Caribe. En *Boletín*.
- FAO. (2019). *El sistema alimentario en México. Oportunidades para el campo mexicano en la agenda 2030 de desarrollo sostenible*.
<http://www.fao.org/3/CA2910ES/ca2910es.pdf>
- FAO. (2020). Seguridad Alimentaria bajo la Pandemia de COVID-19. En *Seguridad Alimentaria bajo la Pandemia de COVID-19*. <https://doi.org/10.4060/ca8873es>
- Fasolin, L. H., Pereira, R. N., Pinheiro, A. C., Martins, J. T., Andrade, C. C. P., Ramos, O. L., & Vicente, A. A. (2019). Emergent food proteins – Towards sustainability, health and innovation. *Food Research International*, 125(July), 108586.

- <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2019.108586>
- Fink, D., Babcock, C., Borrelli, D., & Weissmann, E. (2007). *UR Biodiesel*.
- Finkbeiner, M. (2015). Special Types of Life Cycle Assessment. En *LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/BF02978760>
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. En *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Foteinis, S., Chatzisyneon, E., Litinas, A., & Tsoutsos, T. (2020). Used-cooking-oil biodiesel: Life cycle assessment and comparison with first- and third-generation biofuel. *Renewable Energy*, 153, 588–600. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.022>
- FSC. (2021). *Forest Stewardship Council, México*.
- Gao, A., Tian, Z., Wang, Z., Wennersten, R., & Sun, Q. (2017). Comparison between the Technologies for Food Waste Treatment. *Energy Procedia*. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.811>
- GEM. (2013). *Inventario Estatal de Gases de Efecto Invernadero*.
- González-García, S., Esteve-Llorens, X., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2018). Carbon footprint and nutritional quality of different human dietary choices. *Science of the Total Environment*, 644, 77–94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.339>
- González, I., & González, J. (2015). Aceites usados de cocina. problemática ambiental, incidencias en redes de saneamiento y coste del tratamiento en depuradoras. *Consortio de Aguas Bilbao Bizkaia*, 1–8. <http://www.aguasresiduales.info/revista/articulos/problematika-ambiental-incidencias-en-redes-de-saneamiento-y-coste-del-tratamiento-en-depuradoras-de-los-aceites-usados-en-cocina>
- Gu, Y., Wang, H., Robinson, Z. P., Wang, X., Wu, J., Li, X., Xu, J., & Li, F. (2018). Environmental footprint assessment of green campus from a food-water-energy nexus perspective. *Energy Procedia*. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.09.109>
- Güereca, L. P., Torres, N., & Noyola, A. (2013). Carbon Footprint as a basis for a cleaner research institute in Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 47, 396–403. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.01.030>
- Guinée, J. B., Heijungs, R., & Huppes, G. (2004). Economic Allocation: Examples and Derived Decision Tree. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(1), 23–33. <https://doi.org/10.1007/BF02978533>
- Gustavsson, J., Cederberg, C., & Sonesson, U. (2011). Global Food Losses and Food Waste. En *Unep* (Número May). <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0126>
- Hassan, S. A., & Jameel, N. G. M. (2016). International Journal of Advanced Research in Smart Solid Waste Monitoring and Collection System. *International Journal of Advanced Research in Computer Science and Software Engineering*, 6(October), 7–12.

- Hoehn, D., Laso, J., Cristóbal, J., Ruiz-Salmón, I., Butnar, I., Borrion, A., Bala, A., Fullana-i-Palmer, P., Vázquez-Rowe, I., Aldaco, R., & Margallo, M. (2020). Regionalized Strategies for Food Loss and Waste Management in Spain under a Life Cycle Thinking Approach. *Foods*, 9(12), 1765. <https://doi.org/10.3390/foods9121765>
- Hossein-zadeh-Bandbafha, H., Aghbashlo, M., & Tabatabaei, M. (2021). Life cycle assessment of bioenergy product systems: a critical review. *e-Prime*, 100015. <https://doi.org/10.1016/j.prime.2021.100015>
- Iacovidou, E., & Voulvoulis, N. (2018). A multi-criteria sustainability assessment framework: development and application in comparing two food waste management options using a UK region as a case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(36), 35821–35834. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2479-z>
- Ibáñez-Forés, V., Bovea, M. D., Coutinho-Nóbrega, C., & de Medeiros, H. R. (2019). Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.031>
- INECC. (2015). *Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2015 en México*.
- INECC. (2020). *Evaluación de la situación actual de la economía circular para el desarrollo de una hoja de ruta para Brasil, Chile, México y Uruguay*.
- Ingrao, C., Faccilongo, N., Di Gioia, L., & Messineo, A. (2018). Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plant operation and environmental assessment. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.267>
- Initiative Life Cycle. (2022). *Global LCIA guidance Phase 3 “Creation of a Global Life Cycle Impact Assessment Method”*.
- IPCC. (2011). Summary for Policy Makers Special Advisor. En *Timm Zwickel (Germany) Change Mitigation* (Número May 2011). <http://www.unccllearn.org/sites/default/files/inventory/ipcc15.pdf>
- ISO 14044. (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. En *International Organization for Standardization*. <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-011-0297-3>
- ISO14044. (2006a). *Environmental Management. Life Cycle Assessment. Requirements and Guidelines*. NTC-ISO 14044. <http://tienda.icontec.org/brief/NTC-ISO14044.pdf>
- ISO14044. (2006b). *ISO-14044-2006.pdf*.
- Jeswani, H. K., Chilvers, A., & Azapagic, A. (2020). Environmental sustainability of biofuels: A review: Environmental sustainability of biofuels. *The royal society*, 476(2243), 1–37. <https://doi.org/10.1098/rspa.2020.0351>
- Jurgilevich, A., Birge, T., Kentala-Lehtonen, J., Korhonen-Kurki, K., Pietikäinen, J., Saikku, L., & Schösler, H. (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability (Switzerland)*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.3390/su8010069>
- Karandušovská, I., Hlinka, P., Pálež, D., & Szabóová, T. (2021). Concentrations of CO₂ from composting under different treatments. *Agronomy Research*, 19(X).

- Khandelwal, H., Dhar, H., Thalla, A. K., & Kumar, S. (2019). Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. En *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.233>
- Kooduvalli, K., Kumar, U., & Ozcan, S. (2020). Life cycle Assessment of Compostable Coffee Pods: A US University Based Case Study. *nature research*. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65058-1>
- Kooduvalli, K., Vaidya, U. K., & Ozcan, S. (2020). Life Cycle Assessment of Compostable Coffee Pods: A US University Based Case Study. *Scientific Reports*, *10*(1), 1–25. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65058-1>
- Kowalska, A., Grobelak, A., Kacprzak, M., & Lyng, K. A. (2020). Methods and tools for environmental technologies risk evaluation: the principal guidelines—a review. *International Journal of Environmental Science and Technology, Denmark 2011*. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02979-4>
- Lichtfouse, E., Schwarzbauer, J., Robert, D., Sánchez, A., Artola, A., Font, X., Gea, T., Barrena, R., Gabriel, D., Sánchez-monedero, M. Á., Roig, A., Cayuela, M. L., & Mondini, C. (2015). Greenhouse Gas from Organic Waste Composting: Emissions and Measurement. En *Environmental Chemistry for a Sustainable World* (Vol. 5, Número January). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-11906-9>
- Life Cycle Initiative. (2020). Using Life Cycle Assessment to achieve a circular economy. En *Life Cycle Initiative* (Número July). <https://www.lifecycleinitiative.org/must-read-the-initiatives-latest-position-paper-on-circular-economy/>
- Liu, H., Wang, X., Yang, J., Zhou, X., & Liu, Y. (2017). The ecological footprint evaluation of low carbon campuses based on life cycle assessment: A case study of Tianjin, China. *Journal of Cleaner Production*, *144*, 266–278. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.017>
- Makan, A., & Fadili, A. (2020). Sustainability assessment of large-scale composting technologies using PROMETHEE method. *Journal of Cleaner Production*, 121244. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121244>
- Malpass, D. (2021). *La crisis de la COVID impulsa el aumento del precio de los alimentos para las personas más pobres del mundo*. Banco Mundial.
- Martínez-Blanco, J., Antón, A., Rieradevall, J., Castellari, M., & Muñoz, P. (2011). Comparing nutritional value and yield as functional units in the environmental assessment of horticultural production with organic or mineral fertilization : the case of Mediterranean cauliflower production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *16*(1), 12–26. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0238-6>
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., & Rieradevall, J. (2010). The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.023>
- Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Boldrin, A., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., & Christensen, T. H. (2013). *Assessing the Environmental Benefits of Compost Use-on-Land through an LCA Perspective*. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5961-9_9

- Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Christensen, T. H., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., & Boldrin, A. (2013). Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(4), 721–732. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0148-7>
- Martínez, A., & Montoya, J. (2015). *Planta De Composta De La Unam Procesa Al Día Más De 25 Metros Cúbicos De Residuos Orgánicos*. Universidad Nacional Autónoma de México. http://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2015_065.html
- Martinez, S., Delgado, M., & Marin, R. M. (2020). Carbon footprint of school lunch menus adhering to the Spanish dietary guidelines. *Carbon Management*, 0(0), 1–13. <https://doi.org/10.1080/17583004.2020.1796169>
- LA BIOENERGÍA EN MÉXICO, Red Mexicana de Bioenergía 118 (2011). <https://doi.org/10.1097/00004424-198702000-00006>
- McKinsey Global Intitute. (2011). *Resource Revolution : Meeting the world ' s energy , materials , food , and water needs* (Número November).
- Melikoglu, M., Lin, C. S. K., & Webb, C. (2013). Analysing global food waste problem: Pinpointing the facts and estimating the energy content. *Central European Journal of Engineering*, 3(2), 157–164. <https://doi.org/10.2478/s13531-012-0058-5>
- Mendoza, R., Quintero, R., & Ortiz, I. (2019). The carbon footprint of a public university campus in Mexico City. *Carbon Management*, 10(5), 501–511. <https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1642042>
- Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J., & Lind, P. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 2: Landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.025>
- Morais, S., Mata, T. M., Martins, A. A., Pinto, G. A., & Costa, C. A. V. (2010). Simulation and life cycle assessment of process design alternatives for biodiesel production from waste vegetable oils. *Journal of Cleaner Production*, 18(13), 1251–1259. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.04.014>
- Mu, D., Horowitz, N., Casey, M., & Jones, K. (2017). Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the U.S. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.026>
- Nordahl, S. L., Devkota, J. P., Amirebrahimi, J., Smith, S. J., Breunig, H., Preble, C. V., Satchwell, A. J., Jin, L., Brown, N. J., Kirchstetter, T. W., & Scown, C. D. (2020). Life-cycle greenhouse gas emissions and human health tradeoffs of organic waste management strategies. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00364>
- OCDE. (2021). *Avances en la transición hacia cero emisiones netas*. <https://www.oecd.org/regional/RO2021-Mexico-ES.pdf>
- Oldfield, T. L., White, E., & Holden, N. M. (2018). The implications of stakeholder perspective for LCA of wasted food and green waste. *Journal of Cleaner Production*, 170, 1554–1564. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.09.239>
- Oliveira, L. S. B. L., Oliveira, D. S. B. L., Bezerra, B. S., Silva Pereira, B., & Battistelle, R.

- A. G. (2017). Environmental analysis of organic waste treatment focusing on composting scenarios. *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.093>
- Pace, S. A., Yazdani, R., Kendall, A., Simmons, C. W., & VanderGheynst, J. S. (2018a). Impact of organic waste composition on life cycle energy production, global warming and Water use for treatment by anaerobic digestion followed by composting. *Resources, Conservation and Recycling*.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.030>
- Pace, S. A., Yazdani, R., Kendall, A., Simmons, C. W., & VanderGheynst, J. S. (2018b). Impact of organic waste composition on life cycle energy production, global warming and Water use for treatment by anaerobic digestion followed by composting. *Resources, Conservation and Recycling*, 137(May), 126–135.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.030>
- Padilla-Rivera, A., do Carmo, B. B. T., Arcese, G., & Merveille, N. (2021). Social circular economy indicators: Selection through fuzzy delphi method. *Sustainable Production and Consumption*, 26, 101–110. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.09.015>
- Paes, M. X., de Medeiros, G. A., Mancini, S. D., Bortoleto, A. P., Puppim de Oliveira, J. A., & Kulay, L. A. (2020). Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 254, 119848. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119848>
- Persiani, A., Pergola, M., Ingrao, C., Palese, A. M., & Celano, G. (2020). Supply of agricultural biomass residues for on-farm composting: a cross-analysis of relevant data sets for the most sustainable management combination. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 00(00), 1–23.
<https://doi.org/10.1080/21683565.2020.1787294>
- PNUMA. (2020). *Rumbo a Estilos de Vida Sostenibles Curso de Acción para el Desarrollo de un Consumo Responsable en México al 2030*.
- Portal Diario. (2021). *Produce UAEM abono orgánico para espacios verdes de la institución; se favorecen prácticas sostenibles y sustentables*. Diciembre 26.
- Pour, F. H., & Makkawi, Y. T. (2021). A review of post-consumption food waste management and its potentials for biofuel production. *Energy Reports*, xxxx.
<https://doi.org/10.1016/j.egy.2021.10.119>
- PRé Sustainability. (2022). *PRé | Fact-based sustainability*. 2022. <https://pre-sustainability.com/>
- Quirós, R., Villalba, G., Muñoz, P., Colón, J., Font, X., & Gabarrell, X. (2014). Environmental assessment of two home composts with high and low gaseous emissions of the composting process. *Resources, Conservation and Recycling*, 90, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.05.008>
- Rincón, J., & Silva, E. (2015). *Bioenergía: Fuentes, conversión y sustentabilidad* (CYTED). <https://books.google.com/books?id=YpnxCAAAQBAJ&pgis=1>
- Ripa, M., Buonauro, C., Mellino, S., Fiorentino, G., & Ulgiati, S. (2014). Recycling waste cooking oil into biodiesel: A life cycle assessment. *International Journal of Performability Engineering*, 10(4), 347–356.

- Ruiz Morales, M. (2017). Contexto y evolución del plan de manejo integral de residuos sólidos en la universidad iberoamericana ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 337–346. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.02.14>
- Saer, A., Lansing, S., Davitt, N. H., & Graves, R. E. (2013). Life cycle assessment of a food waste composting system: Environmental impact hotspots. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.022>
- Sala, S., Martino, A., Antoine, A., & Fulvio, B. (2021). The evolution of life cycle assessment in European policies over three decades. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01893-2>
- Saleem, S. (2021). EVALUATION OF OFFSHORE OIL SPILL RESPONSE WASTE MANAGEMENT STRATEGIES: A LIFE CYCLE ASSESSMENT-BASED FRAMEWORK. En *THE COLLEGE OF GRADUATE STUDIES. THE UNIVERSITY OF BRITISH COLUMBIA*.
- Sanchez, V., Demir, E., Wang, X., & Sarkis, J. (2020). Measurement , mitigation and prevention of food waste in supply chains : An online shopping perspective. *Industrial Marketing Management*, August, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.indmarman.2020.09.020>
- Sangwan, K. S., Bhakar, V., Arora, V., & Solanki, P. (2018). Measuring Carbon Footprint of an Indian University Using Life Cycle Assessment. *Procedia CIRP*. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.111>
- Saveyn, H., & Eder, P. (2014). Final report on End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate) published. En *European Commission* (Número 4). <https://doi.org/10.37307/j.1863-9763.2014.04.07>
- Sayara, T., & Antoni, S. (2021). *Gaseous Emissions from the Composting Process : Controlling Parameters and Strategies of Mitigation*. 1–15.
- Seidel, C. (2016). The application of life cycle assessment to public policy development. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 337–348. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1024-2>
- SEMARNAT. (2013). Informe de la Situación del Medio Ambiente en Mexico. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. En *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. <http://www.semarnat.gob.mx>
- SEMARNAT. (2019). *Visión Nacional hacia una gestión Sustentable: Cero Residuos*.
- SEMARNAT. (2020). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*.
- SEMARNAT & INECC. (2018). Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. En *PNUD*. <https://cambioclimatico.gob.mx/sexta-comunicacion/introduccion.php>
- Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Ankaram, S., Duan, Y., & Awasthi, M. K. (2019). Biofuel production from biomass: Toward sustainable development. En *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Waste Treatment Processes for Energy Generation*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64083-3.00005->

- SMAGEM. (2019). *Secretaría del Medio Ambiente del Estado de México*. Sistema integral de residuos del EDOMEX.
- Song, G., Che, L., & Zhang, S. (2016). Carbon footprint of a scientific publication: A case study at Dalian University of Technology, China. *Ecological Indicators*, 60, 275–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.044>
- Stillitano, T., Spada, E., Iofrida, N., Falcone, G., & Luca, A. I. De. (2021). Sustainable Agri-Food Processes and Circular Economy Pathways in a Life Cycle Perspective : State of the Art of Applicative Research. *Sustainability*.
- Talens, 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>
- Thomson, A., Price, G. W., Arnold, P., Dixon, M., & Graham, T. (2022). Review of the potential for recycling CO2 from organic waste composting into plant production under controlled environment agriculture. *Journal of Cleaner Production*, 333, 130051. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.130051>
- Torrijos, V., Calvo Dopico, D., & Soto, M. (2021). Integration of food waste composting and vegetable gardens in a university campus. *Journal of Cleaner Production*, 315. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128175>
- Tsai, W.-C., Chen, X., & Yang, C. (2020). Consumer Food Waste Behavior among Emerging Adults: Evidence from China. *Foods*, 9(7), 961. <https://doi.org/10.3390/foods9070961>
- Tuck, C. O., Perez, E., Horvath, I., Sheldon, R., & Poliakoff, M. (2012). Valorization of biomass: Deriving more value from waste. En *Science* (Vol. 338, Número 6107). <https://doi.org/10.1126/science.338.6107.604-b>
- UAEMÉX. (2021). *Plan Rector de Desarrollo Institucional 2021-2025*.
- Udo de Haes, H. A., & Heijungs, R. (2007). Life-cycle assessment for energy analysis and management. *Applied Energy*, 84(7–8), 817–827. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2007.01.012>
- UI Green Metric. (2019). *List of Universities in Each Country (2019)*.
- Uncu A., S., Candan, C., Nergis, B., & Sebla O., N. (2020). We are IntechOpen , the world ' s leading publisher of Open Access books Built by scientists , for scientists TOP 1 %. *IntechOpen, i(tourism)*, 13. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5772/57353>
- UNEP/SETAC. (2005). Life Cycle approaches : The road from analysis to practice. En *Assessment*.
- UNEP. (2003). Evaluation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment. En *Meeting report* (Vol. 2, Número 1). <https://doi.org/10.1186/1758-5996-2-73>
- UNEP. (2015). *Measuring and Communicating the Benefits of Sustainable Communicating the Benefits of Sustainable Public Procurement (SPP)*.

- UNEP. (2019a). *Global Guidance on Environmental life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 2*.
- UNEP. (2019b). *Report on global CO2 emissions (UN)*. 1–16. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30798/EGR19ESSP.pdf?sequence=17>
- USAID. (2017). Greenhouse gas emissions in Mexico. Fact Sheet. *USAID, 2013, 2015–2017*.
- Valdivia, S., Backes, J. G., Traverso, M., Sonnemann, G., Cucurachi, S., Guinée, J. B., Schaubroeck, T., Finkbeiner, M., Leroy-Parmentier, N., Ugaya, C., Peña, C., Zamagni, A., Inaba, A., Amaral, M., Berger, M., Dvarioniene, J., Vakhitova, T., Benoit-Norris, C., Prox, M., ... Goedkoop, M. (2021). Principles for the application of life cycle sustainability assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment, 26*(9), 1900–1905. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01958-2>
- Vallejo, A. (2004). Utilización del Análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. En *Universitat Politècnica de Catalunya* (p. 37).
- Van Haaren, R., Themelis, N. J., & Barlaz, M. (2010). LCA comparison of windrow composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC). *Waste Management, 30*(12), 2649–2656. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.007>
- Vázquez-Rowe, I., Laso, J., Margallo, M., Garcia-Herrero, I., Hoehn, D., Amo-Setién, F., Bala, A., Abajas, R., Sarabia, C., Durá, M. J., Fullana-i-Palmer, P., & Aldaco, R. (2019). Food loss and waste metrics: a proposed nutritional cost footprint linking linear programming and life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment, 24*(12), 1200–1215. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01655-1>
- Viorner, E. A., Bravo, B., & Mena, V. Y. (2020). Life cycle assessment and emission analysis of waste cooking oil biodiesel blend and fossil diesel used in a power generator. *Fuel, 281*(March), 118739. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118739>
- Wang, Y., & Yuan, Z. (2021). Enhancing food security and environmental sustainability: A critical review of food loss and waste management. *Resources, Environment and Sustainability, 100*023. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2021.100023>
- Weather Atlas. (s/f). *Previsión meteorológica y clima mensual Toluca de Lerdo, México*. 2022. <https://www.weather-atlas.com/es/bolivia/santa-cruz-de-la-sierra-clima>
- Williams, S. R., Zhu-Barker, X., Lew, S., Croze, B. J., Fallan, K. R., & Horwath, W. R. (2019). Impact of Composting Food Waste with Green Waste on Greenhouse Gas Emissions from Compost Windrows. *Compost Science and Utilization, 27*(1), 35–45. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2018.1550023>
- Yañez, P., Sinha, A., & Vázquez, M. (2020). Carbon footprint estimation in a university campus: Evaluation and insights. *Sustainability (Switzerland), 12*(1), 1–15. <https://doi.org/10.3390/SU12010181>
- Yi, S., Kurisu, K. H., & Hanaki, K. (2011). Life cycle impact assessment and interpretation of municipal solid waste management scenarios based on the midpoint and endpoint approaches. *International Journal of Life Cycle Assessment, 16*(7), 652–668. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0297-3>

CAPÍTULO IV. DISCUSIÓN GENERAL

El objetivo general de dicha investigación fue evaluar los impactos ambientales de los residuos orgánicos generados en las Cafeterías Universitarias de los espacios académicos de la UAEMéx, mediante un análisis de ciclo de vida por ruta de recolección, tanto para el escenario actual como para escenarios alternativos (elaboración de composta y biodiesel); para ello se plantearon diferentes alcances de los cuales se evaluaron distintos impactos potenciales en los procesos que describen el manejo de los residuos en las cafeterías.

Como primera parte se evaluó la huella de carbono y su relación con el tipo de alimento consumido, ver apartado 9.1, el método del IPCC 2013 calculó la categoría de impacto del potencial de calentamiento global a 100 años, al igual que el porcentaje por gas de efecto invernadero (CH_4 , CO_2 , and N_2O). Dentro de las secciones estudiadas, la S4 fue la que mayor porcentaje de contribución ambiental tuvo (45%), teniendo un mayor registro de espacios académicos después la S1 (32%), S3 (20%) y S2 (3%). A pesar que la dieta en las cafeterías esta basada en un 42% frutas y verduras, 19% productos de carne y pescado, 12% cereales, 11% lácteos y 8% azúcar, aceites y grasas, la huella de carbono estimada fue de 7199.29 $\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{día}$, gracias al el consumo de carne, pescado y productos lácteos. El cálculo de la huella de carbono por estudiante (3.33 $\text{kg CO}_{2\text{eq}}$), la cual está en el límite superior del rango que reportó (González-García et al., 2018), quien estudió diferentes dietas en distintos países del mundo. Como iniciativa para disminuir la huella, se planteó promover el libro de empujones verdes para promover una dieta saludable y sostenible.

Para la segunda parte, ver apartado 9.2, se evaluó la producción del biodiesel como alternativa para reducir el impacto ambiental en las cafeterías universitarias; dicho proceso a partir del aceite residual de cocina que generan las cafetería, el cual en un 34% es de semilla de girasol, ya se tenía en el Laboratorio de Ingeniería Química, es por ello que la investigación se enfocó en estudiar cada una de las etapas haciendo un análisis del inventario (colecta, pretratamiento y, reacción heterogénea) y estableciendo la unidad funcional de 1 L de biodiesel producido. Mediante la evaluación de impactos con el método fue CML-IA C3.06/EU25 de punto medio, se determinó que la etapa de reacción heterogénea es la que mayor contribución ambiental con las categorías de impacto agotamiento potencial de combustibles fósiles (105.56 MJ), potencial de Calentamiento Global (100 años) (8.91 $\text{kg de CO}_{2\text{eq}}$), y ecotoxicidad de Agua Marina (2387.89 kg 1,4-DB eq), estos daños se atribuyen al consumo de combustible fósil en los equipos utilizados

durante la etapa de reacción y separación del biocombustible. Asimismo, el método ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.04 / World (2010) H/A para punto final, permitió comparar con lo reportado por (Talens et al., 2010) para una reacción homogénea siendo un 1.77 puntos mayor que la reacción heterogénea, principalmente daño a la salud humana por el alto consumo eléctrico, siendo un área de oportunidad para implementar energías renovables como la solar fotovoltaica.

Para dar cumplimiento a la estrategia institucional, ver apartado 9.3, se propuso un modelo con perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de los residuos orgánicos, dicho estudio se planteó como una práctica emergente de los estudiantes en sus hogares y la escuela, durante el confinamiento por la pandemia COVID-19. El tratamiento del compostaje se propuso para tener un pensamiento de economía circular mediante las etapas de: generación, colecta, separación, tratamiento de compostaje y aprovechamiento en áreas verdes. En el ámbito universitario, el composteador tuvo una eficiencia del 48 % con respecto al peso fresco y una calidad adecuada acorde a la normatividad oficial; la transferencia circular para el tratamiento de los residuos orgánicos, generó un producto con valor añadido para la rehabilitación de áreas verdes del espacio académico, así como su comercialización en pequeña escala. En el ámbito doméstico, el modelo la transferencia de conocimientos y la conducta ecológica de los estudiantes, reportó que el 97% aplicó el método de separación de residuos y elaboración de composta, arrojando un 59% como una experiencia exitosa. Para llevar a cabo un análisis de ciclo de vida, fue de gran importancia haber tenido dicha perspectiva, ya que con permitirá cuantificar los impactos ambientales como el potencial de calentamiento global, en un sistema de manejo integral de residuos orgánicos en la universidad y los hogares.

En la producción de biodiesel reportada anteriormente, se estudiaron los impactos ambientales bajo diferentes estrategias para mejorar la sostenibilidad mediante una catálisis heterogénea a partir del aceite residual de cocina a través de la evaluación del ciclo de vida. estrategias, ver apartado 9.4, en el marco de referencia que establece la ISO 14044, desde la definición del objetivo, el alcance, el análisis del inventario, la evaluación de los impactos y la interpretación. El objetivo fue establecer los impactos y beneficios ambientales de la producción de biodiesel a partir del aceite residual de cocina con catalizadores bifuncionales soportados en CaO con diferentes precursores de hierro (III) Cat_1 (Fe_2O_3) y Cat_2 ($\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), la unidad funcional fue de 1 MJ de biodiesel

producido. Dentro de los límites del sistema en la etapa de reacción heterogénea, se plantearon dos escenarios planeando las siguientes estrategias modificando la concentración de catalizador, el contenido de hierro (III) y la relación molar alcohol/aceite.

Para realizar el análisis del inventario se contemplaron las etapas del pretratamiento, síntesis y reusabilidad del catalizador y proceso heterogéneo. Para el análisis del inventario en cada una de las estrategias antes mencionadas, se incluyeron las entradas de materiales y energía y emisiones ambientales (agua, aire y sólidos). La evaluación de los impactos de punto medio mediante el método CML V3.06 / EU25, las categorías de impacto medio más afectadas fueron el potencial de calentamiento global, la oxidación fotoquímica, la acidificación y la eutrofización. Para los dos escenarios, Cat_1 aporta el 65% y Cat_2 el 35% de contribución. Los resultados del análisis de punto final muestran el daño a la salud humana como el indicador más afectado. Cat_2 es un 52,89% inferior al de Cat_1. Por lo tanto, la preparación del catalizador bifuncional utilizado en este trabajo es más limpia al utilizar $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ en lugar de Fe_2O_3 ; en consecuencia, se recomienda el primero para preparar el catalizador bifuncional, a pesar de que su costo de preparación es de aprox. 6,5 veces mayor que el catalizador preparado con Fe_2O_3 . Para Cat_1, la estrategia que más reduce los impactos ambientales relacionados con la eutrofización (E) y la acidificación (A) es el aumento de la relación alcohol/molar hasta 12. El GWP y la fotooxidación (PO) se ven afectados principalmente por el contenido de hierro, no siendo superior al 5% ya que aumenta los impactos ambientales de la producción de biodiesel con Cat_1. Para Cat_2, variar la carga de catalizador (W_{cat}) en el sistema de reacción es la estrategia que más disminuye las categorías de impacto ambiental de E, A, GWP y P. Más allá de $W_{\text{cat}} = 5\%$, los impactos ambientales aumentan. Con este catalizador, el aumento de la relación molar alcohol/aceite no ejerce un cambio en A y E, pero aumenta el impacto ambiental relacionado con P y GWP. Por lo tanto, esta variable debe mantenerse al mínimo cuando se utiliza $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ como precursor de hierro. Finalmente, se concluyó que el potencial de calentamiento global disminuye alrededor del 93%, para Cat_1 (48.73 $\text{gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$) y Cat_2 (26.48 $\text{gCO}_2\text{eq MJ}^{-1}$) al realizar la producción de biodiesel con energía solar en lugar de energía proveniente de combustibles fósiles.

Finalmente, y haciendo referencia al modelo con perspectiva de ciclo de vida para el tratamiento de los residuos orgánicos, se hizo la evaluación de los impactos para evaluar el proceso del compostaje de los residuos orgánicos (frutas, verduras, desperdicios de

comida, poda y jardinería) en los espacios universitarios, en una mezcla de 57% de residuos y 43% inóculo. Para llevar a cabo un marco de referencia de ACV, se construyó el inventario mediante el monitoreo de las emisiones de CO₂ biogénico, así como los parámetros físico-químicos durante el proceso. La humedad fue el parámetro que no coincidió con la norma NMX-AA-180-SCFI-2018 siendo que las condiciones meteorológicas en el lugar de estudio tienen una humedad relativa alta. La relación C/N estuvo cercano al valor de la norma, y se relacionó con la la emisión de el CO₂ biogénico en la composta, cuando el compostaje es frío, corresponde a una tercera parte el inicial, es por ello que se reporta de 12.3. La cuantificación de las emisiones de CO₂ biogénico, la fase inicial tuvo una tasa de emisión entre (190.24-365.01) ppm), la etapa mesofílica (365.01-570.05 ppm), la etapa termofílica (570.05-621.14 ppm) y la fase de enfriamiento y madurez (621.14-100.6ppm). En el análisis de ciclo de vida, la unidad funcional fue de 1kg de composta final. La evaluación de los impactos mediante el método CML V3.06 / EU25, la contribución ambiental más alta fue para el impacto de eutrofización con 2.60E-05 kgPO₄eq, posteriormente acidificación 1E-04 kg SO₂eq; potencial de calentamiento global a 100 años 8.41E-03 kgCO₂eq; oxidación fotoquímica 1.80E-06 kgC₂H₄eq y finalmente toxicidad humana 2.43 E-04 kg1,4 DBeq. Dichos impactos se interpretan como beneficios ambientales siendo que hay captura de carbono, propiedades biológicas del suelo y biodiversidad, aporte de nutrientes, contenido de humedad en el suelo y hierbas malas, plagas y enfermedades.

De lo anterior, la importancia de incluir una perspectiva y un análisis de ciclo de vida en cada una de las investigaciones, permitió plantear distintos objetivos, alcances, unidades funcionales (asignación de masa y energía), inventarios y categorías de impacto de punto medio y final, con limitaciones clave en las fases fundamentales en la falta de transparencia para el acceso a los datos y la calidad de los mismos. El método CML, para los procesos en estudio, fue un método que permitió dimensionar las categorías de impacto nivel daño, más importantes y a su vez relacionarlas con las categorías de punto final, con el método Recipe, como el daño a la salud humana expresada en mili puntos, una puntuación ponderada en la toma de decisiones para expresar las áreas de oportunidad en la mejora de los procesos.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES

El análisis de ciclo de vida de los residuos orgánicos generados en los espacios académicos de la Universidad Autónoma del Estado de México, permitió evaluar distintos impactos ambientales como la huella de carbono por Cafetería Universitaria, la cual se relacionó por el tipo de alimento consumido, encontrando que la sección 4 es la que mayor porcentaje de contribución ambiental tuvo (45%), posteriormente S1 (32%), S3 (20%) y S2 (3%). La huella de carbono por estudiante es de 3.33 kg CO_{2eq} y la de todas las cafeterías es de 7199.29 kgCO_{2eq}/día. Para disminuir la huella de carbono, es importante identificar las rutas de aprovechamiento energético de la biomasa a energía, en los desperdicios de comida se propone un tratamiento de conversión bioquímica como la digestión aerobia o compostaje, con una reducción promedio de impactos ambientales de un 14%, el cual permita obtener un fertilizante o mejorador de suelo aplicado las áreas verdes de los espacios académicos. Para el caso del aceite residual de cocina, se propone un tratamiento de conversión fisicoquímica, mediante una reacción de esterificación y transesterificación, el cual permitirá tener impactos con cargas negativas y reducciones promedio en un 50%, produciendo un combustible renovable denominado biodiesel, con menos emisiones de gases efecto invernadero que provocan el calentamiento global. Estas medidas contribuirán a proyectar a la Universidad Autónoma del Estado de México como una institución responsable en el cuidado del medio ambiente, planteando una estrategia universitaria sostenible hacia una transición de conductas ecológicas y estilos de vida sostenibles con un enfoque de economía circular.

ANEXOS

Anexo 1. Acrónimos

Aceite residual de cocina	ARC
Análisis de ciclo de vida	ACV
Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Educación Superior	ANUIES
Cafeterías universitarias	CU
Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sostenible	CECADESU
Consortio Mexicano de Instituciones de Educación Superior para la Sustentabilidad	COMPLEXUS
Desperdicios de comida	DC
Dióxido de carbono equivalente	CO ₂ eq
Dirección de Protección al Ambiente	DPA
Directiva de Energías Renovables	sus iniciales en inglés RED
Economía Circular	EC
Estándar de combustible renovable	sus iniciales en inglés, RFS
Gases de efecto invernadero	GEI
Panel Intergubernamental de Cambio Climático	IPCC
Programa de Protección al Medio Ambiente	PPMA
Red Universitaria Sostenible para la Gestión Integral de Residuos Orgánicos	Red GISRO.
Residuos orgánicos	RO
Residuos sólidos urbanos	RSU
Secretaría de Educación Pública	SEP
Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados	SIEA
Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales	SEMARNAT
Universidad Autónoma del Estado de México	UAEMéx
Universidad Autónoma Metropolitana	UAM
Universidad Iberoamericana	IBERO
Universidad Nacional Autónoma de México	UNAM

Anexo 2. Estrategia universitaria sostenible

Como parte del cumplimiento de los objetivos específicos de dicha investigación y el desarrollo de la misma, se proponen las siguientes líneas de acción, las cuales permitirán desarrollar un proyecto integral en el manejo de residuos orgánicos dentro de los espacios universitarios con el acompañamiento de la Red GISRO, ver Figura 14.

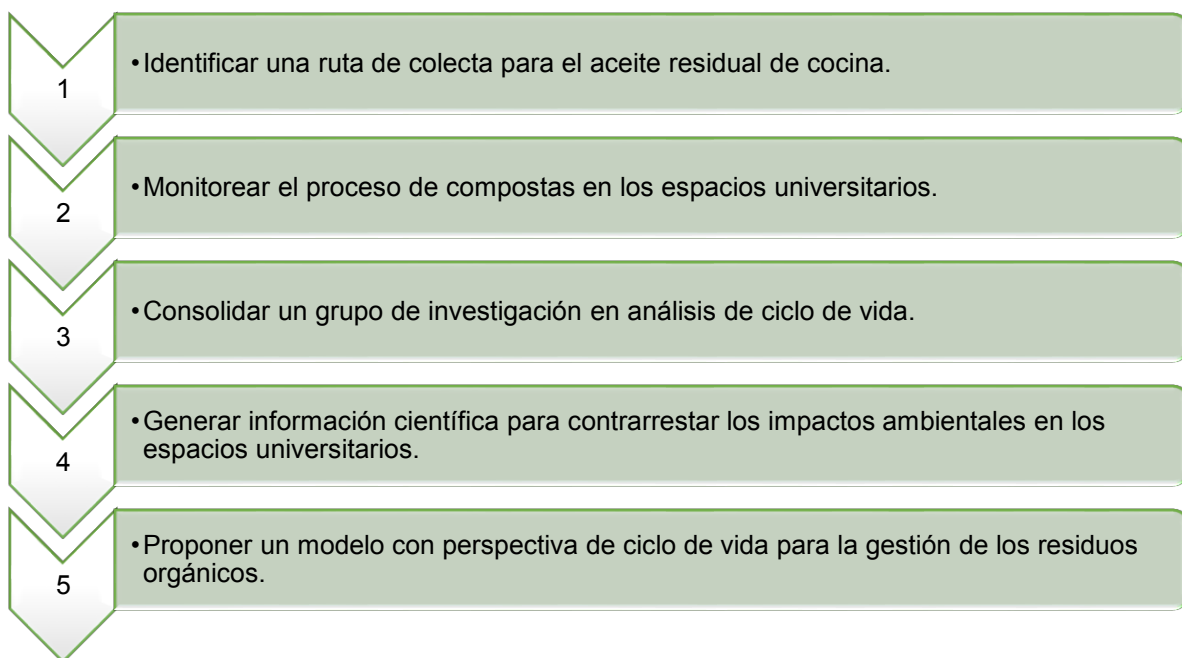





Figura 14. Líneas de acción para la Estrategia universitaria sostenible

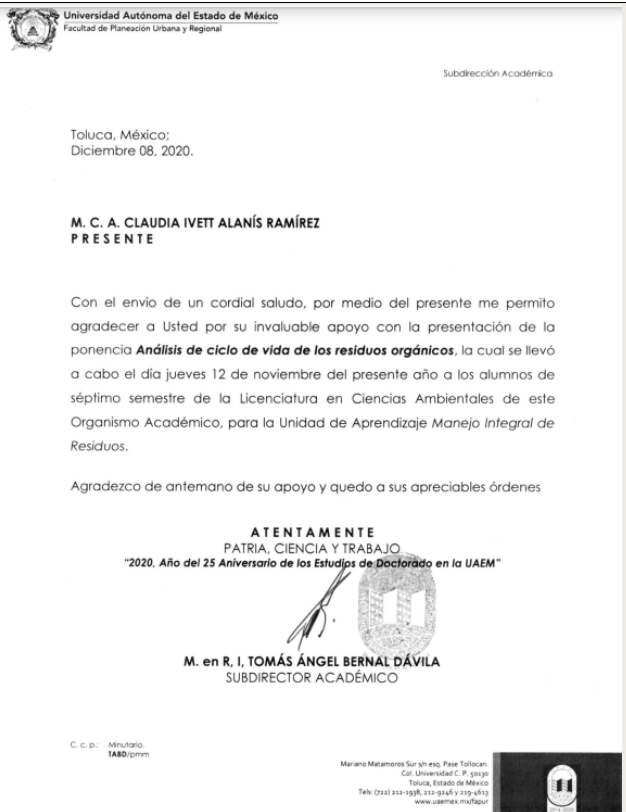

Fuente: elaboración propia.





Anexo 3. Participaciones


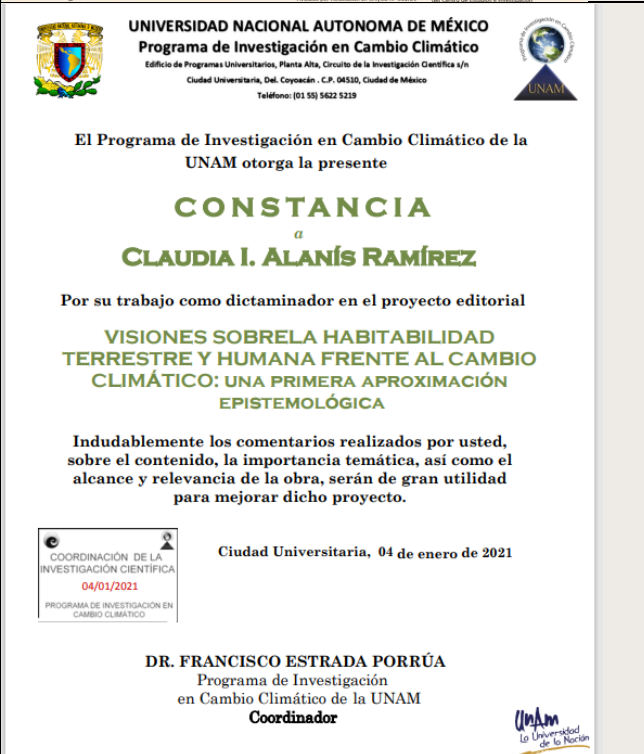
		Carteles		
Autores	Nombre de la ponencia	Nombre del evento (fecha de realización)	Constancia	
Alanís Ramírez Claudia, Reyna, Córdoba Liliana, Romero Rubí y Álvarez Arteaga Gustavo	Valoración ambiental mediante un análisis de ciclo de vida de los residuos orgánicos generados por la UAEMéx.	Congreso Interamericano Virtual de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Fecha: 05 al 09 de abril de 2021.		
Alanís Ramírez Claudia, Reyna, Córdoba Liliana, Romero Rubí y Álvarez Arteaga Gustavo	Identificación de la etapa con mayor impacto ambiental para la producción de biodiesel a partir del aceite residual de cocina.	XI Simposio interno del CCIQS 2020. Participantes. Fecha: 7 de diciembre de 2020.		

<p>Alanís Claudia, Reyna, Córdoba Romero Álvarez Ramírez Natividad, Ávila Liliana, Rubí y Arteaga Gustavo</p>	<p>Producción de biodiesel a partir de aceite de cocina residual: identificación de la etapa con mayor impacto ambiental.</p>	<p>Congreso Internacional de Desarrollo Sustentable y Energías Renovables, Colegio de Veracruz Fecha: 05 de noviembre de 2020</p>	
<p>Alanís Claudia, Rangel Álvarez Gustavo Ramírez Natividad, Reyna, Arteaga y Ávila Córdoba Liliana</p>	<p>Apreciación comunitaria sobre la gestión de residuos dentro de los espacios académicos de la UAEMÉX bajo un enfoque de pensamiento de ciclo de vida.</p>	<p>5o Congreso Nacional AMICA 2021 Primer Congreso Internacional e Ingeniería, Ciencia y Gestión Ambiental AMICA 2021 Fecha: 17-19 de noviembre de 2021</p>	
<p>Alanís Claudia, Reyna, Córdoba Romero Álvarez Ramírez Natividad, Ávila Liliana, Rubí y Arteaga Gustavo</p>	<p>Análisis de ciclo de vida de la producción de biodiesel: procesos homogéneo y heterogéneo.</p>	<p>XII Simposio interno del CCIQS 2021. Fecha: 6 de diciembre de 2021.</p>	


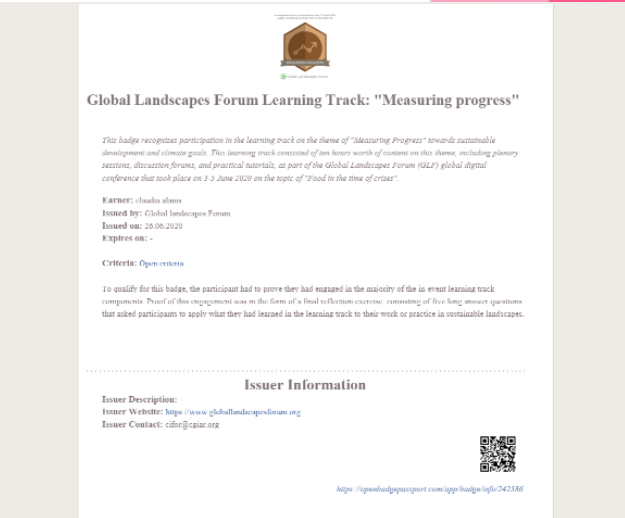
Ponencias			
Autores	Nombre de la ponencia	Nombre del evento, (fecha de realización)	Constancia
<p>Alanís Ramírez Claudia, Natividad Reyna, Ávila Córdoba Liliana, Álvarez Arteaga Gustavo.</p>	<p>Percepción comunitaria sobre la gestión de los residuos bajo el enfoque de ciclo de vida dentro de los espacios académicos de la UAEMéx.</p>	<p>Programa de Investigación en Cambio Climático de la UNAM y la Red Universitaria de Cambio Climático, México Participantes: Fecha: 09 de noviembre de 2020</p>	 <p>EL PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN EN CAMBIO CLIMÁTICO DE LA UNAM Y LA RED UNIVERSITARIA DE CAMBIO CLIMÁTICO</p> <p>Otorga la presente constancia a:</p> <p>Claudia Ivett Alanís Ramírez</p> <p>Por su participación como ponente en el 2º Coloquio Estudiantil Sobre Investigación en Cambio Climático.</p> <p><i>[Signature]</i> Dr. Francisco Estrada Porrúa Coordinador del PINCC UNAM</p> <p>2º COLOQUIO ESTUDIANTIL SOBRE INVESTIGACIÓN EN CAMBIO CLIMÁTICO</p> <p>A 09 Noviembre, 2020</p>


<p>Alanís Ramírez Claudia.</p>	<p>Análisis de ciclo de vida de los residuos orgánicos.</p>	<p>Facultad de Planeación Urbana y Regional. Fecha: 01 de diciembre de 2020.</p>	 <p>Universidad Autónoma del Estado de México Facultad de Planeación Urbana y Regional</p> <p>Subdirección Académica</p> <p>Toluca, México; Diciembre 08, 2020.</p> <p>M. C. A. CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ P R E S E N T E</p> <p>Con el envío de un cordial saludo, por medio del presente me permito agradecer a Usted por su invaluable apoyo con la presentación de la ponencia Análisis de ciclo de vida de los residuos orgánicos, la cual se llevó a cabo el día jueves 12 de noviembre del presente año a los alumnos de séptimo semestre de la Licenciatura en Ciencias Ambientales de este Organismo Académico, para la Unidad de Aprendizaje <i>Manejo Integral de Residuos</i>.</p> <p>Agradezco de antemano de su apoyo y quedo a sus apreciables órdenes</p> <p>A T E N T A M E N T E PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO "2020. Año del 25 Aniversario de los Estudios de Doctorado en la UAEM"</p>  <p>M. en R. I. TOMÁS ÁNGEL BERNAL DÁVILA SUBDIRECTOR ACADÉMICO</p> <p>C. c. p.: Minutario, TABD/pmm</p> <p>Mariano Matamoros Sur s/n. exd. Pase Toluca, Caj. Universidad C. P. 50130 Toluca, Estado de México Tels: (022) 251-1538, 251-9145 y 251-4513 www.uaemex.mx/tabur</p>
------------------------------------	---	--	--

<p>Alanís Ramírez Claudia.</p>	<p>Investigaciones sobre la economía circular en México</p>	<p>Facultad de Planeación Urbana y Regional. Fecha: 06 de diciembre de 2020.</p>	 <p>Universidad Autónoma del Estado de México Facultad de Planeación Urbana y Regional</p> <p style="text-align: right;">Subdirección Académica</p> <p>Toluca, México; Diciembre 08, 2020.</p> <p>M. C. A. CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ P R E S E N T E</p> <p>Con el envío de un cordial saludo, por medio del presente me permito agradecer a Usted por su invaluable apoyo con la presentación de la ponencia <i>Investigaciones sobre economía circular en México</i>, la cual se llevó a cabo el día martes 24 de noviembre del presente año a los alumnos de séptimo semestre de la Licenciatura en Ciencias Ambientales de este Organismo Académico, para la Unidad de Aprendizaje <i>Manejo Integral de Residuos</i>.</p> <p>Agradezco de antemano de su apoyo y quedo a sus apreciables órdenes</p> <p style="text-align: center;">ATENTAMENTE PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO "2020, Año del 25 Aniversario de los Estudios de Posgrado en la UAEM"</p>   <p style="text-align: center;">M. en R. I. TOMÁS ÁNGEL BERNAL DÁVILA SUBDIRECTOR ACADÉMICO</p> <p>C. C. D.: Minutario TABD/2020</p> <p style="text-align: right;"> <small> Mariano Matamoros Sur s/n. exq. Pab. Toluca Cal. Universidad C. P. 50300 Toluca, Estado de México Tels: (01) 219-1938, 219-9445 y 219-4813 www.uaemex.mx/taur </small> </p>
------------------------------------	---	--	--


<p>Alanís Ramírez Claudia y Álvarez Arteaga Gustavo</p>	<p>Red Universitaria para la Gestión Integral y Sostenible de Residuos Orgánicos.</p>	<p>Retos de las organizaciones para el desarrollo de proyectos y durante la contingencia por el virus del COVID-19, y ¿Cómo financiar proyectos ambientales? Los caminos de la autogestión. SUSTENTARED. Fecha: 23 de abril de 2021</p>	
<p>Alanís Claudia</p>	<p>Visiones Sobre la Habitabilidad Terrestre y Humana Frente al Cambio Climático: Una Primera Aproximación Epistemológica..</p>	<p>Programa de Investigación en Cambio Climático de la UNAM. Fecha: 01 de enero de 2021</p>	

<p>Alanís Ramírez, Claudia†*, Ávila Córdoba, Liliana, Romero Romero, Rubí, Natividad Rangel, Reyna</p>	<p>Plan General de Desarrollo 2021-2033 y del Plan Rector de Desarrollo Institucional 2021-2025.</p>	<p>Universidad Autónoma del Estado de México Fecha: junio 2020.</p>	
<p>Alanís Ramírez Claudia, Natividad Reyna, Ávila Córdoba Liliana, Álvarez Arteaga Gustavo.</p>	<p>Percepción Universitaria sobre la gestión de residuos aplicada a un pensamiento de ciclo de vida.</p>	<p>Primer Congreso Internacional Estudios de Planeación Territorial y Ambiental 2021. Fecha: 14 y 15 de octubre de 2021.</p>	

<p>Alanís Ramírez, Claudia†*, Ávila Córdoba, Liliana, Romero Romero, Rubí, Natividad Rangel, Reyna</p>	<p>Biodiesel production as an alternative to reduce the environmental impact of University food courts.</p>	<p>CIERMMI 2021.. Fecha: 28 de octubre de 2021.</p>	
<p>Alanís Ramírez Claudia</p>	<p>Life Cycle Assesment for food waste systems</p>	<p>GLF Bonn Digital Conference 2020 Bonn, Alemania 03 al 05 de junio de 2020</p>	

<p>Alanís Ramírez Claudia, Natividad Reyna, Ávila Córdoba Liliana y Álvarez Arteaga Gustavo</p>	<p>Manejo sostenible de los residuos orgánicos universitarios con perspectiva de ciclo de vida.</p>	<p>*8° Congreso Internacional de Sustentabilidad "La educación ambiental para la sustentabilidad. Turbulencias e incertidumbres en tiempos de pandemia" (24, 25 y 26 de noviembre de 2021)</p>	 <p>Universidad Autónoma del Estado de México</p> <p>La Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados, a través del Centro de Estudios e Investigación en Desarrollo Sustentable, CEDeS otorgan la presente</p> <h3>Constancia</h3> <p>A: Claudia Alanís Ramírez</p> <p>Por su participación como ponente del trabajo: "Modelo institucional para el tratamiento de residuos orgánicos con perspectiva de ciclo de vida" en el marco del 8° Congreso Internacional de Sustentabilidad y 3er. Congreso Binacional México-Perú de Sustentabilidad "La Educación Ambiental para la Sustentabilidad: Turbulencias e Incertidumbres en tiempos de Pandemia"</p> <p>Toluca, Estado de México a 26 de noviembre de 2021.</p> <p>Patria, Ciencia y Trabajo "2021, Celebración de los 65 Años de la Universidad Autónoma del Estado de México"</p> <p>Doctora en Ciencias Sociales Martha Patricia Zarza Delgado Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados</p> <p>SIEA</p>
---	---	--	---

Participaciones como Conferencista			
Autores	Nombre de la ponencia	Nombre del evento, (fecha de realización)	Constancia
Alanís Ramírez Claudia, Natividad Reyna, Ávila Córdoba Liliana y Álvarez Arteaga Gustavo	Alternativas sostenibles para el tratamiento de residuos..	SDG Students Hub UAEMéx. Fecha: 23 de Septiembre de 2021	 <p>UAEM SDG Student Hub SEMANA GLOBAL #AcciónXODS #CambiarElRumbo POR LAS PERSONAS Y PLANETA ADMINISTRACIÓN UNIVERSITARIA 2021 - 2025</p> <p>Semana Global de #AcciónXODS</p> <p>El SDG Student Hub de la Universidad Autónoma del Estado de México otorga la presente</p> <p>Constancia</p> <p>a M.C.A Claudia Ivett Alanís Ramírez</p> <p>Por su ponencia en el evento Alternativas sostenibles para el tratamiento de residuos 23 de septiembre de 2021.</p> <p><i>Karla Nolasco</i></p> <p>Karla Eugenia Nolasco Ayala SDG COORDINATOR</p>

<p>Alanís Ramírez Claudia, y Álvarez Arteaga Gustavo</p>	<p>Valoración Ambiental de los Residuos Orgánicos Universitarios</p>	<p>*2° Simposio de Valorización Biotecnológica de Residuos Orgánicos Domésticos (9 de noviembre de 2021)</p>	 <p>Universidad Autónoma del Estado de México</p> <p>La Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados y el Centro de Investigación en Ciencias Biológicas Aplicadas Otorgan la presente</p> <p>Constancia</p> <p>a</p> <p>M. en C. Claudia Ivett Alanís Ramírez</p> <p>Por su participación como ponente con el tema: Valoración ambiental de los residuos orgánicos universitarios, en el marco del 2° Simposio de Valorización Biotecnológica de Residuos Orgánicos Domésticos, llevado a cabo del 08 al 11 de noviembre de 2021. Toluca de Lerdo, noviembre de 2021.</p> <p>Patria, Ciencia y Trabajo "2021, Celebración de los 65 años de la Universidad Autónoma del Estado de México"</p> <p>Doctora en Ciencias Sociales y Humanidades Martha Patricia Zarza Delgado Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados</p> <p>Doctor en Ciencias Ambientales Moisés Tejocote Pérez Coordinador del Centro de Investigación en Ciencias Biológicas Aplicadas</p> <p>2° SIMPOSIO VALORIZACIÓN BIOTECNOLÓGICA DE RESIDUOS ORGÁNICOS DOMÉSTICOS</p> <p>SIEA CICBA</p>
--	--	--	---

<p>Alanís Ramírez Claudia</p>	<p>Evaluación de la huella de carbono en instituciones educativas</p>	<p>COMPLEXUS 24 de marzo 2022</p>	<p>Universidad Autónoma del Estado de México A través de la Dirección de Protección al Ambiente</p> <p>OTORGA LA PRESENTE</p> <p>CONSTANCIA a Claudia Ivett Alanís Ramírez</p> <p>Por impartir la ponencia: "Evaluación de la huella de carbono en Instituciones educativas", en el marco de la Segunda Reunión Extraordinaria del Consorcio Mexicano de Instituciones de Educación Superior para la Sustentabilidad (Complexus), el jueves 24 de marzo de 2022, a través de la plataforma Zoom Meetings.</p> <p>ATENTAMENTE PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO "2022, Celebración de los 195 años de la Apertura de los Colegios de la Universidad Literario"</p> <p>M. en C. Raúl Vega Noguera DIRECTOR DE PROTECCIÓN AL AMBIENTE SECRETARÍA TÉCNICA DE COMPLEXUS</p> <p>ADMINISTRACIÓN UNIVERSITARIA 2021 - 2025</p> <p>SR</p>
-----------------------------------	---	---------------------------------------	---

Anexo 4. Cursos



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE YUCATÁN

"Luz, Ciencia y Verdad"
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

CONSTANCIA

A: Claudia Ivett Alanis Ramírez

Por haber participado y aprobado el curso "Análisis de ciclo de vida, Nivel intermedio" con calificación de 85 puntos (Nivel Satisfactorio), realizado en esta Facultad durante el periodo del 3 de marzo al 30 de junio del presente año, con una duración de 64 horas.



M. en C. Maria Dalmira Rodríguez Martín
Directora



Dr. Julio César Sacramento Rivero
Coordinador de
Posgrado e Investigación

Mérida, Yucatán, 30 de junio de 2021.



environment programme 1972-2022



CERTIFICATE OF COMPLETION

Claudia Alanis

has fully completed the assessment of the UN Environment Programme
Ecolabelling Training Programme

22/06/2022



Kate Harris
Secretariat
Global Ecolabelling Network



Lidia Montero
Associate Programme Management Officer
Sustainable Consumption and Production Unit, UNEP

Anexo 5. Premios



Universidad Autónoma del Estado de México

La Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados

Otorga la presente

Constancia

a

Claudia Ivett Alanís Ramírez

Por su participación en la Segunda Biental Estudiantil de Ciencias y Tecnología, 2020.

Toluca, Estado de México, diciembre de 2020.

PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO
 "2020, Año del 25 Aniversario de los Estudios de Doctorado en la UAEM"



SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y ESTUDIOS AVANZADOS

Doctor en Ciencias e Ingeniería Ambientales
Carlos Eduardo Barrera Díaz
 Secretario de Investigación y Estudios Avanzados





ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS GENERADOS POR LA UAEMÉX

M.C.A. CLAUDIA IVETT ALANÍS RAMÍREZ
 UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

INTRODUCCIÓN

El desperdicio de alimentos es el tercer recurso identificado con oportunidad de productividad en el mundo [1]. La huella de carbono global anual generada por el desperdicio de alimentos se estima en 3.8 billones de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO₂e) y la mayor huella se presentó en los alimentos desaprovechados en la fase de consumo [2].

Los **Objetivos de Desarrollo Sostenible** para el cumplimiento de la Agenda 2030, figura 1, señalan que es necesario reducir a la mitad el desperdicio de alimentos por culpa y las pérdidas en las cadenas de producción y distribución para el año 2025 [5], teniendo como plan emergente la **seguridad alimentaria** en respuesta a la pandemia del COVID-19 [4] con **estrategias ambientales, económicas y sociales** [5].



Figura 1. Objetivos de Desarrollo Sostenible que sustentan el Análisis de Ciclo de vida

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales en su Programa Sectorial 2020-2024 [6], sugiere que para el manejo sostenible de residuos orgánicos, es necesario fortalecer su gestión integral bajo el enfoque de **economía circular**, integrando esta visión a los procesos educativos para promover la gestión ambiental en instituciones académicas nacionales e internacionales (**escuelas verdes**). Esto motivó la creación de la **RED OSRO** (Figura 2).



Figura 2. Red de Gestión Integral de Residuos Orgánicos de la UAEMEX

Actualmente, en la Universidad Autónoma del Estado de México, los residuos generados de las Cafeterías, **dependientes de comida y venta residual de comida** (DC y ARC), de los diversos espacios académicos, se llevan al relleno sanitario, en dicho escenario no hay un **aprovechamiento** de los residuos generados y tampoco se concibe el aspecto ambiental de esta medida.

OBJETIVO
 Evaluar la huella carbónica de los residuos orgánicos generados en las Cafeterías Universitarias DC y ARC de las diversas ocasiones de la UAEMEX, mediante un análisis de ciclo de vida por ruta de recolección, tanto para el escenario actual como para escenarios alternativos (elaboración de compost y biodiesel).

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se ha convertido en una **metodología internacional aprobada** para la evaluación de sistemas de bioenergía que utilizan flujos residuales de biomasa procedente de los alimentos [7].

DESARROLLO

La metodología se desarrolló bajo la **Norma Mexicana de Análisis de Ciclo de Vida**, Requisitos y directivos [8] figura 3, asimismo se delimitan los límites del sistema y flujo referencial por ruta de recolección, figura 4.



Figura 3. Etapas de un ACV de acuerdo con la serie de normas ISO 14040.



Figura 4. Límites del sistema para el estudio de ACV en un Sistema de Manejo Integral de Residuos Orgánicos de la UAEMEX.

La **huella de carbono** total generada por las Cafeterías Universitarias en los espacios universitarios del Valle de Toluca es de **8.432 kgCO₂e per semester**, la evaluación se realizó con el método del IPCC (2003) a 100 años, en la categoría de impacto del **Potencial de Calentamiento global**, figura 5.

Ruta de recolección	Huella de carbono por ruta (kgCO ₂ e/semester)
Escuela	2.075
Comercios educativos	245
Comida preparada	1.718
Cafetería Universitaria	1.795
Residuos	4.423



Figura 5. Potencial de calentamiento global por ruta de recolección de los desperdicios de comida generados en las Cafeterías Universitarias

CONCLUSIONES

- El **escenario actual** en la gestión de los residuos orgánicos que generan las Cafeterías Universitarias (DC y ARC) hace el relleno sanitario refleja una huella de carbono anual de **437 tCO₂e**.
- La huella de carbono asociada a la UAEMEX se **reducen** en al menos un **14%** si las DC se utilizan para la elaboración de **compost**.
- La elaboración de **biodiesel** a partir de CO₂R generado por la Cafeterías Universitarias, permitiría **reducir** en indicadores ambientales con cargas negativas y **neutralizarse** en promedio de un **50%**.
- La ruta de recolección que **muestra menor** contribución en el potencial de calentamiento global es la de **Residuos**.

BIBLIOGRAFÍA

1. UN World Food Programme. 2019. *Report: Ending the world's hunger, poverty, food and under-nutrition*.
2. FAO. 2014. *Residuos de alimentos en Latinoamérica y el Caribe*. Subregión.
3. FAO. 2014. *Residuos de alimentos en México*. Subregión.
4. FAO. 2018. *Seguridad Alimentaria bajo la Pandemia de COVID-19*. Seguridad Alimentaria bajo la Pandemia de COVID-19.
5. Sánchez, F., Damián, F., Wang, X., Sotelo, J. 2020. *Measurement, mitigation and prevention of food waste in agri-food systems: An inter-disciplinary perspective*. Int. J. Environ. Res. Public Health.
6. SEMARNAT. 2020. *Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2020-2024*.
7. Antonello, M., Turchino, F., Nardella, T. 2020. *SWC: Advanced Research and Review: Life cycle assessment and waste economy in connection with treatment technologies: Assessment and control comparison between different food industry waste OS*.
8. ISO 14040. 2006. *ISO 14040:2006*.

REFERENCIAS

- Adhikari, B. K., Trémier, A., Barrington, S., Martinez, J., & Daumoin, M. (2013). Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal of Environmental Management*, *116*, 163–171.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.008>
- Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Ojeda-Benítez, S., & Cruz-Sotelo, S. (2014). Power generation with biogas from municipal solid waste: Prediction of gas generation with in situ parameters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *30*, 412–419. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.10.014>
- Al-Muhtaseb, A. H., Osman, A. I., Jamil, F., Mehta, N., Al-Haj, L., Coulon, F., Al-Maawali, S., Al Nabhani, A., Kyaw, H. H., Zar Myint, M. T., & Rooney, D. W. (2022). Integrating life cycle assessment and characterisation techniques: A case study of biodiesel production utilising waste *Prunus Armeniaca* seeds (PAS) and a novel catalyst. *Journal of Environmental Management*, *304*, 114319.
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.114319>
- Al-Muhtaseb, A. H., Osman, A. I., Murphin Kumar, P. S., Jamil, F., Al-Haj, L., Al Nabhani, A., Kyaw, H. H., Myint, M. T. Z., Mehta, N., & Rooney, D. W. (2021). Circular economy approach of enhanced bifunctional catalytic system of CaO/CeO₂ for biodiesel production from waste loquat seed oil with life cycle assessment study. *Energy Conversion and Management*, *236*, 114040.
<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.114040>
- Alanis, C., Álvarez, G., & Ávila, L. (2022). Institutional model with a life cycle perspective for the treatment of organic waste. *CoPaLa*, *7*(14), 13.
<https://doi.org/10.35600/25008870.2022.14>
- Aldaco, R., Hoehn, D., Laso, J., Margallo, M., Ruiz-Salmón, J., Cristobal, J., Kahhat, R., Villanueva-Rey, P., Bala, A., Battle-Bayer, L., Fullana-i-Palmer, P., Irabien, A., & Vazquez-Rowe, I. (2020). Food waste management during the COVID-19 outbreak: a holistic climate, economic and nutritional approach. *Science of The Total Environment*, *742*, 140524. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140524>
- Amaya, J., Coello, S., Crespo, T., Hidalgo, J., Jervis, F., Moreira, C., & Soto, M. (2020). Waste to Energy Potential of Domestic Waste Cooking Oil in Guayaquil: A review. *18th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and*

- Technology*; 1–7. <https://doi.org/10.18687/laccei2020.1.1.485>
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., & Scheutz, C. (2012a). Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, 32(1), 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.014>
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., & Scheutz, C. (2012b). Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, 32(1), 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.014>
- Antoniadou, M., Tsarouhas, P., & Varzakas, T. (2020). *GSC Advanced Research and Reviews Life cycle assessment and circular economy in conjunction with treatment methodologies : Presentation and critical comparison between different food industry waste*. 03(03).
- ANUIES. (2001). *Plan de acción para el desarrollo Sustentable en las instituciones de educación superior*.
- Arvidsson, R. (2021). *Inventory Indicators in Life Cycle Assessment BT - Life Cycle Inventory Analysis : Methods and Data* (A. Ciroth & R. Arvidsson (eds.); pp. 171–190). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-62270-1_8
- Barjoveanu, G., Teodosiu, C., Bucatariu, F., & Mihai, M. (2020). Prospective life cycle assessment for sustainable synthesis design of organic/inorganic composites for water treatment. *Journal of Cleaner Production*, 122672. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122672>
- Behrooznia, L., Sharifi, M., & Hosseinzadeh B., H. (2020). Comparative life cycle environmental impacts of two scenarios for managing an organic fraction of municipal solid waste in Rasht-Iran. *Journal of Cleaner Production*, 122217. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122217>
- BID. (2020). *Garantizando la Seguridad alimnetaria en ALC en el contezto del COVID-19: restos e intervenciones*.
- Bigdeloo, M., Teymourian, T., Kowsari, E., Ramakrishna, S., & Ehsani, A. (2021). Sustainability and Circular Economy of Food Wastes : Waste Reduction Strategies , Higher Recycling Methods , and Improved Valorization. *Materials Circular Economy*.
- Blengini, G. A. (2008). Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(12), 1373–1381.

- <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.08.002>
- BM. (2018). *What a waste? 2.0* (W. B. Group (ed.); Vol. 3, Número 2).
<http://repositorio.unan.edu.ni/2986/1/5624.pdf>
- Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Ho, W. S., Lim, J. S., Klemeš, J. J., Towprayoon, S., Ho, C. S., & Lee, C. T. (2017). A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production*, 146, 149–157.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.066>
- Cadena, E., Colón, J., Artola, A., Sánchez, A., & Font, X. (2009). Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(5), 401–410. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0107-3>
- Caldeira, C., Queirós, J., Noshadravan, A., & Freire, F. (2016a). Incorporating uncertainty in the life cycle assessment of biodiesel from waste cooking oil addressing different collection systems. *Resources, Conservation and Recycling*.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.005>
- Caldeira, C., Queirós, J., Noshadravan, A., & Freire, F. (2016b). Incorporating uncertainty in the life cycle assessment of biodiesel from waste cooking oil addressing different collection systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 112, 83–92.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.005>
- Caldeira, C., Vlysidis, A., Fiore, G., Laurentiis, V. De, Vignali, G., & Sala, S. (2020). Sustainability of food waste biorefinery: a review on valorisation pathways, techno-economic constraints, and environmental assessment. *Bioresource Technology*, 123575. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123575>
- Caldeira, Farcas, R., Moretti, C., Mancini, L., Rauscher, H., Rasmussen, K., Riego, J., & Sala, S. (2022). *Safe and Sustainable chemicals by design chemicals and materials* (Número March). <https://doi.org/10.2760/87906>
- Chacón Vargas, J. R. (2008). Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). En *Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería* (Número 72).
- Chamkalani, A., Zendejboudi, S., Rezaei, N., & Hawboldt, K. (2020). A critical review on life cycle analysis of algae biodiesel: current challenges and future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 134(July), 110143.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110143>
- Chung, Z. L., Tan, Y. H., Chan, Y. S., Kansedo, J., Mubarak, N. M., Ghasemi, M., & Abdullah, M. O. (2019). Life cycle assessment of waste cooking oil for biodiesel

- production using waste chicken eggshell derived CaO as catalyst via transesterification. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 21.
<https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101317>
- Clabeaux, R., Carbajales-dale, M., Ladner, D., & Walker, T. (2020). Assessing the carbon footprint of a university campus using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 122600. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122600>
- CML. (2001). Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. En *CML*.
<https://doi.org/10.7312/zhan14058-004>
- Colombo, P. E., Patterson, E., Lindroos, A. K., Parlesak, A., & Elinder, L. S. (2020). Sustainable and acceptable school meals through optimization analysis : an intervention study. *Nutrition Journal*, 1–15.
- Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Artola, A., Sánchez, A., Rieradevall, J., & Font, X. (2010). Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.01.008>
- Corona, A., Ernstoff, A., Segato, C., & Zgola, M. (2021). Greenhouse Gas Emissions of Food Waste: Methodology. *Quantis*, 23.
- Cristóbal, J., Castellani, V., Manfredi, S., & Sala, S. (2018). Prioritizing and optimizing sustainable measures for food waste prevention and management. *Waste Management*, 72, 3–16. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.007>
- Dahiya, S., Katakojwala, R., Ramakrishna, S., & Mohan, S. V. (2020). Biobased Products and Life Cycle Assessment in the Context of Circular Economy and Sustainability. *Materials Circular Economy*.
- Dhamodharan, K., Varma, V. S., Veluchamy, C., Pugazhendhi, A., & Rajendran, K. (2019). Emission of volatile organic compounds from composting: A review on assessment, treatment and perspectives. *Science of the Total Environment*, 695, 133725.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133725>
- Díaz, O. G. (2014). *Recolección De Aceite Usado Para Conversión De Biodiesel* [Universidad Nacional Autónoma De México].
<http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/5965/Tesis.pdf?sequence=1>
- DOF. (2018). *Norma Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018*.
- Dokinagam, P., & Laosipojana, N. (2019). Design of a food waste management method case study the cafeteria in Mae Fah Luang University. *International Journal of Environmental Science and Development*, 10(4).

- <https://doi.org/10.18178/ijesd.2019.10.4.1158>
- DPA. (2020). *Manejo adecuado de Residuos Sólidos Urbanos en los espacios universitarios*.
<http://www.rioaseototal.com/web/index.php/relacionesconlacomunidad/que-son-los-residuos-solidos>
- Dufour, J., & Iribarren, D. (2012). Life cycle assessment of biodiesel production from free fatty acid-rich wastes. *Renewable Energy*, *38*(1), 155–162.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.07.016>
- Ecoinvent. (2022). *Ecoinvent Database*. Information Systems for Sustainable Development. <https://doi.org/10.4018/9781591403425.ch003>
- Edwards, J., Othman, M., Crossin, E., & Burn, S. (2018). Life cycle assessment to compare the environmental impact of seven contemporary food waste management systems. *Bioresource Technology*, *248*, 156–173.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.070>
- EPA. (s/f). *Transportation, Air Pollution, and Climate Change _ US EPA*. 2018.
- EPA. (2018). *Reducing the Impact of Wasted Food by Feeding the Soil and Composting*. Sustainable Management of Food. <https://www.epa.gov/sustainable-management-food/reducing-impact-wasted-food-feeding-soil-and-composting>
- Ermolaev, E., Sundberg, C., Pell, M., Smårs, S., & Jönsson, H. (2019). Effects of moisture on emissions of methane, nitrous oxide and carbon dioxide from food and garden waste composting. *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118165>
- Erses Yay, A. S. (2015). Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: A case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>
- European Commission. (2010). *Making sustainable consumption and production a reality*.
<https://doi.org/10.2779/91521>
- European Commission, J. R. C. (2012). Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. En *Institute of Environment and Sustainability*. <https://doi.org/10.2788/60825>
- European Parliament. (2018). Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources. En *Official Journal of the European Union*.
- European Parliament and Council. (2008). Directive 2008/98/EC of the European

- Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives (Waste framework. *LexUriServ. do*, 3–30. [https://doi.org/2008/98/EC.](https://doi.org/2008/98/EC.;); 32008L0098
- FAO. (2013). Food wastage footprint. En *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*. <http://www.fao.org/sustainable-food-value-chains/library/details/en/c/266219/>
- FAO. (2015). *Food Losses and Waste in Latin America and the Caribbean. The countries of the region are progressing towards a future with less Food Losses and Waste. April*, 39. <http://www.fao.org/3/a-i4655e.pdf>
- FAO. (2016). Perdidas y desperdicios de alimentos en Latinoamérica y el Caribe. En *Boletín*.
- FAO. (2019). *El sistema alimentario en México. Oportunidades para el campo mexicano en la agenda 2030 de desarrollo sostenible*. <http://www.fao.org/3/CA2910ES/ca2910es.pdf>
- FAO. (2020). Seguridad Alimentaria bajo la Pandemia de COVID-19. En *Seguridad Alimentaria bajo la Pandemia de COVID-19*. <https://doi.org/10.4060/ca8873es>
- Fasolin, L. H., Pereira, R. N., Pinheiro, A. C., Martins, J. T., Andrade, C. C. P., Ramos, O. L., & Vicente, A. A. (2019). Emergent food proteins – Towards sustainability, health and innovation. *Food Research International*, 125(July), 108586. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2019.108586>
- Fink, D., Babcock, C., Borrelli, D., & Weissmann, E. (2007). *UR Biodiesel*.
- Finkbeiner, M. (2015). Special Types of Life Cycle Assessment. En *LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/BF02978760>
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. En *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Foteinis, S., Chatzisymeon, E., Litinas, A., & Tsoutsos, T. (2020). Used-cooking-oil biodiesel: Life cycle assessment and comparison with first- and third-generation biofuel. *Renewable Energy*, 153, 588–600. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.022>
- FSC. (2021). *Forest Stewardship Council, México*.
- Gao, A., Tian, Z., Wang, Z., Wennersten, R., & Sun, Q. (2017). Comparison between the Technologies for Food Waste Treatment. *Energy Procedia*.

- <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.811>
- GEM. (2013). *Inventario Estatal de Gases de Efecto Invernadero*.
- González-García, S., Esteve-Llorens, X., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2018). Carbon footprint and nutritional quality of different human dietary choices. *Science of the Total Environment*, 644, 77–94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.339>
- González, I., & González, J. (2015). Aceites usados de cocina. problemática ambiental, incidencias en redes de saneamiento y coste del tratamiento en depuradoras. *Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia*, 1–8.
<http://www.aguasresiduales.info/revista/articulos/problematika-ambiental-incidencias-en-redes-de-saneamiento-y-coste-del-tratamiento-en-depuradoras-de-los-aceites-usados-en-cocina>
- Gu, Y., Wang, H., Robinson, Z. P., Wang, X., Wu, J., Li, X., Xu, J., & Li, F. (2018). Environmental footprint assessment of green campus from a food-water-energy nexus perspective. *Energy Procedia*. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.09.109>
- Güereca, L. P., Torres, N., & Noyola, A. (2013). Carbon Footprint as a basis for a cleaner research institute in Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 47, 396–403.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.01.030>
- Guinée, J. B., Heijungs, R., & Huppes, G. (2004). Economic Allocation: Examples and Derived Decision Tree. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(1), 23–33.
<https://doi.org/10.1007/BF02978533>
- Gustavsson, J., Cederberg, C., & Sonesson, U. (2011). Global Food Losses and Food Waste. En *Unep* (Número May). <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0126>
- Hassan, S. A., & Jameel, N. G. M. (2016). International Journal of Advanced Research in Smart Solid Waste Monitoring and Collection System. *International Journal of Advanced Research in Computer Science and Software Engineering*, 6(October), 7–12.
- Hoehn, D., Laso, J., Cristóbal, J., Ruiz-Salmón, I., Butnar, I., Borrion, A., Bala, A., Fullana-i-Palmer, P., Vázquez-Rowe, I., Aldaco, R., & Margallo, M. (2020). Regionalized Strategies for Food Loss and Waste Management in Spain under a Life Cycle Thinking Approach. *Foods*, 9(12), 1765. <https://doi.org/10.3390/foods9121765>
- Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Aghbashlo, M., & Tabatabaei, M. (2021). Life cycle assessment of bioenergy product systems: a critical review. *e-Prime*, 100015.
<https://doi.org/10.1016/j.prime.2021.100015>
- Iacovidou, E., & Voulvoulis, N. (2018). A multi-criteria sustainability assessment

- framework: development and application in comparing two food waste management options using a UK region as a case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(36), 35821–35834. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2479-z>
- Ibáñez-Forés, V., Bovea, M. D., Coutinho-Nóbrega, C., & de Medeiros, H. R. (2019). Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.031>
- INECC. (2015). *Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2015 en México*.
- INECC. (2020). *Evaluación de la situación actual de la economía circular para el desarrollo de una hoja de ruta para Brasil, Chile, México y Uruguay*.
- Ingrao, C., Faccilongo, N., Di Gioia, L., & Messineo, A. (2018). Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plant operation and environmental assessment. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.267>
- Initiative Life Cycle. (2022). *Global LCIA guidance Phase 3 “Creation of a Global Life Cycle Impact Assessment Method”*.
- IPCC. (2011). Summary for Policy Makers Special Advisor. En *Timm Zwickel (Germany) Change Mitigation* (Número May 2011). <http://www.uncclearn.org/sites/default/files/inventory/ipcc15.pdf>
- ISO 14044. (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. En *International Organization for Standardization*. <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-011-0297-3>
- ISO14044. (2006a). *Environmental Management. Life Cycle Assessment. Requirements and Guidelines*. NTC-ISO 14044. <http://tienda.icontec.org/brief/NTC-ISO14044.pdf>
- ISO14044. (2006b). *ISO-14044-2006.pdf*.
- Jeswani, H. K., Chilvers, A., & Azapagic, A. (2020). Environmental sustainability of biofuels: A review: Environmental sustainability of biofuels. *The royal society*, 476(2243), 1–37. <https://doi.org/10.1098/rspa.2020.0351>
- Jurgilevich, A., Birge, T., Kentala-Lehtonen, J., Korhonen-Kurki, K., Pietikäinen, J., Saikku, L., & Schösler, H. (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability (Switzerland)*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.3390/su8010069>
- Karandušovská, I., Hlinka, P., Páleš, D., & Szabóová, T. (2021). Concentrations of CO₂ from composting under different treatments. *Agronomy Research*, 19(X).

- Khandelwal, H., Dhar, H., Thalla, A. K., & Kumar, S. (2019). Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. En *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.233>
- Kooduvalli, K., Kumar, U., & Ozcan, S. (2020). Life cycle Assessment of Compostable Coffee Pods: A US University Based Case Study. *nature research*. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65058-1>
- Kooduvalli, K., Vaidya, U. K., & Ozcan, S. (2020). Life Cycle Assessment of Compostable Coffee Pods: A US University Based Case Study. *Scientific Reports*, *10*(1), 1–25. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65058-1>
- Kowalska, A., Grobelak, A., Kacprzak, M., & Lyng, K. A. (2020). Methods and tools for environmental technologies risk evaluation: the principal guidelines—a review. *International Journal of Environmental Science and Technology, Denmark 2011*. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02979-4>
- Lichtfouse, E., Schwarzbauer, J., Robert, D., Sánchez, A., Artola, A., Font, X., Gea, T., Barrera, R., Gabriel, D., Sánchez-monedero, M. Á., Roig, A., Cayuela, M. L., & Mondini, C. (2015). Greenhouse Gas from Organic Waste Composting: Emissions and Measurement. En *Environmental Chemistry for a Sustainable World* (Vol. 5, Número January). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-11906-9>
- Life Cycle Initiative. (2020). Using Life Cycle Assessment to achieve a circular economy. En *Life Cycle Initiative* (Número July). <https://www.lifecycleinitiative.org/must-read-the-initiatives-latest-position-paper-on-circular-economy/>
- Liu, H., Wang, X., Yang, J., Zhou, X., & Liu, Y. (2017). The ecological footprint evaluation of low carbon campuses based on life cycle assessment: A case study of Tianjin, China. *Journal of Cleaner Production*, *144*, 266–278. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.017>
- Makan, A., & Fadili, A. (2020). Sustainability assessment of large-scale composting technologies using PROMETHEE method. *Journal of Cleaner Production*, 121244. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121244>
- Malpass, D. (2021). *La crisis de la COVID impulsa el aumento del precio de los alimentos para las personas más pobres del mundo*. Banco Mundial.
- Martínez-Blanco, J., Antón, A., Rieradevall, J., Castellari, M., & Muñoz, P. (2011). Comparing nutritional value and yield as functional units in the environmental assessment of horticultural production with organic or mineral fertilization : the case of Mediterranean cauliflower production. *International Journal of Life Cycle Assessment*,

- 16(1), 12–26. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0238-6>
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., & Rieradevall, J. (2010). The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.023>
- Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Boldrin, A., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., & Christensen, T. H. (2013). *Assessing the Environmental Benefits of Compost Use-on-Land through an LCA Perspective*. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5961-9_9
- Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Christensen, T. H., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., & Boldrin, A. (2013). Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(4), 721–732. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0148-7>
- Martínez, A., & Montoya, J. (2015). *Planta De Composta De La Unam Procesa Al Día Más De 25 Metros Cúbicos De Residuos Orgánicos*. Universidad Nacional Autónoma de México. http://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2015_065.html
- Martinez, S., Delgado, M., & Marin, R. M. (2020). Carbon footprint of school lunch menus adhering to the Spanish dietary guidelines. *Carbon Management*, 0(0), 1–13. <https://doi.org/10.1080/17583004.2020.1796169>
- LA BIOENERGÍA EN MÉXICO, Red Mexicana de Bioenergía 118 (2011). <https://doi.org/10.1097/00004424-198702000-00006>
- McKinsey Global Intitute. (2011). *Resource Revolution : Meeting the world ' s energy , materials , food , and water needs* (Número November).
- Melikoglu, M., Lin, C. S. K., & Webb, C. (2013). Analysing global food waste problem: Pinpointing the facts and estimating the energy content. *Central European Journal of Engineering*, 3(2), 157–164. <https://doi.org/10.2478/s13531-012-0058-5>
- Mendoza, R., Quintero, R., & Ortiz, I. (2019). The carbon footprint of a public university campus in Mexico City. *Carbon Management*, 10(5), 501–511. <https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1642042>
- Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J., & Lind, P. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 2: Landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.025>
- Morais, S., Mata, T. M., Martins, A. A., Pinto, G. A., & Costa, C. A. V. (2010). Simulation

- and life cycle assessment of process design alternatives for biodiesel production from waste vegetable oils. *Journal of Cleaner Production*, 18(13), 1251–1259.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.04.014>
- Mu, D., Horowitz, N., Casey, M., & Jones, K. (2017). Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the U.S. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.026>
- Nordahl, S. L., Devkota, J. P., Amirebrahimi, J., Smith, S. J., Breunig, H., Preble, C. V., Satchwell, A. J., Jin, L., Brown, N. J., Kirchstetter, T. W., & Scown, C. D. (2020). Life-cycle greenhouse gas emissions and human health tradeoffs of organic waste management strategies. *Environmental Science & Technology*.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00364>
- OCDE. (2021). *Avances en la transición hacia cero emisiones netas*.
<https://www.oecd.org/regional/RO2021-Mexico-ES.pdf>
- Oldfield, T. L., White, E., & Holden, N. M. (2018). The implications of stakeholder perspective for LCA of wasted food and green waste. *Journal of Cleaner Production*, 170, 1554–1564. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.09.239>
- Oliveira, L. S. B. L., Oliveira, D. S. B. L., Bezerra, B. S., Silva Pereira, B., & Battistelle, R. A. G. (2017). Environmental analysis of organic waste treatment focusing on composting scenarios. *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.093>
- Pace, S. A., Yazdani, R., Kendall, A., Simmons, C. W., & VanderGheynst, J. S. (2018a). Impact of organic waste composition on life cycle energy production, global warming and Water use for treatment by anaerobic digestion followed by composting. *Resources, Conservation and Recycling*.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.030>
- Pace, S. A., Yazdani, R., Kendall, A., Simmons, C. W., & VanderGheynst, J. S. (2018b). Impact of organic waste composition on life cycle energy production, global warming and Water use for treatment by anaerobic digestion followed by composting. *Resources, Conservation and Recycling*, 137(May), 126–135.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.030>
- Padilla-Rivera, A., do Carmo, B. B. T., Arcese, G., & Merveille, N. (2021). Social circular economy indicators: Selection through fuzzy delphi method. *Sustainable Production and Consumption*, 26, 101–110. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.09.015>
- Paes, M. X., de Medeiros, G. A., Mancini, S. D., Bortoleto, A. P., Puppim de Oliveira, J. A.,

- & Kulay, L. A. (2020). Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 254, 119848. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119848>
- Persiani, A., Pergola, M., Ingraio, C., Palese, A. M., & Celano, G. (2020). Supply of agricultural biomass residues for on-farm composting: a cross-analysis of relevant data sets for the most sustainable management combination. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 00(00), 1–23. <https://doi.org/10.1080/21683565.2020.1787294>
- PNUMA. (2020). *Rumbo a Estilos de Vida Sostenibles Curso de Acción para el Desarrollo de un Consumo Responsable en México al 2030*.
- Portal Diario. (2021). *Produce UAEM abono orgánico para espacios verdes de la institución; se favorecen prácticas sostenibles y sustentables*. Diciembre 26.
- Pour, F. H., & Makkawi, Y. T. (2021). A review of post-consumption food waste management and its potentials for biofuel production. *Energy Reports*, xxxx. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2021.10.119>
- PRé Sustainability. (2022). *PRé | Fact-based sustainability*. 2022. <https://pre-sustainability.com/>
- Quirós, R., Villalba, G., Muñoz, P., Colón, J., Font, X., & Gabarrell, X. (2014). Environmental assessment of two home composts with high and low gaseous emissions of the composting process. *Resources, Conservation and Recycling*, 90, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.05.008>
- Rincón, J., & Silva, E. (2015). *Bioenergía: Fuentes, conversión y sustentabilidad* (CYTED). <https://books.google.com/books?id=YpnxCAAAQBAJ&pgis=1>
- Ripa, M., Buonauro, C., Mellino, S., Fiorentino, G., & Ulgiati, S. (2014). Recycling waste cooking oil into biodiesel: A life cycle assessment. *International Journal of Performability Engineering*, 10(4), 347–356.
- Ruiz Morales, M. (2017). Contexto y evolución del plan de manejo integral de residuos sólidos en la universidad iberoamericana ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 337–346. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.02.14>
- Saer, A., Lansing, S., Davitt, N. H., & Graves, R. E. (2013). Life cycle assessment of a food waste composting system: Environmental impact hotspots. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.022>
- Sala, S., Martino, A., Antoine, A., & Fulvio, B. (2021). The evolution of life cycle

- assessment in European policies over three decades. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01893-2>
- Saleem, S. (2021). EVALUATION OF OFFSHORE OIL SPILL RESPONSE WASTE MANAGEMENT STRATEGIES: A LIFE CYCLE ASSESSMENT-BASED FRAMEWORK. En *THE COLLEGE OF GRADUATE STUDIES. THE UNIVERSITY OF BRITISH COLUMBIA*.
- Sanchez, V., Demir, E., Wang, X., & Sarkis, J. (2020). Measurement , mitigation and prevention of food waste in supply chains : An online shopping perspective. *Industrial Marketing Management*, August, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.indmarman.2020.09.020>
- Sangwan, K. S., Bhakar, V., Arora, V., & Solanki, P. (2018). Measuring Carbon Footprint of an Indian University Using Life Cycle Assessment. *Procedia CIRP*. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.111>
- Saveyn, H., & Eder, P. (2014). Final report on End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate) published. En *European Comission (Número 4)*. <https://doi.org/10.37307/j.1863-9763.2014.04.07>
- Sayara, T., & Antoni, S. (2021). *Gaseous Emissions from the Composting Process : Controlling Parameters and Strategies of Mitigation*. 1–15.
- Seidel, C. (2016). The application of life cycle assessment to public policy development. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 337–348. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1024-2>
- SEMARNAT. (2013). Informe de la Situación del Medio Ambiente en Mexico. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. En *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. <http://www.semarnat.gob.mx>
- SEMARNAT. (2019). *Visión Nacional hacia una gestión Sustentable: Cero Residuos*.
- SEMARNAT. (2020). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*.
- SEMARNAT & INECC. (2018). Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. En *PNUD*. <https://cambioclimatico.gob.mx/sexta-comunicacion/introduccion.php>
- Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Ankaram, S., Duan, Y., & Awasthi, M. K. (2019). Biofuel production from biomass: Toward sustainable development. En *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Waste Treatment Processes for Energy Generation*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64083-3.00005->

1

- SMAGEM. (2019). *Secretaría del Medio Ambiente del Estado de México*. Sistema integral de residuos del EDOMEX.
- Song, G., Che, L., & Zhang, S. (2016). Carbon footprint of a scientific publication: A case study at Dalian University of Technology, China. *Ecological Indicators*, *60*, 275–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.044>
- Stillitano, T., Spada, E., Iofrida, N., Falcone, G., & Luca, A. I. De. (2021). Sustainable Agri-Food Processes and Circular Economy Pathways in a Life Cycle Perspective : State of the Art of Applicative Research. *Sustainability*.
- Talens, 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>
- Thomson, A., Price, G. W., Arnold, P., Dixon, M., & Graham, T. (2022). Review of the potential for recycling CO2 from organic waste composting into plant production under controlled environment agriculture. *Journal of Cleaner Production*, *333*, 130051. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.130051>
- Torrijos, V., Calvo Dopico, D., & Soto, M. (2021). Integration of food waste composting and vegetable gardens in a university campus. *Journal of Cleaner Production*, *315*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128175>
- Tsai, W.-C., Chen, X., & Yang, C. (2020). Consumer Food Waste Behavior among Emerging Adults: Evidence from China. *Foods*, *9*(7), 961. <https://doi.org/10.3390/foods9070961>
- Tuck, C. O., Perez, E., Horvath, I., Sheldon, R., & Poliakoff, M. (2012). Valorization of biomass: Deriving more value from waste. En *Science* (Vol. 338, Número 6107). <https://doi.org/10.1126/science.338.6107.604-b>
- UAEMÉX. (2021). *Plan Rector de Desarrollo Institucional 2021-2025*.
- Udo de Haes, H. A., & Heijungs, R. (2007). Life-cycle assessment for energy analysis and management. *Applied Energy*, *84*(7–8), 817–827. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2007.01.012>
- UI Green Metric. (2019). *List of Universities in Each Country (2019)*.
- Uncu A., S., Candan, C., Nergis, B., & Sebla O., N. (2020). We are IntechOpen , the world ' s leading publisher of Open Access books Built by scientists , for scientists TOP 1 %. *IntechOpen, i(tourism)*, 13. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5772/57353>

- UNEP/SETAC. (2005). Life Cycle approaches : The road from analysis to practice. En *Assessment*.
- UNEP. (2003). Evaluation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment. En *Meeting report* (Vol. 2, Número 1). <https://doi.org/10.1186/1758-5996-2-73>
- UNEP. (2015). *Measuring and Communicating the Benefits of Sustainable Communicating the Benefits of Sustainable Public Procurement (SPP)*.
- UNEP. (2019a). *Global Guidance on Environmental life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 2*.
- UNEP. (2019b). *Report on global CO2 emissions (UN)*. 1–16.
<https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30798/EGR19ESSP.pdf?sequence=17>
- USAID. (2017). Greenhouse gas emissions in Mexico. Fact Sheet. *USAID, 2013, 2015–2017*.
- Valdivia, S., Backes, J. G., Traverso, M., Sonnemann, G., Cucurachi, S., Guinée, J. B., Schaubroeck, T., Finkbeiner, M., Leroy-Parmentier, N., Ugaya, C., Peña, C., Zamagni, A., Inaba, A., Amaral, M., Berger, M., Dvarioniene, J., Vakhitova, T., Benoit-Norris, C., Prox, M., ... Goedkoop, M. (2021). Principles for the application of life cycle sustainability assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(9), 1900–1905. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01958-2>
- Vallejo, A. (2004). Utilización del Análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. En *Universitat Politècnica de Catalunya* (p. 37).
- Van Haaren, R., Themelis, N. J., & Barlaz, M. (2010). LCA comparison of windrow composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC). *Waste Management*, 30(12), 2649–2656. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.007>
- Vázquez-Rowe, I., Laso, J., Margallo, M., Garcia-Herrero, I., Hoehn, D., Amo-Setién, F., Bala, A., Abajas, R., Sarabia, C., Durá, M. J., Fullana-i-Palmer, P., & Aldaco, R. (2019). Food loss and waste metrics: a proposed nutritional cost footprint linking linear programming and life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01655-1>
- Viorner, E. A., Bravo, B., & Mena, V. Y. (2020). Life cycle assessment and emission analysis of waste cooking oil biodiesel blend and fossil diesel used in a power generator. *Fuel*, 281(March), 118739. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118739>
- Wang, Y., & Yuan, Z. (2021). Enhancing food security and environmental sustainability: A

- critical review of food loss and waste management. *Resources, Environment and Sustainability*, 100023. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2021.100023>
- Weather Atlas. (s/f). *Previsión meteorológica y clima mensual Toluca de Lerdo, México*. 2022. <https://www.weather-atlas.com/es/bolivia/santa-cruz-de-la-sierra-clima>
- Williams, S. R., Zhu-Barker, X., Lew, S., Croze, B. J., Fallan, K. R., & Horwath, W. R. (2019). Impact of Composting Food Waste with Green Waste on Greenhouse Gas Emissions from Compost Windrows. *Compost Science and Utilization*, 27(1), 35–45. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2018.1550023>
- Yañez, P., Sinha, A., & Vásquez, M. (2020). Carbon footprint estimation in a university campus: Evaluation and insights. *Sustainability (Switzerland)*, 12(1), 1–15. <https://doi.org/10.3390/SU12010181>
- Yi, S., Kurisu, K. H., & Hanaki, K. (2011). Life cycle impact assessment and interpretation of municipal solid waste management scenarios based on the midpoint and endpoint approaches. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(7), 652–668. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0297-3>