



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD
POLÍTICA, GOBERNANZA E INSTITUCIONES

**EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES Y ECONÓMICOS DEL
APROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DE CÁSCARAS RESIDUALES DE
NARANJA: UN ESTUDIO DE CASO EN MÉXICO**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD

PRESENTA:
L.C.A. JOEL BONALES REVUELTA

TUTOR PRINCIPAL
DR. CARLOS ALBERTO GARCÍA BUSTAMANTE
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES UNIDAD MORELIA

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR
DR. CARLOS ERNESTO GONZÁLEZ ESQUIVEL
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD

MTRA. KARINA CABALLERO GÜENDULAIN
FACULTAD DE ECONOMÍA

REVISORES
DR. RICARDO MUSULE LAGUNES
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES UNIDAD MORELIA

DR. OMAR RAÚL MASERA CERUTTI
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD

MORELIA, MICH., OCTUBRE 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/121/21
Asunto: Asignación de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su sesión 71 del 24 de agosto del presente año, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **MAESTRO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, del alumno **Bonales Revuelta Joel** con número de cuenta **415053189** con la tesis titulada "Evaluación de Impactos Ambientales y Económicos del Aprovechamiento Energético de Cáscaras Residuales de Naranja: Un Estudio de Caso en México", bajo la dirección del Dr. Carlos Alberto García Bustamante.

PRESIDENTE: DR. OMAR RAÚL MASERA CERUTTI
VOCAL: MTRA. KARINA CABALLERO GÜENDULAIN
SECRETARIO: DR. RICARDO MUSULE LAGUNES
VOCAL: DR. CARLOS ERNESTO GONZÁLEZ ESQUIVEL
VOCAL: DR. CARLOS ALBERTO GARCÍA BUSTAMANTE

Sin más por el momento me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"

Cd. Universitaria, Cd. Mx., 5 de octubre de 2021.



Dr. Alonso Aguilar Ibarra
Coordinador
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad por permitirme continuar mi formación y por su calidad de clase mundial en docencia, investigadores e infraestructura.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para financiar mis estudios de maestría.

Al Fondo CONACYT/SENER/Sustentabilidad Energética por financiar y apoyar este trabajo a través del proyecto "Clúster de Biocombustibles Sólidos (clave 246911)".

A mi asesor, el Dr. Carlos Alberto García Bustamante, por su valiosa guía durante toda mi formación profesional, por su dedicación, y por la confianza que me ha depositado.

A los miembros de mi jurado, al Dr. Carlos Ernesto González Esquivel por sus valiosos comentarios y observaciones, a la Mtra. Karina Caballero Güendulain por su tiempo y orientación durante el seminario de tesis, al Dr. Ricardo Musule Lagunes por su continuo apoyo y apreciadas recomendaciones, y al Dr. Omar Maserá Cerutti por su valiosa retroalimentación.

A la Mtra. Rosa María Gallardo Álvarez, al Lic. César Ruiz Camou, y al Lic. Andrés Castro Chacón por su apoyo en campo y durante el procesamiento de los datos.

Al Dr. Freddy Navarro Pineda por su ayuda en la modelación agronómica y de emisiones por combustión, y al Dr. Bernd Weber por su asesoría en la modelación de la descomposición de la cáscara de naranja.

A la Mtra. Georgina Alvarado Díaz y al Ing. Manuel Navarrete García por el acceso a las instalaciones de la empresa, por su apoyo en la captura de datos, y por todas las facilidades que nos brindaron durante el desarrollo de este trabajo.

Agradecimientos Personales

A mis padres, por su guía, por siempre creer en mí, por todo el apoyo que me han brindado y por todo su cariño incondicional.

A mi hermano, por su compañía, por su confianza, y por todos los buenos momentos que hemos compartido juntos.

A mi familia, por su cariño, y por la cercanía que hemos mantenido durante momentos complicados.

A mis queridos amigos, a Rox, Karla, Ale, Ximena, David, Iris, Diego, Leo, Vianny, Vivi, y Boris, por siempre estar a mi lado.

A mis amigos y compañeros durante la maestría, especialmente a Kathe, Julia, Kath y Estefanía, por todos los trabajos en equipo, risas, y catarsis durante estos dos años y medio.

A todos los compañeros del Laboratorio de Ecotecnologías, a Ricardo, Rosy, Rafa, y Venecia por los buenos momentos que hemos compartido.

A todo el personal médico, científicos, trabajadores, y a todas las personas responsables y empáticas que han contribuido a superar esta pandemia.

Contenido

ÍNDICE DE TABLAS	7
ÍNDICE DE FIGURAS	8
LISTA DE ACRÓNIMOS Y SIGLAS	10
RESUMEN	12
CAPÍTULO I - INTRODUCCIÓN	15
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	15
ANTECEDENTES	19
<i>Legislación y Antecedentes de Aprovechamiento de Residuos Agroindustriales en México</i> ..	19
<i>Estudios Previos sobre Aprovechamiento Energético de Residuos Agroindustriales</i>	20
<i>Datos Generales sobre la Naranja y su Producción</i>	26
<i>Antecedentes de Valorización de Cáscara de Naranja</i>	28
<i>Estudios Previos sobre Aprovechamiento Energético de Residuos de la Agroindustria de Naranja</i>	31
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	36
<i>Pregunta General</i>	36
<i>Preguntas Específicas</i>	36
OBJETIVOS.....	37
<i>Objetivo General</i>	37
<i>Objetivos Específicos</i>	37
JUSTIFICACIÓN	37
CAPÍTULO II – MARCO TEÓRICO	39
MARCO TEÓRICO.....	39
<i>Aprovechamiento Energético de Cáscara de Naranja</i>	39
<i>Economía Circular y Ecología Industrial</i>	42
<i>Análisis de Ciclo de Vida</i>	46
<i>Análisis Costo-Beneficio</i>	51
CAPÍTULO III – METODOLOGÍA	56
CASO DE ESTUDIO.....	56
<i>Línea Base</i>	57
<i>Aprovechamiento Energético</i>	59
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	62
<i>Definición de Objetivo y Alcance</i>	62
<i>Análisis de Inventario</i>	69
<i>Evaluación de Impactos</i>	70
<i>Interpretación</i>	78
ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO	78
<i>Formulación de Objetivos y Línea Base</i>	78
<i>Definición de Alternativas</i>	79
<i>Identificación y Priorización</i>	79
<i>Cuantificación de Costos y Beneficios</i>	80
<i>Aplicación de Descuentos</i>	81
<i>Cálculo de Indicadores</i>	81
<i>Análisis de Sensibilidad</i>	83
INTEGRACIÓN	84
<i>Costo de Mitigación</i>	84

<i>Internalización de Impactos Ambientales en Evaluación Económica</i>	84
CAPÍTULO IV – RESULTADOS	87
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	87
ANÁLISIS COSTO BENEFICIO	95
INTEGRACIÓN DE RESULTADOS	100
CAPÍTULO V – DISCUSIÓN	103
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	103
ANÁLISIS COSTO BENEFICIO	119
INTEGRACIÓN DE RESULTADOS	124
CAPÍTULO VI – CONCLUSIONES	131
CONCLUSIONES	131
RECOMENDACIONES	134
REFERENCIAS	136
ANEXOS	158

Índice de Tablas

Tabla 1: Análisis de Ciclo de Vida en sistemas de aprovechamiento de residuos energéticos	22
Tabla 2: Evaluaciones económicas en sistemas de aprovechamiento energético de residuos agroindustriales	24
Tabla 3: Análisis de Ciclo de Vida aplicados a la cadena productiva de la naranja.	33
Tabla 4: Evaluaciones económicas aplicadas en la cadena productiva de la naranja.	35
Tabla 5: Propiedades químicas de cáscara de naranja.	39
Tabla 6: Composición química de cáscara de naranja.	58
Tabla 7: Composición química de finos finos generados.	60
Tabla 8: Criterios y porcentajes de asignación por co-producto.	67
Tabla 9: Categorías de impacto en ReCiPe.....	69
Tabla 10: Análisis de inventario para línea base.	70
Tabla 11: Inventario de costos y beneficios para la línea base y el aprovechamiento energético de cáscara	80
Tabla 12: Resultados de ACV para 1 MJ en ReCiPe midpoint (H).....	94
Tabla 13: Resumen de análisis de sensibilidad por indicador.	95
Tabla 14: Cálculos para Costo de Mitigación.....	100
Tabla 15: Cálculos para inclusión de Costo Social del Carbono.	101

Índice de Figuras

Figura 1: Energía primaria (a) y de uso final (b) global en 2017 por fuente.	15
Figura 2: Energía primaria en México para 2018 por fuente.	16
Figura 3: Diagrama de etapas en producción de jugo procesado de naranja.	27
Figura 4: Rutas de conversión de bioenergía por sustrato, tipo de aprovechamiento y uso final. ...	40
Figura 5: Diagrama de co-productos de la combustión.	41
Figura 6: Tecnología de combustión industrial de biomasa.	42
Figura 7: Modelos de producción y consumo en economía lineal y circular.	43
Figura 8: Jerarquía de residuos dentro de la economía circular.	44
Figura 9: Principales conceptualizaciones de la ecología industrial.	45
Figura 10: Ciclo de vida de un producto.	47
Figura 11: Etapas del Análisis de Ciclo de Vida de acuerdo a las normas ISO 14040 y 14044.	49
Figura 12: Caracterización de categorías de impacto en punto medio y punto final.	51
Figura 13: Principales etapas en metodología de Análisis Costo-Beneficio.	54
Figura 14: Clasificación de costos y beneficios en un proyecto de aprovechamiento de recursos. ..	55
Figura 15: Ubicación de Martínez de la Torre, Veracruz.	57
Figura 16: Línea base de gestión de cáscara residual de naranja y generación de vapor de proceso a partir de combustóleo.	58
Figura 17: Sistema de aprovechamiento energético de cáscaras residuales de naranja para la generación de vapor de proceso.	61
Figura 18: Inclusión de categorías de impacto en ACVs aplicados al aprovechamiento energético de cáscaras residuales de naranja.	68
Figura 19: Impactos y contribución por etapa en Acidificación.	87
Figura 20: Impactos y contribución por etapa en Cambio Climático.	88
Figura 21: Impactos y contribución por etapa en Consumo de Agua.	89
Figura 22: Impactos y contribución por etapa en Eutrofización.	89
Figura 23: Impactos y contribución por etapa en Formación de Oxidantes Fotoquímicos.	90
Figura 24: Impactos y contribución por etapa en Formación de Material Particulado.	91
Figura 25: Impactos y contribución por etapa en Toxicidad Humana.	91
Figura 26: Resultados para indicadores de EROI y TRF.	92
Figura 27: Resultados para indicador de TDR.	93
Figura 28: Contribución a impactos ambientales por etapa.	94
Figura 29: Normalización de resultados para indicadores ambientales.	94
Figura 30: Flujos descontados para línea base.	96
Figura 31: Flujos descontados para aprovechamiento energético de cáscara.	96
Figura 32: Análisis incremental entre flujos de efectivo con descuento en ambos sistemas.	97
Figura 33: Comparación entre costos nivelados de energía con contribuciones.	98
Figura 34: Variación en diferencia incremental de acuerdo a precio de cáscara residual.	98
Figura 35: Variación en diferencia incremental de acuerdo a precio del combustóleo.	99
Figura 36: Variación en diferencia incremental de acuerdo a tasa de descuento.	99
Figura 37: Costo Nivelado de Energía con inclusión del Costo Social del Carbono.	101
Figura 38: Resultados normalizados para indicadores ambientales, económicos, e integrados. ...	102
Figura 39: Contribución al GWP por gas emitido en los sistemas comparados.	105
Figura 40: EROI por opción de bioenergía.	110
Figura 41: EROI por fuente de energía.	111
Figura 42: TRF por opción de bioenergía.	112
Figura 43: Contribución por etapa en categorías ACV según criterio de asignación.	116
Figura 44: Comparación entre costos nivelados de energía térmica.	123
Figura 45: Curvas de costos globales de mitigación de GEI.	125
Figura 46: Curva de costos de mitigación para opciones de bioenergía en México.	126
Figura 47: Análisis de sensibilidad para beneficios incrementales por variación en CSC.	128
Figura 48: Beneficios incrementales en escenarios negativos según variaciones en el CSC.	128

Figura 49: Comparación entre costos internalizados del carbono por valor en línea base (a) y aprovechamiento de cáscara (b), y comparación de ganancias incrementales por costo internalizado del carbono (c)..... 129

Lista de Acrónimos y Siglas

ACB	Análisis Costo Beneficio
ACV	Análisis de Ciclo de Vida
AP	Potencial de Acidificación
CED	Demanda Acumulada de Energía
CH₄	Metano
CM	Costos de Mitigación
CO	Monóxido de Carbono
CO₂	Dióxido de Carbono
CrO₃	Trióxido de Cromo
CSC	Costo Social del Carbono
CUS	Cambio de Uso de Suelo
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EJ	Exajoule
EP	Potencial de Eutrofización
EROI	Tasa de Retorno Energético
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GJ	Gigajoule
GWP	Potencial de Calentamiento Global
H₂C=O	Formaldehído
H₂S	Ácido Sulfhídrico
HCl	Cloruro de Hidrógeno
HTP	Potencial de Toxicidad Humana
IPCC	Panel Intergubernamental del Cambio Climático
ISO	Organización Internacional de Estandarización
kWh	Kilowatt-hora
LCOE	Costo Nivelado de Energía
LPGGIR	Ley General de Prevención y Gestión Integral de los Residuos
LHV	Poder calorífico inferior

MJ	Megajoule
MS	Materia seca
MtMS	Megatonelada de Materia Seca
MWh	Megawatt-hora
MXN	Pesos mexicanos
N₂O	Óxido nitroso
NO₃⁻	Nitrato
NO_x	Óxidos de Nitrógeno
PIB	Producto Interno Bruto
PJ	Petajoule
PO₄⁻	Fosfato
POCP	Potencial de Formación de Oxidantes Fotoquímicos
PMFP	Potencial de Formación de Material Particulado
PRI	Periodo de Retorno de la Inversión
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
RCB	Relación Costo Beneficio
SETAC	Sociedad de Toxicología y Química Ambiental
SIGs	Sistemas de Información Geográfica
SO₂	Dióxido de Azufre
TDR	Tasa de Desviación de Residuos
TIR	Tasa Interna de Retorno
tkm	Tonelada*kilometro
tMS	Tonelada de Materia Seca
TRF	Tasa de Retorno Fósil
TWh	Terawatt-hora
UF	Unidad funcional
VPN	Valor Presente Neto
WACC	Costo Medio Ponderado de Capital

Resumen

En la actualidad, las matrices energéticas globales son altamente dependientes a los combustibles fósiles. Esta dependencia provoca distintos impactos ambientales, económicos, y sociales, lo que ha orillado a la búsqueda de nuevas fuentes energéticas capaces de reducir dichos impactos. Una de las fuentes renovables de energía con mayor potencial es la bioenergía, que permite obtener energía útil a partir de residuos orgánicos. Debido a sus características bioquímicas y volúmenes de generación, los residuos agroindustriales provocan diversos impactos negativos cuando no se les brinda una disposición final adecuada. Un uso alternativo propuesto para los residuos agroindustriales consiste en la obtención de energía útil, lo que permitiría evitar su disposición final, sustituir energéticos de origen fósil, brindar beneficios económicos y aumentar la circularidad del sector. Hoy en día, existen en operación sistemas de aprovechamiento energético de residuos en agroindustrias como la dedicada a la naranja. No obstante, estos posibles beneficios deben ser cuantificados y comprobados para promover la implementación de estos sistemas.

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar los potenciales impactos ambientales y económicos de un sistema de aprovechamiento energético de cáscara residual de naranja. Se comparó el sistema de secado y combustión de cáscara residual de naranja con una línea base compuesta por consumo de combustóleo y descomposición de la cáscara a cielo abierto. La evaluación ambiental se realizó a partir de un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) atribucional que incluyó desde la producción agrícola de la naranja hasta el procesamiento de la cáscara, uso final, y gestión de residuos. La unidad funcional consistió en 1 MJ de energía térmica útil entregada. Para tratar con la multifuncionalidad del sistema, los impactos previos a la obtención de la cáscara fueron repartidos siguiendo un criterio de asignación económica. La evaluación de impactos se realizó mediante el método ReCiPe *midpoint* (H) con énfasis en las categorías de acidificación, cambio climático, consumo de agua, eutrofización, formación de oxidantes fotoquímicos, formación de material particulado, y toxicidad humana. Adicionalmente, se aplicó el método de Cumulative Energy Demand (CED) para calcular indicadores de eficiencia energética como Tasa de Retorno Energético (EROI) y Tasa de Retorno Fósil (TRF), y se calculó la Tasa de Desviación de Residuos (TDR) basado en el inventario de ciclo de vida.

La evaluación económica se realizó a partir de un Análisis Costo Beneficio (ACB) en una vida útil de 20 años para ambos proyectos. Los costos y beneficios fueron convertidos a pesos mexicanos (MXN) del año de 2018. Se aplicó una tasa de descuento del 7.5% para el cálculo de los indicadores de Valor Presente Neto (VPN) y Costo Nivelado de la Energía (LCOE). Con el fin de calcular los beneficios netos asociados al sistema de cáscara residual, se aplicó el método incremental; se calcularon las ganancias netas a partir de la sustracción del VPN del uso de cáscara con respecto a la línea base. Adicionalmente, los resultados de las evaluaciones ambiental y económica fueron integrados a partir del costo de mitigación y la internalización del Costo Social del Carbono (CSC); ambos casos únicamente consideran los impactos por cambio climático. El costo de mitigación integra a la ganancia incremental del proyecto con su mitigación acumulada. A partir de la internalización del CSC (aplicando un valor de \$506.95 MXN₂₀₁₈), los impactos por cambio climático fueron agregados a la evaluación económica como costos.

Los resultados del ACV muestran que el aprovechamiento energético de la cáscara tiene menores impactos para las categorías de cambio climático, eutrofización, y toxicidad humana, así como una mejor puntuación en los indicadores de TRF y TDR. Por el contrario, el uso de la cáscara tiene un impacto mayor en las categorías de acidificación, consumo de agua, formación de oxidantes fotoquímicos, y formación de material particulado, así como un EROI más bajo. Los puntos críticos de la línea base son la emisión de CH₄ y P derivadas de la descomposición de la cáscara, y de compuestos tóxicos durante la quema del combustóleo. Los impactos del aprovechamiento de cáscara se concentran en las emisiones de CH₄ y P durante la disposición final de finos y cenizas, emisiones tóxicas aguas arriba derivadas del consumo eléctrico del *mix* nacional, y emisiones de NO_x durante la combustión de la cáscara. Los análisis de sensibilidad muestran que reincorporar los residuos al proceso puede mejorar el rendimiento ambiental del sistema, y que la forma en que la

cáscara sea conceptualizada puede modificar considerablemente los criterios de asignación, con un alto impacto en los resultados.

El ACB descubrió que, bajo las condiciones actuales, el aprovechamiento energético de la cáscara resulta rentable al presentar una ganancia incremental neta de \$9.62 millones MXN₂₀₁₈ durante la vida útil del proyecto. Se identificó que los costos de la biomasa y de inversión representan un gran porcentaje del costo total. La viabilidad económica del uso de la cáscara depende considerablemente de los ahorros por combustóleo evitado, por lo que el precio del energético se identificó como un factor clave. A su vez, el análisis de sensibilidad permitió determinar que los resultados del modelo son altamente sensibles al costo de la biomasa y a la tasa de descuento aplicada. El LCOE (Costo Nivelado de la Energía) del aprovechamiento de la cáscara resultó mayor que el de la línea base, aunque este último no considero costos asociados a la disposición final de la cáscara. En la integración de resultados, se obtuvo un costo de mitigación negativo de -\$8.99 MXN₂₀₁₈/tonCO_{2eq}, que muestra que el uso energético de la cáscara puede considerarse una medida costo-efectiva de mitigación del cambio climático. Al internalizar el CSC en la evaluación económica, las ganancias incrementales ascienden hasta los \$552 millones MXN₂₀₁₈, lo que prueba el alto costo exteriorizado de los combustibles fósiles y las potenciales ventajas económicas de proporcionar créditos asociados a la mitigación de impactos a estos sistemas.

Se concluye que el aprovechamiento energético de cáscaras residuales puede proporcionar beneficios ambientales y económicos bajo algunas circunstancias. La conceptualización de la cáscara y su asignación correspondiente resulta clave para los resultados. Aunque el rendimiento energético del sistema dista del óptimo, se refleja un avance hacia sistemas multifuncionales más cercanos a la circularidad. La principal fuente de ganancias económicas del sistema yace en la reducción de costos y en la potencial internalización de la mitigación de emisiones. En cuanto a las posibles mejoras en el sistema de aprovechamiento de cáscaras para calor, se deben de implementar medidas efectivas para reducir los gases de combustión, proporcionar un tratamiento más adecuado a los residuos generados, y mejorar la eficiencia energética del secado de la cáscara para mejorar el rendimiento ambiental del sistema. Futuros trabajos deben generar módulos más robustos de descomposición de la cáscara y ampliar la gama de impactos internalizados económicamente.

Abstract

Renewable energy sources such as bioenergy have been proposed as a solution to environmental impacts associated with fossil fuel dependence. Bioenergy can be obtained from numerous sources, including agroindustrial wastes. Nowadays, the orange processing sector has implemented pioneering waste-to-energy systems.

The objective of this thesis was to evaluate the environmental and economic impacts associated to energy production from waste orange peels based on a case study by a Mexican firm. The processing and burning of waste orange peel was compared with a baseline scenario composed by fuel-oil consumption and uncontrolled peel decomposition. The Life Cycle Assessment (LCA) considered cradle-to-grave limits, 1 MJ of thermal energy as functional unit, economic allocation and applied the ReCiPe midpoint method. The Cost Benefit Analysis (CBA) considered a 7.5% discount rate and applied an incremental method. Additionally, cost mitigation and internalization of Social Carbon Cost (SCC) were calculated.

The results show that energy production from waste orange peel has lower environmental impacts in categories related to waste decomposition, such as Global Warming Potential (GWP). In contrast, categories related to peel combustion showed a higher impact. Emissions from waste disposal and peel combustion were identified as the system's hotspots. The CBA found that the system proves profitable under current circumstances. The integration of results showed that energy from waste peels acts as a cost-effective climate change mitigation measure, and that internalizing GWP impacts can increase revenues. It can be concluded that energy production from waste orange peels may provide environmental and economic benefits under certain conditions.

Capítulo I - Introducción

En este capítulo se desarrollan la problemática de la dependencia energética a los combustibles fósiles en México y el mundo, se describe el estado actual del uso de la bioenergía, y se exponen los impactos de la inadecuada gestión de residuos agroindustriales. Posteriormente, se presentan los antecedentes de la investigación, que se enfocan en la legislación existente en México para el aprovechamiento energético de residuos agroindustriales, evaluaciones previas para estos residuos enfocadas en los aspectos ambiental y económico, estado actual de la producción de naranja a nivel mundial, y estado del arte de evaluaciones ambientales y económicas enfocadas en la naranja.

Planteamiento del Problema

Los combustibles fósiles son actualmente la principal fuente de energía a nivel global. Para el año de 2017 el suministro de energía primaria global fue de 584.25 EJ, de los cuales los combustibles fósiles contribuyeron con un 81% (Figura 1) (IEA, 2018). A su vez, el consumo global de energía final en 2017 consistió en 405.44 EJ, con una contribución fósil del 66.4% (Figura 1) (IEA, 2018). Estos datos demuestran la alta dependencia a los combustibles fósiles en los sistemas energéticos globales actuales.

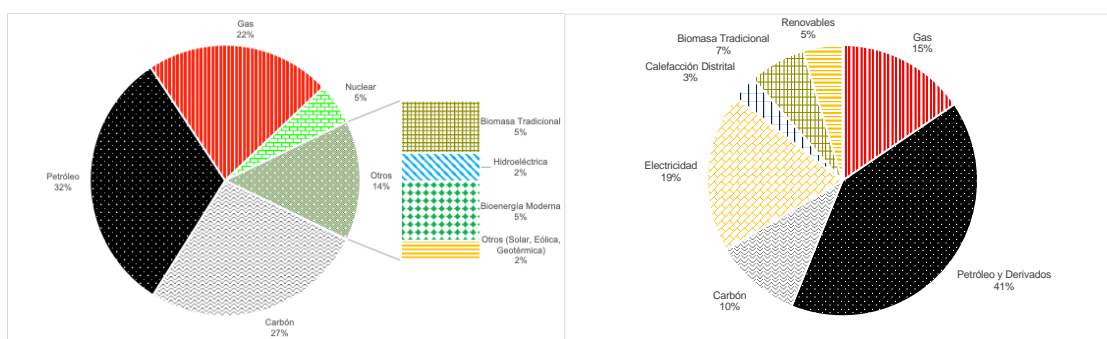


Figura 1: Energía primaria (a) y de uso final (b) global en 2017 por fuente. Basado en IEA, (2018).

México también cuenta con una alta dependencia a combustibles fósiles en su matriz energética. El suministro total de energía primaria en México fue de 6,484.84 PJ para el año de 2018, para el cuál la contribución de los energéticos fósiles asciende a un 87% (Figura 2) (SENER, 2019). Un fenómeno similar se observa en el caso de la energía de uso final, para la cual se presentó en México un consumo nacional de 5,393.45 PJ con una participación de alrededor de 75% de combustibles fósiles (SENER, 2019).

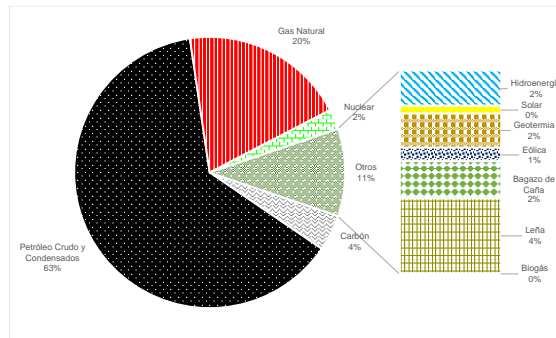


Figura 2: Energía primaria en México para 2018 por fuente. Basado en SENER, (2020).

La alta dependencia a los combustibles fósiles se encuentra asociada a diversos efectos negativos para el ambiente y la sociedad, como el cambio climático. Estos cambios en las dinámicas climáticas globales durante los últimos siglos han sido impulsados por la actividad antropogénica, específicamente por el aumento de las concentraciones atmosféricas de GEI, producidos principalmente por el consumo de combustibles fósiles (Stocker *et al.*, 2014). Hoy en día existe suficiente evidencia científica para asociar con una alta probabilidad al cambio climático con distintos efectos adversos como incremento en temperaturas globales, aumento del nivel del mar, intensificación de desastres naturales, pérdida de biodiversidad, disminución en rendimientos agrícolas, entre otros (Field *et al.*, 2014).

La incidencia de estos efectos negativos ha orillado a la búsqueda de fuentes renovables de energía que permitan alcanzar beneficios ambientales, económicos y sociales, en lo que se denomina sostenibilidad energética (Alemán-Nava *et al.*, 2014; Padilla-Rivera *et al.*, 2019; SENER, 2017). La transición hacia la sostenibilidad energética tiene como objetivos una mitigación efectiva de impactos ambientales (con énfasis en la mitigación de emisiones de GEI), aportes a la conservación de los ecosistemas, obtención de ganancias económicas, seguridad energética, generación de nuevos empleos y beneficios sociales tangibles para diversos actores (Dale *et al.*, 2015; Martín-Gamboa *et al.*, 2017; Santoyo-Castelazo & Azapagic, 2014). Se espera que la utilización de fuentes renovables de energía pueda paliar la escasez de fuentes energética y expandir la oferta de energéticos, así como reducir los precios de la energía en un largo plazo (Roehrkasten, 2015).

Dentro de esta transición planteada la bioenergía juega un papel fundamental. La bioenergía consiste en la obtención de energía útil a partir de biomasa de origen animal y vegetal (Chum *et al.*, 2011). En la actualidad la bioenergía, con 57.91 EJ, representa un 10% de la energía primaria a nivel global (y un 69% de la energía de origen renovable primaria), que a su vez se encuentra compuesta por bioenergía tradicional (consumo de leña y carbón vegetal en sector residencial y pequeña industria) y bioenergía moderna (aplicaciones en sector transporte e industrial), que tienen una contribución del 4.7 y 5.2%, respectivamente (IEA, 2018).

En el caso de México, la bioenergía representó en 2018 un 5.7% del suministro de energía primaria (373.85 PJ) y un 55% de la energía de origen renovable consumida para el mismo rubro (SENER, 2019) (Figura 2). El consumo de bioenergía en nuestro país se encuentra compuesto por leña tradicional (249.08 PJ), bagazo de caña de azúcar (121.93 PJ) y biogás (2.84 PJ) (SENER, 2019).

Una de las principales características de la bioenergía es la gran diversidad de materias primas y sustratos que pueden ser aprovechados, ya sea provenientes de sistemas naturales como antropogénicos, como es el caso de los residuos provenientes de la actividad agroindustrial (García *et al.*, 2016). Estos residuos son materiales orgánicos resultantes de actividades de procesamiento y comercialización agrícola que comúnmente no presentan aprovechamiento alguno dentro del proceso productivo del que se originaron (Amézcuca Vega *et al.*, 2019).

La actividad agroindustrial puede definirse como “conjunto de actividades económico-productivas de un sistema producto cualquiera, cuyo origen sea agrícola, pecuario o forestal, lo trasladen desde el lugar de producción hasta su transformación industrial para uso y disposición del consumidor final” (Torres, 1997, pp.85). Este sector resulta esencial para el desarrollo de México, ya que representa un 4.6% del PIB nacional (según datos del 2017) y juega un papel clave tanto en el mercado interno como en las exportaciones del país (FAO, 2020b). En la actualidad, México es uno de los principales exportadores globales de distintos frutos, hortalizas y bebidas derivadas del sector agroindustrial (SADER, 2019).

Las características particulares de los sistemas agroindustriales, como el manejo de grandes volúmenes de materiales orgánicos con escaso valor comercial (como molindas de café, bagazo de caña de azúcar y cáscaras de frutos), pueden llegar a ocasionar impactos ambientales (De Morais *et al.*, 2015; Kraiem *et al.*, 2016). Algunos de los principales impactos ambientales provocados por una gestión inadecuada de residuos agroindustriales son emisiones de GEI provenientes de la descomposición de la materia orgánica, eutrofización de cuerpos de agua cercanos, lixiviación, malos olores, diseminación de patógenos (Beltrán-Ramírez *et al.*, 2019; Millati *et al.*, 2019; Saval, 2012; Seadi & Holm-Nielsen, 2004; Speight, 2020).

La situación actual de los residuos agroindustriales a nivel global ha orillado a la búsqueda de aprovechamientos alternativos que permitan simultáneamente la obtención de beneficios económicos y un tratamiento adecuado a estos desechos. Estos residuos pueden recibir distintos tratamientos que favorezcan su revalorización dentro de las cadenas productivas en las que fueron originados, ahora vistos como co-productos con un valor de mercado (Chavan *et al.*, 2018). Algunos de los usos alternativos que han sido analizados para diversos residuos consisten en alimento para ganado, compostaje, obtención de biopolímeros y obtención de energía útil, entre otros (Amézcuca Vega *et al.*, 2019; Íñiguez *et al.*, 2011; Rodríguez Macías *et al.*, 2010; Tauro *et al.*, 2016). Se espera que el aprovechamiento de estos residuos permita mejorar las condiciones ambientales, económicas y sociales de los países en desarrollo al facilitar la recirculación de nutrientes, agua y energía en sus mismos sistemas productivos (Lazurko, 2018).

Uno de los usos alternativos para los residuos agroindustriales que ha recibido mayor atención en los últimos años ha sido su aprovechamiento como energéticos. Tal como se mencionó anteriormente, la presencia de grandes volúmenes de biomasa rica en materia orgánica concentrada en puntos específicos facilita su conversión, mediante distintos procesos físicos, químicos y biológicos, a opciones de bioenergía capaces de proveer de energía útil a la misma industria en las que se originaron (Kraiem *et al.*, 2016). Este tipo de valorización energética ha promovido el crecimiento de la bioenergía moderna en las matrices energética globales y nacionales, como se puede observar en el caso del bagazo de caña en ingenios azucareros (Meza-Palacios *et al.*, 2019; REN21, 2019).

Se espera que los sistemas de aprovechamiento energético de residuos agroindustriales cumplan un doble propósito al fungir como fuentes renovables de energía y proporcionar un tratamiento adecuado a desechos con un alto potencial contaminante (Chong *et al.*, 2016; Kraiem *et al.*, 2016; Pilusa & Seodigeng, 2018). De acuerdo a lo reportado en la bibliografía, este tipo de sistemas pueden contribuir a la sostenibilidad al brindar beneficios a las dimensiones ambiental (reducción de dependencia a combustibles fósiles, mitigación de GEI, reducción de impactos por disposición inadecuada de residuos, ganancias energéticas netas), económica (obtención de ganancias netas, ahorros por gestión de residuos) y social (generación de nuevos empleos, seguridad energética) (Adeniyi *et al.*, 2020; Portugal-Pereira *et al.*, 2015; Prasara-A & Gheewala, 2016; Volpe *et al.*, 2015).

Según algunos estudios, México cuenta con un potencia actualmente subutilizado de entre 101 y 125 PJ anuales, lo que equivale a alrededor del 2% de la energía primaria a nivel nacional para el año de 2018 (Tauro *et al.*, 2016). En la actualidad, en México existen proyectos que realizan un aprovechamiento energético de residuos agroindustriales como bagazo de caña de azúcar, bagazo de agave, residuos de café, y cáscaras de cítricos, entre otros. Se espera que en los próximos años aumente la implementación de este tipo de sistemas en México.

En nuestro país existe un amplio potencial de aprovechamiento de energía útil a partir de residuos agroindustriales como son las cáscaras de cítricos, por lo que algunos proyectos ya se encuentran en operación. No obstante, la bioenergía moderna es una fuente renovable de energía de reciente creación, por lo que aún no se tienen caracterizados sus impactos en las diversas esferas de la sostenibilidad (García & Maser, 2016). Este punto provoca que la evaluación de sus impactos positivos y negativos se vuelva fundamental. El presente estudio realizará una evaluación de impactos ambientales y económicos del aprovechamiento energético de residuos agroindustriales basado en un estudio de caso basado en la utilización de cáscaras de naranja para la generación de energía térmica.

Antecedentes

Legislación y Antecedentes de Aprovechamiento de Residuos Agroindustriales en México

La legislación sobre residuos en México se fundamenta en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR), promulgada en 2003 y basada en el Artículo 4º de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos y en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) (DOF, 2018). En la LGPGIR se clasifican los distintos tipos de residuos reconocidos por la legislación mexicana y se establecen las competencias, principios de planes de manejo, así como las medidas de control para la prevención y gestión de estos. De acuerdo a esta ley los residuos de manejo son “aquellos generados en los procesos productivos, que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como residuos sólidos urbanos, o que son producidos por grandes generadores de residuos sólidos urbanos” (DOF, 2018, pp. 6). Posteriormente, en la NOM-161-SEMARNAT-2011 se clasifica como Residuos de Manejo Especial a “los residuos orgánicos de las actividades intensivas agrícolas, avícolas, ganaderas y pesqueras”, definición en la que se sitúan los residuos agroindustriales (SEMARNAT, 2013, pp. 20). Cabe destacar que actualmente no existen cifras oficiales sobre los volúmenes totales de generación de residuos agroindustriales en el país (INECC, 2012); algunas estimaciones sitúan la generación entre 7 y 16 MtMS residuales al año (Tauro *et al.*, 2016).

De acuerdo a la norma anteriormente citada, estos residuos pueden ser recuperados como materia prima para subsecuentes procesos productivos como son manufactura o un aprovechamiento energético, que en el mismo documento se menciona que actualmente se realiza en un porcentaje pequeño del total de residuos generados de esta naturaleza (SEMARNAT, 2013). El único residuo agroindustrial que hasta la fecha ha sido aprovechado energéticamente de manera extendida en México ha sido el bagazo de caña de azúcar.

La industria azucarera tiene una gran tradición en México que data de siglos atrás, representa a un sector de gran importancia en la economía mexicana (alrededor del 0.5% del PIB nacional) y que, en las últimas décadas ha manifestado un interés en la obtención de energía útil a partir de los bagazos obtenidos por la extracción del jugo de la caña (García *et al.*, 2016; Senties-Herrera *et al.*, 2014). Según algunos estudios, el aprovechamiento energético del bagazo de caña se encuentra asociado a beneficios ambientales y económicos (Amezcuza-Allieri *et al.*, 2019; García *et al.*, 2016; Rincón *et al.*, 2014).

Actualmente, la práctica de aprovechar energéticamente este co-producto se encuentra difundida en el país, lo que se refleja en la matriz energética mexicana. Según datos de 2018, el aprovechamiento energético del bagazo de caña representó la producción de 121.93 PJ, equivalentes al 2% de la energía primaria en el país y al 18% de la energía de origen renovable (SENER, 2019). Con base en

estos datos, se puede afirmar que el establecimiento de sistemas de aprovechamiento energético de residuos agroindustriales en nuestro país puede llevarse a cabo de forma adecuada técnicamente, viable económicamente y benéfica ambientalmente.

Cabe destacar que en los últimos años se ha promovido el desarrollo de nuevos sistemas de aprovechamiento energético de residuos agroindustriales varios en el país, entre los cuales destacan el olote proveniente del maíz, el bagazo de las industrias tequilera y mezcalera, la pulpa de la industria del café, la cascarilla del sector productor de arroz y la propia cáscara de naranja (Tauro *et al.*, 2016; Valdez-Vazquez *et al.*, 2010). Estos proyectos aún no se encuentran extendidos en el sector agroindustrial a lo largo del país, por lo que la generación de información pertinente con un carácter prospectivo se vuelve clave para el sector energético mexicano.

Estudios Previos sobre Aprovechamiento Energético de Residuos Agroindustriales

El aumento a nivel global en el interés por el aprovechamiento de los residuos agroindustriales ha incrementado considerablemente el número de estudios enfocados en este tema. Para este punto resulta oportuno diferenciar entre tres tipos de análisis: estudios enfocados en el impacto ambiental, estudios enfocados en el impacto económico, y estudios que incorporan ambas dimensiones con un enfoque de sostenibilidad.

Impacto ambiental

En la bibliografía se reporta el uso de numerosas metodologías para la evaluación de los efectos del aprovechamiento energético de residuos agroindustriales. A partir de una revisión bibliográfica en bases de datos científicas se identificó que el Análisis de Ciclo de Vida ha sido la principal herramienta metodológica para evaluar los impactos ambientales producidos por el aprovechamiento de residuos agroindustriales en forma de bioenergía. A continuación, se describen algunos de los principales estudios identificados (Tabla 1):

Autor	País	Residuo usado	Uso final de energía	Unidad funcional	Metodología de impacto	Categorías evaluadas	Integración
Belen Guerrero & Muñoz, 2018	Ecuador	Raquis de banana	Etanol para vehículos	1 MJ	ReCiPe	CC, AT, EuAD, FFOx, FMP, AgF	No
Boschiero et al., 2016	Italia	Residuos de poda de manzanos	Astillas para cogeneración	1 año de operación	ReCiPe	CC, FFOx, ACOz, FMP, AT, EuAD, EcT, EcAD, ToxH, AgF	No
García et al., 2011	México	Bagazo de caña de azúcar	Etanol para vehículos	1 GJ	RED	CC	Si, BEP
Gebrezgabher et al., 2016	Uganda	Cáscara de arroz, cacahuete y café	Combustión residencial	1 kg	IPCC	CC	Si, ACB
Hamedani et al., 2019	Irán	Residuos de viñedo	Electricidad vía gasificación	1 MWh	CML	AgRM, AgF, CC, AgCOz, ToxH, EcAD, EcM, FFOx, AT, EuAD + DAEn	No
Junqueira et al., 2017	Brasil	Bagazo de caña de azúcar	Etanol para vehículos	1 MJ	IPCC	CC	Análisis tecnoeconómico
Li et al., 2012	Canadá	Paja de trigo	Pellets	1 kg	CML	CC, AT, EuAD, ToxH, EcAD, EcT, AgCOz, FFOx, AgRM	No
Lopes Silva et al., 2014	Brasil	Bagazo de caña de azúcar	Combustión directa para electricidad	1 MWh	EDIP	CC, ACOz, FFOx, AT, EuAD, EcT, ToxH	
Nguyen et al., 2013	Dinamarca	Paja de trigo	Combustión directa para cogeneración	1 kWh	EDIP	CC, ENoR, AT, EuAD, FMP	No
Papong et al., 2014	Tailandia	Almidón de yuca	Biogás	1 MJ	CML	CC, ToxH, AT, EuA	Si, BEP
Portugal-Pereira et al., 2015	Brasil	Residuos de caña de azúcar, palma, soya, café	Combustión directa para electricidad	1 GWh	IPCC	CC	Si, SIGs
Prasara-A & Grant, 2011	Tailandia	Cáscara de arroz	Combustión directa para electricidad	1,000 ton	ReCiPe	CC, ACOz, AT, EuAD, EuM, ToxH, FFOx, FMP, EcT, EcAD, Otag, OTUr, TTN, AgAg, AgRM	No
Quispe et al., 2019	Perú	Cáscara de arroz	Combustión directa para calor útil	1 MJ	CML	CC, AT, EuAD, AgAg	Si, TER
Rodriguez-Verde et al., 2014	España	Melazas y vinazas de vid	Digestión anaerobia para generación de electricidad	110,000 ton	CML	AgRM, CC, ACOz, FFOx	No
Tanzer et al., 2019	Brasil y Suecia	Bagazo de caña de azúcar, paja de trigo, cáscara de arroz	Producción de combustible marítimo	1 GJ	CML	CC, AT	Si, análisis económico

Tziolas & Bournaris, 2019	Grecia	Residuos de maíz, durazno y girasol	Combustión directa	1 ha	RED	CC	Si, ACVC
Yang et al., 2020	China	Paja de trigo	Pirólisis para biorrefinería	1 kg de paja	CML	AgRM, AT, EuAD, CC, ACOz, ToxH	No
Wang et al., 2017	China	Paja de maíz	Combustión directa de briquetas	1 MJ	ReCiPe	CC, ACOz, ToxH, FFOx, FMP, RI, AT, EuAD, EuM, EcT, EcM, EcAD, Otag, OTUr, TTN, AgAg, AgRM, AgF	No

Tabla 1: Análisis de Ciclo de Vida en sistemas de aprovechamiento de residuos energéticos

Siglas: CC – cambio climático, AT - acidificación terrestre, EuAD - eutrofización de agua dulce, EuM - eutrofización marina, FFOx - formación de foto-oxidantes, FMP - formación de material particulado, AgF - agotamiento de recursos fósiles, AgRM - agotamiento de recursos minerales, ACOz - agotamiento capa de ozono, EcT - ecotoxicidad terrestre, EcAD - ecotoxicidad de agua dulce, EcM - ecotoxicidad marina, ToxH - toxicidad humana, RI - radiación ionizante, Eno -R energía no renovable, Otag - ocupación de tierra agrícola, OTUr - ocupación de tierra urbana, TTN - transformación de tierra natural, AgAg - agotamiento de agua, DAEn - demanda acumulada de energía, BEP - balance de energía primaria, TNE - tasa neta de energía.

En la Tabla 1 se puede observar que el residuo agroindustrial cuyo uso energético ha sido mayormente estudiado es el bagazo de caña de azúcar, lo que coincide con la amplia experiencia internacional con este residuo. Destaca el caso de García y colaboradores (2011), quienes fueron de los análisis pioneros de este tipo en México. Asimismo, se puede observar que en los últimos años ha aumentado el interés en distintos países latinoamericanos como Perú, Ecuador y Brasil por analizar diversos residuos agroindustriales generados en grandes volúmenes por sus agroindustrias.

Impacto económico

En la literatura se reportan numerosas metodologías que han sido aplicadas para estudiar los impactos económicos del aprovechamiento energético de residuos agroindustriales, que a continuación se describen (Tabla 2):

Autor	País	Residuo usado	Uso final de energía	Metodología	Indicadores usados
Daza Serna, et al., 2016	Colombia	Cáscara de arroz y residuos de banano	Etanol y biogás	Análisis tecnoeconómico	Costos de producción
Duque et al., 2015	Colombia	Bagazo de caña de azúcar, cáscaras de arroz, mango y piña	Etanol	Análisis tecnoeconómico	Costos de producción y margen de ganancias
García et al., 2017	Colombia	Residuos de poda de café	Biohidrógeno	Análisis tecnoeconómico	VPN
Gebrezgabher et al., 2016	Uganda	Cáscara de arroz, cacahuate y café	Combustión residencial	Análisis Costo-Beneficio	RCB, VPN, TIR
Jana & De, 2016	India	Cáscara de arroz	Poligeneración (vapor, electricidad, etanol)	Análisis económico	Costos de producción, beneficios netos, PRI, TIR, VPN
Ji et al., 2018	China	Paja de maíz	Combustión de briquetas	Análisis Costo-Beneficio	Costos de producción, VPN
Junqueira et al., 2017	Brasil	Bagazo de caña de azúcar	Etanol	Análisis tecnoeconómico	Costos de producción
Mupondwa et al., 2017	Canadá	Paja de trigo	Etanol	Factibilidad económica	Costos de inversión y operación, VPN
Ozturk, 2015	Turquía	Residuos de algodón	Combustión para calor de proceso	Análisis tecnoeconómico	PRI, RCB, VPN, TIR
Sayar et al., 2019	Turquía	Cáscara de avellana	Etanol	Evaluación económica	VPN, TIR
Serna-Loaiza et al., 2018	Colombia	Residuos de tiquizque	Etanol	Análisis tecnoeconómico	Margen de ingreso bruto, costos de producción
Tanzer et al., 2019	Brasil y Suecia	Cáscara de arroz, paja de trigo, bagazo de caña de azúcar	Combustible para vehículos marítimos	Modelo económico	Inversión de capital, precio mínimo de venta
Tziolas & Bournaris, 2019	Grecia	Grano de oliva, paja de maíz, trigo y tabaco, cáscara de arroz	Cogeneración vía combustión directa	Análisis del Costo de Ciclo de Vida	Costos de producción y ganancias netas
Vikash et al., 2018	India	Bagazo de caña de azúcar	Etanol	Modelo económico	Punto de quiebre de venta
Xu et al., 2015	China	Paja de trigo	Briquetas	Análisis tecnoeconómico	TIR, VPN

*Tabla 2: Evaluaciones económicas en sistemas de aprovechamiento energético de residuos agroindustriales.
Siglas: PRI – periodo de retorno de la inversión, RCB – relación costo-beneficio, TIR – tasa interna de retorno, VPN – valor presente neto.*

En la aplicación de evaluaciones económicas para sistema de uso energético de residuos energéticos destaca el caso del bagazo de caña de azúcar y de la paja de trigo. El interés internacional en la sustitución de combustibles fósiles para transporte explica la predominancia de estudios dedicados al etanol. Se puede apreciar que se han realizado diversos métodos de evaluación económica con indicadores en común, como es el caso de costos de producción, VPN y TIR. Cabe destacar que solo se identificaron dos estudios, Gebrezgabher *et al.*, (2016), y Jin *et al.*, (2018), que realizaron explícitamente un Análisis Costo-Beneficio y que únicamente otro estudio, Ozturk (2015) utilizó un indicador de Relación Costo-Beneficio.

Evaluación integral

En la bibliografía se identifican algunas investigaciones que han abordado ambas dimensiones con un enfoque de sostenibilidad, ya sea de forma complementaria o con cierto grado de integración. A continuación, se enlistan y describen brevemente:

- Manara y Zabaniotou (2014) estudiaron el impacto del aprovechamiento de residuos de oliva y vid en Grecia a través de indicadores de ciclo de vida, indicadores económicos de viabilidad e indicadores sociales cualitativos.
- Gnansounou y colaboradores (2017) analizaron el aprovechamiento energético de una biorrefinería basada en residuos de caña de azúcar en Brasil a partir de determinados indicadores ambientales de ciclo de vida, socioeconómicos y valores culturales en una evaluación multicriterio.
- Batidzirai y colaboradores (2016) evaluaron costos de mitigación de emisiones GEI provenientes del uso de residuos de maíz y paja de trigo para generación de electricidad en Sudáfrica.
- Gebrezgabher y colaboradores (2016) estimaron los impactos ambientales y beneficios económicos de la combustión directa de cáscaras de arroz, cacahuate y café en Uganda. Se incluyó un caso en el que se contabilizaron los créditos por mitigación de emisiones GEI en el análisis económico.
- Huang y colaboradores (2019) evaluaron un sistema de generación eléctrica vía gasificación de paja de trigo en China por medio de indicadores de sostenibilidad ambiental (eficiencia energética, renovabilidad, consumo de agua y emisión de contaminantes), económica (VPN y TIR) y social (desarrollo comunitario y seguridad energética).
- Hu y colaboradores (2014) analizaron los impactos ambientales (ACV), económicos (indicadores como VPN, TIR) y sociales (seguridad energética, desarrollo rural) de sistemas de combustión directa de briquetas basadas en tallo de maíz en China.
- Ji y colaboradores (2018) evaluaron los impactos ambientales y económicos de procesar pajas de maíz para producir briquetas para generación de electricidad en China. Parte de los escenarios económicos incluyeron la viabilidad del sistema incluyendo bonos de carbono derivados de la evaluación ambiental.
- Kung & Zhang (2015) estudiaron escenarios de mitigación de GEI y sustitución de electricidad fósil considerando distintos precios para las

emisiones GEI al analizar un sistema de pirolisis de residuos de patata y cáscara de arroz en Taiwán.

- Sánchez y colaboradores (2020) evaluaron la sostenibilidad ambiental y económica de una biorrefinería basada en el tratamiento de bagazo de agave tequilero en México.
- Silalertruksa y colaboradores (2015) utilizaron herramientas de Eco-Eficiencia basadas en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para evaluar impactos ambientales y económicos en la operación de una biorrefinería para residuos de caña de azúcar en Tailandia.
- Sofia y colaboradores (2014) estimaron los costos de la mitigación de GEI derivada de la co-gasificación de orujillo de oliva en España.
- Wang y colaboradores (2018) evaluaron la sostenibilidad de la combustión directa de paja en China a partir de la aplicación de indicadores de la Global Bioenergy Partnership.

Datos Generales sobre la Naranja y su Producción

El género *Citrus* L. consta de alrededor de 20 especies, principalmente ubicadas en regiones tropicales y subtropicales, las cuáles presentan frutos comestibles ricos en vitamina C, flavonoides y aceites esenciales, lo que les ha proporcionado una gran relevancia económica a escala global (Stampella *et al.*, 2014; Taghizadeh-Alisaraei *et al.*, 2017). Una de las especies más importantes de este género es *Citrus sinensis*, árbol perenne cuyo fruto es conocido comúnmente como la naranja.

La naranja es un fruto clave para la alimentación globalmente, ya sea consumida como fruto fresco o, tras un procesamiento industrial, como jugos, jaleas, dulces, salsas, bebidas, aceites esenciales, concentrados, pectina, ácido cítrico, cáscaras cristalizadas, fermentos, entre otros (SAGARPA, 2016). Asimismo, el jugo, producto principal de la cadena agroindustrial de la naranja, es un insumo esencial para la manufactura de bebidas y otros productos en la industria alimentaria (Zema *et al.*, 2018).

A nivel global se estima que se producen 75.4 millones de toneladas de naranja anualmente, lo que representa un 61% de la producción total de cítricos en el mundo (FAO, 2020a; Mamma & Christakopoulos, 2014). La naranja ocupa el 20º lugar en la producción global de frutos y representa un 10.5% del volumen total de frutos producidos (Rezzadori *et al.*, 2012). Se estima que en 2018 el valor de la producción global de naranja alcanza los \$19.3 mil millones de dólares (FAO, 2020a). Los principales productores de naranja son Brasil, China, India, México, España y Estados Unidos (Zema *et al.*, 2018). Asimismo, alrededor de un 50% de la producción total de naranja se destina a un procesamiento industrial dentro del sector agroindustrial (Aboagye *et al.*, 2017; Zema *et al.*, 2018).

En México la naranja es un cultivo de gran relevancia. A nivel global nuestro país se sitúa como el quinto mayor productor de naranja en el mundo con 4.737 millones de toneladas en 2018 (equivalentes a \$4.7 mil millones MXN) (FAO, 2017; SIAP,

2019). La producción de naranja representó el 1.15% del PIB agrícola nacional en 2016 (SAGARPA, 2016). Para el año de 2016 la naranja fue el cultivo perenne con la mayor superficie sembrada en el país (335,336 hectáreas) (SIAP, 2018). Cabe destacar que, según las proyecciones del sector agrícola mexicano, la producción de naranja aumente un 86% para 2030 debido a un aumento en la demanda interna y en la exportación de naranja y sus derivados industriales (SAGARPA, 2016).

La gran dimensión de la producción de naranja en México se encuentra asociada a la generación de grandes volúmenes de residuos. Se estima que la agroindustria procesadora de cítricos desecha alrededor del 50% de la materia prima en forma de cáscaras, cortezas y semillas (Negro *et al.*, 2016; Salcedo Pomari *et al.*, 2016). De acuerdo a algunos estudios, la producción anual de naranja en México provoca la generación de 800,000 toneladas de material residual, que son comúnmente desechados en tiraderos abiertos (Lopez-Velazquez *et al.*, 2013). A nivel mundial la generación de cáscara residual de naranja se sitúa cerca de los 10 millones de toneladas anuales (Zema *et al.*, 2018).

El exocarpio o flavedo, conocido coloquialmente como cáscara, es la capa exterior de la fruta. Se encuentra compuesta por material celuloso en mayor proporción, así como por aceites esenciales, ceras parafinas, esteroides y triterpenoides, ácidos grasos, pigmentos, enzimas, entre otras sustancias (Mamma & Christakopoulos, 2014). La cáscara de la naranja es obtenida durante el proceso de extracción del jugo dentro del procesamiento agroindustrial de la naranja (Figura 3). Equivale a cerca del 50% del peso fresco del fruto y se considera el principal residuo del proceso (Freire *et al.*, 2017).

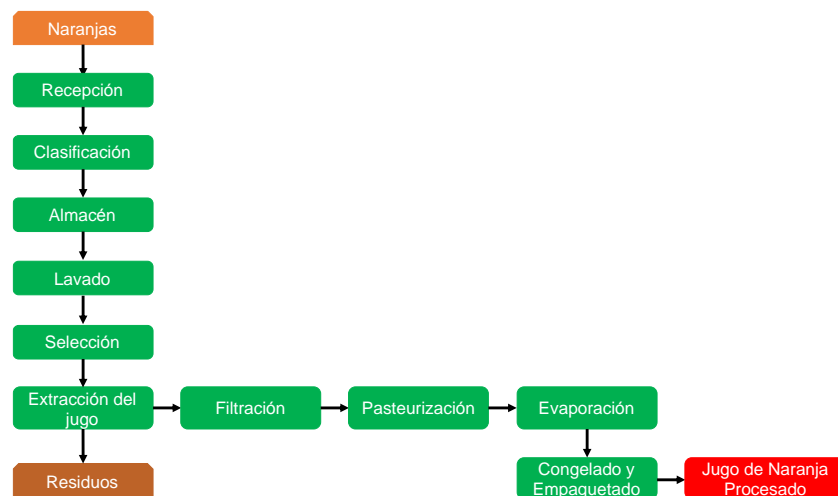


Figura 3: Diagrama de etapas en producción de jugo procesado de naranja. Basado en Mamma & Christakopoulos, (2014).

Antecedentes de Valorización de Cáscara de Naranja

En lo referente a la cáscara residual de la naranja, principal residuo de la agroindustria de la naranja y caso estudiado por la presente investigación, se han explorado múltiples usos en la bibliografía. De manera general, la literatura señala que estos residuos (que poseen un bajo valor económico, si alguno) raramente reciben un tratamiento adecuado, por lo que normalmente terminan desechados en tiraderos municipales (Aboagye *et al.*, 2017; Jiménez-Castro *et al.*, 2020; Sánchez Orozco *et al.*, 2014). Esta forma de disposición final ocasiona numerosos impactos ambientales dañinos, como son emisiones GEI, contaminación de cuerpos de agua cercanos, liberación de sustancias tóxicas para la microflora edáfica, entre otros (Zema *et al.*, 2018).

Se han propuesto métodos innovadores para procesar estos residuos, disminuir los impactos asociados a su disposición final y, simultáneamente, obtener co-productos valiosos para reintegrar en la cadena agroindustrial. Los principales usos que han sido estudiados para la cáscara residual de naranja son como fertilizante orgánico, pienso para animales, productos farmacéuticos y cosméticos, insumos para la industria alimentaria y fuente de bioenergía. Esta diversidad de uso de las cáscaras ocasiona que se asuma que este es uno de los co-productos de la agroindustria con mayor potencial comercial (Aboagye *et al.*, 2017).

En algunos casos, las cáscaras de naranja son devueltas al campo agrícola en el que se originaron para descomponerse y devolver algunos nutrientes al mismo suelo en el que fueron cultivadas (Chavan *et al.*, 2018). En la elaboración de fertilizantes orgánicos se busca sistematizar este proceso con el fin de obtener abonos más efectivos en la liberación de nutrientes disponibles. La alta carga de materia orgánica en las cáscaras residuales, sumado a la facilidad del proceso, hacen atractivo al uso de las cáscaras como fertilizantes orgánicos (Rezzadori *et al.*, 2012; Zema *et al.*, 2018). Asimismo, autores como Chavan y colaboradores (2018) han propuesto al co-composteo de las cáscaras con otros desechos orgánicos como residuos sólidos urbanos con el fin de obtener efectos positivos como aumentar la reducción de olores y erosión del suelo.

Otro uso común que reciben las cáscaras residuales de naranja es como pienso o suplemento alimentario para animales (Zema *et al.*, 2018). Es una opción de aprovechamiento que resulta técnicamente simple y de bajo costo, factores esenciales para países en desarrollo como el caso de la India (Chavan *et al.*, 2018). No obstante, en la bibliografía se reportan desventajas para este tipo de utilización. Mamma & Christopoulos (2014) mencionan que consiste en un suplemento alimentario de baja calidad debido a su bajo contenido en proteínas y su composición rica en azúcares. Por su parte, Negro y colaboradores (2016) señalan que en el contexto italiano este uso de las cáscaras residuales implica un alto costo energético en la deshidratación y pelletización del pienso, por lo que, sumado al bajo valor nutrimental, lo consideran como un uso inadecuado.

Por su parte, en los últimos años se han investigado las aplicaciones de la cáscara de naranja para la industria alimentaria, cosmética y farmacéutica (Negro *et al.*, 2016; Zema *et al.*, 2018). Parte del gran potencial que tiene la cáscara de naranja yace en la existencia de aceites esenciales, presentes en el flavedo, que poseen propiedades antimicrobiales (Adeniyi *et al.*, 2019; Chavan *et al.*, 2018; Mamma & Christakopoulos, 2014; Zema *et al.*, 2018). Estos aceites esenciales han sido analizados para la producción de antibióticos, anti-oxidantes, agentes anticancerígenos, antídoto para veneno, analgésicos, entre otros productos farmacéuticos (Ali *et al.*, 2016; Inyinbor *et al.*, 2017).

Un aceite esencial de gran valor agregado extraíble de la cáscara de naranja es el D-limoneno, un terpeno cíclico que representa un gran porcentaje del aceite presente en la cáscara y que es la sustancia responsable del característico olor de los cítricos (Mamma & Christakopoulos, 2014; Zema *et al.*, 2018). El D-limoneno es un insumo de gran valor para la producción de perfumes y cosméticos, y que también presenta aplicaciones como repelente para insectos, saborizante y solvente industrial (Mamma & Christakopoulos, 2014; RedCorn *et al.*, 2018).

Otra sustancia química extraíble de la cáscara residual de naranja es la pectina, carbohidrato insoluble presente en el mesocarpio del fruto (Mamma & Christakopoulos, 2014). La pectina es un insumo valioso para la industria alimentaria, pues es normalmente usado como agente aglutinante en confitería, repostería, producción de papel y como estabilizador en la producción de bebidas lácteas (Ali *et al.*, 2016; Chavan *et al.*, 2018; Mamma & Christakopoulos, 2014; Rezzadori *et al.*, 2012). Este carbohidrato también cuenta con propiedades farmacéuticas para la elaboración de agentes desintoxicantes y medicamentos gastrointestinales (Ali *et al.*, 2016; Mamma & Christakopoulos, 2014).

En cuanto al aspecto energético, se han investigado múltiples aprovechamientos de la cáscara de naranja como fuente de bioenergía a partir de diversos tipos de biocombustibles. Estos residuos son considerados, dada su composición química y altos volúmenes de generación, como una fuente abundante, de bajo costo y fácilmente disponible de biomasa con un gran potencial para la producción de bioenergía (Chavan *et al.*, 2018; Lopez-Velazquez *et al.*, 2013; RedCorn *et al.*, 2018; Tamelová *et al.*, 2018).

Una de las principales aplicaciones energéticas que han sido estudiadas es la producción de etanol. La elevada proporción de carbohidratos en la composición de la cáscara de naranja la vuelven un sustrato apropiado (RedCorn *et al.*, 2018; Sánchez Orozco *et al.*, 2014). Autores como Zema y colaboradores (2018) la consideran una materia prima lignocelulósica propia para la generación de etanol de segunda generación. De acuerdo a la bibliografía, se pueden hidrolizar múltiples polisacáridos como pectina, celulosa y hemicelulosa con el fin de ser fermentados para producir un alcohol capaz de ser usado como combustible para vehículos al mezclarse con gasolina (Negro *et al.*, 2016; Taghizadeh-Alisaraei *et al.*, 2017). Se contempla que la producción de este combustible tenga un elevado potencial de mitigación de GEI por la sustitución de combustibles de origen fósil (Gómez, 2018).

No obstante, algunos estudios reportan dificultades en la producción de etanol a partir de esta fuente de biomasa, como la presencia de D-limoneno, que puede inhibir la actividad microbiana requerida por la fermentación, por lo que existe una amplia investigación destinada a identificar pretratamientos más adecuados (Mamma & Christakopoulos, 2014; Taghizadeh-Alisaraei *et al.*, 2017; Zema *et al.*, 2018). Asimismo, algunas investigaciones señalan que el costo de producción es mayor que en otros sustratos más comunes para la producción de etanol como el maíz (Zema *et al.*, 2018).

Otra aplicación energética que ha recibido una considerable atención es la digestión anaerobia para la producción de biogás, mezcla de gases principalmente compuesta por metano utilizable para producir calor o electricidad (Jiménez-Castro *et al.*, 2020; Taghizadeh-Alisaraei *et al.*, 2017; Zema *et al.*, 2018). Un aprovechamiento energético *in situ* de las cáscaras de cítricos podría generar suficiente energía útil para aproximar a la agroindustria de la naranja a una autosuficiencia energética (RedCorn *et al.*, 2018). Los rendimientos de producción de biogás se muestran mayores a los de otros residuos agrícolas (Negro *et al.*, 2016; Zema *et al.*, 2018). Varios estudios han concluido que la digestión anaerobia de cáscaras de cítricos es económicamente rentable (Forgács *et al.*, 2012; Koppar & Pullammanappallil, 2013). Sin embargo, tal como sucede con el etanol, la presencia de aceites esenciales como el D-limoneno inhiben la actividad microbiana relativa a la fermentación anaerobia, por lo que se han dedicado múltiples esfuerzos en la búsqueda de pretratamientos que permitan su remoción (Jiménez-Castro *et al.*, 2020; Mamma & Christakopoulos, 2014).

Hay que mencionar, además, que se han realizado numerosos estudios analizando al aprovechamiento de las cáscaras de naranja en forma termoquímica, más específicamente como pirolisis. En la pirolisis la biomasa es sometida a altas temperaturas (500-1000°C) en ausencia de oxígeno para obtener combustibles líquidos (bio-aceite), sólidos (biochar) y gaseosos (gas de síntesis) (De Morais *et al.*, 2015). Sin embargo, el aprovechamiento de cáscaras de naranja para pirolisis precisa de una gran inversión energética y económica para extraer la humedad del sustrato, por lo que algunos autores no recomiendan su uso (Negro *et al.*, 2016; Zema *et al.*, 2018).

La combustión directa de la cáscara de naranja ha sido otro aprovechamiento energético termoquímico evaluado por la literatura. El elevado poder calorífico de este residuo (cerca de 17 MJ/kg fresco tras un secado) le brinda un gran potencial de generación de electricidad y energía térmica (Rezzadori *et al.*, 2012; Zema *et al.*, 2018). Asimismo, algunos estudios han encontrado que la cáscara de naranja tiene propiedades físico-químicas aptas para una combustión prolongada, aun cuando no es el residuo naranja con un mayor índice de combustibilidad (2.86 contra 21.55 de la semilla) (Rojas González & Florez Montes, 2019). No obstante, el elevado porcentaje de humedad que tiene la cáscara fresca (alrededor del 80% en peso) dificulta su combustión directa (Negro *et al.*, 2016; Robles Martínez *et al.*, 2013). Este factor dificulta la combustión directa de la cáscara, por lo que la implementación de procesos de secado que reduzcan efectivamente la humedad

con el menor consumo energético posible se vislumbran como cruciales para este aprovechamiento energético (Freire *et al.*, 2017).

Cabe destacar que el aprovechamiento de la cáscara residual de naranja ha sido estudiado bajo el concepto de biorrefinería, que busca imitar el modelo de obtención de múltiples co-productos de valor agregado que presentan las refinerías basadas en combustibles fósiles. Mamma & Christakopoulos (2014) mencionan distintas configuraciones de biorrefinerías en las que se extraen los aceites esenciales, pectina, proteínas y enzimas para su comercialización, mientras que se produce etanol y biogás para satisfacer la demanda energética de la planta industrial. Rezzadori y colaboradores (2012) hallaron que una configuración con gran potencial involucra la producción de D-limoneno, etanol y biogás. En otro estudio, Siles y colaboradores (2016) consideran oportuno agregar otros sustratos orgánicos a la configuración de la biorrefinería para aumentar la producción de energía útil.

Estudios Previos sobre Aprovechamiento Energético de Residuos de la Agroindustria de Naranja

Impacto ambiental

Tal como se mencionó anteriormente, el Análisis de Ciclo de Vida ha sido la principal metodología aplicada a escala global para evaluar los impactos ambientales de la agroindustria y de diversos productos agrícolas, como es el caso de la naranja. En cuanto a la aplicación de ACV a lo largo de la cadena productiva de la naranja y de la gestión de sus residuos, se identificaron los siguientes trabajos (Tabla 3):

Autor	País	Subsistema de naranja estudiado	Uso final	Unidad funcional	Metodología de impacto	Categorías evaluadas	Integración
Alishah et al., 2019	Irán	Etapa agrícola	Cultivo de naranja	1 kg de naranja y 1 ha cultivada	CML	AgF, AgRM, AT, EuAD, CC, ACOz, ToxH, EcT, EcAD, EcM, FFOx	Si, eficiencia energética y energía neta
Beccali et al., 2009	Italia	Procesamiento industrial	Producción de jugo procesado	1 kg de jugo	CML	CC, AT, EuAD, FFOx	No
Bell & Horvath, 2020	Estados Unidos, México y Chile	Etapa agrícola	Cultivo de naranja	1 kg de naranja	IPCC	CC	No
Coltro et al., 2009	Brasil	Etapa agrícola	Cultivo de naranja	1,000 kg de naranja	NA	Consumo de fertilizante, agua, pesticidas	No
Galvagno et al., 2019	Italia	Aprovechamiento energético de cáscaras	Cogeneración vía gasificación	1 año de operación	IPCC	CC	Si, DPENR
Joglekar et al., 2019	India	Aprovechamiento energético de cáscaras	Biorrefinería vía gasificación y digestión anaerobia	2,500 kg de cáscara	CML	CC, AT, EuAD, ACOz, FFOx	No
Knudsen et al., 2011	Brasil	Procesamiento industrial	Producción de jugo procesado	1 L de jugo de naranja	EDIP	CC, DPENR, AT, EuAD, OTag	No
Lo Giudice et al., 2013	Italia	Etapa agrícola	Cultivo de naranja	1 ton de naranja	IMPACT 2002	ToxH, FMP, RI, ACOz, FFOx, EcT, EcAD, EcM, EuAD, EuM, AT, Aac, OTag, CC, AgF, AgRM	No
Martinez-Hernandez et al., 2019	México	Aprovechamiento energético de cáscaras	Combustión para generación de vapor	1 MJ	CML	CC, ToxH, FFOx, AT, EuAD, EcAD	Si, análisis tecnoeconómico
Negro et al., 2017	Italia	Aprovechamiento energético de cáscaras	Pirólisis, digestión anaerobia, combustión	1 ton de cáscara fresca	ReCiPe	CC, AT, EuM, ToxH, EcT, AgRM	Si, análisis de flujo de costos
Ortiz et al., 2020	Colombia	Aprovechamiento energético de cáscaras	Combustión y digestión anaerobia para generación de vapor	1 L de jugo de naranja	ILCD	CC, ACOz, FMP, FFOx, AT, EuAD, AgAg	No
Pergola et al., 2013	Italia	Etapa agrícola	Cultivo de naranja convencional y orgánica	1 ha cultivada y 1 kg de naranja	CML	AgRM, CC, FFOx, AT, EuAD	Si, análisis energético y económico

Pourbafrani et al., 2013	Canadá	Aprovechamiento energético de cáscaras	Biorrefinería con etanol, biometano y limoneno	1 MJ de etanol y 1 kWh eléctrico	de	GREET	CC	No
Ribal et al., 2019	España	Etapa agrícola	Cultivo de naranja convencional y orgánica	1 kg de naranja	de	PAS 2050	CC	No
Sanjuán et al., 2005	España	Etapa agrícola	Cultivo de naranja	1 kg de naranja	de	CML	CC, AT, EuAD, AgRM, FFOx, ACOz, EcT, ToxH	No
Yan et al., 2016	China	Etapa agrícola	Cultivo de naranja	1 kg de naranja	de	IPCC	CC	No

Tabla 3: Análisis de Ciclo de Vida aplicados a la cadena productiva de la naranja.

Siglas: CC – cambio climático, AT - acidificación terrestre, AAc - acidificación acuática, EuAD - eutrofización de agua dulce, EuM - eutrofización marina, FFOx - formación de foto-oxidantes, FMP - formación de material particulado, AgF - agotamiento de recursos fósiles, AgRM - agotamiento de recursos minerales, ACOz - agotamiento capa de ozono, EcT - ecotoxicidad terrestre, EcAD - ecotoxicidad de agua dulce, EcM - ecotoxicidad marina, ToxH - toxicidad humana, RI - radiación ionizante, Eno -R energía no renovable, OTag - ocupación de tierra agrícola, OTUr - ocupación de tierra urbana, TTN - transformación de tierra natural, AgAg - agotamiento de agua, DAEn - demanda acumulada de energía, DPENR - demanda primaria de energía no renovable, BEP - balance de energía primaria, TNE - tasa neta de energía.

Se pueden identificar tres principales abordajes del ACV en la cadena productiva de la naranja: cultivo de naranja, procesamiento de jugo y aprovechamiento de residuos. En cuanto al primero, se puede apreciar que los principales países productores de naranja a nivel global (Brasil, España, Italia, Estados Unidos) han analizado distintos sistemas de producción de este fruto. El caso específico del trabajo de Bell & Horvath (2020), es interesante, pues se cuantificó la huella de carbono de producción de naranja en México y Chile basados en datos y supuestos correspondientes a sistemas productivos en el estado norteamericano de Texas. Por el momento no se encontraron ACVs aplicados a la producción agrícola de naranja en México con datos locales.

Para el caso del procesamiento de jugos, dos estudios (Beccali *et al.*, 2009; Knudsen *et al.*, 2011) analizaron cadenas de suministro de producción de naranja y procesamiento industrial del jugo obtenido. Ambos casos no abordan detalladamente la gestión de la cáscara residual, ya que el trabajo de Beccali *et al.*, (2009), asume una centrifugación de los residuos tras la extracción del jugo y un posterior tratamiento en forma de aguas residuales, y Knudsen *et al.*, (2011), asumen que la cáscara es pelletizada para su uso como pienso animal.

En cuanto al aprovechamiento energético de residuos, el ACV ha sido utilizado en la última década para evaluar la generación de energía útil a partir de gasificación, producción de etanol y digestión anaerobia, principalmente. El planteamiento de un sistema de biorrefinería ha sido evaluado en Canadá y en la India (Joglekar *et al.*, 2019; Pourbafrani *et al.*, 2013). El caso específico de la combustión directa de cáscara residual ha sido abordado por pocos estudios: Martínez-Hernández *et al.*, (2019) en México, Negro *et al.*, (2017) en Italia, y Ortiz *et al.*, (2020) en Colombia. El primer estudio comparó la producción de vapor de proceso con cáscara y con combustóleo con resultados positivos para la primera opción, mientras que los otros dos estudios compararon diversos aprovechamientos energéticos de la cáscara y obtuvieron resultados mayormente negativos para la combustión directa. Se puede identificar que existe un rezago en cuanto a la aplicación del ACV en sistemas de combustión directa de cáscaras de naranja.

Impacto económico

En cuanto a evaluaciones económicas de la cadena productiva de la naranja, se identificaron los siguientes estudios (Tabla 4):

Autor	País	Subsistema de naranja estudiado			Uso final	Metodología	Indicadores usados
Cristóbal et al., 2018	Región mediterránea	Procesamiento industrial			Obtención de pectina y aceites esenciales	Análisis económico	PRI, TIR, costos de producción
Dávila et al., 2015	Colombia	Procesamiento aprovechamiento cáscaras	industrial energético	y de	Producción de pectina y electricidad	Análisis económico	Costos de producción, PRI, TIR y margen de ganancias
Lohrasbi et al., 2010	Estados Unidos	Aprovechamiento cáscaras	energético	de	Producción de etanol y biogás	Evaluación económica	Costos de producción
Martinez-Hernandez et al., 2019	México	Aprovechamiento cáscaras	energético	de	Combustión directa para producción de vapor	Análisis tecnoeconómico	Costos de producción
Ortiz-Sanchez et al., 2020	Colombia	Procesamiento aprovechamiento cáscaras	industrial energético	y de	Biorrefinería para producción de pectina, aceites esenciales y biogás	Evaluación económica	Costos de producción, ganancias netas, PRI
Pergola et al., 2013	Italia	Etapa agrícola			Cultivo de naranja	Análisis del Costo de Ciclo de Vida	Costos de producción
Shofinita & Langrish, 2014	Australia	Procesamiento industrial			Obtención de antioxidantes	Evaluación económica	Costos de producción, precio de venta, margen de ganancias
Taghizadeh-Alisaraei et al., 2017	Irán	Aprovechamiento cáscaras	energético	de	Producción de etanol y biogás	Evaluación económica	Costos de producción
Vlysidis et al., 2017	Grecia	Procesamiento aprovechamiento cáscaras	industrial energético	y de	Producción de D-limoneno y de etanol	Análisis tecnoeconómico	Costos de producción, TIR, VPN

Tabla 4: Evaluaciones económicas aplicadas en la cadena productiva de la naranja.

Siglas: PRI – periodo de retorno de la inversión, RCB – relación costo-beneficio, TIR – tasa interna de retorno, VPN – valor presente neto.

Se puede apreciar que la evaluación económica aplicada en la cadena productiva de la naranja se ha enfocado en la obtención de productos de valor agregado para la industria química (aceites esenciales, D-limoneno, antioxidantes) y en el aprovechamiento de las cáscaras para producción de etanol y biogás. Únicamente Martínez-Hernández y colaboradores (2019) abordaron la combustión directa como medio de aprovechamiento energético. Cabe destacar que la mayoría de los estudios identificados desarrollaron los costos de producción, pero pocos estudios incluyeron otros indicadores de rendimiento económico. Se identifica que existe la necesidad de aplicar un mayor número de indicadores económicos en el aprovechamiento energético de las cáscaras mediante combustión directa.

Evaluación integral

Se puede apreciar que no existen antecedentes de evaluaciones híbridas aplicadas a sistemas de aprovechamiento energético de cáscaras de cítricos como la naranja, por lo que se identifica la necesidad de desarrollar estudios de esta naturaleza. El antecedente más semejante es el estudio de Martínez-Hernández y colaboradores (2019), quienes basaron su investigación en un análisis tecnoeconómico y un ACV de la combustión de cáscara de naranja para producción de vapor de proceso, pero no se ahondó en una integración de los resultados ambientales y económicos.

Preguntas de Investigación

Pregunta General

¿Cuáles son los potenciales impactos ambientales y económicos de un sistema de aprovechamiento energético agroindustrial de cáscaras residuales de naranja en México?

Preguntas Específicas

- ¿Cuál es el potencial impacto ambiental del aprovechamiento de energía a partir de cáscaras de naranja?
- ¿Cuál es el potencial impacto económico del aprovechamiento de energía a partir de cáscaras de naranja?
- ¿Qué medidas pueden implementarse para mejorar el rendimiento ambiental y económico de estos sistemas?

Objetivos

Objetivo General

Evaluar los potenciales impactos ambientales y económicos de un sistema de aprovechamiento energético agroindustrial de cáscaras residuales de naranja en México.

Objetivos Específicos

- Cuantificar los potenciales impactos ambientales del aprovechamiento energético de cáscaras de naranja a partir de la metodología del Análisis de Ciclo de Vida.
- Cuantificar los impactos económicos del aprovechamiento energético de cáscaras de naranja a partir de la metodología del Análisis Costo-Beneficio.
- Proponer alternativas para mejorar el rendimiento ambiental y económico del aprovechamiento energético de cáscaras de cítricos.
- Aplicar un método de integración de los potenciales impactos ambientales y económicos del aprovechamiento de energía en un único indicador.

Justificación

El caso de estudio elegido, cáscaras de naranja, corresponde al principal residuo generado en la industria del procesamiento de jugo de cítricos (Ali *et al.*, 2016). La cáscara de naranja es uno de los residuos de mayor volumen de generación en el sector agroindustrial mexicano, con alrededor de 0.11 MtMS, que equivalen a un potencial energético de alrededor de 3 PJ anuales, según estimaciones (Tauro *et al.*, 2016).

Se prevé que los sistemas de aprovechamiento energético de residuos agroindustriales puedan crear sinergias entre los sectores agroindustrial, energético, y de manejo de residuos, dirigidas hacia modelos de economía circular (Fytili & Zabaniotou, 2018). A su vez, se espera que los sistemas de aprovechamiento de cáscaras de cítricos resulten económicamente viables y ambientalmente benéficos (Zema *et al.*, 2018), puedan sustituir fuentes energética fósiles (Aboagye *et al.*, 2017), y que disminuyan los impactos ambientales de la agroindustria de la naranja (Zema *et al.*, 2018).

Un punto clave que debe resaltarse es la importancia de la viabilidad económica de estos sistemas. Se reporta que globalmente los costos del tratamiento de residuos de la agroindustria han aumentado considerablemente, por lo que se debe de enfatizar la reducción de costos y el aumento de beneficios (Sánchez Orozco *et al.*, 2014). Los proyectos de aprovechamiento energético de residuos agroindustriales debe estar económicamente justificados, demostrar ser costo-efectivos y garantizar

su viabilidad financiera (Lazurko, 2018). En consecuencia, se espera que el desarrollo de sistemas adecuados de tratamiento de residuos provenientes de la agroindustria de cítricos pueda aumentar la competitividad de la agroindustria (Mamma & Christakopoulos, 2014; Zema et al., 2018).

Se atribuye a la bioenergía la capacidad de disminuir impactos de la disposición final de biomasa mientras se obtiene energía útil (Pérez-Denicia *et al.*, 2017; Valdez-Vazquez *et al.*, 2010). Asimismo, la bioenergía ha sido asociada a beneficios multidimensionales como mitigación de impactos ambientales, creación de empleos, desarrollo rural y uso sustentable de recursos naturales (Beall *et al.*, 2012; Buonocore & Franzese, 2012; REN21, 2019). No obstante, la condición de “renovable” ocasiona que comúnmente se ignoren los impactos negativos indirectos relacionados a fuentes renovables de energía como la bioenergía (Hadian & Madani, 2015). En algunas circunstancias, impactos negativos provocados por la bioenergía como emisiones GEI, costos de producción, y conflictos sociales pueden ser mayores que en los combustibles fósiles (Bessou *et al.*, 2011; Dale *et al.*, 2013).

La bioenergía es un campo de estudio inherentemente interdisciplinario y ligado a diversos subsistemas, por lo que requiere de marcos interdisciplinarios de análisis y evaluación (Nogueira *et al.*, 2017). Un aprovechamiento adecuado y sostenible de residuos agroindustriales con fines energéticos debe incluir el manejo de diversos recursos multidimensionales y multiescalares (García *et al.*, 2018). Esta inherente complejidad al manejo de recursos naturales ocasiona que la evaluación multidimensional del desempeño de dichos sistemas se vuelva imprescindible (Beall *et al.*, 2012; Dale *et al.*, 2013). En el contexto actual, las evaluaciones de impactos ambientales, económicos y sociales cobran una importancia sin precedentes. Para el caso específico del aprovechamiento de las cáscaras residuales del procesamiento de la naranja, varios autores recalcan la importancia de evaluar su viabilidad económica y sus impactos ambientales mediante la cuantificación de indicadores ambientales y económicos con enfoques de sostenibilidad y economía circular (Chavan *et al.*, 2018; Negro *et al.*, 2016; Rezzadori *et al.*, 2012; Zema *et al.*, 2018). El alto nivel de heterogeneidad en los sistemas de esta naturaleza hace que las evaluaciones individuales se vuelvan aún más fundamentales para evitar generalizaciones y permitir una profundización en sus particularidades y configuraciones específicas (van der Hilst, 2018).

Finalmente, se debe destacar la existencia de brechas en el conocimiento actual en cuanto a la sostenibilidad de este tipo de sistemas. Hoy en día no existe un marco metodológico estandarizado internacionalmente para la realización de evaluaciones ambientales y económicas con enfoque de sostenibilidad (Rettenmaier & Hienz, 2014). Se considera que el aprovechamiento energético de las cáscaras de naranja se encuentra sub-estudiado en la bibliografía pese al enorme potencial que presenta (Rezzadori *et al.*, 2012; Zema *et al.*, 2018). Actualmente existen proyectos de esta naturaleza en operación en México, específicamente en sistemas de producción de cítricos, por lo que se espera que una evaluación de impactos ambientales y económicos pueda generar información valiosa para la toma de decisiones.

Capítulo II – Marco Teórico

Marco Teórico

En el siguiente capítulo se presenta el marco teórico de la investigación, que comprende los principios de la producción de bioenergía, bases teóricas de los paradigmas de la economía circular y la ecología industrial, y las respectivas bases teórico-metodológicas del Análisis de Ciclo de Vida y del Análisis Costo-Beneficio.

Aprovechamiento Energético de Cáscara de Naranja

Las cáscaras de naranja son un tipo de biomasa caracterizado por un alto porcentaje de humedad, carbohidratos, y aceites esenciales (Tabla 5), propiedades que han orillado a su aplicación como fuente de bioenergía.

pH	3.93 ± 0.03
Humedad (%)	85.9 ± 1.6
Sólidos solubles (° Brix)	7.1 ± 1.2
Acidez (g de ácido cítrico/100 mL)	0.29 ± 0.03
Índice Formol	34 ± 2.4
Grasas en materia seca (%)	1.55 ± 0.17
Proteínas en materia seca (%)	6.16 ± 0.23
Cenizas en materia seca (%)	3.93 ± 0.03
Carbohidratos en materia seca (%)	89 ± 1.1
Fibras solubles en materia seca (%)	4.84 ± 0.48
Fibras insolubles en materia seca (%)	27.4 ± 2.9
Pectina en materia seca (%)	17 ± 4
Aceites esenciales (mL/kg)	1.45 ± 0.16

Tabla 5: Propiedades químicas de cáscara de naranja.
Tomado de Espachs-Barroso et al., (2005).

Se entiende como biomasa a todo material orgánico que directa o indirectamente se originó a partir de la captación de energía solar por parte de organismos fotosintéticos, lo que es considerado como materia vegetal y sus derivados (van Loo & Koppejan, 2008). La biomasa se encuentra compuesta principalmente por tres elementos químicos: carbono, oxígeno e hidrógeno, y se considera un tipo de combustible de alta volatilidad y reactividad (Virmond *et al.*, 2012). La bioenergía consiste en el aprovechamiento energético de esta biomasa, que es considerada una fuente renovable de energía neutra en carbono bajo el supuesto de que la cantidad de CO₂ emitida durante su uso es igual al carbono que fue fijado por la vegetación durante su crecimiento (Demirbas, 2005; IEA-Bioenergy, 2017).

En términos generales, las opciones de bioenergía pueden ser clasificadas de acuerdo a su estado físico (sólido, líquido o gaseoso), o bien, por su ruta de conversión a energía útil (Figura 4). Los biocombustibles sólidos, como es el caso de la cáscara residual de naranja, pueden ser sometidos a combustión directa para

la generación de electricidad y calor útil (García *et al.*, 2016). Se estima que, a nivel global, la combustión directa es la principal ruta tecnológica de la bioenergía con una contribución de cerca del 90% (van Loo & Koppejan, 2008).

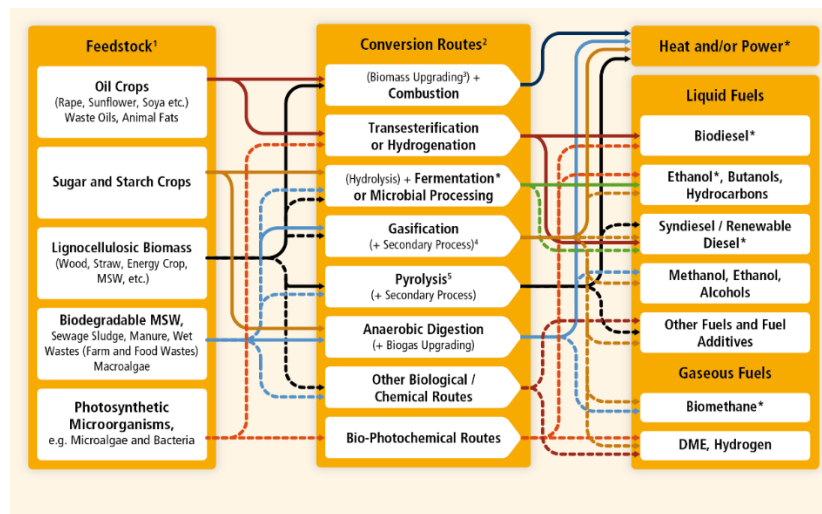


Figura 4: Rutas de conversión de bioenergía por sustrato, tipo de aprovechamiento y uso final. Tomado de Chum *et al.*, (2011).

La combustión consiste en un proceso termoquímico en el que el combustible es oxidado completamente con el fin de liberar gases a alta temperatura que pueden aprovecharse como fuentes de calor para diversos usos (calefacción directa, calentamiento de agua, formación de vapor de proceso, evaporación para generación de electricidad) (van Loo & Koppejan, 2008). Durante la combustión, la biomasa reacciona con aire a altas temperaturas para que sus principales componentes, carbono e hidrógeno, sean oxidados completamente, y formen CO₂ y agua, respectivamente (Williams *et al.*, 2012).

En esta reacción de naturaleza exotérmica se obtiene calor útil, que posee múltiples aplicaciones, gases de combustión y cenizas (Figura 5). Los elementos traza que se encuentran en la composición específica de la biomasa sometida a combustión (ej. N, S, Cl) reaccionan con el aire durante la reacción y pueden formar compuestos gaseosos como NO_x, SO₂, H₂S, CO y HCl, entre otros, con alto potencial contaminante y nocivo para la salud (Virmond *et al.*, 2012). La composición de compuestos inorgánicos en la biomasa determina principalmente estas potenciales emisiones.

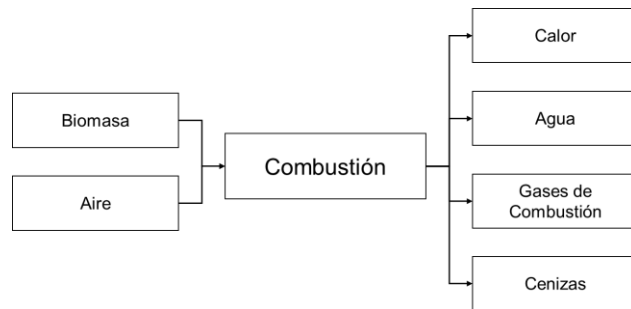


Figura 5: Diagrama de co-productos de la combustión.
Adaptado de Demirbas, (2005).

Una adecuada provisión de aire en la cámara de combustión es crucial para asegurar una combustión completa que facilite la obtención de calor útil. Un suministro excesivo de aire enfriará la cámara y dificultará la ignición, mientras que un suministro insuficiente de aire ocasionará una combustión incompleta, lo que aumenta la cantidad de contaminantes emitidos como CO, N₂O, CH₄ y material particulado como consecuencia de mezclas inadecuadas de combustible y aire dentro de la cámara (Demirbas, 2005; van Loo & Koppejan, 2008; Williams *et al.*, 2012).

Las cenizas corresponden a sales y partículas minerales presentes en la composición de la biomasa (ej. K, Na, Ca, Mg, Fe) que son parcialmente volatilizadas durante la combustión (van Loo & Koppejan, 2008). De no ser manejadas correctamente, la generación de cenizas está asociada a dificultades técnicas como la aparición de incrustaciones en las calderas, lo que reduce la transferencia de calor y puede tener efectos corrosivos (Demirbas, 2005; Williams *et al.*, 2012)

Algunas propiedades clave para las biomásas para combustión directa, como es el caso de interés de la cáscara residual de naranja, son el contenido de humedad, composición elemental y poder calorífico. El contenido de humedad funge como una propiedad clave, ya que un excesivo nivel de humedad (mayor al 80%) se encuentra asociado a problemas de combustión e ignición, lo que afecta a la calidad de los productos energéticos obtenidos (Virmond *et al.*, 2012). Esto propicia la necesidad de un pretratamiento, en el cual se apliquen procesos mecánicos y químicos que mejoren la calidad del combustible (van Loo & Koppejan, 2008). Este aspecto resulta crucial para el caso específico de la cáscara de naranja, ya que su alto contenido de humedad obliga la aplicación de pretratamientos de secado (Freire *et al.*, 2017).

Otra propiedad clave consiste en el poder calorífico, entendido como el cambio en la entalpía de la combustión aplicada, que proporciona información sobre la cantidad de energía obtenible por masa o volumen de biomasa (Demirbas, 2005). El poder calorífico es altamente sensible a otros factores inhibidores como el contenido de cenizas y de humedad, que presentan una relación inversamente proporcional (Demirbas, 2005; Williams *et al.*, 2012). La cáscara de naranja presenta un poder

calorífico superior (calor total desprendido al contabilizar el calor de condensación del agua) de 13 MJ/kg, y un poder calorífico inferior (calor aprovechable) de 9 MJ/kg.

En términos generales, la biomasa puede ser sometida a combustión en estufas y hornos de pequeña escala con fines residenciales, y en calderas a gran escala con fines industriales (Demirbas, 2005). En la bibliografía se reportan tres principales tecnologías de combustión a escala industrial de biomasa: combustión de lecho fijo, combustión de lecho fluidizado y combustión de combustible pulverizado (Figura 6).

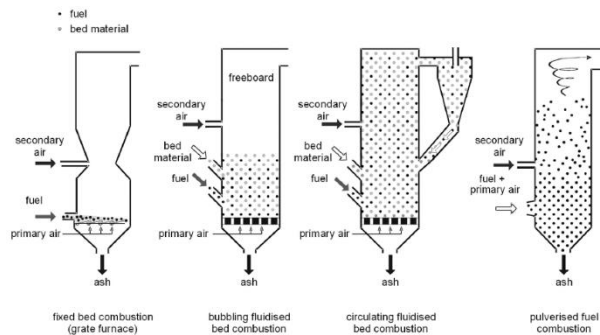


Figura 6: Tecnología de combustión industrial de biomasa. Tomado de van Loo & Koppejan, (2008).

Los sistemas de combustión de lecho fijo utilizan hornos de rejilla y fogones para que el aire primario pase por el lecho fijo, mientras que el aire secundario es usado para quemar los gases de combustión resultantes por separado. Por su parte, los sistemas de lecho fluidizado se basan en una suspensión de gases y material del lecho en la que el aire entra por la parte inferior, ya sea de forma burbujeante o circulante. Finalmente, las calderas de combustible pulverizado mezclan al combustible con aire primario dentro de la cámara de combustión, en la que la reacción comienza con el combustible en suspensión mientras el agotamiento se presenta tras la adición del aire secundario (van Loo & Koppejan, 2008; Williams *et al.*, 2012).

Economía Circular y Ecología Industrial

A mediados de la década de los 1980 Pearce y Turner acuñan el término de “economía circular” al hacer referencia a mecanismos de simbiosis industrial y de integración de materias primas entre empresas, conceptos que se venían discutiendo desde la década de los 1930 contrarios al modelo económico lineal predominante (Murray *et al.*, 2017). Posteriormente, en la década de los 2000 se desarrollan nuevos posicionamientos teóricos dirigidos a la reducción de impactos ambientales mediante enfoques innovadores como la propia economía circular, que ha sido promovida por instituciones del sector privado como la Fundación Ellen MacArthur, y que hoy en día es un concepto promovido por gobiernos de países como China, Japón, Reino Unido, Francia, Países Bajos, Suecia y Finlandia (Korhonen *et al.*, 2018; Murray *et al.*, 2017).

Este desarrollo teórico convergió en la creación de la economía circular, entendida como un enfoque económico dirigido a cerrar el ciclo tecnológico de los residuos y a buscar la sostenibilidad (Moraga *et al.*, 2019). La Fundación Ellen MacArthur, una de las instituciones más influyentes en el desarrollo de este nuevo paradigma, define a la economía circular como “un sistema industrial que es restaurativo y regenerable a propósito y por diseño. Reemplaza la noción de “fin de vida” con restauración, uso de fuentes renovables de energía, eliminación del uso de químicos tóxicos, y busca la eliminación de los residuos a partir del diseño superior de materiales, productos, sistemas y, dentro de estos, modelos de negocio” (Fundación Ellen MacArthur, 2013, pp. 7). La economía circular busca posicionarse como un nuevo modelo económico en el cuál el crecimiento y desarrollo económico se encuentre desacoplado del consumo de recursos finitos (Kirchherr *et al.*, 2017). La economía circular busca orientar una transición desde el modelo predominante de economía lineal, a un modelo circular en el que los co-productos obtenidos funjan como materias primas de otros procesos productivos (Figura 7) (Zabaniotou, 2018).

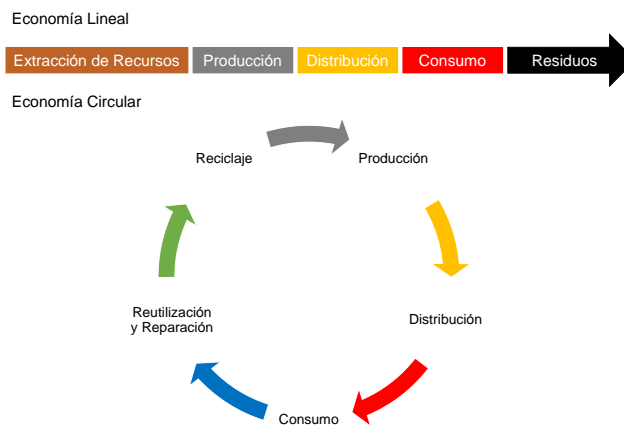


Figura 7: Modelos de producción y consumo en economía lineal y circular. Tomado de Zabaniotou, (2018).

Uno de los objetivos principales de la economía circular es el desarrollo económico desacoplado del agotamiento de recursos naturales y de la emisión de residuos contaminantes (Murray *et al.*, 2017). Se espera que el establecimiento de sistemas circulares permita una reducción en la demanda de recursos y energía, con lo que estos sistemas llevarían a la prosperidad económica (Kirchherr *et al.*, 2017; Korhonen *et al.*, 2018). Además de una mitigación de impactos ambientales diversos, la economía circular busca reducir los costos de la materia prima y los energéticos, manejar adecuadamente los residuos y emisiones, reducir riesgos ambientales, mejorar la imagen pública de las empresas, e innovar en nuevas oportunidades de negocios en el aspecto económico, y aumentar el número de empleos e incentivar un uso eficiente de recursos mediante un enfoque cooperativo para el aspecto social (Korhonen *et al.*, 2018).

Se ha establecido un marco de “9 Rs” con una perspectiva sistémica que oriente hacia una jerarquía en el uso de materiales considerados comúnmente como residuos (Figura 8).



Figura 8: Jerarquía de residuos dentro de la economía circular. Basado en Potting et al., (2018).

Cabe destacar que, para la economía circular, el aprovechamiento de los residuos es crucial. Si bien se considera que la combustión de materiales con fines energéticos es la penúltima opción dentro de la jerarquía de residuos, se considera que un aprovechamiento de bioenergía puede ser una opción adecuada una vez que los nutrientes de alto valor han sido extraídos de la biomasa residual (Korhonen et al., 2018). Algunos autores señalan que las cadenas de aprovechamiento energético de residuos agroindustriales son una oportunidad para poner en operación modelos de economía circular que faciliten la mitigación de impactos ambientales y la obtención de beneficios ambientales (Fyttili & Zabaniotou, 2018; Pan et al., 2015).

Este marco teórico busca la integración de diversas prácticas como el ecodiseño, uso de fuentes renovables de energía, reciclaje de residuos, acortamiento de cadenas de suministro, economía de servicio funcional y ecología industrial dentro de un mismo sistema. Cabe destacar el caso de la última, la cual se ha distinguido hasta el grado en el que es denominada “la ciencia de la economía circular” (Blomsma & Brennan, 2017; Gallaud & Laperche, 2016).

La ecología industrial se define como “medios por los cuales la humanidad puede deliberadamente abordar y mantener la sustentabilidad dadas las evoluciones económicas, culturales y tecnológicas continuas. Esta conceptualización requiere que los sistemas industriales no sean vistos de manera aislada de los sistemas que los rodean, sino en conjunto a estos. Es una visión sistémica en la que se busca la optimización del ciclo total de los materiales desde materiales vírgenes a materiales terminados, sus componentes, productos funcionales y obsoletos, hasta su disposición final” (Graedel & Allenby, 2010, pp. 32). Los antecedentes de este marco

datan de la década de los 1970, pero surge oficialmente hasta 1989 con el trabajo de Robert Frosch y Nicolas Gallopoulos, y adquiere popularidad en la década posterior con la implementación de parques eco-industriales en Europa (Baldassarre *et al.*, 2019). Actualmente es considerado un enfoque complementario para la economía circular y un marco teórico-metodológico de interés para la economía ecológica, la política ambiental y la gestión ambiental corporativa (Baldassarre *et al.*, 2019; Korhonen & Snäkin, 2005).

Este marco conceptualiza a los sistemas industriales (cualquier transformación de materia y energía antropogénica) explícitamente dentro de los sistemas ecológicos, por lo que busca emular el comportamiento de los segundos mediante el establecimiento de flujos cíclicos de materia y energía semejantes a los ciclos biogeoquímicos naturales (Lifset & Graedel, 2002). Basado en los ciclos biogeoquímicos, la ecología industrial busca imitar el ciclaje de nutrientes y uso en cascada de energía que intercambian los organismos de formas mutuamente beneficiosas (Murray *et al.*, 2017; Saavedra *et al.*, 2018). Establece sistemas cerrados como ideales donde los recursos materiales son recirculados sin insumos externos (Baldassarre *et al.*, 2019; Korhonen & Snäkin, 2005).

El principal fundamento de la ecología industrial yace en reconocer que los sistemas industriales no son ajenos a los sistemas naturales, sino que dependen de estos, tal como señala la propia economía circular (Figura 9) (Ayres & Ayres, 2002; Graedel & Allenby, 2010). Busca desarrollar estrategias que permitan cumplir los fines de los sistemas industriales sin poner en riesgo a los sistemas naturales y considerando la complejidad de sistemas sociales y culturales (Graedel & Allenby, 2010)

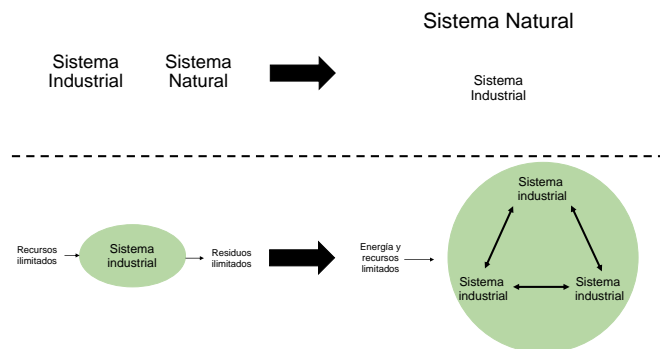


Figura 9: Principales conceptualizaciones de la ecología industrial. Elaboración propia basado en Ayres & Ayres, (2002) y Graedel & Allenby, (2010).

Cabe destacar que la ecología industrial resalta el papel crucial que juega el desarrollo científico y tecnológico para la solución de problemáticas ambientales y que mantiene un papel prospectivo y holístico para abordar dichas problemáticas (Jackson, 2002; Lifset & Graedel, 2002; Saavedra *et al.*, 2018). Este marco, a su vez, cuenta con principios fundamentales como son los conceptos de producción más limpia y ecodiseño. El primero hace referencia a la inevitabilidad del impacto ambiental de toda actividad industrial, por lo que se deben de concentrar esfuerzos

en disminuir dicho impacto en la mayor forma posible (Lifset, 2014; Saavedra *et al.*, 2018). Por su parte, el segundo trata de incorporar costos, rendimientos, calidad y atributos ambientales de un producto a los procesos de diseño e ingeniería del mismo (Saavedra *et al.*, 2018).

La ecología industrial busca aplicar la perspectiva sistémica para el análisis ambiental y la toma de decisiones a través del uso de perspectiva de ciclo de vida, uso de análisis de flujos de materiales y energía, y de coordinación con investigaciones de carácter multi e interdisciplinario (Lifset & Graedel, 2002). Su aplicación significa el aprovechar residuos y subproductos como recursos, minimizar pérdidas causadas por dispersión de energía y contaminantes, minimizar flujos materiales mientras se provee de servicios equivalentes y reducir la dependencia a energéticos de origen fósil (Gallaud & Laperche, 2016). El enfoque de ciclo de vida permite tomar decisiones bien informadas, si se consideran los aspectos ambientales, económicos y sociales (Chong *et al.*, 2016).

Análisis de Ciclo de Vida

Entre los diversos métodos que han sido aplicados bajo los marcos de la economía circular y la ecología industrial destaca el caso del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), metodología que evalúa de forma comprensiva distintos impactos ambientales a escala de productos y servicios (Rettenmaier *et al.*, 2013). El ACV consiste en una evaluación de los impactos ambientales potenciales asociados a un producto o proceso en términos de consumo de recursos y emisión de contaminantes a lo largo de sus etapas de ciclo de vida (Guinée, 2004).

El objetivo de un ACV es la cuantificación y caracterización de los flujos materiales involucrados en el ciclo de vida de un producto, para así especificar sus respectivos impactos ambientales potenciales y considerar alternativas que puedan reducir dichos impactos (Graedel & Allenby, 2010; Guinée, 2004). El ciclo de vida se refiere a las distintas etapas involucradas en la producción de un producto o servicio, que incluyen desde la extracción de materia prima, manufactura, distribución y uso hasta su disposición final como residuos (Figura 10) (Graedel & Allenby, 2010). En concordancia con el marco de la ecología industrial, dicha metodología no mide directamente impactos ambientales, sino que mide prospectivamente la dimensión en la que determinado cambio de origen antropogénico puede desarrollar impactos potenciales en determinado sistema (Deutz & Ioppolo, 2015).

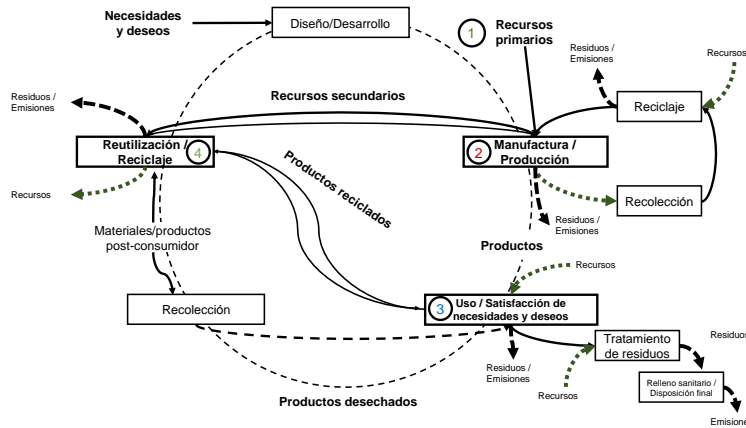


Figura 10: Ciclo de vida de un producto. Adaptado de Graedel & Allenby, (2010).

Los primeros antecedentes del Análisis de Ciclo de Vida se originaron a finales de la década de los 1960 en Estados Unidos, donde empresas como Coca-Cola desarrollaron estudios para evaluar la eficiencia energética y gestión de residuos de distintos tipos de envases para sus productos; en ese entonces la herramienta era llamada “Análisis de Perfil Ambiental y de Recursos” (Bjørn *et al.*, 2018c; Heijungs & Guinée, 2012). El interés pasaría al sector gubernamental en la década siguiente, cuando la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos aplicó esta metodología en distintos estudios (Bjørn *et al.*, 2018a). Para la década de los 1980 múltiples estudios de esta índole eran desarrollados en Norteamérica, Europa y Asia sin un marco teórico-metodológico en común con bases de datos de inventario incipientes (Heijungs & Guinée, 2012).

A principios de la década de los 1990 la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC, por sus siglas en inglés) acuña el término de Análisis de Ciclo de Vida y se encarga de promover la comunicación y coordinación entre los países interesados a nivel mundial (Udo de Haes, 2002). En esta misma década se presentan los primeros softwares especializados en ciclo de vida, así como las primeras metodologías de evaluación de impacto (Bjørn *et al.*, 2018c). Para 1993 la SETAC publica su Código de Práctica, el primer esfuerzo de estandarización para la terminología y metodología del ACV (Bjørn *et al.*, 2018a; Udo de Haes, 2002). Al año siguiente, la Organización Internacional de Estandarización (ISO) comenzó a estandarizar la metodología de ACV, que derivaría en la publicación de las normas ISO serie 14040 para ciclo de vida en 1997 (Udo de Haes, 2002).

Finalmente, a principios del siglo XX el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente anuncia la Iniciativa de Ciclo de Vida a nivel global para fomentar esta metodología en los ámbitos académicos, empresariales y gubernamentales (Udo de Haes, 2002). Al año siguiente sale al mercado Ecoinvent, la primera base de datos de inventario de ciclo de vida que reúne datos a escala global. En 2006 ISO termina las labores de estandarización internacional del ACV con la publicación de las normas ISO 14040 y 14044 que establecen los lineamientos metodológicos a seguir. Por último, a principios de la década de los 2010 aparecen las primeras

guías metodológicas de estudios híbridos, principalmente de Análisis de Ciclo de Vida Social y de Análisis de Ciclo de Vida de Sostenibilidad (Bjørn et al., 2018c).

Algunas de las características particulares del ACV y que ayudan a distinguirlo de otras metodologías de evaluación de impactos ambientales son su perspectiva sistémica de ciclo de vida (que tiene el fin de incluir todos los procesos y flujos pertinentes para la elaboración y uso de un producto o servicio), su amplia cobertura de problemáticas ambientales (que busca evitar casos en los que la disminución de determinado impacto ambiental signifique el aumento de otro tipo de impacto), su condición cuantitativa (orientado a la descripción y comparación entre sistemas y productos similares) y sus sólidas bases científicas (los modelos de causalidad que utiliza para la asignación de impactos se basan en investigaciones avaladas con un consenso científico (Bjørn *et al.*, 2018d; Deutz & Ioppolo, 2015; Graedel & Allenby, 2010). Teniendo en cuenta lo anterior, el ACV es considerado como una de las metodologías más apropiadas para la evaluación de impactos ambientales (Rettenmaier *et al.*, 2013). En las últimas décadas ha sido ampliamente utilizada a nivel global para analizar diversos tipos de productos y sistemas, entre los cuales destacan los sistemas de aprovechamiento de fuentes renovables de energía (con énfasis en bioenergía) y los sistemas de tratamiento de residuos (Cherubini & Strømman, 2011; Pan *et al.*, 2015).

La unidad básica del ACV son los procesos unitarios, que consisten en procesos productivos del sistema de producto en donde se establece una relación entre entradas y salidas del proceso. En los procesos unitarios se diferencia entre flujos procedentes de la ecosfera, entendida como ecosistemas naturales, y de la tecnosfera, entendida como procesos antropogénicos. Los flujos correspondientes a la ecosfera consisten en flujos elementales, ya sea de consumo de recursos naturales o de generación de emisiones, mientras que los flujos pertenecientes a la tecnosfera consisten en materiales procedentes de otros procesos unitarios, o bien, de los productos obtenidos (Bjørn *et al.*, 2018d).

De acuerdo a las normas ISO 14040 y 14044, el ACV cuenta con cuatro etapas principales (Figura 11). Cabe destacar que esta metodología cuenta con un carácter iterativo, con el cual se permite regresar a etapas previas para redirigirlas o reconstruirlas de acuerdo a los avances que se vayan obteniendo en la investigación (ISO, 2006a, 2006b).

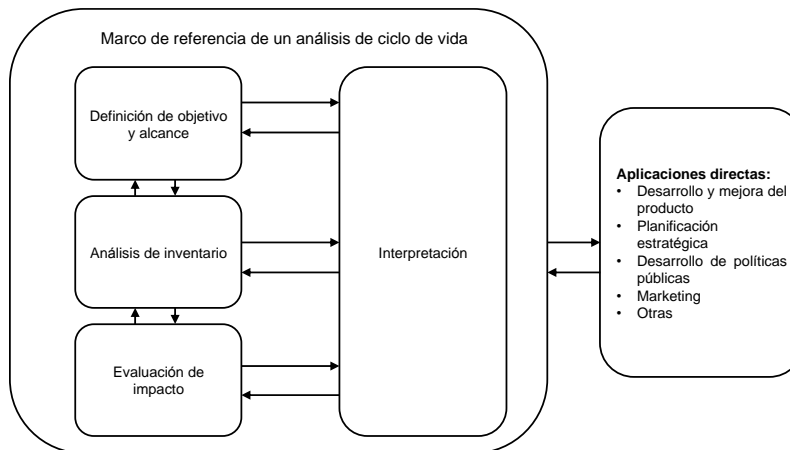


Figura 11: Etapas del Análisis de Ciclo de Vida de acuerdo a las normas ISO 14040 y 14044. Adaptado de ISO, (2006a).

Las etapas incluidas por las normas ISO 14040 e ISO 14044 se describen a continuación:

1. Definición de Objetivos y Alcance Establecimiento de criterios para construir el modelo de ciclo de vida basado en decisiones subjetivas. Incluye las siguientes subetapas:
 - a. Definición de objetivo: De acuerdo a la aplicación que se vaya a dar a los hallazgos y a la audiencia a la que se dirigirá el estudio, se debe establecer un objetivo apropiado.
 - b. Elección de unidad funcional: Entendido como la unidad de referencia con base en la que se medirá el rendimiento del sistema estudiado. La unidad funcional será la unidad con base en la que se presentan los impactos evaluados y funge como flujo de referencia al relacionar las entradas y salidas del sistema. Debe estar claramente relacionada con la función del sistema.
 - c. Delimitación del sistema: Descripción de cuales etapas del sistema de producto van a ser incluidas por la evaluación.
 - d. Elección de criterios de inclusión: Con base en algún umbral físico (masa, impacto previamente evaluado), se pueden obviar del análisis aquellas etapas y procesos cuya contribución al impacto total del sistema resulte despreciable.
 - e. Operación ante multifuncionalidad: En aquellos sistemas que cumplan más de una función u obtengan más de un producto se debe establecer un criterio para repartir los impactos totales del sistema. La norma ISO 14040 establece la siguiente jerarquía:
 - i. Dividir al proceso unitario en subprocesos.
 - ii. Expandir el sistema al incorporar a las funciones principal y secundaria del sistema en los resultados del análisis y darles créditos por sustituir el uso de productos para las mismas funciones.
 - iii. Asignar los impactos entre los productos basados en algún criterio físico (masa, energía) o económico (precio de

- mercado).
- f. Declaración de limitaciones y supuestos: Explicación de limitaciones encontradas durante el desarrollo del estudio y de las suposiciones usadas para llenar los huecos de información.
 - g. Alcance geográfico y temporal: Declaración de periodo temporal y ubicación geográfica a las que los datos pertenecen
2. Análisis de Inventario: Recolección de datos de inventario para los procesos unitarios incluidos en el análisis. Estos datos pueden ser recabados de forma directa mediante mediciones *in situ*, entrevistas con operadores de procesos, revisión de inventarios, o bien, de forma indirecta mediante el uso de bases de datos especializadas. Los productos de esta etapa son el diagrama de procesos del sistema y el inventario de ciclo de vida.
 3. Evaluación de Impactos: Valoración de los impactos ambientales potenciales, entendidos como la cuantificación de la relación entre un agente detonante capaz de producir un cambio en las condiciones ambientales y la magnitud de dicho cambio. Existen numerosas metodologías de impacto pre-existentes para desarrollar la evaluación; la decisión de cual utilizar responde a los objetivos, alcance e impactos de interés del estudio. Existen dos enfoques seguidos por estos métodos: punto medio o *midpoint*, que se basa en modelos lineales para representar impactos intangibles, y punto final o *endpoint*, que usa modelos más complejos para describir daños más específicos en determinadas áreas de protección (Figura 12). Esta etapa se divide, a su vez, en tres sub-etapas obligatorias y tres sub-etapas opcionales:
 - a. Selección de categorías de impacto: De acuerdo al alcance y objetivos del estudio se decide cual metodología de impacto será aplicada.
 - b. Clasificación: Cada flujo elemental es asignado a aquellas categorías de impacto en las que tiene una contribución.
 - c. Caracterización: Evaluación de cada flujo elemental en las categorías de impacto en las que fue clasificado. Esta evaluación se basa en el uso de factores de caracterización que asocian al flujo elemental con la magnitud en la que impacta.
 - d. Normalización, Ponderación y Agrupación: Sub-etapas opcionales dirigidas a comparar los impactos caracterizados con valores de referencia, y a conversión a mismas unidades.
 4. Interpretación: Análisis de los resultados y hallazgos arrojados por el modelo. Se encuentra compuesta por tres subetapas:
 - a. Identificación de asuntos significativos: Identificación de puntos críticos en el modelo de ciclo de vida, ya sean procesos unitarios, flujos elementales, supuestos tomados o decisiones metodológicas.
 - b. Evaluación de:
 - i. Exhaustividad: Valoración de información relevante incompleta o faltante en el estudio, y eventual reformulación del objetivo y alcance como consecuencia.
 - ii. Sensibilidad: Identificación de aquellos procesos y flujos con una mayor contribución en los impactos. Normalmente se lleva a cabo junto a estimaciones de la incertidumbre presente en los datos y resultados del modelo. Ambas estimaciones ayudan a

- identificar puntos a mejorar en la recolección de datos.
- iii. Consistencia: Identificación de diferencias en la calidad de datos, supuestos y métodos dentro del modelo.
- c. Formulación de conclusiones, limitaciones y recomendaciones: Síntesis de principales hallazgos y puntos a mejorar de acuerdo a los objetivos y alcance establecidos.
(Bjørn *et al.*, 2018a; Bjørn *et al.*, 2018b; Graedel & Allenby, 2010; ISO, 2006a, 2006b; Margni & Curran, 2012; Rosenbaum *et al.*, 2018)

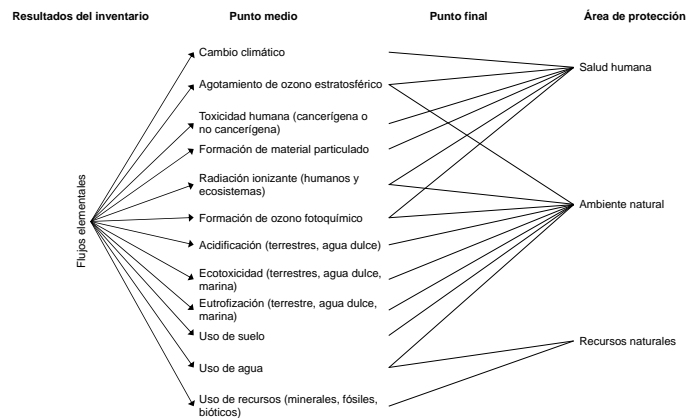


Figura 12: Caracterización de categorías de impacto en punto medio y punto final.
Adaptado de Rosenbaum *et al.*, (2018).

Análisis Costo-Beneficio

El Análisis Costo-Beneficio (ACB) es un método económico basado en la estimación cuantitativa de los costos y beneficios de un proyecto, programa o actividad (Crabbé & Leroy, 2008). Se fundamenta en la cuantificación de costos y beneficios asociados a la implementación de un proyecto durante un periodo de tiempo para el inversor y, en algunos casos, la sociedad (FAO & PNUD, 2019). Permite realizar comparaciones entre el valor adquirido y los costos económicos, sociales y ambientales a partir de una misma unidad de medición, comúnmente en términos monetarios (Crabbé & Leroy, 2008; Lazurko, 2018). También facilita realizar comparaciones entre proyectos y escenarios alternativos con el fin de optimizar los beneficios con el uso de la menor cantidad de recursos posibles (Arrow *et al.*, 1996; Lazurko, 2018). El ACB se encuentra orientado a la generación de información sobre las ventajas y desventajas de las alternativas planteadas, así como a la sensibilización sobre la toma de decisiones para recursos escasos (Arrow *et al.*, 1996).

Los antecedentes históricos del ACB se ubican en el origen de la contabilidad económica, la cual data de mediados del siglo XIX con los numerosos trabajos del ingeniero francés Jules Dupuit. Posteriormente, sería Alfred Marshall, un economista británico, quien desarrollaría varios principios de la metodología ahora conocida como ACB. En 1936 que el Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos introduce la aplicación de este método para tomar decisiones para la construcción

de canales. Finalmente, en la década de 1960 este método sería sistematizado por la disciplina económica (Crabbé & Leroy, 2008). Actualmente es considerado como uno de los métodos de evaluación económica por excelencia para analizar proyectos de inversión y de política pública, mientras que ha recibido un creciente interés por parte de estudios de tinte social y ambiental para incorporar estas dimensiones en la toma de decisiones (FAO & PNUD, 2019).

La metodología del ACB cuenta con un principio básico: la eficiencia económica. Esto hace alusión a que se asume que la evaluación de costos y beneficios revela una asignación óptima de recursos a partir de las preferencias percibidas de la sociedad (FAO & PNUD, 2019; Lazurko, 2018). Este principio tiene una correspondencia total con el Óptimo de Pareto, que dicta que la eficiencia es alcanzada cuando no existe arreglo alguno de reparto de recursos que permita que la situación de algún agente económico mejore sin provocar que la situación de otro agente empeore (Boardman *et al.*, 2011).

Un concepto crucial para este tipo de evaluación económica es el tiempo, que es considerado como un recurso clave. La forma en que el tiempo sea representado en la evaluación, junto al valor nominal, determinará el valor operativo del dinero (Konstantin & Konstantin, 2018). Esto tiene correspondencia directa con el interés que puede ser acumulado por el dinero durante el tiempo que dure la inversión, así como con el factor de descuento elegido (Daly & Farley, 2004a; Konstantin & Konstantin, 2018).

Las principales ventajas que esta metodología presenta son su orientación a brindar un único resultado, lo que facilita su comunicación y fácil comprensión, la capacidad de incluir costos y beneficios externos tras procesos de valoración económica, la flexibilidad que el método brinda al contar con pocos datos, la posibilidad de incluir tanto costos como beneficios positivos y negativos de acuerdo al agente que desarrolla el estudio, y la obtención de indicadores que facilitan la comparación entre alternativas y que proporcionan una valoración general de la situación (Arrow *et al.*, 1996; Lazurko, 2018).

Los pasos para desarrollar un ACB se describen a continuación (Figura 13):

1. Formulación de Objetivos y Línea Base: Las causas y efectos del problema estudiado deben ser identificados en términos generales para después formular objetivos realistas, eficaces, coherentes y cuantificables. Los límites del sistema a estudiar deben ser claramente identificados para establecer una línea base de la situación estándar del sistema.
2. Definición de Alternativas: Se debe proceder con la identificación de todas las alternativas posibles, para posteriormente elegir aquellas que resulten más factibles o que cuenten con una mayor cantidad de datos disponibles.
3. Identificación: Etapa compuesta por múltiples sub-etapas:
 - a. Identificación de costos y beneficios primarios: Efectos en mercado primario.
 - b. Identificación de costos y beneficios secundarios: Efectos en mercados secundarios.

- c. Identificación de externalidades: Efectos sociales y ambientales cuantificables e intangibles relacionados con la implementación del proyecto.
 - d. Involucrados: Agentes afectados por las externalidades.
4. Priorización: Dadas las alternativas planteadas, los diversos costos y beneficios identificados, y los actores involucrados, se deben jerarquizar costos y beneficios basados en valor monetario relativo, su capacidad de ser cuantificados y monetizados, la información disponible y la importancia percibida por los actores.
 5. Cuantificación: Valoración económica de los impactos, medición de costos y beneficios para la línea base y cada una de las alternativas planteadas. Se debe de considerar tanto la perspectiva financiera (asociada a la rentabilidad privada del proyecto) como la perspectiva socioeconómica (cambios con efecto en el bienestar de la sociedad). Se utilizan los precios de mercado y, en caso que se trate con externalidades, valores monetarios provenientes de métodos alternativos.
 6. Aplicación de Descuentos: Los costos y beneficios evaluados en el tiempo deben ser descontados para obtener los valores presentes. La tasa de descuento representa la preferencia social en el tiempo del valor del dinero. Suele reflejar el costo de oportunidad del capital invertido en un proyecto. Se debe de elegir cuidadosamente la tasa aplicada, ya que un valor demasiado alto desalienta inversiones prometedoras a largo plazo, y un valor muy bajo puede fomentar proyectos menos productivos. La elección de la tasa de descuento es considerada una de las decisiones más importantes en este tipo de metodologías.
 7. Cálculo de Indicadores: Se procede a cuantificar los distintos indicadores de rendimiento seleccionados (RBC, VPN, TIR, PRI, entre otros) con los flujos monetarios disponibles.
 8. Análisis de Sensibilidad: Consiste en evaluar el impacto de distintas variaciones para las variables analizadas en los resultados de los indicadores. Facilita identificar aquellas variables clave en el modelo, así como la vulnerabilidad del modelo y de las variables hacia la incertidumbre. Resulta una etapa importante dentro del análisis para evitar una sobreestimación de beneficios o una subestimación de costos.
 9. Recomendaciones y Evaluación de Factores No Incluidos: Con base en los resultados de análisis, se establecen recomendaciones sobre la elección de las alternativas delimitadas, siempre tomando en cuenta la influencia de factores que rebasan al alcance de la metodología de ACB.
(Boardman et al., 2011a; Crabbé & Leroy, 2008; FAO & PNUD, 2019; Lazurko, 2018)

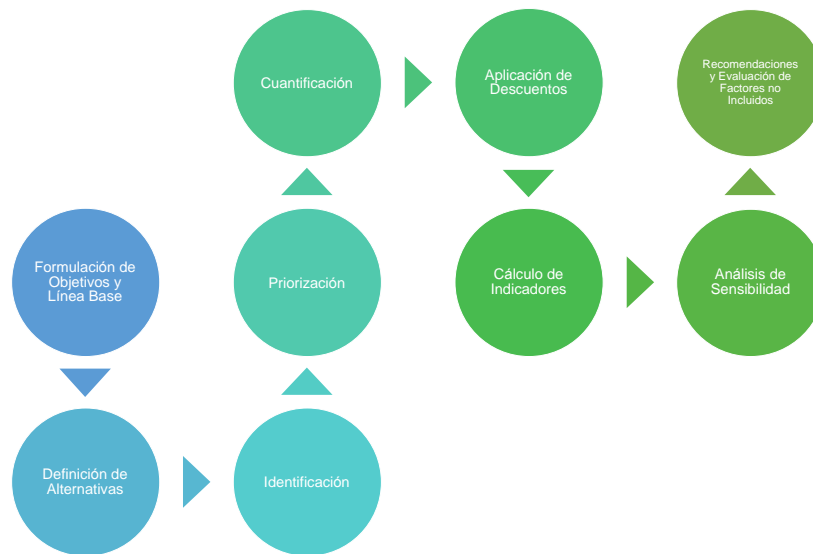


Figura 13: Principales etapas en metodología de Análisis Costo-Beneficio. Elaboración propia basada en Boardman et al., (2011); Crabbé & Leroy, (2008); FAO & PNUD, (2019) y Lazurko, (2018).

De acuerdo a esta metodología, los costos y beneficios pueden clasificarse de acuerdo a su relación con los agentes que implementan el proyecto de la siguiente forma (Figura 14):

- **Costos directos:** Incluye costos de capital (inversión de capital fijo, costo de planta y terreno, costo inicial de operaciones) y costos de operación, que a su vez se encuentran compuestos por costos fijos (impuestos y depreciación), costos variables (materias primas, servicios, operación supervisión y mantenimiento) y gastos generales (administración, distribución y ventas).
- **Beneficios directos:** Ganancias brutas por comercialización y ahorros.
- **Costos indirectos:** Internalización de efectos negativos al ambiente y sociedad mediante distintas técnicas como costos de oportunidad, valoración contingente, entre otros.
- **Beneficios indirectos:** Internalización de efectos positivos al ambiente y sociedad mediante técnicas como ahorro de costos, transferencias de beneficios, etc. (Piotrowski *et al.*, 2013; Rettenmaier & Hienz, 2014)

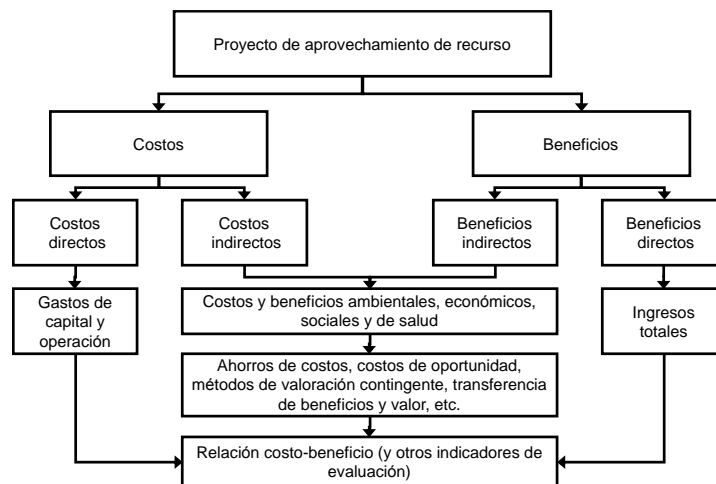


Figura 14: Clasificación de costos y beneficios en un proyecto de aprovechamiento de recursos. Adaptado de Lazurko, (2018).

Para el caso de la dimensión ambiental, cabe destacar que en las últimas décadas se han desarrollado herramientas para internalizar los costos externos de la actividad económica, principalmente para las emisiones contaminantes. Si bien resulta una tarea complicada debido a la ignorancia e incertidumbre en nuestro conocimiento actual sobre los impactos ambientales, contribuye a la toma de decisiones más informada (Daly & Farley, 2004b).

En este sentido, la creación de indicadores híbridos como los costos de mitigación de GEI se han vuelto relevantes dentro del contexto actual con el fin de identificar medidas eficientes de mitigación que involucren el menor costo posible (Piotrowski *et al.*, 2013). Otro esfuerzo para incluir nociones de externalidades y distribución en el ACB se puede encontrar en la creación de la tasa de descuento social, la cual resulta más baja que la tasa de descuento privada y busca convertir a valores presentes los valores futuros que representan los juicios éticos colectivos (Daly & Farley, 2004a). Dadas sus fortalezas metodológicas y capacidad de incorporar aspectos ambientales, el ACB ha sido promovido como una herramienta adecuada para evaluar los impactos económicos de sistemas de aprovechamiento de residuos (Lazurko, 2018; Pan *et al.*, 2015).

Capítulo III – Metodología

En el siguiente capítulo se describe a detalle la metodología aplicada por la presente investigación. En la primera sección se describe el caso de estudio elegido, con datos regionales de producción y el funcionamiento del sistema de aprovechamiento energético específico de la empresa estudiada. En la segunda sección se exponen las decisiones metodológicas relativas a la aplicación del Análisis de Ciclo de Vida, así como una breve descripción de los indicadores de ciclo de vida elegidos. En la tercera sección se exponen las decisiones metodológicas relativas al Análisis Costo-Beneficio. Finalmente, en la última sección se describen los indicadores de costo de mitigación e internalización de impactos ambientales derivados de la integración de impactos ambientales y económicos.

Caso de Estudio

El caso de estudio abordado por la presente investigación, aprovechamiento energético de cáscara de naranja, consistió en una empresa dedicada al aprovechamiento de productos derivados de naranja, toronja, limón y tangerina como jugos, aceites esenciales, pectina y otros co-productos ubicada en el municipio de Martínez de la Torre, Veracruz.

A nivel nacional la producción de 4.73 millones de toneladas de naranja distribuidas en 339,759 hectáreas tiene un valor económico de 10,186 millones de pesos mexicanos, lo que representa un fruto de alto valor para el sector agrícola mexicano (FAO, 2020a; SIAP, 2019). De acuerdo a cifras oficiales, un 65% de la producción de naranja en México se destina a consumo fresco, un 34% a procesamiento agroindustrial y el 1% restante a exportación (SIAP, 2019).

De forma más específica, el estado de Veracruz encabeza la producción nacional de naranja al albergar al 53% del total. A su vez, el municipio de Martínez de la Torre posee un 30% de la producción estatal con 775,337 toneladas en 57,293 ha con un valor de 1,489 millones de pesos mexicanos (SIAP, 2019). Esta alta contribución a la producción total estatal se explica por la existencia de condiciones climáticas ideales para el cultivo de naranja, ya que presenta un clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, un rango de temperatura situada entre los 22 y 26°C, y una precipitación media anual que oscila entre los 1,800 y 2,100 mm (Figura 15) (CEIEG, 2016).



Figura 15: Ubicación de Martínez de la Torre, Veracruz.
Tomado de Wikimedia Commons, (2012).

La agroindustria de la naranja cuenta con una gran contribución en el sector agroindustrial mexicano. El jugo procesado de naranja es una de las principales exportaciones del sector agroindustrial, con un valor estimado de 26 millones de dólares (AGRICULTURA & SIAP, 2020). En el estado de Veracruz se encuentran siete plantas procesadoras de naranja, las cuales procesan anualmente 800,000 toneladas de cítricos anualmente (Rosas-Mendoza *et al.*, 2020).

Línea Base

De acuerdo a la empresa, antes de implementar su sistema de aprovechamiento energético de cáscaras residuales, la demanda energética del procesamiento de jugos era abastecida por combustóleo. Según cifras oficiales, en 2018 el sector industrial mexicano representó el 72% del combustóleo consumido en el país, energético que, a su vez, representa el 54% de la energía consumida por la rama industrial de elaboración de refrescos y bebidas no alcohólicas (SENER, 2019).

A partir de la combustión de este energético en una caldera, se obtenía energía útil en forma de calor para generar vapor que abastece, a su vez, procesos de pasteurización y evaporación en la producción del jugo. La demanda diaria de vapor del procesamiento de jugos (216 ton de vapor) es satisfecha totalmente por la combustión de 14,040 L de combustóleo en una caldera (con un equivalente energético de 499,680 MJ térmicos). Este es el abastecimiento energético estándar en el sector agroindustrial mexicano.

Por su parte, las cáscaras residuales generadas durante la extracción del jugo eran transportadas fuera de las instalaciones de la empresa a un predio cercano (8 km de distancia). En promedio se estima una generación diaria de 672 ton de cáscara residual de naranja. De acuerdo a la empresa, un 1.95% del total de cáscara residual generada diariamente (13.10 ton) era vendida como pienso para ganadores de la región, mientras que el resto de la biomasa se quedaba descomponiéndose al aire libre. La composición química de la cáscara de naranja desechada se describe a continuación (Tabla 6).

Composición General	
Humedad (%)	83
Sólidos totales (%)	17
Sólidos volátiles (% sólidos)	78
Composición Mineral (% base seca)	
Aluminio	0.065
Azufre	3
Bario	0.008
Calcio	19
Estroncio	0.083
Fósforo	3.6
Hierro	0.18
Magnesio	3.1
Manganeso	0.012
Potasio	21
Silicio	1.4
Sodio	1.1
Titanio	<0.002
Zinc	0.020

Tabla 6: Composición química de cáscara de naranja.
Fuente: Análisis en laboratorio.

Se considera que la obtención de energía térmica a partir de la combustión de combustóleo y la disposición inadecuada de las cáscaras residuales de naranja son prácticas estándares en el sector (Tamelová *et al.*, 2018), por lo que se consideraron como la línea base por la presente investigación (Figura 16).

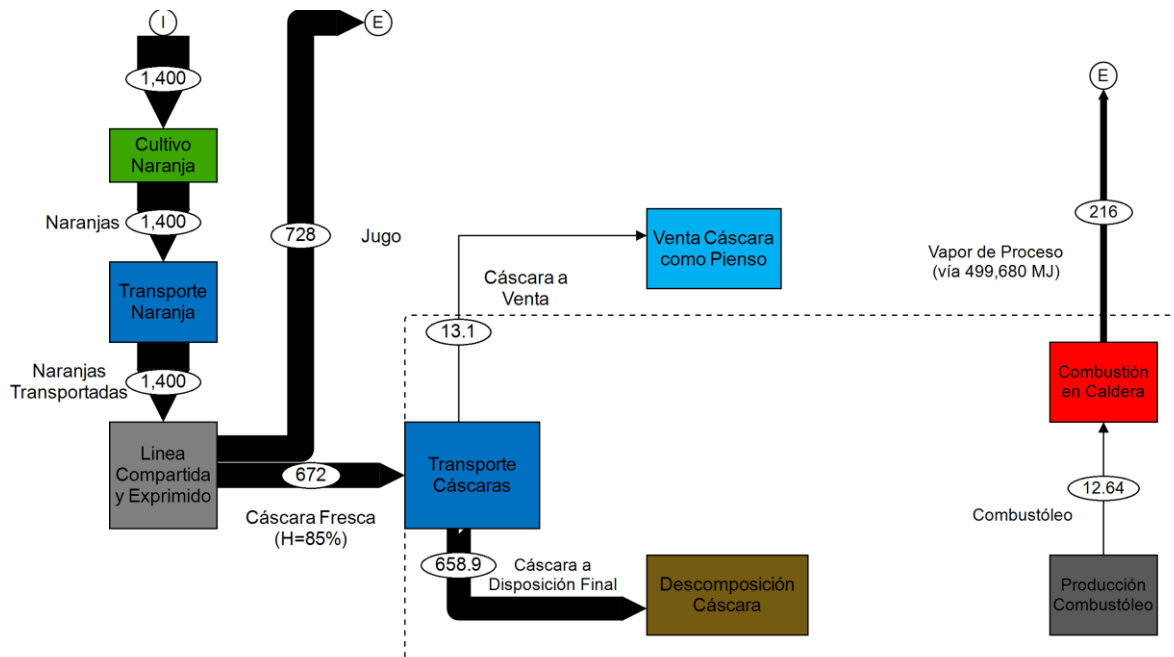


Figura 16: Línea base de gestión de cáscara residual de naranja y generación de vapor de proceso a partir de combustóleo.

Nota: La línea punteada indica los límites del sistema estudiado. Las unidades están en ton. I: Flujo inicial dentro del sistema estudiado, E: Flujo que sale del sistema al procesamiento del jugo.

Aprovechamiento Energético

La empresa estudiada cuenta con una capacidad de procesamiento anual de 200,000 ton de naranja, que son abastecidas por huertas ubicadas en los municipios de Martínez de la Torre, Gutiérrez Zamora y Álamo. Las variedades cultivadas son *valencia* y *navel*. Cabe destacar que en los últimos años ha aumentado la presencia de cultivos orgánicos de naranja, los cuales también abastecen de cítricos a la empresa. Se estima que, en promedio, un 80% de la naranja procesada viene de sistema de cultivo convencionales, y el 20% restante de orgánicos.

Para el acondicionamiento del suelo en las plantaciones de naranja se realizan actividades como corte de arbolado, chapeo, y nivelado, esto con el fin de remover malezas, desmoronar terrones de tierra, y eliminar posibles patógenos (Curti-Diaz *et al.*, 1998). A su vez, la labranza requiere de rastra y barbecho. Las huertas de producción convencional cuentan con una edad de 30 años en promedio, mientras que las huertas orgánicas tienen 10 años. En algunos casos estas labores agrícolas se realizan de forma manual, mientras que huertas más tecnificadas utilizan tractores. En consecuencia, los impactos específicos de estas etapas fueron divididos entre las edades de las plantaciones convencionales y orgánicas para obtener impactos anualizados por las primeras etapas del cultivo de naranja.

Como parte del mantenimiento anual de las huertas, se realizan labores como poda, chapeo, rastra, y redondeo. Cada una de estas labores requiere del uso de tractores a diésel. Asimismo, las huertas son fertilizadas anualmente, con productos sintéticos en los sistemas convencionales, y con composta y bio-fertilizantes en los orgánicos. Cada sistema tiene una provisión balanceada de macronutrientes (N, P, K) y de micronutrientes mediante las mezclas específicas de insumos.

El control de plagas y de malezas se basa en la aplicación de diversos fungicidas, insecticidas, y herbicidas. Finalmente, la cosecha implica la recolección de los frutos, que puede ser manual o con equipo mecánico. El árbol comienza la producción de fruta entre el quinto y séptimo año, y puede seguir dando naranjas hasta los 30 años (Curti-Diaz *et al.*, 1998). En promedio, las huertas convencionales tienen un rendimiento anual de 30 ton/ha, mientras que los sistemas orgánicos presentan uno ligeramente menor de 25.18 ton/ha. De acuerdo a los rendimientos agrícolas obtenidos, el procesamiento diario de 1400 ton de naranja requiere del abastecimiento de 38 ha provenientes de cultivos convencionales, y 11 ha de cultivos orgánicos.

Una vez que fueron cosechadas, las naranjas son transportadas en camiones de 21.5 ton de carga una distancia de 140 km en promedio hasta las instalaciones industriales de la empresa. Se asume que la empresa procesa naranja 210 días al año. Una vez que estas son recibidas, son llevadas en una banda transportadora que filtra hojas y tallos hasta un proceso de lavado, donde se enjuagan para remover tierra, polvo y otros contaminantes.

En el proceso de extracción del jugo, las naranjas son exprimidas para separar el jugo de las cáscaras. Una vez separadas, las cáscaras (que cuentan con un 83% de humedad) van a una tolva donde son trituradas. Posteriormente, se agrega cal a la cáscara triturada (aproximadamente 4 kg por tonelada de cáscara) con el fin de aumentar el pH de la mezcla y favorecer a la combustión. La mezcla de cáscara fresca con cal es prensada con el objetivo de reducir su humedad. En este punto se obtiene licor de prensa, agua residual con una elevada carga orgánica (766 kg por tonelada de cáscara), que es dirigida hacia la PTAR.

Ya con un menor contenido de humedad (65%), la cáscara es dirigida por un tromel y por un ciclón donde la cáscara recibe un primer secado. En este punto del proceso se generan finos, partículas semejantes al polvo que reciben un tratamiento como residuos. Estos finos son posteriormente cribados para su separación y, en el caso de los finos “finos”, desechados por la empresa. A continuación se describe la composición química de los finos generados (Tabla 7).

Composición General	
Humedad (%)	13
Sólidos totales (%)	87
Sólidos volátiles (% sólidos)	74
Composición Mineral (% base seca)	
Aluminio	0.079
Azufre	3.4
Bario	0.009
Calcio	21
Estroncio	0.079
Fósforo	3.8
Hierro	0.23
Magnesio	3.1
Manganeso	0.013
Potasio	21
Silicio	1.4
Sodio	1.3
Titanio	<0.002
Zinc	0.020

*Tabla 7: Composición química de finos “finos” generados.
Fuente: Análisis en laboratorio.*

Después, la cáscara seca vuelve a pasar por un segundo tromel y ciclón para un último secado para obtener un 28% de humedad. En este segundo ciclón también se generan finos, que son agrupados con los obtenidos en el primer ciclón para su gestión. Para este punto del proceso, la cáscara seca es dividida, ya que una mitad se dirige a un silo para alimentar a la caldera de biomasa que genera el vapor de proceso. Por su parte, la otra mitad de la cáscara secada va a otro silo, donde se divide la cáscara entre dos hornos, que someten a combustión la cáscara para alimentar de calor a los dos trómeles previos, en un proceso de retroalimentación.

Posteriormente, la cáscara seca es sometida a combustión en la caldera de biomasa para generar energía térmica que alimentara a la obtención de vapor, que alimenta

a los procesos de la planta vecina dedicada al procesamiento de jugos. En cuanto a los residuos, el licor de prensa es recibido por la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa, que aplica un tratamiento aerobio para disminuir la carga de materia orgánica y cumplir con la legislación; de este subsistema únicamente se obtienen lodos residuales. Los finos residuales son llevados a un predio cercano a las instalaciones de la empresa, donde son desechados sin ningún aprovechamiento. Finalmente, las cenizas obtenidas de los hornos y caldera son transportadas a una huerta donde son aplicadas con fines agrícolas. El sistema alternativo en operación se describe en la siguiente figura (Figura 17).

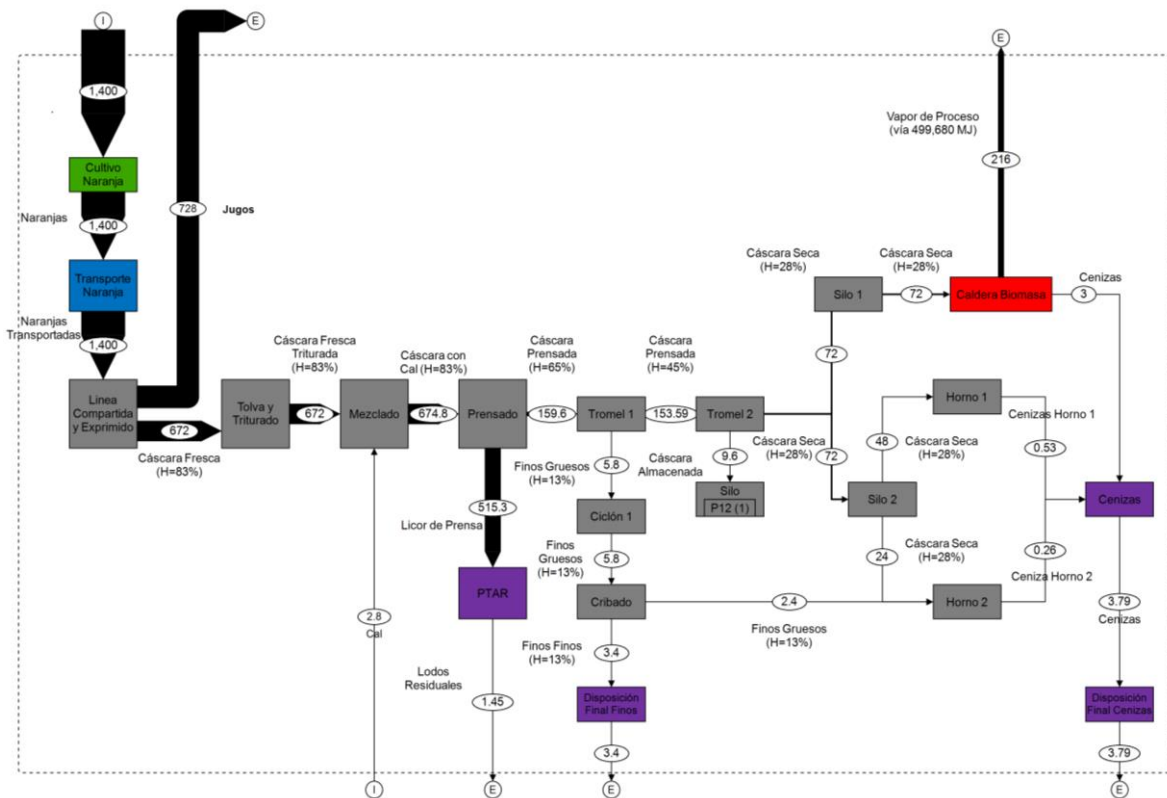


Figura 17: Sistema de aprovechamiento energético de cáscaras residuales de naranja para la generación de vapor de proceso.

Notas: Las unidades están en ton. I: Flujo inicial dentro del sistema estudiado, E: Flujo que sale del sistema al procesamiento del jugo.

Diseño y tipo de muestreo

Se seleccionó la empresa estudiada debido a la apertura a compartir datos. Representantes de la empresa y operadores de la planta de biomasa explicaron el funcionamiento de la planta y proporcionaron datos primarios sobre las etapas de transporte a planta, procesamiento industrial, uso y gestión de residuos. Posteriormente, con ayuda del personal de la empresa, se diseñó un cuestionario para las labores agrícolas, que fue aplicado para los principales proveedores de naranja de la empresa. En total se obtuvo respuesta de 12 productores agrícolas, de los cuales 6 tenían sistemas de cultivo convencional y los 6 restantes sistemas orgánicos.

Análisis de Ciclo de Vida

Definición de Objetivo y Alcance

Objetivo del ACV

Analizar los potenciales impactos ambientales de la producción de calor útil para el suministro de vapor para procesos de producción de jugos a partir de la combustión de cáscara residual de naranja con la finalidad de detectar puntos críticos en el sistema y proporcionar recomendaciones para una generación de energía térmica basada en un tratamiento adecuado de residuos capaz de mitigar impactos ambientales.

Enfoque

Existen dos tipos de ACVs: atribucionales y consecuenciales. Un ACV atribucional evalúa los impactos ambientales de un producto a partir de la descripción de los flujos ambientalmente relevantes durante el ciclo de vida de sus subetapas (Wiloso & Heijungs, 2013). A su vez, un ACV consecuencial modela las consecuencias ambientales de la producción o consumo de un producto en la economía, ampliando el alcance del estudio a sistemas externos relacionados (Bjørn *et al.*, 2018).

Una evaluación de tipo atribucional permite identificar puntos críticos a lo largo del sistema estudiado para proponer mejoras (Bjørn *et al.*, 2018). Un ACV atribucional resulta suficiente para ACV aplicados a sistemas de gestión de residuos, ya que modificar la disposición final del residuo no consiste en una decisión de mercado (Martin, 2015). El alcance del análisis atribucional coincide con el objetivo general del presente ACV, por lo que se realizó una evaluación del tipo atribucional.

Horizonte temporal y espacial

Los datos corresponden al periodo 2018-2019 y a un caso particular de una empresa procesadora de cítricos ubicada en Martínez de la Torre, Veracruz. Debido a su carácter innovador en el sector, los datos no resultan representativos de la región, ni del país. Los datos referentes a sistemas agrícolas provienen de la región de Martínez de la Torre y de municipios aledaños como Gutiérrez Zamora y Álamo.

Unidad funcional

La unidad funcional se refiere al flujo final obtenido por el sistema del producto evaluado, y debe tener una correspondencia directa con la función desempeñada; los resultados del ACV se expresan por la unidad funcional (Bjørn *et al.*, 2018). Para los sistemas de bioenergía, la unidad funcional mayormente usada se refiere a la energía útil obtenida, comúnmente en términos de 1 MJ (Laurent *et al.*, 2018; Wiloso & Heijungs, 2013). Cabe destacar que algunos estudios reportan diferentes unidades funcionales basadas en la masa del sustrato usado, el volumen de combustible obtenido, el tiempo de operación, la distancia recorrida (para el sector transporte) y la extensión de tierra agrícola utilizada (Rathore *et al.*, 2013; Wiloso & Heijungs, 2013). En este caso, el objetivo del ACV es comparar entre el aprovechamiento energético de cáscaras de naranja y la operación convencional de

plantas procesadoras de cítricos basadas en el uso de combustóleo y el descarte de residuos orgánico, por lo que la unidad funcional elegida fue 1 MJ de calor útil en la caldera de uso final. Con fines de facilitar la comparación entre los sistemas, se considera que la unidad funcional está vinculada a un flujo de referencia de 1.3448 kg de cáscara fresca, por tanto la línea base incluye la provisión de 1 MJ a partir de combustóleo y la gestión convencional de 1.3448 kg de cáscara fresca residual.

Etapas incluidas

La metodología del ACV busca incorporar todas las etapas de ciclo de vida, desde la extracción de materia prima hasta la producción, distribución, uso y fin de vida. Con el fin de realizar una comparación adecuada con los combustibles fósiles, se recomienda que los ACVs de fuentes renovables de energía incluyan el mayor número posible de etapas, desde la obtención de materia prima hasta la gestión de residuos (Singh *et al.*, 2010).

En el caso de la línea base, se incluyeron la producción “aguas arriba” y las emisiones por uso del combustóleo que abastece de energía a la producción de vapor. A su vez, siguiendo las recomendaciones para ACVs de gestión de residuos (Quek & Balasubramanian, 2014; Wiloso & Heijungs, 2013), se incluyó la gestión convencional de la cáscara en ausencia de aprovechamiento de bioenergía: transporte de la cáscara residual de la planta industrial al sitio de disposición final y descomposición de la cáscara.

Para los sistemas de bioenergía, la bibliografía reporta que las etapas de construcción y desmantelamiento de infraestructura suelen ser excluidas debido a su contribución insignificante a los impactos por unidad de sustrato usado o de energía obtenida (Laurent *et al.*, 2018; Rettenmaier *et al.*, 2013; Wiloso & Heijungs, 2013). Como consecuencia, el presente ACV excluyó la construcción y desmantelamiento de infraestructura.

Existe un amplio debate en la literatura de ACV aplicado en sistemas de gestión de residuos con respecto a la inclusión de etapas previas (denominadas “aguas arriba”) relacionadas con la generación o uso del residuo. Algunos autores señalan que, en casos en los que el residuo no tenga un uso previo, no se deben incluir las actividades previas a su aprovechamiento como fuente de bioenergía (Laurent *et al.*, 2018; Prasad *et al.*, 2020; Wiloso *et al.*, 2012). No obstante, también se señala que en aquellos casos que la biomasa tenga un origen agrícola, las prácticas agrícolas cuentan con una gran contribución en diversas categorías de impacto, especialmente las relacionadas con cambio climático, toxicidades, y consumo de agua (Laurent *et al.*, 2018; Hjulser & Hansen, 2018; Wiloso & Heijungs, 2013). En este caso particular, la cáscara residual de naranja es obtenida tras la extracción del jugo de naranja, por lo que se incluyeron las etapas previas (producción agrícola de naranja, transporte a planta industrial y línea compartida de recepción de naranja).

Se incluyeron las etapas de producción industrial (procesamiento de la cáscara residual) y uso final (combustión de cáscara en caldera). Debido a que el

aprovechamiento de la energía producida se realiza *in situ*, no se considera una etapa de distribución. Finalmente, tal como dictan las recomendaciones para sistemas de bioenergía (Hjuler & Hansen, 2018; Singh *et al.*, 2010), se incluyó la etapa de gestión de los residuos obtenidos durante el procesamiento de la cáscara (finos y cenizas).

Supuestos y consideraciones

Los principales supuestos considerados por este estudio se describen a continuación:

Línea Base:

- Se asumió que el combustóleo entrega la misma cantidad de energía que la cáscara de naranja (499,680 MJ diarios entregados por 14,040 L).
- Para la producción del combustóleo y sus emisiones derivadas en el uso se utilizó un módulo de generación de calor proveniente de la base de datos Ecoinvent. El combustóleo cuenta con un poder calorífico de 41 MJ/L.
- El transporte de las cáscaras fue modelado a partir de módulos en Ecoinvent basados en unidades de tkm. Para la conversión de unidades se considera que 1 tkm equivale al consumo de 0.032 L de diésel.
- La modelación de las emisiones de CH₄ y N₂O provenientes de la descomposición de materia orgánica para las cáscaras de naranja se realizó de acuerdo a las directrices del IPCC para disposición de residuos (IPCC, 2006). Para el N₂O, se aplicó un factor de emisión del 1% del N en la cáscara, que resultó en un factor de 2.08 gN₂O/kg cáscara fresca. Para el CH₄, se utilizó el porcentaje de carbono en el sustrato fresco (7.17%) y valores de 0.5 y 0.4 para la fracción de carbono con potencial de descomposición y factor de corrección de CH₄, respectivamente; el factor de emisión aplicado fue de 9.56 gCH₄/kg cáscara fresca.
- A partir de la composición elemental de la cáscara de naranja, se aplicaron los siguientes factores de emisión:
 - VOC: 330 mg / kg naranja (Wu & Wang, 2015).
 - DQO: 1,085 mg / g naranja (en base seca) (Siles *et al.*, 2016).
 - N: 12.24 mg / g naranja (en base seca) (Siles *et al.*, 2016).
 - P: 1.18 mg / g naranja (en base seca) (Siles *et al.*, 2016).
- Se asumió que la cáscara es depositada en un suelo agrícola, donde los elementos minerales que componen a la cáscara son liberados como emisiones al suelo.
- Una vez que las cáscaras son vendidas como pienso, su posterior distribución y uso se ubicaron fuera del sistema.

Aprovechamiento Energético:

- El suministro de naranjas para la empresa proviene de dos tipos de sistemas: convencional (80%) y orgánico (20%).
- Se asumió que la producción modelada de naranja no generó cambio de uso de suelo debido a las edades de las plantaciones de naranja. La metodología del IPCC para calcular emisiones directas por cambio de uso de suelo considera un horizonte temporal de 20 años, por lo que aquellas plantaciones

con una mayor edad no incorporan dicho impacto (Bessou *et al.*, 2011). Ya que las huertas orgánicas de naranja eran anteriormente huertas convencionales del mismo fruto, aunque presentan edades menores a 20 años, no se consideró cambio de uso de suelo.

- Ambos sistemas agrícolas abastecen sus necesidades hídricas de agua de temporal proveniente de la precipitación, por lo que no cuentan con sistemas de riego. Debido a esto, los inventarios agrícolas no consideraron el consumo de agua asociado, por lo que únicamente se cuantifica el consumo directo de agua en la etapa industrial.
- Se asumió que las cantidades de fertilizantes y agroquímicos aplicadas anualmente en los sistemas convencionales y orgánicos se mantienen constantes en el tiempo sin diferenciar entre la edad específica de los naranjos.
- Para las emisiones por aplicación de fertilizantes se utilizó la herramienta de GHG Calculation de la RSB (RSB, 2016). Las emisiones de ingredientes activos modeladas para el uso de agroquímicos se basaron en la composición de cada producto aplicado de acuerdo a la ficha de seguridad.
- Los módulos para producción de agroquímicos se eligieron basados en la clasificación propuesta por Nemecek & Kägi (2007).
- El transporte de las cáscaras fue modelado a partir de módulos en Ecoinvent basados en unidades de tkm. Para la conversión de unidades se considera que 1 tkm equivale al consumo de 0.032 L de diésel.
- Las pérdidas de naranja no apta para procesamiento y hojarasca transportada son menores al 1% de la masa de naranja procesada diariamente, por lo que se asumieron como flujos despreciables excluidos del sistema abordado.
- La electricidad consumida por los procesos industriales y de gestión de residuos proviene del *mix* eléctrico nacional (SENER, 2019).
- Se asumió que los hornos de biomasa y la caldera emiten la misma cantidad de gases de combustión por tonelada de cáscara seca sometida a combustión. Estos flujos de gases fueron modelados en el software Aspen Plus basados en la composición química de la biomasa y en datos clave proporcionados por la empresa.
- Se asumió que el CO₂ emitido durante la combustión de la cáscara residual de naranja es biogénico, por lo que no contribuye al impacto en cambio climático (Mamma & Christakopoulos, 2014). Este supuesto se basa en la premisa de que el carbono emitido durante la quema de biomasa será eventualmente fijado por la vegetación natural mediante la fotosíntesis, por lo que la contribución neta al cambio climático se asume nula (Wiloso *et al.*, 2016).
- La gestión de las cenizas asume que están son depositadas en un suelo agrícola, por lo que se modeló que los flujos elementales (basados en la composición química de las cenizas) son liberados como emisiones al suelo (Itten *et al.*, 2011).
- Siguiendo el mismo procedimiento para la cáscara de naranja, las emisiones de CH₄ y N₂O de la descomposición de los finos fueron modeladas a partir

de su composición química siguiendo las guías del IPCC (IPCC, 2006). Como resultado, se utilizaron factores de emisión de 10.64 gN₂O/kg fino y 48.94 gCH₄/kg fino.

- Se asumió que los finos residuales son depositados en un suelo agrícola para su descomposición. A partir de la composición química de los finos generados, los factores de emisión de la descomposición de la cáscara fueron adaptados a los siguientes:
 - VOC: 1.49 kg / ton finos.
 - DQO: 943.95 kg / ton finos.
 - N: 10.64 kg / ton finos.
 - P: 1.02 kg / ton finos.
- Se utilizó el factor de emisión de CH₄ para emisiones fugitivas en plantas de tratamiento aerobio de aguas residuales en México de 110 g / m³ tratado (Noyola *et al.*, 2018).

Multifuncionalidad

En el caso de la línea base, no se identificó ningún caso de multifuncionalidad en los procesos estudiados, puesto que el combustóleo es directamente utilizado para la generación de energía térmica, y la gestión de la cáscara residual incorpora dos flujos fácilmente diferenciables en términos másicos: cáscara vendida como pienso y cáscara descompuesta de forma natural. En cambio, para el caso del aprovechamiento alternativo, se presenta una situación de multifuncionalidad: la producción de naranja.

En el proceso industrial de extracción del jugo se obtienen cáscaras y jugo, por lo que se debe repartir la carga ambiental previa de la naranja (producción agrícola, transporte a la planta, lavado y la línea industrial compartida) entre estos co-productos. Comúnmente esta carga ambiental es asignada al jugo, ya que es el producto principal del procesamiento de naranja y del sector, mientras que las cáscaras son vistas como un residuo (Rezzadori *et al.*, 2012). No obstante, si la cáscara residual cuenta con un valor de mercado, puede ser considerada como un co-producto que también debe incorporar parte de la carga ambiental derivada de su generación (Quek & Balasubramanian, 2014).

En este caso, la cáscara residual tiene un valor económico de \$70/ton, por lo que se contabilizó la carga ambiental previa a la extracción del jugo. De acuerdo a las normas ISO 14040 y 14044, la multifuncionalidad debe resolverse en el siguiente orden: subdivisión de procesos, expansión del sistema, y asignación. Ya que la subdivisión no aplica en este proceso, se procedió con el reparto por asignación económica (Tabla 8). En los análisis de sensibilidad se exploraron los cambios en los resultados por cambiar a criterios de expansión del sistema y asignación másica.

Co-Productos	Cantidad Diaria (ton)	Asignación Económica		Asignación Másica	
		Precio (\$/ton)	% Asignación	Masa total obtenida (ton)	% Asignación
Jugo de Naranja	728	\$3,000	97.89%	1400	52%
Cáscara Residual	672	\$70	2.11%		48%

Tabla 8: Criterios y porcentajes de asignación por co-producto.

Modelos, simulaciones y software utilizado

Para la modelación del cultivo de naranja, se utilizó el software RSB GHG Calculation Methodology para simular las emisiones en campo por la aplicación de los fertilizantes (RSB, 2016). Este modelo es alimentado con datos climáticos y edafológicos de la región estudiada, parámetros clave relativos al cultivo de interés, y por la composición química de los fertilizantes aplicados. A partir de distintas ecuaciones basadas en las reacciones químicas del suelo, el modelo arroja un inventario de emisiones al aire, suelo y agua relevantes para el ACV, como N₂O, NO₃⁻, PO₄⁻, y distintos metales pesados.

Para la combustión de cáscaras procesadas en la etapa industrial, se utilizaron datos provenientes de una simulación del proceso en el software AspenPlus proporcionados por el Dr. Freddy Segundo Navarro Pineda. La simulación formó parte del trabajo de la Línea 5 del Clúster de Biocombustibles Sólidos. Este modelo fue alimentado por la composición química de la cáscara procesada y por las condiciones conocidas del vapor de proceso obtenido. La simulación arrojó un inventario de emisiones al aire provenientes de la combustión, que fueron usadas para alimentar el inventario de ciclo de vida.

Finalmente, la evaluación de impactos fue realizada en el software SimaPro 9.0.0.35. Este software especializado desarrollado por la empresa Pré Sustainability permite modelar procesos de ciclo de vida basados en bases de datos incluidas y en procesos creados por el propio usuario.

Impactos a evaluar

Existen numerosas metodologías de evaluación de impacto dentro del ACV, las cuáles presentan abordajes distintos para el cálculo de impactos ambientales potenciales. La elección de una metodología de impacto debe ser consistente con el alcance y objetivos del estudio, y considerar aspectos clave como las categorías de impacto relevantes, importancia científica, tipo de modelado, información requerida y recomendaciones de instituciones pertinentes (Rosenbaum *et al.*, 2018).

En el caso de ACVs aplicados a sistemas de bioenergía, la principal categoría estudiada es el cambio climático debido a su papel predominante en la política ambiental global (Wiloso & Heijungs, 2013). Otros estudios recomiendan la inclusión de categorías de impacto como acidificación, agotamiento de ozono, agotamiento

de recursos fósiles, ecotoxicidad, eutrofización, formación de material particulado, formación de oxidantes fotoquímicos, toxicidad humana, y uso de suelo por hallazgos previos en sistemas de bioenergía (Laurent *et al.*, 2018; Wiloso & Heijungs, 2013). A su vez, se ha destacado la necesidad de incorporar indicadores energéticos y de consumo de agua por las características particulares y los objetivos de estos sistemas (Cherubini & Strømman, 2011).

Los estudios previos que han evaluado los impactos ambientales para el aprovechamiento energético de cáscaras residuales se han enfocado principalmente en las categorías de cambio climático, acidificación, eutrofización y formación de oxidantes fotoquímicos (Figura 18). Pocos estudios han incluido el consumo de agua, consumo energético y la formación de material particulado, aun cuando se ha destacado su incorporación en estudios para bioenergía (Laurent *et al.*, 2018).

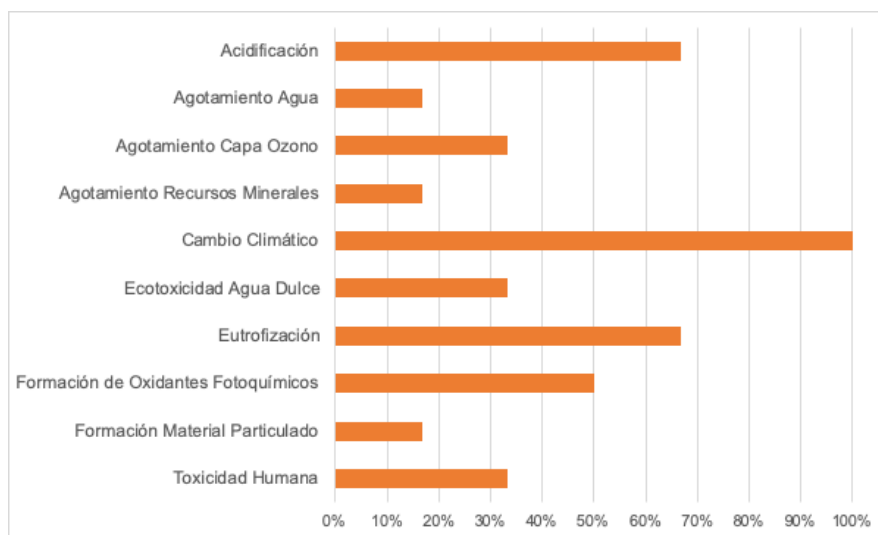


Figura 18: Inclusión de categorías de impacto en ACVs aplicados al aprovechamiento energético de cáscaras residuales de naranja.
Basado en Tabla 3. $n = 6$

Se identificó que la metodología de impacto ReCiPe, desarrollada por investigadores de los Países Bajos en 2009, presenta una cobertura consistente de categorías de impacto pertinentes para la aplicación del ACV en sistemas de aprovechamiento de bioenergía (Rettenmaier *et al.*, 2013), por lo que fue elegida por el presente estudio. Esta metodología incluye impactos ambientales basados en modelos de caracterización robustos y con cierto nivel de consenso entre métodos (Guinée, 2015).

ReCiPe es una metodología de impacto desarrollada como una actualización de CML, uno de los métodos fundamentales para el ACV originado en 1992, y actualmente se ha posicionado como uno de las metodologías más usadas en la bibliografía (Rosenbaum *et al.*, 2018). Consiste en un rediseño de los modelos de

caracterización de impactos que armoniza las metodologías de CML y Ecoindicator 99 en un mismo método de evaluación *midpoint* y *endpoint* (Huijbregts *et al.*, 2016). ReCiPe incluye 18 categorías de impacto, agrupadas dentro de las siguientes áreas de protección (Tabla 9).

Salud Humana		Ecosistemas		Recursos	
Categoría	Unidad	Categoría	Unidad	Categoría	Unidad
Agotamiento de Ozono Estratosférico	CFC-115 eq	Acidificación Terrestre	SO ₂ eq	Agotamiento de Combustibles Fósiles	Petróleo eq
Formación de Material Particulado	PM _{2.5} eq	Cambio Climático	CO ₂ eq	Agotamiento de Recursos Minerales	Cu eq
Formación de Oxidantes Fotoquímicos	NO _x eq	Ecotoxicidad de Agua Dulce	1,4-DCBeq		
Radiación Ionizante	Co-60eq	Ecotoxicidad Marina	1,4-DCBeq		
Toxicidad Humana	1,4-DCBeq	Ecotoxicidad Terrestre	1,4-DCBeq		
		Eutrofización de Agua Dulce	Peq		
		Eutrofización Marina	Neq		
		Uso de Suelo	m ² a crop eq		

Tabla 9: Categorías de impacto en ReCiPe.
Fuente: Rosenbaum *et al.*, (2018)

Cabe destacar que ReCiPe incluye tres perspectivas distintas que representan supuestos y decisiones sociales basadas en formas diferentes de abordar la incertidumbre futura: individualista, jerárquica e igualitaria. La primera presenta una perspectiva optimista y asigna un gran peso a los impactos irrefutables a corto plazo (horizonte de 20 años). Por su parte, la segunda, que consiste en el enfoque generalmente usado, se basa en el consenso científico actual y en la alta probabilidad de determinados impactos identificados. Finalmente, la perspectiva igualitaria asigna un alto valor al futuro, por lo que resulta altamente precautoria e incluye todos los posibles impactos en el horizonte temporal (Huijbregts *et al.*, 2016). Este estudio se basó en una perspectiva jerárquica de punto medio debido a su amplio uso y a su robusto respaldo científico.

Fuentes de datos usados

Se priorizó la utilización de datos primarios provenientes de personal de la empresa. En los casos en los que los datos no pudieron ser medidos directamente o proporcionados por la empresa, se utilizaron factores provenientes de la literatura (véase sección de Supuestos). El modelado de ciclo de vida de los insumos utilizó la base de datos especializada de Ecoinvent 3.5.

Análisis de Inventario

Los datos utilizados para construir los modelos de ACV para la línea base y el aprovechamiento de cáscara se resumen a continuación (Tabla 10). Los inventarios completos por unidad funcional se encuentran en los anexos (Anexo 1) (Anexo 2).

Línea Base	Combustión Caldera	Producción de combustóleo
	Transporte Cáscara	Emisiones por combustión de combustóleo
		Producción de diésel
Descomposición Cáscara	Emisiones por descomposición cáscara	
Aprovechamiento Energético de Cáscara	Etapa Agrícola	Producción y uso de diésel
		Producción de fertilizantes
		Emisiones por aplicación fertilizantes
		Producción de agroquímicos
		Emisiones por aplicación agroquímicos
	Etapa Transporte	Producción de diésel
		Emisiones por uso vehículos a diésel
		Producción electricidad
	Etapa Industrial	Producción cal
		Consumo agua
		Emisiones hornos
	Etapa Uso	Emisiones caldera
	Etapa Gestión de Residuos	Producción de diésel
		Emisiones por uso vehículos a diésel
		Producción electricidad
Producción insumos PTAR		
Emisiones PTAR		
Emisiones gestión finos		
Emisiones gestión cenizas		

Tabla 10: Análisis de inventario para línea base.

Evaluación de Impactos

Se aplicó la metodología de impacto ReCiPe punto medio (H), aunque la discusión de los resultados se va a enfocar en las categorías consideradas clave mencionadas anteriormente debido a su relevancia en sistemas de bioenergía y a su correspondencia directa con los procesos implementados. A continuación, se describen las categorías de impacto de mayor interés:

Acidificación

Se refiere a los impactos negativos en suelos, acuíferos, vegetación, seres vivos y cultivos por emisión y deposición de sustancias con bajo pH (Rosen *et al.*, 2012). Estos impactos derivan de una disminución en la capacidad del ecosistema para neutralizar iones de hidrógeno (Rosenbaum *et al.*, 2018).

Entre los principales impactos provocados por estas sustancias ácidas destacan:

- Alteraciones en el pH de suelos, lo que estimula la liberación de iones metálicos potencialmente tóxicos para los vegetales.
 - Daño foliar directo en vegetación natural y cultivos.
 - Afectaciones a flora y fauna por cambios en el pH de acuíferos.
 - Deterioro de estructuras y materiales antropogénicos.
- (Rosenbaum *et al.*, 2018)

Las sustancias con una mayor contribución para esta categoría de impactos son dióxidos de azufre (SO₂ y SO₃), óxidos de nitrógeno (NO_x), amonio (NH₃) y sustancias altamente corrosivas como ácido sulfúrico (H₂SO₄) y ácido clorhídrico (HCl) (Guinée *et al.*, 2002). Estas sustancias se originan comúnmente en plantas de producción eléctrica, incineradores de residuos, motores de combustión de vehículos, entre otras fuentes (Rosenbaum *et al.*, 2018).

La metodología del ACV evalúa este impacto a través del indicador de AP, que cuantifica la liberación de iones de hidrógeno y su posterior cambio en la sensibilidad ambiental (Guinée *et al.*, 2002). La metodología de ReCiPe designa a esta categoría como Acidificación Terrestre, que se considera equivalente según la convención en evaluación de impactos (Guinée, 2015). La unidad común de medición del AP se basa en los kgSO_{2eq} (van Zelm *et al.*, 2015).

Cambio Climático

Definido como “cambios en el estado del clima que pueden ser identificados mediante cambios en el promedio y en la variabilidad de sus propiedades, y que persisten por periodos extendidos de décadas” (IPCC, 2018, pp. 544). Estos cambios pueden responder a procesos naturales como ciclos solares y erupciones volcánicas, o bien, a procesos antropogénicos que provocan modificaciones en la composición atmosférica y en el uso de suelo (Field *et al.*, 2014).

Como parte de un mecanismo natural, la atmósfera terrestre provoca un forzamiento radiativo (retención de energía solar entrante a la Tierra), lo que causa un efecto invernadero que se ve reflejado en temperaturas altas y estables, que resulta esencial para la existencia de la vida en la Tierra. Los principales gases capaces de retener la energía solar reflejada presentes en la atmósfera terrestre son el CO₂, CH₄ y N₂O, comúnmente denominados GEI. En los últimos siglos se ha registrado un incremento considerable en las concentraciones atmosféricas de los GEI producto de la actividad antropogénica, lo que se ha relacionado con un alto grado de certeza al aumento sostenido de la temperatura global en las últimas décadas (Stocker *et al.*, 2014).

Una gran cantidad de investigaciones científicas han asociado los siguientes efectos negativos al cambio climático actual:

- Aumento de la temperatura continental y marina.
- Deshielo de glaciares y bloques de hielo polares.
- Aumento en el nivel del mar.
- Mayor frecuencia en episodios de climas extremos.

- Acidificación de océanos.
 - Alteraciones en hábitos y distribución de especies animales y vegetales en ecosistemas terrestres y acuáticos, con aumento en el riesgo de extinción.
 - Modificaciones en vectores de enfermedades infecciosas.
 - Alteraciones en rendimientos agrícolas.
- (Stocker *et al.*, 2014)

A nivel internacional se ha consensuado el uso del Potencial de Calentamiento Global (GWP, por sus siglas en inglés) como indicador para evaluar el impacto del cambio climático. Dicho indicador, desarrollado por el mismo IPCC, se basa en la medición del forzamiento radiativo (relativo a la absorción de radiación térmica de origen solar reflejada por la superficie terrestre) de una unidad emitida de CO₂ durante un periodo uniforme de 100 años (Levasseur, 2015; Rosenbaum *et al.*, 2018).

Consumo de Agua

El agua es uno de los recursos naturales de mayor importancia para la vida y para las actividades humanas, por lo que su conservación se plantea como una tarea fundamental para la sociedad (Hoekstra & Mekonnen, 2012). Los principales impactos ambientales en torno al agua pueden clasificarse en degradación y agotamiento (Pfister, 2015). La degradación consiste en una disminución en la calidad del agua debido a la emisión de contaminantes; este impacto ambiental comúnmente es evaluado por el ACV mediante las categorías de acidificación, ecotoxicidad y eutrofización (Rosenbaum *et al.*, 2018). Por su parte, el agotamiento del agua hace referencia a todo uso del agua que la vuelve temporal o permanentemente inaccesible para usos en otros sistemas (Sauer, 2012).

La caracterización del uso de agua es compleja debido a la diversidad de fuentes y usos que existen (Sauer, 2012). Dentro de los distintos usos del agua destaca el caso del consumo, que involucra la extracción de una fuente para ser devuelta a otra fuente, o bien, que no es devuelta de forma directa al quedar embebida dentro de algún producto (Rosenbaum *et al.*, 2018). Una vez que el agua fue consumida, ya no se encuentra disponible en su cuenca de origen, lo que resulta crítico en regiones que ya cuentan con estrés hídrico (Huijbregts *et al.*, 2016).

Este aspecto resulta de particular interés para el ACV, que hasta recientemente ha incorporado este impacto ambiental de forma explícita en las metodologías de impacto (Pfister, 2015). En términos generales, la huella hídrica se ha posicionado a nivel internacional como la principal metodología para evaluar los impactos relativos al agua; consiste en la cuantificación del consumo de agua al diferenciar entre agua azul (extracción de fuentes superficiales y subterráneas), verde (proveniente de la precipitación) y gris (volumen requerido para dilución de contaminantes) (Hoekstra & Mekonnen, 2012; Pfister, 2015). Por otra parte, la metodología del ACV ha desarrollado sus propios modelos de caracterización del consumo de agua, los cuáles varían entre índices de estrés hídrico, acidificación

acuática, ecotoxicidad de ecosistemas acuáticos y consumo de agua (Borsato *et al.*, 2019).

En el caso específico de ReCiPe, se utiliza el indicador de Agotamiento de Agua, basado en el consumo de agua dulce y que distingue entre agua extraída y agua consumida, donde la segunda cuantifica al volumen de agua que no regresa a su cuenca original (Huijbregts *et al.*, 2016). El agua consumida es caracterizada de forma directa, mientras que el agua extraída es multiplicada por un factor regional de eficiencia basado en bases de datos mundiales.

Eutrofización

Consiste en la emisión de macronutrientes (principalmente compuestos por fósforo y nitrógeno) que alteran la composición de especies y generan un acelerado aumento en la cantidad de biomasa terrestre y acuática (Rosen *et al.*, 2012). Este incremento en la biomasa acuática tiene repercusiones en la calidad del agua y en la estructura ecosistémica (Guinée *et al.*, 2002). Dichas modificaciones en la biomasa acuática pueden obstaculizar el paso de la luz solar a los estratos más bajos, lo que afecta a la cantidad de oxígeno disponible, y puede llegar a provocar condiciones anóxicas fatales para la flora y fauna (Rosenbaum *et al.*, 2018).

Sus principales efectos negativos son:

- Alteraciones en la composición de especies.
- Disminución en la calidad de agua.
- Condiciones anóxicas en ecosistemas.
- Disminución en rendimientos agrícolas y pesqueros.
- Emisión de sustancias contaminantes contenidas en estratos profundos. (Guinée *et al.*, 2002; Rosenbaum *et al.*, 2018)

Los principales agentes de eutrofización son aquellas sustancias que contienen fósforo o nitrógeno en formas biológicamente disponibles, como N y P elemental, fosfato (PO_3^{4-}), amoníaco y amonio (NH_3 y NH_4) y nitrato (NO_3^-), así como descargas de materia orgánica en forma de DQO y DBO (Henderson, 2015). Estas sustancias se originan particularmente en sistemas agrícolas (escorrentía y lixiviación de fertilizantes) y en descargas de aguas residuales (Rosenbaum *et al.*, 2018).

El indicador más utilizado para evaluar esta categoría de impacto es el EP, que se basa en un modelo de estequiometría acuática bajo condiciones ambientales genéricas (Henderson, 2015). La unidad empleada por la metodología de ReCiPe es kgN_{eq} para eutrofización marina, y kgP_{eq} para eutrofización de agua dulce, debido a que su modelo considera diferentes nutrientes limitantes para distintos ecosistemas (Rosenbaum *et al.*, 2018). Este estudio consideró la categoría de eutrofización de agua dulce debido a que presenta modelos de caracterización más robustos (Huijbregts *et al.*, 2016).

Formación de Oxidantes Fotoquímicos

Engloba a la emisión de compuestos químicos fotorreactivos en la troposfera. Dichos contaminantes son originados como producto de las reacciones entre VOCs, CO y NO_x, que, bajo condiciones meteorológicas particulares, pueden estimular la formación de ozono y de smog, lo que provoca una disminución considerable en la calidad del aire (Rosenbaum *et al.*, 2018).

La generación de ozono tiene consecuencias negativas para la salud humana y para distintos ecosistemas. Se reporta que altas concentraciones de ozono y contaminantes semejantes provocan daños en los tejidos fotosintéticos de la vegetación, lo que afecta a la vegetación natural y disminuye los rendimientos agrícola (Preiss, 2015). Por su parte, la inhalación de estas sustancias daña tejidos del sistema respiratorio, lo que se refleja en miles de enfermedades y muertes prematuras anualmente (Rosenbaum *et al.*, 2018).

Los contaminantes que contribuyen en esta categoría de impacto son principalmente VOCs, CO y NO_x, sustancias que se originan en el transporte motorizado, procesos de combustión incompleta, extracción y refinación de hidrocarburos, y sistemas de gestión de residuos (Guinée *et al.*, 2002; Rosenbaum *et al.*, 2018).

Este indicador, denominado Potencial de Creación de Ozono Fotoquímico en términos generales (su nombre puede variar dependiendo de la metodología de impacto), El factor de caracterización es obtenido a partir de un modelo europeo que simula la fracción ingerida, el factor de efecto y el factor de daño producido (Preiss, 2015). La unidad común es kg de C₂H₄eq, pero ReCiPe utiliza los kg de NO_xeq, ya que su modelo de caracterización excluye el impacto producido por el metano (Rosenbaum *et al.*, 2018). La metodología de ReCiPe presenta dos categorías separadas para este indicador: una dirigida a salud humana y otra a daño en ecosistemas terrestres (Huijbregts *et al.*, 2016); no obstante, ambas son calculadas a partir del mismo modelo de caracterización de emisiones que posteriormente asigna factores de acuerdo al área de protección elegida, por lo que el presente estudio se enfocó en el impacto a salud humana.

Formación de Material Particulado

Considera la emisión de partículas: mezcla heterogénea en tamaño y composición de partículas en estado sólidos y líquido suspendidas en el aire (Kim *et al.*, 2015). Existe vasta evidencia que señala efectos nocivos en la salud humana (principalmente en padecimientos respiratorios) por la inhalación de estos contaminantes (Humbert *et al.*, 2015; Rosenbaum *et al.*, 2018). Las reacciones químicas involucradas en la formación de contaminantes primarios y secundarios, así como el uso de modelos epidemiológicos más específicos ocasionan que esta categoría de impacto sea diferenciada de la toxicidad humana (Rosenbaum *et al.*, 2018).

Esta categoría considera la emisión de partículas directas (emitidas desde la fuente original, ej. PM₁₀, PM_{2.5}) e indirectas (procedentes de reacciones entre sustancias como NO_x, SO_x, NH₃, y VOCs) (Humbert *et al.*, 2015). Dichas partículas son emitidas por motores de vehículos, plantas de generación eléctrica, actividades agrícolas, y combustión de leña (Rosenbaum *et al.*, 2018).

Los modelos de caracterización, igual que en otras categorías de impacto semejantes, se basan en establecer relaciones entre la cantidad emitida de contaminante, la persistencia del contaminante en el aire, la exposición de la población al aire contaminado, el cambio en tasas de morbilidad o mortalidad por dosis, y el daño en salud humana por incidencia de morbilidad o mortalidad (Humbert *et al.*, 2015). La metodología de impacto ReCiPe incluye el indicador de PMFP, que presenta los resultados en unidades de kgPM_{2.5eq} (Huijbregts *et al.*, 2016).

Toxicidad Humana

Se basa en la caracterización de efectos negativos en la salud humana como resultado de la emisión de sustancias tóxicas al ambiente. Comprende un modelo que incorpora a la cantidad emitida de contaminante, movilidad, persistencia y patrón de exposición basado en la probabilidad de un impacto toxicológico integrado (Rosenbaum *et al.*, 2018). A diferencia de otras metodologías como la evaluación de riesgos, la caracterización de la toxicidad humana dentro del ACV parte de los mejores estimados existentes para cantidades promedio (Jolliet & Fantke, 2015).

Dicha categoría incluye una vasta cantidad de sustancias químicas con diversos efectos nocivos en la salud humana, donde se destaca el caso de compuestos potencialmente cancerígenos (Rosenbaum *et al.*, 2018). Actualmente se consideran alrededor de 1,250 sustancias cuyos impactos se tienen suficientemente caracterizados; los modelos de ACV suelen diferenciar entre modelos multi-medio para sustancias orgánicas, coeficientes de reparto para sustancias inorgánicas y metales, y datos experimentales de dosis-respuesta para determinados compuestos (Jolliet & Fantke, 2015).

Debido a la complejidad inherente en los modelos de exposición, movilidad y toxicidad de cada sustancia y a los diferentes patrones de comportamiento, la caracterización de esta categoría cuenta con un alto nivel de complejidad, que se verá reflejado en una alta variación en los resultados entre metodologías de impacto (Jolliet & Fantke, 2015).

Los factores de caracterización de toxicidad humana se basan en el impacto tóxico total en la población por masa de contaminante emitida, lo que refleja el aumento en el riesgo potencial de enfermedad para la población en general (Rosenbaum *et al.*, 2018). Su principal indicador es el HTP, cuyas unidades varían dependiendo de la metodología de impacto; en el caso de ReCiPe, se refleja en unidades de DCB_{1,4eq} (Jolliet & Fantke, 2015). Esta metodología de impacto divide esta categoría en toxicidad carcinogénica y no carcinogénica de acuerdo al impacto de cada sustancia

en la salud humana (Huijbregts *et al.*, 2016); el presente estudio se enfocó en toxicidad carcinogénica.

Eficiencia Energética

El abastecimiento de energía asequible es clave para el desarrollo económico de la sociedad (Hall *et al.*, 2014). En las últimas décadas se ha detectado que la explotación y producción de combustibles fósiles requiere de mayores inversiones y proporciona menores rendimientos, lo que reduce la energía neta obtenida por estos energéticos (Hall *et al.*, 2011; Lambert *et al.*, 2014). Bajo este panorama, resulta evidente que toda fuente renovable de energía debe proporcionar ganancias energéticas netas (Hall *et al.*, 2014; Laurent *et al.*, 2018).

La teoría estándar de ACV reconoce la categoría de impacto de Consumo de Recursos Abióticos, la cual incluye extracción de minerales y de combustibles fósiles comúnmente; esta categoría hace referencia a la explotación de determinado residuo con base en sus reservas probadas (Swart *et al.*, 2015). De manera adicional, se han desarrollado metodologías de impacto basadas en una única categoría de impacto para evaluaciones energéticas de ciclo de vida, como es el caso del CED (Demanda Acumulada de Energía, por sus siglas en inglés) (Rosenbaum *et al.*, 2018; Swart *et al.*, 2015). El CED es frecuentemente aplicado de forma complementaria a las metodologías multidimensionales para evaluar el consumo de energía en sistemas de producción de energía (Laurent *et al.*, 2018).

En la bibliografía se reporta el uso de diversos indicadores para evaluar este impacto; destaca el caso de aquellos que establecen relaciones entre los insumos para su producción y su uso final. La Tasa de Retorno Energético (también conocida como EROI) consiste en un cociente entre la energía útil obtenida por el sistema y la energía consumida durante su ciclo de vida (Hall *et al.*, 2014). Si el EROI resulta mayor que 1, se obtiene más energía que la que se invierte, por lo que se considera que el sistema analizado es un proveedor neto de energía (Hall *et al.*, 2011, 2014). Se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$EROI = \frac{ENPT}{EIIT}$$

Donde:

- *ENPT*: Energía Neta Producida Total; energía neta obtenida por el sistema durante la etapa de uso.
- *EIIT*: Energía Indirecta Invertida Total; consumo energético durante el ciclo de vida del energético.
(Ruggeri *et al.*, 2013)

Otro indicador relacionado es la Tasa de Retorno Fósil (TRF), que establece una relación entre la energía entregada por el sistema y la energía de origen fósil invertida (García *et al.*, 2011). A diferencia del EROI, que incluye toda la energía consumida directa e indirectamente en la cadena productiva del energético, el TRF únicamente considera la energía de origen fósil demandada por el proceso.

Se señala que los resultados de la metodología de impacto de CED pueden ser usados como insumos para el cálculo del EROI y la TRF, en específico para el caso de la Energía Indirecta Invertida Total (Asdrubali *et al.*, 2015). En este estudio se utilizaron los resultados de la evaluación de impactos mediante el método de CED LHV para cuantificar el EROI y la TRF. No obstante, se calcularon dos resultados para el EROI: uno con los cálculos directos desde el CED, y otro con una modificación en el CED mediante la resta del LHV del propio energético siguiendo las recomendaciones de estudios previos (Arvesen & Hertwich, 2015). Cabe destacar que estos cambios únicamente se verán reflejados en la línea base, ya que el inventario de ciclo de vida del uso de biomasa no incluyó el LHV de la cáscara.

Reducción de Residuo

La gestión inadecuada de residuos se encuentra relacionada con diversos impactos ambientales negativos, si bien esta no es reconocida como una categoría de impacto dentro del ACV (Yoshida *et al.*, 2012; Zaman & Lehmann, 2013). En el mismo sentido, el exceso de residuos que llegan a la etapa de disposición final plantea múltiples retos en cuestión de capacidad, costos de transporte y operación, e impactos ambientales asociados (Assamoi & Lawryshyn, 2012; Zaman & Lehmann, 2013). De acuerdo a la jerarquía de residuos desarrollada por la Economía Circular, la recuperación de materiales y energía útil minimiza el volumen de residuos que llegaría hasta una disposición final menos deseada, como un relleno sanitario o un tiradero a cielo abierto (Potting *et al.*, 2018).

Múltiples estudios a distinta escala (sistema productivo, ciudad, región, entre otras) han planteado indicadores para evaluar la reducción efectiva de residuos a partir de procesos o sistemas de gestión de residuos nuevos. La Tasa de Desviación de Residuos (TDR) expresa el porcentaje total de residuos que son reutilizados, reciclados, o recuperados y, por ende, evitan llegar a una disposición final (Zaman & Lehmann, 2013). Este indicador es comúnmente aplicado para evaluar la gestión de residuos en ciudades (Fehr & Santos, 2009; Yoshida *et al.*, 2012; Zaman, 2014), aunque también existen antecedentes en sistemas de aprovechamiento energético de residuos (van Berlo & De Waart, 2008). El TDR se utilizó como indicador de la reducción total de residuos en el sistema analizado de acuerdo a los datos provenientes del inventario de ciclo de vida en base húmeda. El TDR se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$TDR = \frac{MRec}{MRes + MRec}$$

Donde:

- *MRec*: Masa de recuperables (materiales reutilizados, reciclados, recuperados o con otros usos) (kg)
- *MRes*: Masa de residuos a disposición final sin ningún uso asignado (kg) (Zaman & Lehmann, 2013)

Interpretación

De acuerdo a las normas ISO 14040 y 14044, la etapa de interpretación del ACV debe incluir la identificación de puntos críticos de impacto en el sistema, la comparación con resultados de sistemas similares en la bibliografía, análisis de sensibilidad con parámetros clave, y la formulación final de conclusiones, limitaciones del estudio, y recomendaciones (ISO, 2006a, 2006b).

El análisis de sensibilidad consideró los siguientes cambios en el sistema de uso de biomasa:

1. Omisión de carga ambiental de cáscara: No se le asigna carga ambiental a los procesos “aguas arriba” de la generación de la cáscara, por lo que se excluyen los impactos de las etapas agrícola y de transporte, así como la línea industrial compartida.
2. Reincorporación de residuos en los procesos de biomasa: Los finos “finos” residuales son reincorporados al sistema como cáscara seca a quemar en los hornos.
3. Criterio de asignación másica: La carga ambiental anterior a la obtención de la cáscara se asigna con base en los flujos de masa separados para la producción de jugo y gestión de la cáscara, lo que resulta en un reparto de 52% para el jugo y 48% para la cáscara.
4. Expansión del sistema: Aplicada para los indicadores directos del ACV, en donde se compara el sistema de aprovechamiento de la cáscara con una carga ambiental previa del 100% contra los productos sustituidos: producción y uso de combustóleo, gestión anterior de la cáscara, y producción alterna de jugo de naranja. Para el MJ suministrado por el sistema de bioenergía, se comparó con 1 MJ proveniente del combustóleo, gestión de 1.34 kg de cáscara fresca, y la producción equivalente de 1.45 kg de jugo procesado.

Análisis Costo-Beneficio

Formulación de Objetivos y Línea Base

El presente estudio tiene como objetivo evaluar la rentabilidad económica de un sistema de aprovechamiento energético de cáscaras residuales de naranja ubicado en una planta procesadora de jugos.

Este sistema cumple con una doble función al tratar un residuo agroindustrial y al abastecer de energía térmica utilizada a la misma planta industrial que generó dicho residuo. Como consecuencia, la línea base se formuló de acuerdo a la gestión de la cáscara residual y abastecimiento de energía útil anterior a la implementación del sistema de bioenergía, es decir, la operación convencional sin el desarrollo del sistema alternativo (Bhattacharyya, 2011a; Florio *et al.*, 2008).

En la línea base se considera que la cáscara residual es trasladada a un predio propiedad de la empresa, donde un pequeño porcentaje del residuo es vendido como alimento para animales, y el remanente es tirado al cielo abierto para su descomposición. A su vez, la energía térmica requerida para la producción de jugos proviene de la combustión de combustóleo en una caldera.

Definición de Alternativas

La alternativa planteada consiste en un sistema de aprovechamiento energético de la cáscara residual de naranja con el objetivo de tratar adecuadamente estos residuos, así como autoabastecer de energía térmica a otros procesos de la empresa. Este sistema de bioenergía ya ha sido previamente descrito a detalle en las secciones anteriores.

Esta alternativa es empíricamente verificable, debido a que actualmente se encuentra en operación (Crabbé & Leroy, 2008). El presente estudio calculó el costo de dicha acción contra el costo de inacción (entendiéndose como la operación sin la existencia de dicho proyecto), como recomienda la bibliografía (Lazurko, 2018).

Identificación y Priorización

La comparación entre ambos sistemas consideró un horizonte temporal de 20 años, que es la vida útil media del equipo utilizado en el aprovechamiento de la biomasa. Se asumió que la planta de biomasa funciona a un 90% de su capacidad, con una producción diaria de 499,680 MJ a partir de 672 toneladas de cáscara fresca. El sistema de línea base obtiene diariamente la misma cantidad de energía del combustóleo (14,040 L) y gestiona las 672 toneladas al transportarlas mediante 48 camiones a un predio en donde el 1.95% (13.13 ton) son vendidas como pienso para animales y el resto se deja a su descomposición natural. La inclusión de costos y beneficios se basó en el modelado de los sistemas estudiados y en la disponibilidad de datos provenientes de la empresa, como recomienda la bibliografía (Crabbé & Leroy, 2008).

De acuerdo a la metodología del ACB, únicamente se incluyen aquellos costos y beneficios directamente atribuibles al proyecto estudiado (Lazurko, 2018). Siguiendo este criterio, se excluyó la inversión en la caldera que opera a base de combustóleo en la línea base al considerarse un costo hundido, ya que su adquisición pasada fue independiente al establecimiento del proyecto de biomasa analizado (Bhattacharyya, 2011a).

En este proyecto se asumió que la cáscara residual de naranja tiene un costo de \$70 MXN/ton. Aunque este flujo de efectivo técnicamente no se realiza (la cáscara es manejada por la misma empresa), se consideró en el estudio para ser consistente con la evaluación ambiental y con estudios anteriores (Jorissen *et al.*, 2020; Laurent *et al.*, 2018; Prasad *et al.*, 2020). Posteriormente, como parte del análisis de

sensibilidad, se manejaron escenarios en los que se modificó el costo por tonelada de biomasa.

Cuantificación de Costos y Beneficios

Los inventarios de ambos sistemas fueron dimensionados a cantidades anuales basados en la cantidad de días que la planta de biomasa se encuentra en operación a partir de cáscaras de naranja (210 días). Posteriormente, se calcularon los costos y beneficios a partir de los precios de mercado y de los costos registrados por la empresa. En esta evaluación económica no se incorporaron externalidades económicas ni ambientales debido a que actualmente no se reflejan en la contabilidad de la empresa. Los costos y beneficios identificados fueron convertidos a una moneda constante: pesos mexicanos (MXN) del año 2018; se aplicaron los Índices de Precio al Consumidor para las conversiones de valores procedentes de distintos años (Boardman *et al.*, 2011b). A continuación se presentan los inventarios económicos de los sistemas comparados (Tabla 11):

Clasificación		Línea Base			Uso Biomasa		
		Concepto	Cantidad	Unidad	Concepto	Cantidad	Unidad
Costos de Capital	Inversión en Capital Fijo	No se incluyó			Planta Biomasa	2.174	Millones \$ / MW
	Costos de Operación	Costos Fijos	Mano de obra operación combustóleo	2404	\$/día	Mano de obra planta biomasa	233,600
					Mantenimiento planta	216,000	\$/mes
	Costos Variables	Transporte cáscara residual	800	\$/viaje	Cáscara	70	\$/ton
					Agua	7.79	\$/m ³
					Cal	1.4	\$/kg
					Electricidad	1.62	\$/kWh
					Diésel gestión residuos	18.97	\$/L
					Tratamiento agua residual	27	\$/m ³
Beneficios	Beneficios	Venta cáscara como pienso	80	\$/ton	No aplica		

Tabla 11: Inventario de costos y beneficios para la línea base y el aprovechamiento energético de cáscara.

De acuerdo a lo recomendado en la bibliografía, en el presente estudio no se incluyeron costos por depreciación y amortización. Ya que los costos de inversión son contabilizados en el año en que ocurren, los costos por depreciación (dispositivos contables basados en la vida útil total de la inversión) no se consideran flujos netos de efectivo (Bhattacharyya, 2011a; Florio *et al.*, 2008; Jenkins & Harberger, 2000). Siguiendo el mismo criterio, tampoco se incluyen costos por amortización (Florio *et al.*, 2008).

Debido a la configuración de los costos y beneficios identificados, no se pudieron atribuir beneficios monetarios directamente atribuibles al escenario de biomasa, lo que dificultó el cálculo de algunos indicadores económicos. Para resolver esta cuestión, se aplicó el método incremental para facilitar la comparación entre los sistemas. El método incremental consiste en la comparación directa entre los costos de diferentes alternativas mutuamente excluyentes (Newman *et al.*, 2004). En un análisis incremental, los costos y beneficios netos son calculados a partir de la sustracción de determinada opción con respecto a su línea base (Johnson *et al.*, 2009). Este método es comúnmente aplicado en la economía del cambio climático para la construcción de curvas de costos marginales de abatimiento que permitan medir la costo-efectividad de alguna medida en comparación a una línea base (Bhattacharyya, 2011b).

Los beneficios netos del sistema alternativo fueron calculados a partir de la diferencia entre los VPN resultantes del aprovechamiento alternativo en relación a la línea base, en lo que puede ser interpretado como el ahorro total de la implementación de la alternativa energética, en caso de resultar en un valor positivo.

Aplicación de Descuentos

La tasa de descuento es considerada como la representación del costo de oportunidad del capital requerido para el desarrollo de un proyecto (Florio *et al.*, 2008). Su elección es uno de los factores cruciales en las evaluaciones económicas para determinar la viabilidad y rentabilidad de una inversión (Daly & Farley, 2004a). El principio básico de la tasa de descuento yace en que el valor del dinero cambia con el tiempo, por lo que se asume que una cantidad dada de dinero tendrá un menor valor en el futuro que en el presente (Boardman *et al.*, 2011b; Daly & Farley, 2004a).

Resulta importante considerar que, conforme aumenta el tiempo, el factor de descuento crece y se reduce progresivamente el valor presente neto de los costos y beneficios futuros (Daly & Farley, 2004a). Debido a esto, se reporta que una alta tasa de descuento afecta a aquellos proyectos cuyos beneficios son obtenidos en etapas avanzadas (Boardman *et al.*, 2011d; Daly & Farley, 2004a). De acuerdo a las recomendaciones de instituciones internacionales en proyectos de fuentes de energía renovable, se aplicó una tasa de descuento de 7.5%, tal como recomienda la OCDE (IRENA, 2019).

Cálculo de Indicadores

Valor Presente Neto

El Valor Presente Neto es un indicador económico comúnmente usado para calcular todos los costos y beneficios futuros de un proyecto en un valor constante (Boardman *et al.*, 2011b). Considerado el indicador idóneo de rentabilidad, tiene sus bases conceptuales en la presunción de que la utilidad marginal del dinero en el

presente es mayor a la utilidad del dinero futuro (Daly & Farley, 2004a; Florio *et al.*, 2008).

El VPN convierte a una misma unidad monetaria los costos y beneficios que el proyecto tendrá a lo largo de su vida útil a partir de la tasa de descuento aplicada (Daly & Farley, 2004a). La elección de la tasa de descuento depende del costo de oportunidad del ejecutor del proyecto, que puede ser un agente privado (tasa financiera) o la sociedad en su conjunto (tasa económica) (Florio *et al.*, 2008). Este indicador puede calcularse a partir de la siguiente fórmula:

$$VPN = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{BN_t}{(1+i)^t}$$

Donde:

$-I_0$: Inversión inicial

BN_t : Beneficios netos percibidos en cada periodo t

n: Periodo final del horizonte de evaluación

i: Tasa de descuento privada

(Daly & Farley, 2004a)

Cabe destacar que la inversión inicial es tratada por separado porque, en el horizonte temporal modelado, dicho costo ocurre en el presente sin descuento alguno en caso de implementar el proyecto. Esto provoca que una mayor tasa de descuento provoca un menor VPN, ya que los beneficios futuros sufren un mayor descuento que los costos inmediatos (como la inversión inicial) (Boardman *et al.*, 2011b)

Este indicador revela si un proyecto proveerá de beneficios netos al final de determinado horizonte temporal al presentar un valor positivo (Bhattacharyya, 2011a; Florio *et al.*, 2008). Se considera que un valor mayor a cero comprueba la rentabilidad del proyecto, aunque se recomienda la complementación de este indicador con otros similares (Daly & Farley, 2004a).

Costo Nivelado de Energía

El costo de producción de la energía es un parámetro clave para la sostenibilidad y la planeación energética al proporcionar información útil para la maximización de ganancias mediante el aprovechamiento de fuentes de energía asequibles (Hadian & Madani, 2015). Un indicador que facilita la comparación de costos de producción entre fuentes de energía es el Costo Nivelado de Energía (LCOE, por sus siglas en inglés). Este indicador establece una relación entre los costos y la energía generada durante el periodo de vida útil del proyecto energético (IRENA, 2019). El LCOE puede ser interpretado como el costo por unidad de energía generada durante el total de la vida útil del sistema (Branker *et al.*, 2011). Tanto la energía producida como los costos de inversión, operación y mantenimiento totales son descontados con la misma tasa. La fórmula se muestra a continuación:

$$LCOE = \frac{\sum_{t=1}^n \frac{I_t + M_t + F_t}{(1+r)^t}}{\sum_{t=1}^n \frac{E_t}{(1+r)^t}}$$

Donde:

I_t : Inversión

M_t : Costos de operación y mantenimiento

F_t : Costo del combustible

E_t : Energía producida

t : Vida útil del proyecto

r : Tasa de descuento

(IRENA, 2019)

Este indicador facilita la identificación de fuentes de energía costo-efectivas (Branker *et al.*, 2011), y puede ser interpretado como un punto de equilibrio para la identificación de precios que justifiquen la inversión al proporcionar ganancias durante la vida útil de la tecnología energética (Kuckshinrichs & Koj, 2018). La principal ventaja del LCOE yace en la facilidad de comparar entre fuentes de energía a distintas escalas y vida útil (Hadian & Madani, 2015). A pesar de ser utilizado principalmente para la comparación entre fuentes de electricidad (Ueckerdt *et al.*, 2013), organizaciones internacionales como el IPCC lo usan para la comparación entre diferentes fuentes energéticas, ya sean de origen renovable o no renovable (IPCC, 2011; Ueckerdt *et al.*, 2013).

Análisis de Sensibilidad

De acuerdo a la metodología del ACB, se debe realizar un análisis de sensibilidad para evaluar la solidez del modelo desarrollado y la influencia de decisiones metodológicas clave (FAO & PNUD, 2019). Se recomienda que este análisis se enfoque en supuestos que tengan un efecto negativo en el proyecto (Bhattacharyya, 2011a), y que se calculen las variaciones en los indicadores de rendimiento (Florio *et al.*, 2008).

Siguiendo las recomendaciones para sistemas de gestión de residuos (Florio *et al.*, 2008), a partir de la diferencia incremental entre sistemas se evaluaron los siguientes cambios en el sistema:

1. Precio de la biomasa: Se exploraron variaciones en el precio actual de la biomasa (\$70MXN/ton) desde un precio cero hasta duplicar el valor actual.
2. Variación en precio de combustóleo: Se consideraron variaciones entre un -50% y +50% en el precio del combustóleo (\$7.7MXN/L) para el periodo estudiado.
3. Tasa de descuento: Se evaluaron cambios en la diferencia incremental de los sistemas estudiados a partir de variaciones en la tasa de descuento que comprendieron desde un 1% hasta un 10%.

Integración

Costo de Mitigación

La urgente necesidad de ejecutar medidas contra el cambio climático con recursos financieros limitados y diversas opciones tecnológicas han motivado el desarrollo de indicadores integrados como el costo de mitigación (CM) (Piotrowski *et al.*, 2013). El costo de mitigación indica el costo de una medida contra el cambio climático por tonelada de GEI evitada (Rao & Rubin, 2002; Sims *et al.*, 2003). Forma parte del enfoque de abatimiento marginal para la monetización de emisiones GEI al calcular los costos necesarios por cierta reducción en emisiones GEI (Dong *et al.*, 2019). Este indicador puede ser calculado a partir de la siguiente fórmula:

$$CM \left(\frac{\$}{\text{ton } CO_{2eq}} \right) = \frac{VPN_{LB} - VPN_A}{\text{Mitigación acumulada}}$$

Donde:

VPN_{LB} : Beneficio de línea base en tiempo analizado.

VPN_A : Beneficio de alternativa en tiempo analizado.

Mitigación acumulada: Resta de emisiones GEI entre línea base y alternativa. (Johnson *et al.*, 2009)

El costo de mitigación permite identificar medidas costo-efectivas que reduzcan una mayor cantidad de emisiones GEI al menor costo (Lara Pulido *et al.*, 2017; Piotrowski *et al.*, 2013). En caso de resultar en un valor negativo, se interpreta que la medida presenta beneficios positivos netos y que puede resultar rentable, lo que recomienda su implementación (García *et al.*, 2015).

En el presente estudio se desarrolló este indicador de integración a partir de los resultados de las categorías de GWP (procedente del ACV) y del VPN (procedente del ACB) para los dos sistemas estudiados.

Internalización de Impactos Ambientales en Evaluación Económica

Las externalidades son definidas como aquellos impactos positivos y negativos que la ejecución de un proyecto tiene sobre la utilidad o bienestar de terceros ajenos al proyecto (Boardman *et al.*, 2011b). Las evaluaciones económicas convencionales comúnmente excluyen la cuantificación de aspectos ambientales y sociales relacionados con los proyectos evaluados, tanto en general (Crabbé & Leroy, 2008), como en proyectos de bioenergía (Domac *et al.*, 2005; Menegaki, 2008).

La exclusión de aspectos ambientales de las evaluaciones económicas ha sido criticada debido a que fomenta una asignación inadecuada de los recursos en la sociedad (Pizzol *et al.*, 2015), y a que no refleja debidamente los costos y beneficios al comparar entre bioenergía energéticos fósiles (Silalertruksa *et al.*, 2012). En la bibliografía se argumenta que la valoración económica de los impactos ambientales posee un gran potencial de integrar el valor económico de bienes externos a los mercados para una toma de decisiones más informada y más cercana a los efectos

que recibirá la sociedad en su conjunto (Fischedick *et al.*, 2011). Si bien se entiende que la monetización de impactos ambientales no es ajena a controversias conceptuales y metodológicas (Boardman *et al.*, 2011c), se argumenta que esta busca cuantificar el valor asociado a un cambio en las expectativas o calidad que los individuos estarían dispuestos a pagar (Pizzol *et al.*, 2015).

Los ACB económicos buscan ampliar la perspectiva financiera para incluir externalidades ambientales y sociales directamente atribuibles a los proyectos evaluados (Florio *et al.*, 2008; Huysegoms *et al.*, 2018). En este sentido, los resultados del ACV cuentan con un gran potencial de ser incorporados como insumos para estas evaluaciones económicas (Hoogmartens *et al.*, 2014; Pizzol *et al.*, 2015). En las últimas décadas se han desarrollado distintas metodologías de integración de resultados del ACV en evaluaciones económicas mediante la monetización de las categorías de impacto (Huysegoms *et al.*, 2018; Pizzol *et al.*, 2015; Weidema, 2009; Weidema *et al.*, 2013)

La monetización de los resultados del ACV presenta numerosos retos y dificultades. El enfoque del ACV basado en impactos potenciales expresados en distintas unidades de punto medio y final dificulta su aplicación directa en evaluaciones económicas (Pizzol *et al.*, 2015). A su vez, la existencia de distintos métodos de valoración económica permite una alta heterogeneidad de resultados, cuyos horizontes geográficos, representatividad de datos, y supuestos implícitos no resultan compatibles entre sí (Huysegoms *et al.*, 2019). Como consecuencia de esto, la bibliografía no reporta un único método de valoración económica recomendable para integrar datos del ACV, por lo que recomienda una combinación de métodos relativos al contexto de cada estudio (Pizzol *et al.*, 2015). Basados en una revisión bibliográfica, se decidió aplicar el indicador de Costo Social del Carbono (CSC) basado en los resultados del indicador de GWP.

El Costo Social del Carbono consiste en la valoración económica de los efectos de la emisión de una tonelada adicional de CO₂ en el bienestar social y las actividades económicas productivas (Stern, 2008). Se ubica en la categorización de monetización de impactos ambientales por costo de los daños asociados (Dong *et al.*, 2019). Puede interpretarse como el costo del daño marginal global asociado a una emisión adicional de GEI (Watkiss & Downing, 2008).

El CSC se construye a partir de Modelos de Análisis Integrados, que incorporan numerosas ecuaciones basadas en los flujos de emisiones GEI, concentraciones atmosféricas de GEI, cambios en las temperaturas y regímenes climáticos, y valoración económica de daños físicos (Alatorre *et al.*, 2019; Hope & Newbery, 2008; Nordhaus, 2017). Los modelos científicos en los que se basa el CSC cuentan con altos niveles de incertidumbre debido al alto nivel de complejidad del sistema climático global y a la influencia de las decisiones metodológicas intrínsecas en los modelos económicos utilizados (Alatorre *et al.*, 2019). Actualmente se reportan una gran diversidad de aproximaciones al CSC desde distintos países y mediante la aplicación de diferentes modelos matemáticos (Alatorre *et al.*, 2019; Dong *et al.*, 2019).

El presente estudio utilizó el valor reportado por el meta-análisis de Alatorre y colaboradores (2019), ubicado en 25.83 USD₂₀₁₈ por tonelada de CO_{2eq} (equivalente a \$506.95 MXN₂₀₁₈). Conforme a lo establecido en la bibliografía, estos costos no reciben descuento alguno durante la vida útil de los proyectos (Dong *et al.*, 2019). Este costo adicional fue incorporado en la evaluación económica anterior para un nuevo cálculo de los indicadores de VPN y LCOE. En concordancia con las metodologías aplicadas anteriormente, se realizará un análisis de sensibilidad con distintos valores para el CSC, así como con escenarios que únicamente consideren la mitigación por sustitución del combustible.

Capítulo IV – Resultados

El siguiente capítulo presenta y describe brevemente los hallazgos de las metodologías aplicadas para la comparación entre la línea base y el aprovechamiento energético de la cáscara de naranja. En la subsección del ACV se exponen los resultados por categoría de impacto del ACV, así como los resultados de los indicadores energéticos y de circularidad; los principales resultados del análisis de sensibilidad se ubican posteriormente. En la subsección del ACB se encuentran los resultados de la comparación entre sistemas para los indicadores de VPN, LCOE, y sus subsecuentes análisis de sensibilidad. Finalmente, la subsección de integración de resultados presenta los hallazgos de los indicadores de costo de mitigación e internalización del Costo Social del Carbono, contruidos a partir de la integración de los resultados del ACV y del ACB.

Análisis de Ciclo de Vida

Acidificación

El sistema que presentó un mayor impacto en la categoría de acidificación fue el aprovechamiento energético de la cáscara, que obtuvo un impacto de $1.57E-02$ kg SO_{2eq} frente a los de $5.65E-04$ kg SO_{2eq} procedentes de la línea base (Figura 19).

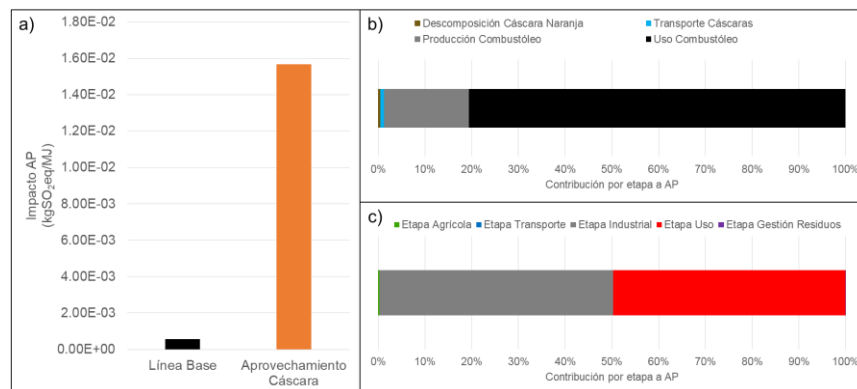


Figura 19: Impactos y contribución por etapa en Acidificación.
a) Comparación directa entre sistemas. b) Contribución impacto por etapas Línea Base. c) Contribución impacto por etapas Aprovechamiento Cáscara.

La principal contribución del impacto para el uso de la cáscara proviene de las etapas industrial (49.9%) y de uso (49.7%), lo que se debe a la propia combustión de la cáscara en ambas etapas (secado y combustión final, respectivamente). Las emisiones con mayor contribución a la acidificación fueron NO_x (97.4%) y SO_2 (2.42%) para el impacto total del sistema. En cambio, para la línea base la mayor contribución proviene del uso del combustóleo, que representó un 81% del impacto total, lo que se explica por las emisiones de SO_2 y NO_x durante la combustión de la

caldera; la producción del combustóleo contribuyó con el 18% del impacto. El SO₂ representó el 90% del impacto total del sistema, y el NO_x el 10% restante.

Cambio Climático

Para la categoría de Cambio Climático, la línea base obtuvo un mayor impacto con 0.544 kg CO_{2eq}, mientras el aprovechamiento de la cáscara tuvo 0.033 kg CO_{2eq} (Figura 20).

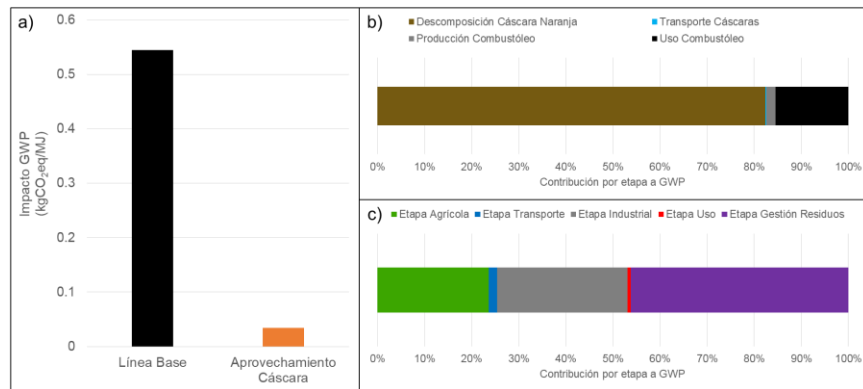


Figura 20: Impactos y contribución por etapa en Cambio Climático. a) Comparación directa entre sistemas. b) Contribución impacto por etapas Línea Base. c) Contribución impacto por etapas Aprovechamiento Cáscara.

La etapa de gestión de residuos (46%) destaca en el impacto del aprovechamiento de la cáscara, lo que se explica por las emisiones de CH₄ durante la descomposición de los finos residuales y el tratamiento de aguas residuales. El resto de los impactos se originan en las etapas industrial (28%) y agrícola (24%) por las emisiones de CO₂ fósil y N₂O, respectivamente. En el caso de la línea base, un 82% del impacto se puede atribuir al CH₄ emitido durante la descomposición de la cáscara. La segunda mayor contribución (15%) proviene de la emisión de CO₂ de origen fósil en la quema del combustóleo.

Consumo de Agua

El sistema de aprovechamiento de la biomasa obtuvo un mayor consumo de agua, con 1.55E-03 m³ por MJ producido, mientras que la línea base únicamente consumió 9.82E-04 m³ por MJ (Figura 21).

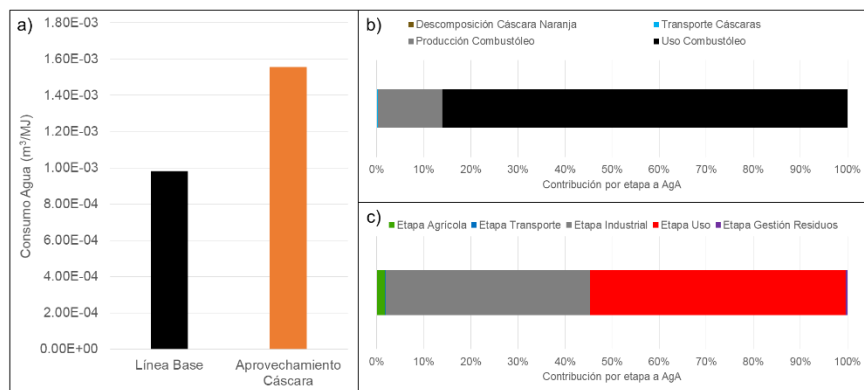


Figura 21: Impactos y contribución por etapa en Consumo de Agua.
 a) Comparación directa entre sistemas. b) Contribución impacto por etapas Línea Base. c) Contribución impacto por etapas Aprovechamiento Cáscara.

Para el sistema de biomasa, la etapa de uso obtuvo el mayor consumo de agua con un 54% del total, lo que se debe a la propia demanda de agua de la caldera. El consumo de agua durante el lavado y procesamiento de la cáscara en la etapa industrial fungió como la segunda mayor fuente de impacto (43%). A su vez, el mayor consumo de agua para la línea base se originó en el uso del combustóleo durante la operación de la caldera (86%). El resto del consumo de agua se concentra en la producción del combustóleo (13.8%), principalmente en las operaciones del refinamiento de petróleo “aguas arriba” en la cadena del combustóleo.

Eutrofización

La línea base obtuvo un impacto de 2.92E-04 kg P_{eq}/MJ, mayor que los 1.92E-05 kg P_{eq}/MJ procedentes del aprovechamiento de la cáscara (Figura 22).

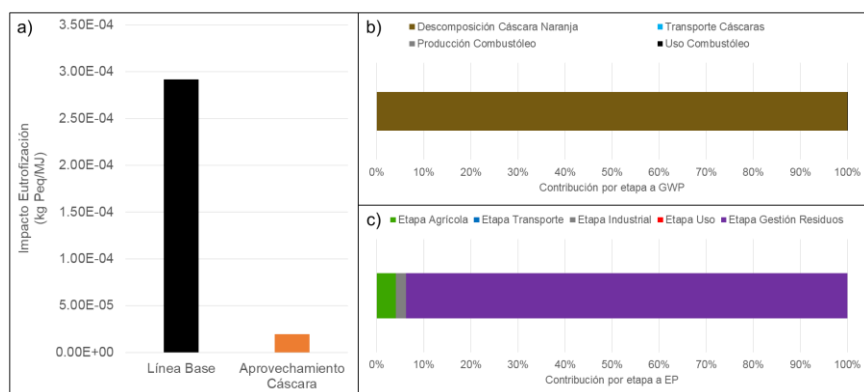


Figura 22: Impactos y contribución por etapa en Eutrofización.
 a) Comparación directa entre sistemas. b) Contribución impacto por etapas Línea Base. c) Contribución impacto por etapas Aprovechamiento Cáscara.

La principal fuente de impacto para el aprovechamiento energético de la cáscara se presentó en la etapa de gestión de residuos (94%), lo que se debe por la liberación

de P al suelo como consecuencia de la disposición final de cenizas (51.2%) y finos residuales (42.3%). Por su parte, la totalidad del impacto por eutrofización en la línea base proviene de la descomposición de la cáscara, más específicamente de la liberación de P al suelo.

Formación de Oxidantes Fotoquímicos

En esta categoría, el aprovechamiento de la cáscara residual tuvo un mayor impacto, con $4.24E-02$ kg NO_{xeq} frente a los $1.62E-04$ kg NO_{xeq} de la línea base (Figura 23).

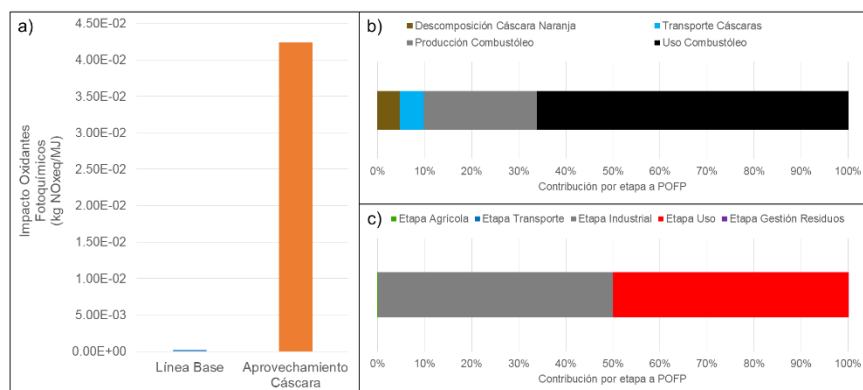


Figura 23: Impactos y contribución por etapa en Formación de Oxidantes Fotoquímicos. a) Comparación directa entre sistemas. b) Contribución impacto por etapas Línea Base. c) Contribución impacto por etapas Aprovechamiento Cáscara.

En el uso de la biomasa, las etapas industrial (49.9%) y de uso (49.5%) tuvieron las mayores contribuciones a esta categoría de impacto. Esto se debe a las emisiones de NO_x derivadas de la combustión de biomasa en hornos para secado y en la caldera de uso final, respectivamente. Para la línea base, la principal contribución al impacto se originó en el uso del combustóleo (66%) debido a las emisiones de NO_x y NMVOC en la caldera. La producción del combustóleo contribuyó con el 24% del impacto, originado por las mismas sustancias.

Formación de Material Particulado

El aprovechamiento energético de la cáscara de naranja presentó un mayor impacto en esta categoría con $4.79E-03$, mientras que la línea base arrojó un resultado de $1.79E-04$ kg $PM_{2.5eq}$ (Figura 24).

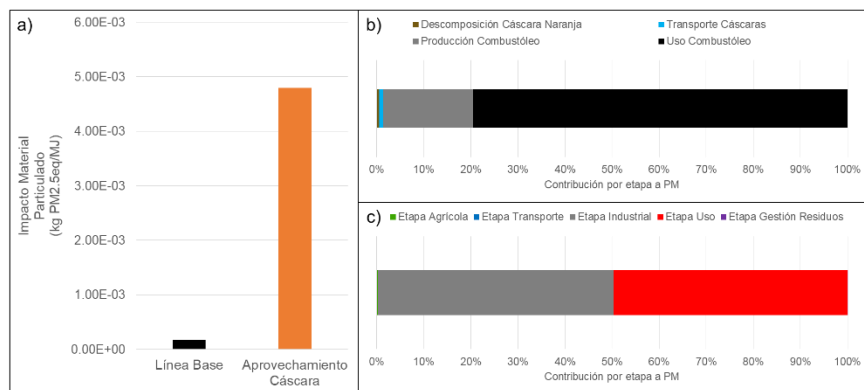


Figura 24: Impactos y contribución por etapa en Formación de Material Particulado.
 a) Comparación directa entre sistemas. b) Contribución impacto por etapas Línea Base. c) Contribución impacto por etapas Aprovechamiento Cáscara.

La etapa industrial tuvo la mayor contribución al impacto de esta categoría (50%) para el aprovechamiento de la cáscara, seguida de la etapa de uso (49.6%); ambas etapas presentaron un alto impacto derivado de las emisiones de NO_x durante la combustión de la biomasa. La principal contribución para el impacto de la línea base provino de la etapa de uso del combustóleo (80%) por las emisiones de SO₂, NO_x, y PM_{2.5}. La segunda etapa con mayor impacto fue la producción del combustóleo, debido a la emisión de los mismos gases en procesos “aguas arriba” del refinamiento del combustóleo.

Toxicidad Humana

El sistema que presentó un mayor impacto fue la línea base con 2.39E-04 kg 1,4DCB_{eq}, mientras que el uso de la biomasa obtuvo un menor impacto de 2.37E-05 kg 1,4DCB_{eq} (Figura 25).

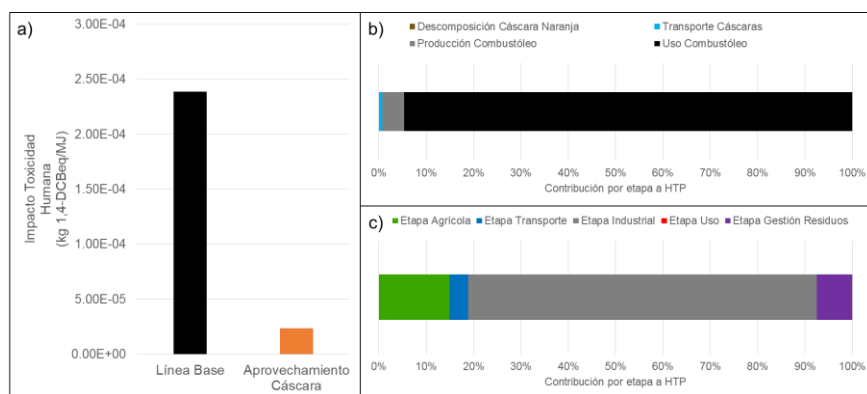


Figura 25: Impactos y contribución por etapa en Toxicidad Humana.
 a) Comparación directa entre sistemas. b) Contribución impacto por etapas Línea Base. c) Contribución impacto por etapas Aprovechamiento Cáscara.

En el caso de la cáscara, la etapa industrial presentó la mayor contribución (74%) debido a las emisiones de CrO₃, Ni, y H₂C=O originadas en procesos “aguas arriba”

derivados de la generación de electricidad de fuentes fósiles en el *mix* eléctrico. La etapa agrícola contribuye con el 15% del impacto originado por la emisión de los mismos compuestos químicos en la producción de fertilizantes sintéticos. En cambio, la etapa de uso del combustóleo tuvo la mayor contribución para la línea base (95%), lo que se debe a las emisiones de Ni, H₂C=O, y CrO₃ originadas durante la quema del combustóleo en la caldera.

Eficiencia Energética

Para el EROI basado en el CED, el aprovechamiento energético de la cáscara obtuvo un mayor valor de 0.83 frente a los 0.72 de la línea base. No obstante, si se considera la modificación recomendada al CED para el cálculo (sustracción del poder calorífico) (Arvesen & Hertwich, 2015), el EROI de la línea base aumenta hasta 2.88 mientras el uso de biomasa permanece en 0.83 (Figura 26). En el caso de la TRF, el aprovechamiento energético de la cáscara obtuvo un mayor valor de 6 frente a los 0.73 procedentes de la línea base (Figura 26). Esto se explica por el origen de la energía consumida en ambos sistemas, ya que únicamente un 14% de la energía consumida por el sistema de biomasa es de origen fósil, frente al 99% de la línea base.

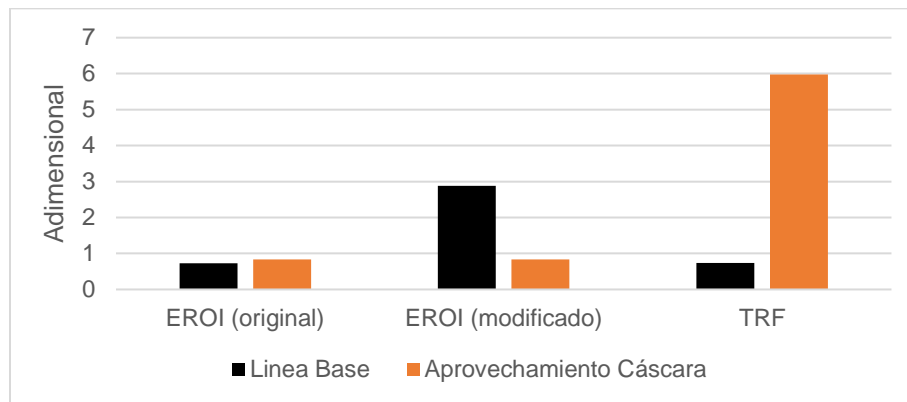


Figura 26: Resultados para indicadores de EROI y TRF.

Reducción de Residuo

La línea base obtuvo un valor de 2%, ya que únicamente un pequeño porcentaje de la cáscara residual generada es vendida como alimento para animales (Figura 27). En cambio, el uso de la cáscara con fines energéticos obtuvo un valor de 23% debido al uso final de la cáscara procesada en los hornos y en la caldera de vapor.

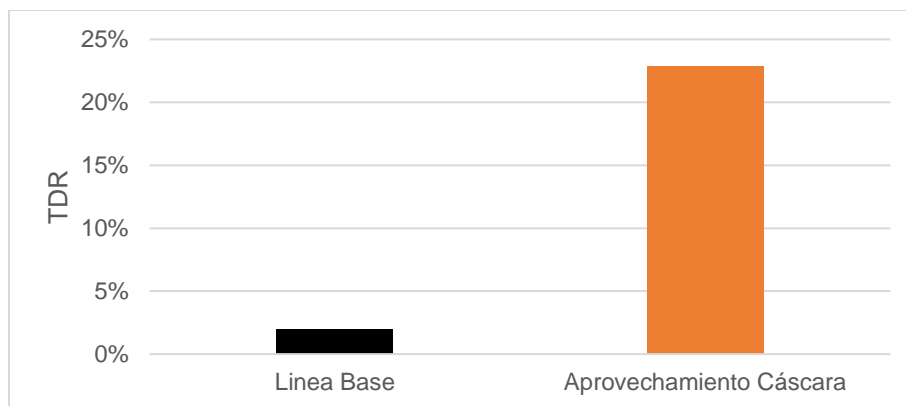


Figura 27: Resultados para indicador de TDR.

Resumen

A continuación, a manera de resumen, se presentan los resultados completos del ACV para ambos sistemas de acuerdo a la metodología de impacto ReCiPe (Tabla 12), así como las contribuciones por etapa en los indicadores de ACV de interés para ambos sistemas (Figura 28), y una normalización de los resultados para ambos sistemas (Figura 29). En esta última gráfica, una mayor área representa un mejor rendimiento ambiental, es decir, un menor impacto ambiental de acuerdo a las categorías del ACV y una mayor calificación en los indicadores energéticos y de circularidad.

Categoría de impacto	Unidad	Línea Base	Aprovechamiento Cáscara
Acidificación Terrestre	kg SO _{2eq}	5.65E-04	1.57E-02
Agotamiento de Combustibles Fósiles	kg petróleo _{0eq}	3.16E-02	3.97E-03
Agotamiento de Ozono Estratosférico	kg CFC11 _{eq}	4.31E-07	2.54E-07
Agotamiento de Recursos Minerales	kg Cu _{eq}	8.01E-07	1.59E-05
Cambio Climático	kg CO _{2eq}	0.544	0.033
Consumo de Agua	m ³	9.82E-04	1.56E-03
Ecotoxicidad de Agua Dulce	kg 1,4-DCB _{eq}	8.01E-05	2.97E-05
Ecotoxicidad Marina	kg 1,4-DCB _{eq}	3.28E-04	4.32E-05
Ecotoxicidad Terrestre	kg 1,4-DCB _{eq}	0.357	0.025
Eutrofización de Agua Dulce	kg P _{eq}	2.92E-04	1.92E-05
Eutrofización Marina	kg N _{eq}	7.59E-08	1.18E-05
Formación de Material Particulado	kg PM _{2.5eq}	1.79E-04	4.79E-03
Formación de Oxidantes Fotoquímicos, Salud Humana	kg NO _{xeq}	1.62E-04	4.24E-02
Formación de Oxidantes Fotoquímicos,	kg NO _{xeq}	1.65E-04	4.24E-02

Ecosistemas Terrestres			
Radiación Ionizante	kBq Co-60 _{eq}	6.99E-04	9.26E-05
Toxicidad Humana Carcinogénica	kg 1,4-DCB _{eq}	2.39E-04	2.35E-05
Toxicidad Humana No Carcinogénica	kg 1,4-DCB _{eq}	0.462	0.088
Uso de Suelo	m2a crop _{eq}	2.91E-05	2.36E-02

Tabla 12: Resultados de ACV para 1 MJ en ReCiPe midpoint (H).

Nota: El color en la columna del aprovechamiento de la cáscara proviene de la comparación con la línea base. Rojo: El impacto es mayor en el uso de la cáscara. Verde: El impacto es menor en el uso de la cáscara.

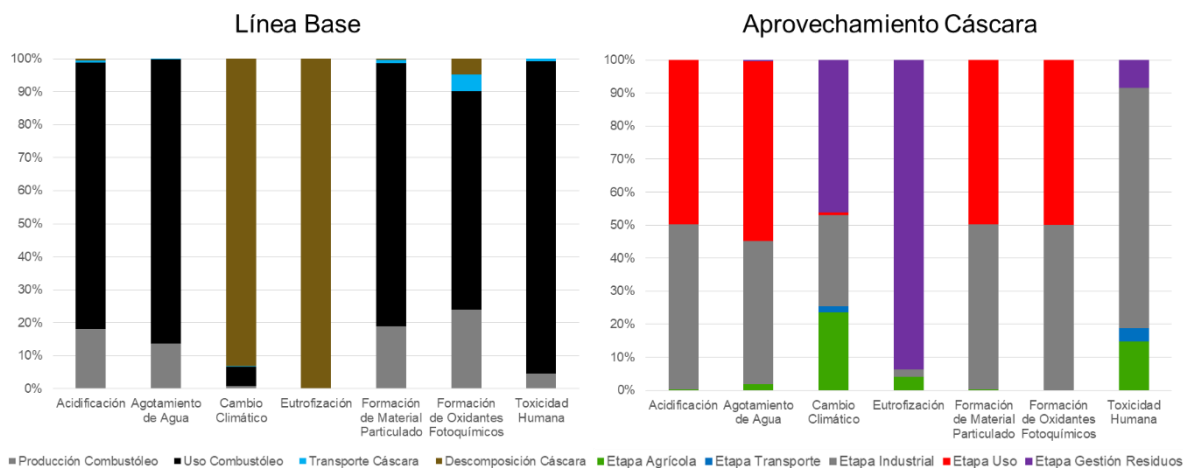


Figura 28: Contribución a impactos ambientales por etapa.

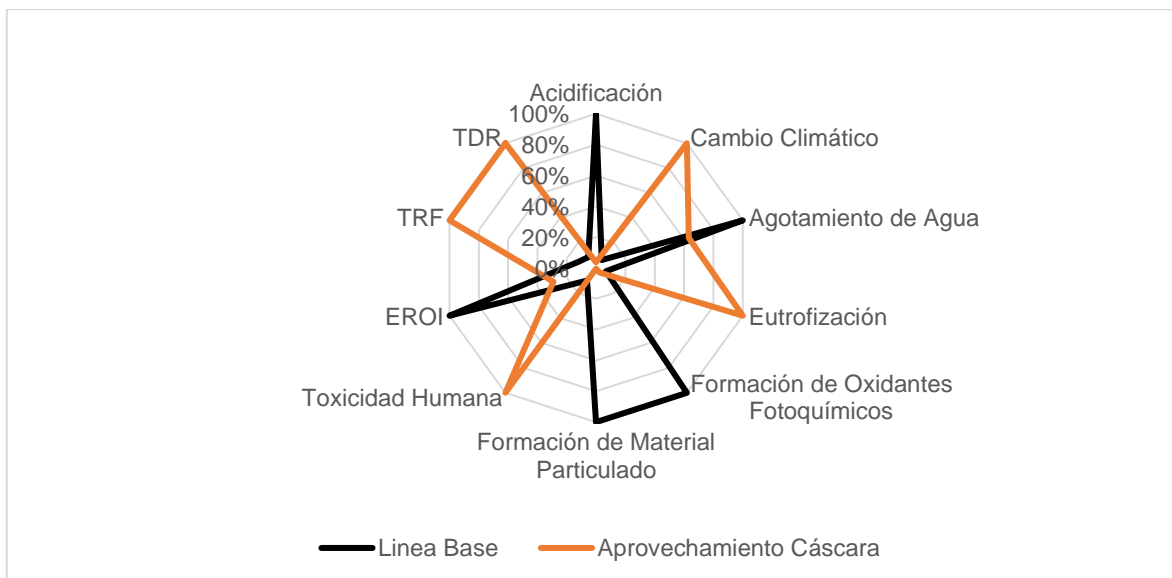


Figura 29: Normalización de resultados para indicadores ambientales.

Nota: El 100% de la gráfica representa el resultado óptimo en términos de la comparación entre los dos sistemas estudiados (minimización de impactos del ACV y maximización de resultados para EROI, TRF, y TDR).

Análisis de Sensibilidad

Los resultados del análisis de sensibilidad se muestran a continuación (Tabla 13). Se puede observar que cambios en la configuración del sistema provocan mejoras en el rendimiento ambiental del sistema, mientras que cambios relacionados con la multifuncionalidad del sistema aumentan sus impactos negativos.

Categoría de Impacto	Aprovechamiento Cáscara	Cáscara sin Carga Previa	% Variación	Recirculación Finos	% Variación	Asignación Másica	% Variación	Expansión Sistema	% Variación
Acidificación (kgSO _{2eq})	1.57E-02	1.56E-02	99.71%	1.57E-02	100%	1.67E-02	106%	1.45E-02	92%
Cambio Climático (kgCO _{2eq})	0.034	0.025	74.63%	0.022	64%	0.221	652%	-0.313	-923%
Consumo de Agua (m ³)	1.55E-03	1.45E-03	93.57%	1.55E-03	100%	3.73E-03	240%	-6.17E-02	-3969%
Eutrofización (kgP _{eq})	1.92E-05	1.85E-05	95.89%	1.11E-05	58%	3.64E-05	189%	-2.66E-04	-1384%
Formación de Oxidantes Fotoquímicos (kgNO _{xeq})	4.24E-02	4.24E-02	99.95%	4.24E-02	100%	4.29E-02	101%	4.26E-02	100%
Formación de Material Particulado (kgPM _{2.5eq})	4.79E-03	4.78E-03	99.79%	4.79E-03	100%	5.01E-03	105%	4.59E-03	96%
Toxicidad Humana (kg1,4DCB _{eq})	2.38E-05	1.93E-05	81.28%	2.34E-05	99%	1.21E-04	507%	-6.10E-04	-2563%
TDR (%)	23%	23%	100.00%	23.36%	102%	23%	100%	NA	NA
EROI	0.839	0.870	103.75%	0.878	105%	0.475	57%	NA	NA
TRF	5.973	7.924	132.67%	6.255	105%	0.959	16%	NA	NA

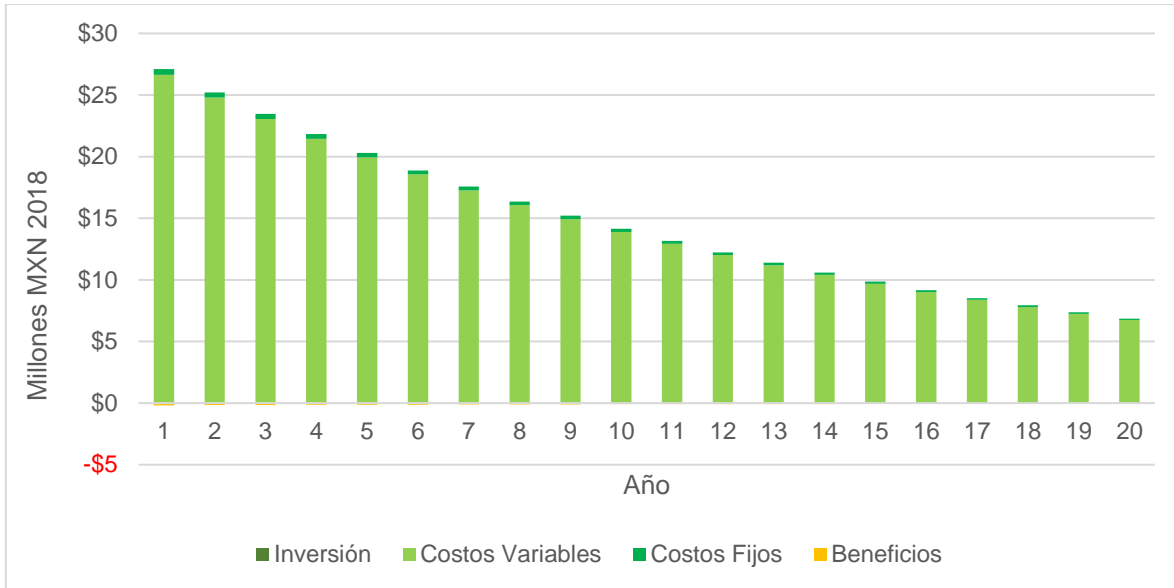
Tabla 13: Resumen de análisis de sensibilidad por indicador.

Nota: El porcentaje de variación es con respecto al resultado del aprovechamiento base. El sombreado verde indica una mejora en el rendimiento ambiental dependiendo del indicador, y el sombreado rojo una disminución en el rendimiento.

Análisis Costo Beneficio

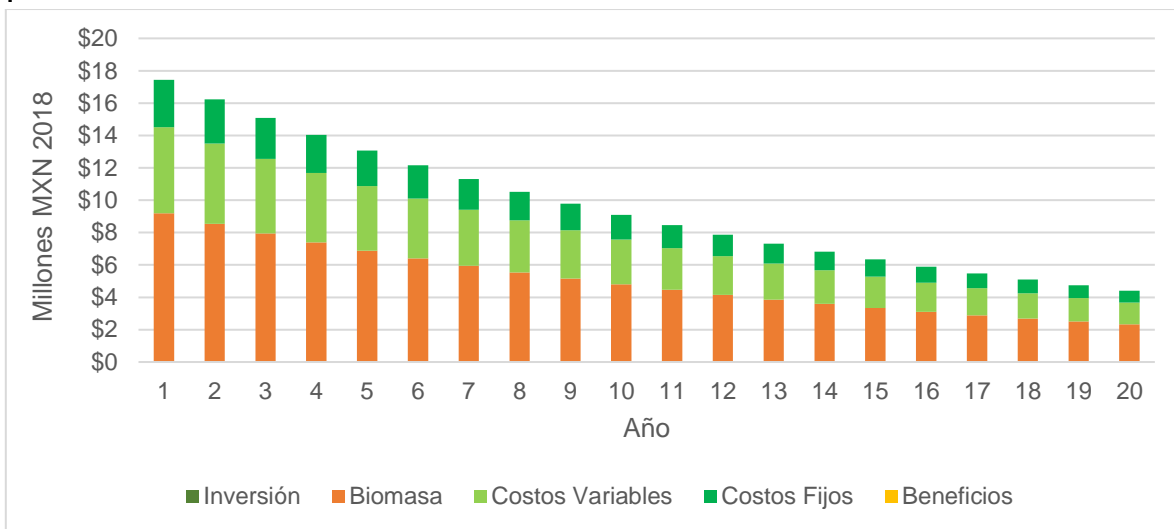
Valor Presente Neto

A continuación se muestran los resultados de la evaluación económica para la comparación entre sistemas a partir del VPN. La línea base no consideró costos de inversión, por lo que este rubro permanece vacío. La mayor contribución a los costos anuales proviene de los costos variables (98.9%), categoría que incluye el transporte de la cáscara fuera de las instalaciones de la empresa, y el consumo de combustóleo; el posterior fue identificado como el principal costo en este sistema con una contribución del 79%. La venta de cáscara como pienso representó el único beneficio del sistema, pero esta resulta ordenes de magnitud menor al resto de los costos (Figura 30). Para la vida útil evaluada de 20 años, el VPN dio un resultado de -\$295.166 millones de MXN₂₀₁₈.



*Figura 30: Flujos descontados para línea base.
Nota: Valores positivos indican costos, valores negativos indican beneficios.*

Para el aprovechamiento energético de la cáscara, los costos de inversión tienen un alto peso en el sistema al representar el mayor costo en la vida útil del sistema en el año 0 del proyecto. En los años posteriores, los costos de operación y mantenimiento se ubican por debajo de los 20 millones, con una mayor contribución del costo de la propia biomasa (53%), seguida por los costos variables (31%). No se atribuyeron beneficios para este sistema debido a la configuración incremental de la evaluación. El resultado del VPN para este sistema fue de -\$285.53 millones MXN₂₀₁₈ (Figura 31).



*Figura 31: Flujos descontados para aprovechamiento energético de cáscara.
Nota: Valores positivos indican costos, valores negativos indican beneficios.*

En el análisis incremental se ven reflejadas las diferencias entre los flujos de efectivo de ambos sistemas (Figura 32). Para el año cero, la diferencia es igual al flujo del sistema cáscara debido a la ausencia de este rubro en la línea base, lo que resulta en un alto costo neto de inversión. Posteriormente, en los años posteriores se obtiene un beneficio neto ya que el sistema de biomasa presenta menores costos variables y fijos que la línea base. Finalmente, la diferencia incremental presenta un valor de \$9.62 millones MXN₂₀₁₈, lo que representa una ganancia neta.

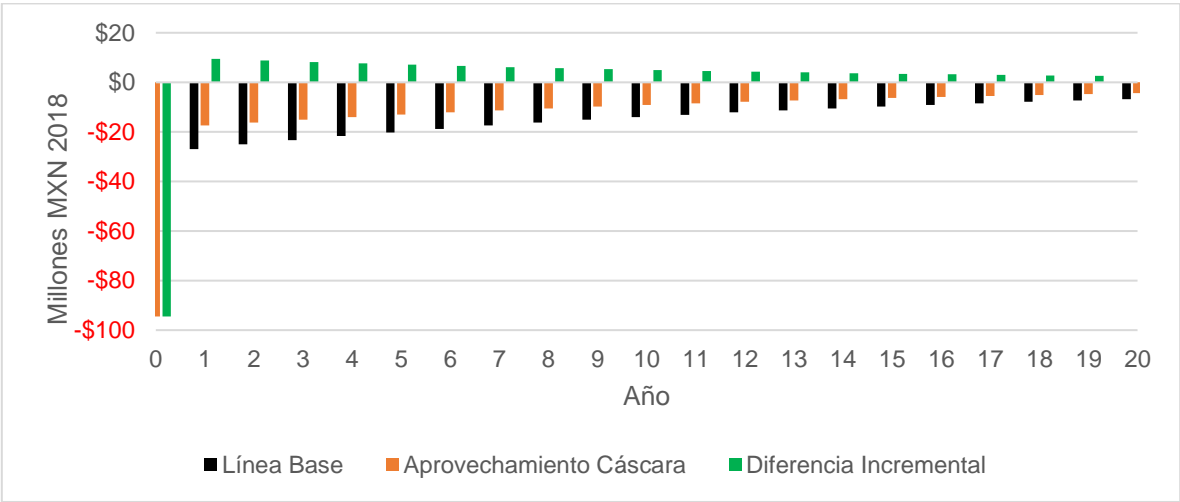


Figura 32: Análisis incremental entre flujos de efectivo con descuento en ambos sistemas
 Nota: Valores negativos indican costos, valores positivos indican beneficios en términos de ahorros.

Costo Nivelado de Energía

Al considerar una vida útil de 20 años para ambos sistemas en la evaluación económica, se obtuvo un valor de \$0.19 MXN₂₀₁₈ / MJ para la línea base y un valor de \$0.23 MXN₂₀₁₈ / MJ para el aprovechamiento energético de la cáscara (Figura 33). En el caso de la línea base, los costos variables representan la principal contribución (97.7%), mientras que en el sistema de cáscara los costos de la biomasa tuvieron una mayor participación (35%).

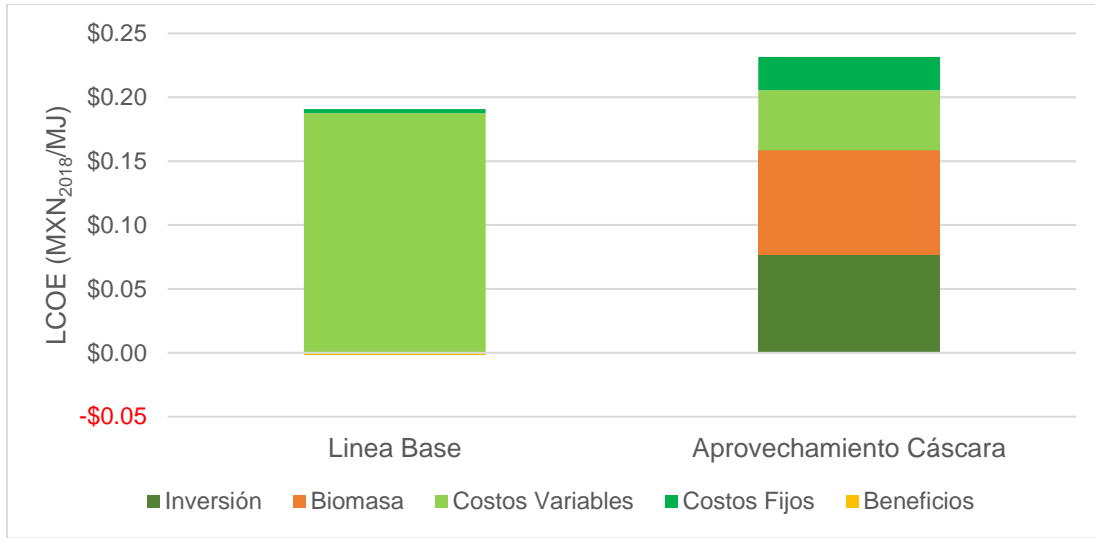


Figura 33: Comparación entre costos nivelados de energía con contribuciones.
 Nota: Valores negativos indican costos, valores positivos indican beneficios en términos de ahorros

Análisis de Sensibilidad

Se realizaron análisis de sensibilidad basados en variaciones para factores considerados clave como el precio de la cáscara residual, el precio del combustible sustituido, y la tasa de descuento. El primer análisis muestra que la diferencia incremental entre sistemas alcanza un valor máximo de \$110,333 millones MXN₂₀₁₈ al considerar que la cáscara residual carece de valor económico (Figura 34). Conforme incrementa el precio de la biomasa, la diferencia incremental disminuye hasta alcanzar valores negativos entre precios de \$70 y \$80MXN₂₀₁₈/ton.

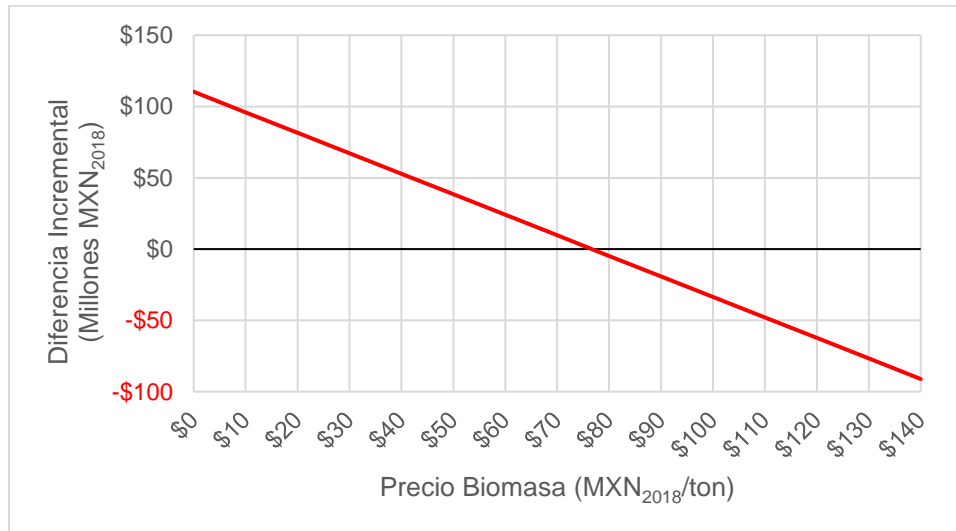


Figura 34: Variación en diferencia incremental de acuerdo a precio de cáscara residual.

Cuando se evalúan las variaciones en el precio del combustóleo, se puede observar que la diferencia incremental aumenta de forma proporcional al precio del combustóleo (Figura 35), y que la primera obtiene valores positivos a partir de un precio situado entre los \$7 y \$8 MXN₂₀₁₈.

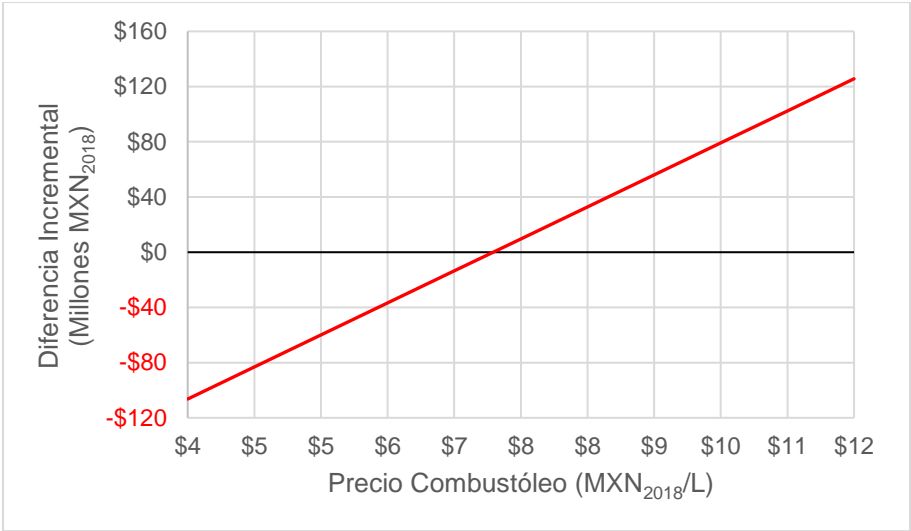


Figura 35: Variación en diferencia incremental de acuerdo a precio del combustóleo.

Al modificar la tasa de descuento, se puede observar que los beneficios incrementales alcanzan un valor máximo bajo un 1% de descuento (Figura 35), que decrece hasta alcanzar valores negativos después del 8%.

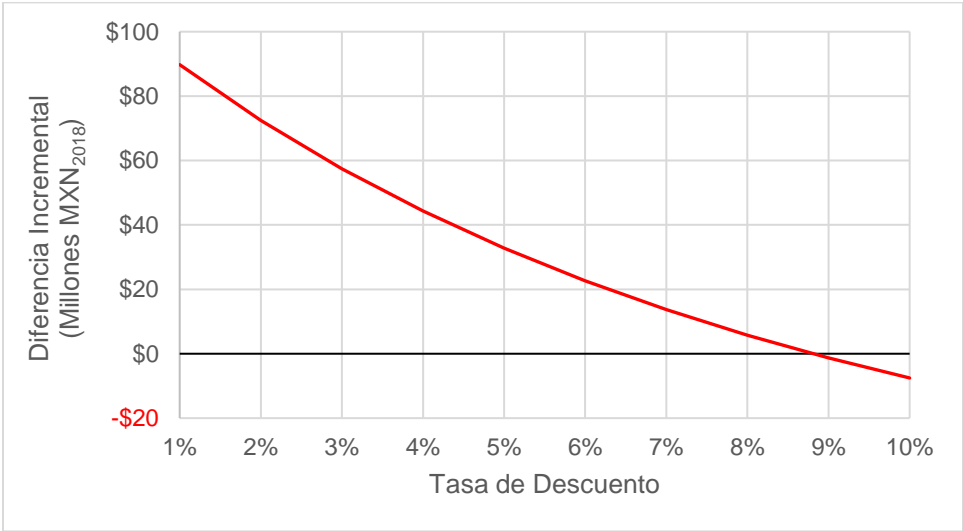


Figura 36: Variación en diferencia incremental de acuerdo a tasa de descuento

Integración de Resultados

Costo de Mitigación

La fórmula utilizó el método incremental al calcular el costo de mitigación a partir del dividir el beneficio neto identificado entre la mitigación total del proyecto (Johnson *et al.*, 2009). Como se vio en la sección anterior, el beneficio neto del sistema de aprovechamiento de cáscara residual fue de \$9.62 millones MXN₂₀₁₈, que pasa a multiplicarse por -1 para esta fórmula al basar los cálculos en costos (identificados por valores positivos). La mitigación acumulada fue calculada a partir de las emisiones totales de ambos sistemas para el periodo estudiado, con un resultado total de 1,071,344 tonCO_{2eq} (Tabla 14). En resumen, se calculó un costo de mitigación de -\$8.99 MXN₂₀₁₈/ton CO_{2eq}.

Evaluación Económica (VPN)		Emisiones CO _{2eq}		
Línea Base	Aprovechamiento Cáscara	Emisiones	Línea Base	Aprovechamiento Cáscara
-\$295.16 millones	-\$285.53 millones	Anual (ton CO _{2eq})	57,124	3,557
Diferencia Incremental		Vida proyecto (ton CO _{2eq})	1,142,483	71,140
\$9.62 millones		Costo Mitigación		
-\$9.62 millones		1,071,344 ton CO _{2eq}		
-\$8.99 MXN / ton CO_{2eq}				

Tabla 14: Cálculos para Costo de Mitigación.

Costo Social del Carbono

Al incorporar al CSC en la evaluación económica, la línea base aumenta sus costos anuales por \$29.958 millones debido a la emisión de 57,124 toneladas de CO_{2eq}, mientras que el uso de la cáscara aumenta en \$1.803 millones por la emisión de 3,557 toneladas de CO_{2eq}. Al internalizar estos costos, el VPN de la línea base disminuye hasta los -\$874.34 millones en los 20 años de vida útil, mientras que el aprovechamiento energético disminuye su VPN hasta -\$321.6 millones en el mismo periodo (Tabla 15). La diferencia incremental entre ambos sistemas aumenta hasta \$552.74 millones de beneficio neto para los 20 años de ambos proyectos, ya que al incorporar los impactos por cambio climático, la línea base continua con mayores costos.

	Línea Base	Aprovechamiento Cáscara
VPN (MXN₂₀₁₈)	-\$295,166,849	-\$285,538,895
Emisiones anuales (tonCO_{2eq})	57,124	3,557
CSC anual (MXN₂₀₁₈)	\$28,958,847	\$1,803,207
Emisiones totales (tonCO_{2eq})	1,142,483	71,140
CSC total (MXN₂₀₁₈)	\$579,176,948	\$36,064,135
VPN + CSC total (MXN₂₀₁₈)	-\$874,343,797	-\$321,603,135
Diferencia Incremental total (MXN₂₀₁₈)	\$552,740,767	

Tabla 15: Cálculos para inclusión de Costo Social del Carbono.

En cuanto al costo nivelado, la generación de 1 MJ para la línea base se triplicó hasta los \$0.66 MXN₂₀₁₈, mientras que el uso energético de la cáscara únicamente aumentó \$0.029 MXN₂₀₁₈ para ubicarse en \$0.26 MXN₂₀₁₈ / MJ (Figura 37).

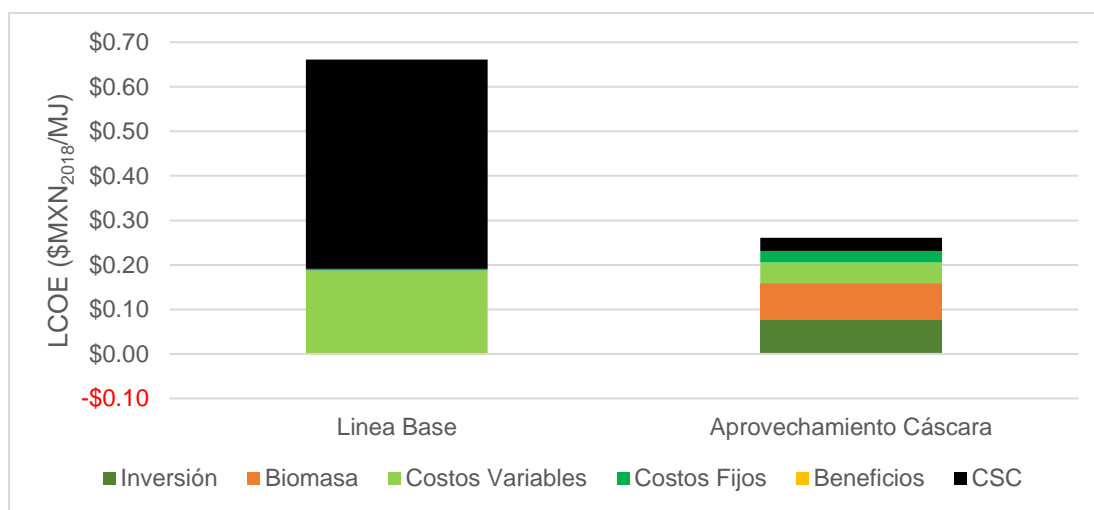


Figura 37: Costo Nivelado de Energía con inclusión del Costo Social del Carbono.

Resumen

A continuación, a manera de resumen, se presenta una normalización de los resultados para los indicadores de las evaluaciones ambiental, económica, y la integración (Figura 38). La normalización se realizó a partir del resultado más benéfico (el menor valor para los indicadores del ACV, y el mayor valor para el resto de los indicadores). A simple vista, se puede observar que el aprovechamiento energético de la cáscara obtuvo una mejor calificación en una mayor cantidad de indicadores, lo que refleja sus potenciales efectos benéficos en ambas esferas. Un análisis más detallado muestra que el sistema de aprovechamiento energético tiene

una puntuación ligeramente inferior en los indicadores ambientales (impactos del ACV), equilibrada en los indicadores energéticos y económicos, y superior en los indicadores integrados y de economía circular. Cabe destacar que esta normalización asume que se le proporciona el mismo peso a cada indicador. En la práctica, resulta común que algunos asuntos o impactos ocupen un espacio central en las agendas políticas, lo que ocasionará que se les asigne un mayor peso en evaluaciones multidimensionales (Milutinović *et al.*, 2014; Pizzol *et al.*, 2017). La complementación de evaluaciones multidimensionales con metodologías de análisis multicriterio tiene el potencial de dar una idea sobre las implicaciones de distintas ponderaciones (Ren *et al.*, 2015).

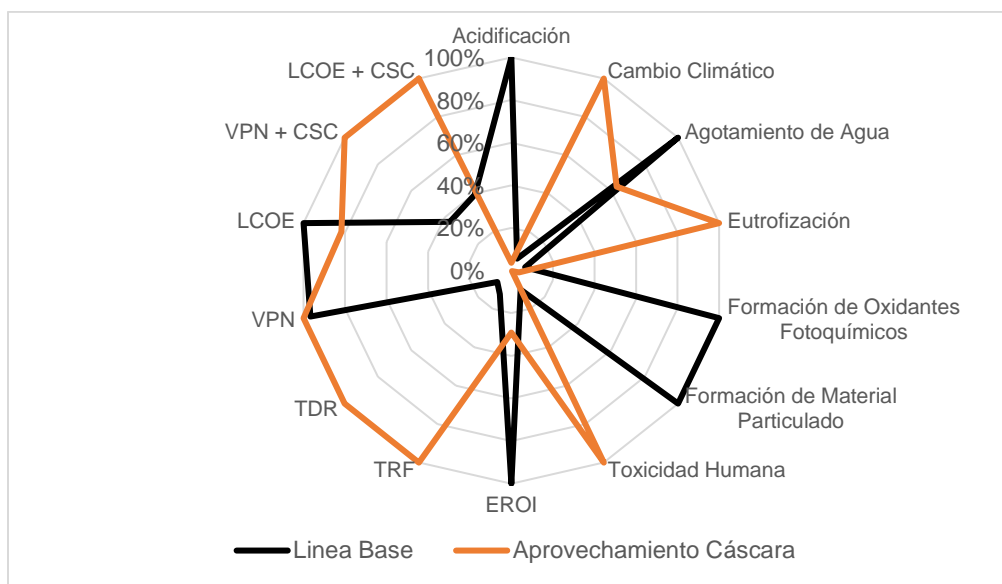


Figura 38: Resultados normalizados para indicadores ambientales, económicos, e integrados.

Capítulo V – Discusión

En el siguiente capítulo se discuten los principales hallazgos de la investigación. La primera sección se enfoca en discutir a detalle los resultados de la evaluación ambiental, mientras que la segunda sección se enfoca en los resultados de la evaluación económica. Finalmente, la tercera sección discute a manera de síntesis los hallazgos derivados de los indicadores de integración de impactos ambientales y económicos.

Análisis de Ciclo de Vida

Se suele asumir que las fuentes renovables de energía son limpias y “verdes” debido a la ausencia de impactos ambientales asociados, lo que únicamente aplica para algunas tecnologías específicas en etapas de uso y para la categoría de cambio climático (Laurent *et al.*, 2018). Metodologías de naturaleza sistémica como el ACV han ayudado a combatir esta noción equivocada y a brindar información valiosa sobre diversos impactos a lo largo de la cadena productiva de fuentes renovables como la bioenergía (Cherubini & Strømman, 2011).

El aprovechamiento de energía proveniente de cáscaras residuales de naranja muestra un menor impacto para las categorías de cambio climático, eutrofización, y toxicidad humana que la línea base de uso de combustóleo y descomposición de las cáscaras. En cambio, el uso de residuos como bioenergía tiene un mayor impacto asociado para las categorías de acidificación, consumo de agua, formación de material particulado, y formación de oxidantes fotoquímicos que la línea base de la empresa. En cuanto a los indicadores adicionales al ACV, el aprovechamiento de cáscara obtuvo mejores puntuaciones en TRF y TDR, mientras que la línea base mostró un mejor rendimiento en EROI.

En la bibliografía se han reportado múltiples comparaciones entre energéticos fósiles y bioenergía, al ser esta última considerada un sustituto potencial para diversos usos (Hayashi *et al.*, 2014; Prasad *et al.*, 2020). En general, la bibliografía reporta que las opciones de bioenergía tienen un menor impacto en categorías como cambio climático, toxicidad humana y ecotoxicidad terrestre, mientras que aumentan los impactos en acidificación, eutrofización, y ecotoxicidad acuática, así como un mayor consumo de agua asociado (Hjuler & Hansen, 2018; Wiloso & Heijungs, 2013). En cambio, las comparaciones entre sistemas de gestión de residuos no muestran tendencias claras (Martin *et al.*, 2015), ya que se ha reportado que sus rendimientos ambientales estarán determinados por factores como la composición y estructura molecular de los residuos (Mayer *et al.*, 2019), así como por decisiones metodológicas relativas a la aplicación del ACV (Quek & Balasubramanian, 2014).

En la categoría de acidificación el sistema de biomasa obtuvo un impacto varios órdenes de magnitud mayor que en la línea base. En ambos sistemas, la principal

fuerza del impacto yace en el uso final de la caldera. El impacto en la línea base responde principalmente a las emisiones de SO₂ en la quema del combustóleo, mientras que en el sistema de bioenergía tuvo en las emisiones de NO_x provenientes del uso de la caldera y los hornos a su principal impacto.

La línea base presentó factores de emisión de 0.4 gSO₂ y 0.1 gNO_x por cada MJ entregado por la caldera, mientras que el uso de biomasa registró 0.17 gSO₂ y 21.19 gNO_x por la misma unidad energética; la quema de combustóleo emite más SO₂ mientras que la quema de cáscara emite más NO_x. Sin embargo, la bibliografía menciona lo contrario: se reporta que la cáscara de naranja presenta una menor proporción de azufre y nitrógeno en su composición, lo que deriva en menores emisiones de SO₂ y NO_x (Ortiz *et al.*, 2020; Siles *et al.*, 2016). Adicionalmente, los ACV aplicados a sistemas de quema de cáscara de cítricos obtuvieron resultados positivos en sus respectivas comparaciones: Martínez-Hernández y colaboradores (2019) calcularon una mitigación del 47% al comparar contra el uso de combustóleo y Negro y colaboradores (2017) reportan que esta ruta de conversión presenta menores impactos que otros usos (ej. relleno sanitario, digestión anaerobia). Sin embargo, al revisar los inventarios de ciclo de vida de estos trabajos se detectan puntos importantes: el primer trabajo no reportó emisiones de NO_x en la combustión de la biomasa, y el segundo utilizó un módulo de combustión de residuos sólidos urbanos para modelar la quema de la cáscara.

Los hallazgos contradictorios en cuanto al impacto en acidificación para los sistemas de combustión de cáscara residual coinciden con lo señalado para las opciones de bioenergía: que los impactos dependen de las configuraciones de los sistemas y de los contextos específicos (Broeren *et al.*, 2017). Un punto importante a destacar en la configuración del sistema de biomasa analizado yace en la presencia de múltiples procesos de combustión, ya que la mitad de la cáscara seca es quemada en los hornos para abastecer de calor al mismo secado bajo un bucle de retroalimentación. La combustión de biomasa durante tres momentos distintos del procesamiento de la cáscara aumenta los impactos en categorías relacionadas con los gases de combustión como la acidificación terrestre. Los hallazgos de esta discusión demuestran la importancia de las emisiones de NO_x dentro del rendimiento ambiental de las tecnologías de combustión de biomasa (Virmond *et al.*, 2012). Una medida efectiva para disminuir el impacto en acidificación debe provocar una reducción en las emisiones asociadas de NO_x, como pueden ser convertidores catalíticos.

La línea base presentó un impacto dieciséis veces mayor para la categoría de cambio climático que el aprovechamiento energético de la cáscara. Las principales fuentes de impacto para la línea base fueron emisiones de CH₄ durante la descomposición de la materia orgánica y CO₂ en el uso del combustóleo como energético (Figura 39:). De forma similar, la principal fuente de impacto del sistema de biomasa fueron las emisiones de CH₄ durante la descomposición de los finos y tratamiento de aguas residuales en la etapa de gestión de residuos, seguidas por CO₂ proveniente del consumo eléctrico de la red mexicana en la etapa industrial y N₂O originado en la aplicación de fertilizantes en la etapa agrícola.

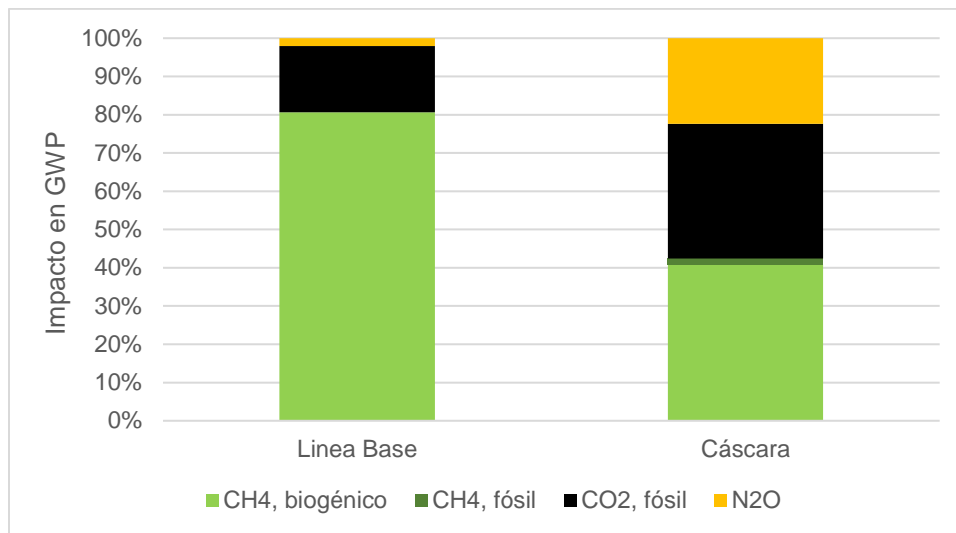


Figura 39: Contribución al GWP por gas emitido en los sistemas comparados.
 Nota: Las emisiones totales se encuentran normalizadas; los porcentajes representan la contribución relativa de cada gas en relación al GWP de cada respectivo sistema.

Para esta categoría destaca la contribución de procesos de descomposición de materia orgánica: cáscara fresca en la línea base y finos en el aprovechamiento de biomasa, que representan un 82% y 36%, respectivamente. Estas emisiones fueron identificadas como las principales fuentes de impacto por cambio climático en los sistemas evaluados, como ha sido reportado para sistemas energéticos basados en residuos (Plevin *et al.*, 2014). Investigaciones similares ya han calculado los impactos de la descomposición de materia orgánica de acuerdo a las guías del IPCC (Portugal-Pereira *et al.*, 2015), aunque fueron aplicadas para residuos agroindustriales distintos de la cáscara de naranja. De acuerdo a los hallazgos de la revisión bibliográfica realizada por el presente trabajo, no se encontraron antecedentes de modelos de emisiones por descomposición de residuos de naranja, por lo que se procedió con la utilización de factores generales para residuos orgánicos (IPCC, 2006). Un trabajo similar, aplicado para residuos agroindustriales en Brasil, alcanzó hallazgos similares al calcular que las emisiones del sistema convencional (que incluye emisiones derivadas de la descomposición de los residuos) son entre 12 y 16 veces mayores a las del sistema de bioenergía (Portugal-Pereira *et al.*, 2015). Se espera que trabajos futuros desarrollen factores de emisión más precisos, ya que este es un punto crítico para los potenciales impactos ambientales de estos sistemas energéticos.

A su vez, los resultados de este trabajo demostraron una mitigación efectiva de GEI al comparar únicamente contra las emisiones derivadas del ciclo de vida del combustóleo. El sistema de biomasa obtuvo un impacto de 33.8 gCO_{2eq}/MJ contra los 94.9 gCO_{2eq}/MJ del combustóleo, casi tres veces mayor. Esto coincide con los hallazgos generales de ACV para sistemas de bioenergía, donde se suelen obtener menores impactos para cambio climático que sus contrapartes fósiles (Quek & Balasubramanian, 2014). Cabe destacar que la quema de cáscara genera

emisiones de CO₂ (154 g/MJ térmico), pero se considera biogénico con un impacto nulo en el cambio climático debido al origen de la biomasa.

En cuanto a sistemas de aprovechamiento energético de cáscara de naranja, los antecedentes favorecen al rendimiento ambiental de los sistemas de combustión de estos residuos para la categoría de cambio climático. Martínez-Hernández y colaboradores (2019) obtuvieron un valor menor de 19.2 gCO₂/MJ en un sistema similar de combustión de cáscara. Las diferencias en los resultados se explican porque dicho estudio limitó sus límites del sistema sin incluir emisiones por la gestión de los residuos, que fueron identificadas como las principales fuentes de impacto por la presente investigación. Negro y colaboradores (2017) evaluaron múltiples usos energéticos para la cáscara residual y destacan que la incineración de la cáscara mostró un menor impacto en GWP que otros usos como digestión anaerobia, compostaje y pirolisis. Este trabajo obtuvo un resultado de -203 kgCO_{2eq}/ton cáscara mediante un estudio consecucional, donde el procesamiento de la cáscara tuvo un impacto de 90 kgCO_{2eq}/ton procesada. Por su parte, Ortiz y colaboradores (2020) compararon la co-combustión de cáscara y carbón fósil con el consumo de carbón y otras rutas de conversión de bioenergía, donde hallaron que la co-combustión presentó los menores impactos para cambio climático. Se debe resaltar que, a diferencia de los estudios anteriores, el presente trabajo identificó a la etapa del fin de vida como la principal fuente de impacto, lo que ha sido descrito cuando se generan emisiones de CH₄ en esta etapa (Broeren *et al.*, 2017).

En este estudio, se obtiene una mitigación del 94% al comparar con la línea base completa, y una mitigación del 64% al comparar únicamente con el uso de combustóleo. De acuerdo a los acuerdos internacionales en los que México participa, para el año de 2030 se debe alcanzar una meta de mitigación no condicionada de 22% (SEMARNAT, 2020). De acuerdo a los hallazgos de esta investigación y bajo los supuestos considerados, el aprovechamiento energético de la cáscara residual de naranja podría reducir efectivamente emisiones GEI asociadas al abastecimiento energético de la agroindustria de cítricos.

El aprovechamiento de la cáscara con fines energéticos consumió un 58% más agua por energía abastecida que su contraparte de origen fósil. Si bien se modeló que la caldera de uso final consume la misma cantidad de agua sin diferenciar entre fuentes de energía, el uso de la cáscara consume una mayor cantidad de agua al incluir los consumos relativos a los hornos y al propio procesamiento industrial de la cáscara. Según la revisión realizada, no existen antecedentes de evaluación de consumo de agua para usos energéticos de la cáscara de naranja. A su vez, se reporta que la producción de bioenergía tiene un mayor consumo de agua asociado que otras fuentes energéticas, incluyendo combustibles fósiles (Hjuler & Hansen, 2018).

La empresa evaluada tiene planes de implementar un nuevo sistema de tratamiento de aguas residuales basado en osmosis inversa. Este nuevo tratamiento mejora la calidad del efluente, lo que permitiría reutilizar el agua residual en los procesos de

la planta bajo un modelo de retroalimentación. Bajo este potencial panorama, se espera que se reduzca la demanda externa de agua del procesamiento de la cáscara. Dicho esto, el nuevo tratamiento de aguas residuales debe de ser evaluado integralmente para cuantificar sus impactos asociados y, así, examinar el impacto que pueda provocar en otras categorías.

En la categoría de eutrofización de agua dulce, la línea base obtuvo un impacto quince veces superior al del uso de la cáscara residual. Para el primer sistema, la principal fuente del impacto se origina en las emisiones de fósforo provenientes de la descomposición de la cáscara, mientras que en el segundo sistema el mayor impacto se origina en la emisión de fósforo durante la disposición final de las cenizas. De acuerdo a los resultados obtenidos, el aprovechamiento de la cáscara residual permite una mitigación del 93% en la categoría de eutrofización de agua dulce contra la línea base.

Los hallazgos reportados para impactos en eutrofización de sistemas similares no muestran una tendencia clara. En general, se reporta que los productos de origen biológico provocan un mayor impacto que sus contrapartes de origen fósil (Broeren *et al.*, 2017; Maier *et al.*, 2019). Más específicamente, los sistemas energéticos a partir de residuos orgánicos suelen incrementar los impactos por eutrofización debido a la aplicación de insumos agrícolas en la etapa agronómica (Quek & Balasubramanian, 2014). Los estudios previos aplicados a sistemas energéticos basados en cáscara de naranja han reportado hallazgos contradictorios. Negro y colaboradores (2017) evaluaron la categoría de eutrofización marina y encontraron poca diferencia entre la incineración de la cáscara y su gestión final a relleno sanitario al no considerar la aplicación de nutrientes en campos agrícolas. El estudio realizado por Ortiz y colaboradores (2020) también obtuvo beneficios ambientales en esta categoría al comparar el uso energético de la cáscara con el uso de carbón fósil y disposición final de la cáscara vía relleno sanitario. En cambio, Martínez-Hernandez y colaboradores (2019) reportaron un aumento del 63% del impacto al contrastar la combustión de la cáscara con únicamente el uso de combustóleo. Se puede observar que las conclusiones para esta categoría de impacto dependen fuertemente de los sistemas alternos contra los que se compara. Los hallazgos de la comparación entre sistemas para el impacto por eutrofización destacan la importancia que tiene la cuantificación de los impactos asociados a la etapa de gestión de residuos.

El aprovechamiento energético de la cáscara de naranja obtuvo un impacto varios órdenes de magnitud superior al de la línea base para la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos. Tal como sucede con la categoría de acidificación, la principal fuente de impacto yace en la combustión del energético (100% para el uso de la cáscara y 65% en la línea base). Esto se encuentra asociado a emisiones de NO_x, que resultaron más abundantes en el sistema de biomasa por MJ térmico entregado.

Se tiene evidencia que la bioenergía provoca mayores impactos en formación de oxidantes fotoquímicos debido a las emisiones de compuestos nitrogenados

(Cherubini & Strømman, 2011). De forma más específica, se reporta que los impactos ambientales de tecnologías de combustión de biomasa se atribuyen a la emisión de sustancias como NO_x, SO₂, NMVOC y PM (Benavente *et al.*, 2017). Esta afirmación se encuentra respaldada por algunos hallazgos provenientes de estudios anteriores. Martínez-Hernández y colaboradores (2019) reportan que la sustitución de combustóleo por cáscara de naranja se encuentra asociada a un impacto casi 700% superior. El presente estudio también encontró que los impactos para esta categoría son considerablemente mayores cuando se aprovecha energéticamente la cáscara de naranja. En cambio, Ortiz y colaboradores (2020) reportaron beneficios ambientales en POFP para la combustión de la cáscara; cabe destacar que compararon contra carbón fósil, que se considera el energético fósil con la combustión más sucia. Para esta categoría de impacto, una medida efectiva de reducción de impactos debe estar relacionada con una minimización de emisiones de NO_x durante la combustión de biomasa.

La categoría de impacto de formación de material particulado mostró un comportamiento similar a las categorías de acidificación y formación de oxidantes fotoquímicos al resultar considerablemente superior en el sistema de biomasa. Tal como se describió en la categoría anterior, casi la totalidad del impacto proviene de la combustión del energético (99% para la cáscara residual y 79% para la línea base). En la línea base la principal contribución se originó en emisiones de SO₂ mientras que el NO_x emitido por los hornos y la caldera tuvo la mayor contribución en el sistema de cáscara.

Existe evidencia robusta que demuestra que, a distintas escalas y en diversos usos, la combustión de biomasa emite una mayor cantidad de partículas y sustancias afines que los combustibles fósiles (Benavente *et al.*, 2017; Maserá *et al.*, 2015). Esta categoría de impacto rara vez es evaluada en estudios de ACV aplicados a sistemas de bioenergía (Laurent *et al.*, 2018; Wiloso & Heijungs, 2013), lo que coincide con su ausencia en los estudios similares sobre cáscara de naranja disponibles en la literatura. Estudios previos aplicados en distintos sistemas que aprovechamiento energético de residuos también han identificado a las emisiones directas de la incineración como una importante fuente de impactos ambientales (Dong *et al.*, 2018; Ortiz-Sánchez *et al.*, 2020). Tal como se mencionó para las categorías de acidificación y formación de oxidantes fotoquímicos, reducir las emisiones de NO_x provenientes de la combustión resulta clave para mejorar el rendimiento ambiental de la cáscara de naranja.

En la categoría de impacto de toxicidad humana cancerígena, la línea base obtuvo un impacto diez veces mayor al calculado para el uso de biomasa. La principal fuente del impacto en la línea base yace en las emisiones al aire de níquel y formaldehído en la quema del combustóleo, mientras que en el sistema de aprovechamiento de la cáscara se identificaron a las etapas industrial, de transporte, y agrícola como las principales contribuciones debido al tratamiento de residuos de combustibles fósiles en la red eléctrica mexicana, emisión de gases del motor, y producción de agroquímicos, respectivamente. En el sistema de biomasa las

emisiones con mayor contribución al impacto de toxicidad humana fueron cromo VI al agua, y níquel y formaldehído al aire.

En la bibliografía se reporta que en cadenas de bioenergía, la emisión de sustancias tóxicas se asocia con el consumo de energía debido al procesamiento de los energéticos “aguas arriba” (Jolliet & Fantke, 2015), como se observó en el presente estudio. Para esta categoría de impacto también se debe de destacar la contribución de la etapa agrícola, que aporta el 15% del impacto total con una asignación menor al 2%. Tal como se menciona en la literatura, un gran porcentaje de los impactos relacionados a la emisión de sustancias tóxicas en bioenergía proviene de la aplicación de sustancias tóxicas contenidas en agroquímicos (Prasad *et al.*, 2020; Quek & Balasubramanian, 2014).

Estudios similares previos han reportado que el aprovechamiento energético de la cáscara tiene menores impactos en toxicidad humana que otras alternativas energéticas y de gestión de residuos. Martínez-Hernández y colaboradores (2019) reportan una mitigación del 47% al sustituir la quema de combustóleo para satisfacer a una empresa de procesamiento de jugos. Negro y colaboradores (2017) compararon diversas rutas de conversión de cáscara residual y encontraron que la incineración está asociada a un menor impacto en toxicidad humana que otras alternativas como la digestión anaerobia.

Al calcular directamente el EROI a partir de los resultados del CED, el uso de cáscara obtiene un mayor resultado, lo que resulta benéfico para la eficiencia energética. No obstante, al aplicar las recomendaciones para cálculo de EROI a partir de resultados de ACV (Arvesen & Hertwich, 2015), el EROI de la línea base alcanza un valor de 2.88 mientras que el resultado del sistema de cáscara permanece igual con 0.83. Al interpretar los resultados del EROI vale la pena destacar que el umbral yace en el valor de 1, a partir del cual el sistema energético funge como productor neto de energía; aquellos sistemas con un EROI menor a 1 consumen una mayor cantidad de energía que la que entregan, lo que refleja un resultado negativo para la eficiencia energética del sistema energético. Algunos autores mencionan que el EROI debe tener un valor mayor a 3 para soportar actividades económicas y sociales adecuadamente (Hall *et al.*, 2009).

El sistema de biomasa obtuvo un EROI menor a 1 en ambas configuraciones de cálculo, lo que significa que actúa como un sistema consumidor neto de energía. El bajo rendimiento energético del aprovechamiento energético de la cáscara se explica por la misma configuración del sistema, en donde la mitad de la cáscara seca es dirigida a los hornos para proveer de calor al mismo sistema. Además de reducir la cantidad de cáscara destinada a la caldera de uso final, este secado intermedio ocasiona que la combustión final de la caldera requiera quemar una cantidad equivalente de biomasa en los hornos. Esto significa que, además de la energía indirectamente consumida por todos los procesos requeridos por la cáscara, la producción de 1 MJ térmico de uso final requiere de la provisión de otro MJ térmico adicional, lo que disminuye el rendimiento energético del sistema. Para mejorar el rendimiento energético del aprovechamiento de la cáscara, se deben de

buscar alternativas para abastecer de energía al secado que permitan destinar una mayor cantidad de cáscara procesada a la caldera de uso final.

El elevado consumo de energía térmica requerido por el procesamiento de la cáscara de naranja se debe a su elevado contenido de humedad. La combustión reduce considerablemente su eficiencia cuando se queman sustratos con un alto contenido de humedad (Mayer *et al.*, 2019). Sustratos orgánicos como la cáscara residual de naranja deben ser sometidos a pretratamientos efectivos que permitan reducir su contenido de humedad, los cuáles comúnmente consumen mucha energía (Negro *et al.*, 2017). Bajo estas condiciones, la implementación de procesos de secado efectivos con el menor consumo energético posible resultan cruciales para estos sistemas de aprovechamiento energético (Benavente *et al.*, 2017; Freire *et al.*, 2017). Una posible solución radica en utilizar algún sustrato orgánico distinto para la operación de los hornos de secado.

Existe un alto nivel de heterogeneidad en los valores de EROI disponibles en la literatura. Para sistemas similares basados en cáscara de naranja, solamente un estudio ha reportado un valor de 2 (Martinez-Hernandez *et al.*, 2019). Otros sistemas basados en el aprovechamiento de residuos agroindustriales han obtenido valores entre un rango entre 4 y 9 (Figura 40) (Amezcuca-Allieri *et al.*, 2019; Shie *et al.*, 2011). Los EROI para las diversas opciones de bioenergía oscilan entre valores menores a 1 y mayores a 15, dependiendo de la ruta de conversión (Figura 40:) (Bailis *et al.*, 2013; Börjesson *et al.*, 2010; Briones-Hidrovo *et al.*, 2021; Chiriboga *et al.*, 2020; Hall *et al.*, 2014; Poeschl *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2021).

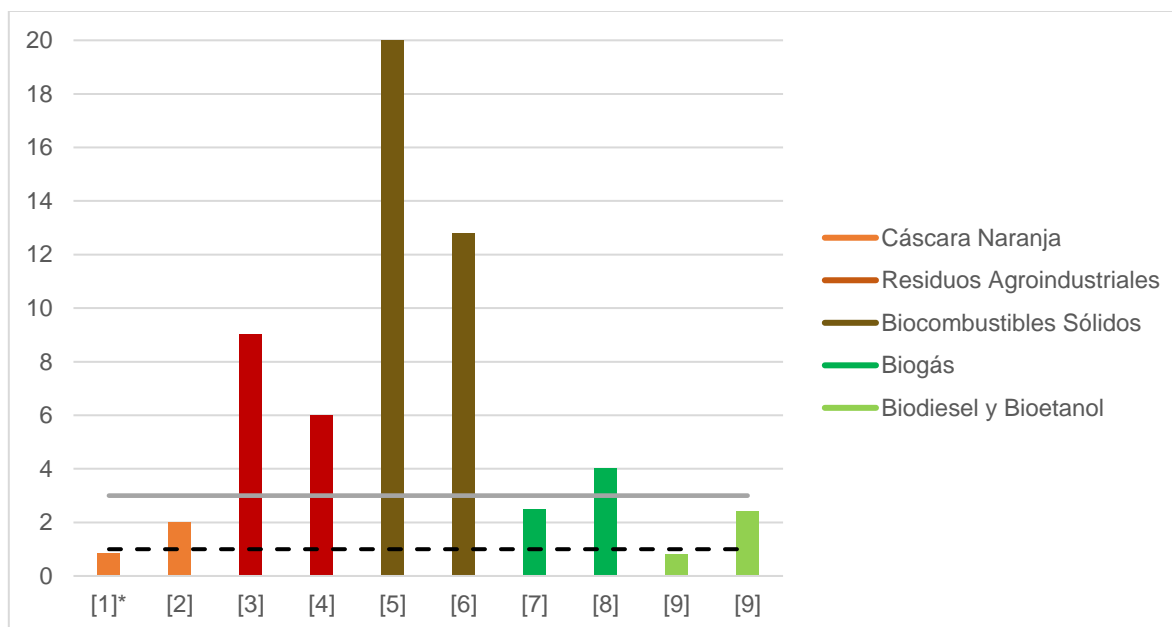


Figura 40: EROI por opción de bioenergía.

Elaboración propia basada en datos del presente estudio [1]*, Martinez-Hernandez *et al.*, (2019) [2], Amezcuca-Allieri *et al.*, (2019) [3], Shie *et al.*, (2011) [4], Bailis *et al.*, (2013) [5], Wang *et al.*, (2021) [6], Börjesson *et al.*, (2010) [7], Poeschl *et al.*, (2012) [8], Chiriboga *et al.*, (2020) [9].

El resto de las fuentes renovables de energía presentan rendimientos de entre 8 y 50 (Bhandari *et al.*, 2015; Diesendorf & Wiedmann, 2020; Hall *et al.*, 2014). En cambio, los combustibles fósiles presentan valores dentro de un rango mayor de entre 3 y 60, aunque se espera que el agotamiento de los recursos fósiles y la explotación de recursos no convencionales ocasionen una disminución en sus retornos de energía (Hall *et al.*, 2014). Al comparar los EROI entre distintas fuentes de energía, se puede observar que los combustibles fósiles proporcionan una mayor cantidad de energía neta que las fuentes renovables, lo que plantea numerosos retos para un escenario futuro basado en fuentes energéticas que proporcionan un menor retorno energético a la sociedad en su conjunto (Figura 41) (Court & Fizaine, 2017; Hall *et al.*, 2014).

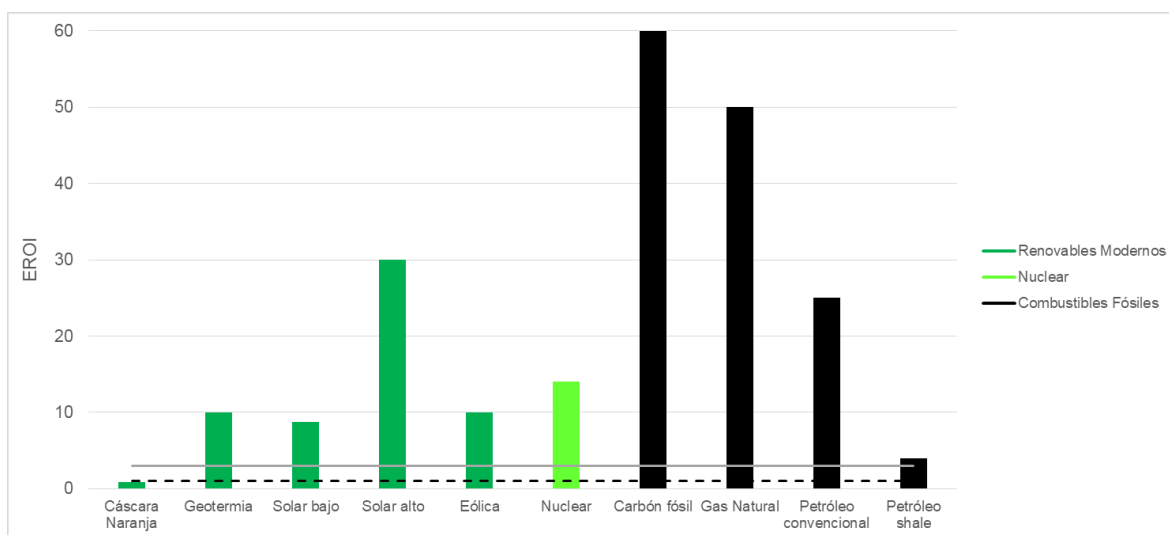


Figura 41: EROI por fuente de energía.

Elaboración propia basada en datos de Bhandari *et al.*, (2015), Court & Fizaine, (2017), Diesendorf & Wiedmann, (2020), Hall *et al.*, (2014).

En cuanto al TRF, el sistema de biomasa obtuvo un valor de 5.97 mientras que la línea base obtuvo 0.73. Este indicador indica que, por cada unidad de energía de origen fósil invertida en el sistema, se obtienen 5.97 unidades de energía útil. Este indicador, al limitar la contabilización a únicamente energía de origen fósil, suele presentar valores mayores al EROI para los sistemas energéticos de origen renovable (Murphy *et al.*, 2011). De acuerdo a la revisión bibliográfica realizada, no existen antecedentes para cálculos previos de la TRF para sistemas energéticos basados en cáscara de cítricos; únicamente se reporta la evaluación de combustión de bagazo de caña en México (Amezcuza-Allieri *et al.*, 2019). Este indicador ha sido previamente aplicado en torrefacción de cultivos leñosos de rotación corta (Beck *et al.*, 2018), producción de etanol a partir de bagazo de caña (García *et al.*, 2011), y cultivo de microalgas (Figura 42) (Zaimas & Khanna, 2013).

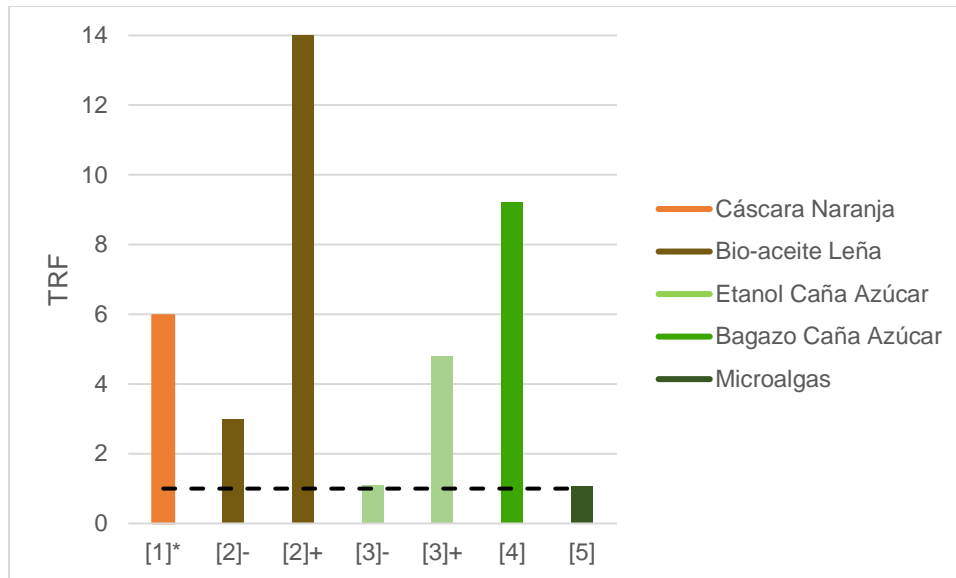


Figura 42: TRF por opción de bioenergía.

Elaboración propia basada en datos del presente estudio [1]*, Beck et al., (2018) [2]- rango bajo y [2]+ rango alto, García et al., (2011) [3]- rango bajo y [3]+ rango alto, [4] Amezcua-Allieri et al., (2019), y Zimes & Khanna, (2013) [5].

Los indicadores energéticos nos muestran que el sistema de aprovechamiento energético de la cáscara no tiene una alta dependencia a los combustibles fósiles, pero si presenta una dificultad con el consumo de la misma energía contenida en la cáscara para el proceso de secado intermedio. La implementación de un proceso de secado más eficiente se vuelve crucial para el rendimiento energético del sistema.

El cálculo del EROI a partir de inventarios de ciclo de vida resulta polémico al no existir un consenso en cuanto a los métodos y datos requeridos. Desde el concepto mismo del EROI no existe un consenso claro, puesto que pocos estudios delimitan explícitamente las fronteras del sistema que incluyen en los cálculos (Hall et al., 2011). Adicionalmente, los resultados del EROI varían considerablemente de acuerdo al punto evaluado de la cadena productiva (extracción, refinamiento, producción eléctrica, uso final en dispositivo) (Diesendorf & Wiedmann, 2020; Murphy et al., 2011). La falta de estandarización en los inventarios de ciclo vida para calcular estos indicadores energéticos mediante metodologías como CED también limita la comparación entre resultados (Arvesen & Hertwich, 2015).

El sistema de aprovechamiento de la cáscara residual obtiene un mayor rendimiento para el indicador de TDR con 23% del residuo total generado utilizado, frente al 2% de la línea base. Como se ha mencionado anteriormente, el sistema de biomasa involucra la combustión de cáscara seca en los hornos y la caldera, lo que sumado al almacén de cáscara involucra el uso de 153.6 ton diarias. En cambio, la línea base únicamente considera la venta de alrededor del 2% de la cáscara generada diariamente (13.1 ton).

Este indicador mide la eficiencia material en la gestión de los residuos generados (van Berlo & De Waart, 2008). Esta métrica de eficiencia puede ser interpretada como un proxy del impacto ambiental relativo al sistema-producto, ya que se espera que una menor puntuación se encuentre relacionada con un mayor impacto ambiental causado por una mayor generación de residuos (Broeren *et al.*, 2017). No obstante, no se encontraron estudios que aplicaran la TDR en sistemas similares de bioenergía. Esto limita la comparación entre sistemas, aunque la naturaleza del indicador basada en un porcentaje definido en torno al sistema analizado permite contrastar entre diferentes configuraciones y estrategias.

La TDR permite enfatizar la importancia del aprovechamiento diversificado de residuos para la puesta en operación de iniciativas de economía circular. Un sistema productivo tiende hacia la circularidad conforme se reducen sus tasas de generación de residuos (Zabaniotou, 2018). Siguiendo la lógica de la TDR, un sistema que aumente su puntuación a través de la reutilización de sus residuos se volverá más circular. Se debe destacar que este indicador consiste en un primer paso hacia una evaluación integral de circularidad, ya que la TDR no permite discriminar entre opciones de reutilización y recuperación de acuerdo a la calidad de los co-productos obtenidos (van Berlo & De Waart, 2008). De acuerdo a la jerarquía de los residuos, algunas opciones de aprovechamiento de los residuos resultan más favorables en términos de rendimiento ambiental, consumo de recursos, o valor adquirido (Potting *et al.*, 2018). La identificación de los tipos de aprovechamiento y procesos adecuados permite minimizar los impactos ambientales y aumentar la rentabilidad de estos sistemas. Futuros trabajos deben de explorar nuevos procesos y rutas de conversión para aumentar la eficiencia y calidad en el manejo de los residuos procedentes del procesamiento de la naranja.

El análisis de sensibilidad muestra que considerar que la cáscara carece de carga ambiental antes de su separación en el exprimido resulta benéfico para su rendimiento ambiental al disminuir sus impactos de ACV y aumentar sus puntuaciones en otros indicadores. En este escenario la TRF aumenta a un valor de 7.92 debido a la disminución en el consumo de energía fósil asociado a la etapa agrícola. De forma similar, las categorías de cambio climático y toxicidad humana sufren una reducción del 25% y 18%, respectivamente. Algunos autores defienden al criterio *zero burden* al argumentar que los residuos que carecen de uso no deben recibir carga ambiental de los procesos en donde se originaron (Laurent *et al.*, 2018; Prasad *et al.*, 2020). Este escenario demuestra que la forma en que los residuos son conceptualizados y modelados tiene un efecto considerable en los impactos ambientales relativos a su uso.

Al implementar un proceso de recirculación de finos que evita su disposición final, el rendimiento ambiental del sistema mejora. Si bien se presentan ligeros aumentos en las categorías energéticas y de gestión de residuos, los principales beneficios de esta mejora yacen en las categorías de cambio climático y eutrofización (mitigaciones del 36% y 42%, respectivamente). Puesto que las emisiones de GEI y fósforo relacionadas con la disposición final de los finos presentan una alta contribución a dichas categorías, la implementación de procesos que prevengan su

liberación al ambiente resulta efectiva para mejorar el rendimiento ambiental del sistema. No obstante, este escenario asumió que los factores de emisión de los hornos se mantienen constantes, por lo que se debe de comprobar que la emisión de gases de combustión no aumente al incorporar finos en este proceso. Investigaciones posteriores deben evaluar potenciales aplicaciones para los finos que permitan, a su vez, reducir los impactos ambientales asociados al aprovechamiento de la cáscara.

La expansión del sistema arroja beneficios ambientales netos para las categorías de cambio climático, consumo de agua, eutrofización, y toxicidad humana. Para estas categorías, el impacto del aprovechamiento de la cáscara residual resulta menor que la carga ambiental evitada, lo que representa beneficios ambientales netos. La descomposición de la cáscara presenta una carga ambiental considerable para las categorías de cambio climático y eutrofización, por lo que evitar este proceso proporciona beneficios ambientales netos. Estos hallazgos no distan mucho de lo que se encontró en los resultados base con una asignación económica; la única diferencia yace en el consumo de agua, que obtuvo una ganancia ambiental neta con la expansión del sistema. El mismo patrón se observó para las categorías de consumo de agua y toxicidad humana con la producción evitada de naranja, que tiene asociada elevados consumos de agua y de pesticidas con efectos tóxicos (Beccali *et al.*, 2010; Pergola *et al.*, 2013). En cambio, las categorías de acidificación, formación de oxidantes fotoquímicos, y formación de material particulado presentan un impacto ambiental neto. Esto se debe a las emisiones de los gases de combustión provenientes de las etapas industrial y de uso en las que se quema la cáscara. Dichas emisiones son superiores a las provenientes del conjunto compuesto por la descomposición de la cáscara, la quema del combustóleo, y el cultivo de naranja. En este punto se debe recordar que, con el objetivo de evitar la asignación, el método de expansión del sistema engloba la totalidad de los procesos evaluados (producción agrícola de naranja para jugo procesado y energía) para proporcionar créditos por su sustitución, en caso de calcular impactos ambientales menores a los de los productos sustituidos (Bjørn *et al.*, 2018).

Otros estudios anteriores han reportado hallazgos heterogéneos. Negro y colaboradores (2017) reportan beneficios ambientales netos para las categorías de cambio climático, acidificación, y eutrofización debido a la sustitución de energía proveniente de gas natural; la categoría de toxicidad humana obtuvo un impacto ambiental neto al presentar un mayor impacto que la energía sustituida y al no proporcionar créditos por sustitución de agroquímicos para la fase agronómica. Ortiz y colaboradores (2020) no especifican explícitamente haber realizado expansión del sistema, pero proporcionan créditos por sustitución de carbón fósil y emisiones por relleno sanitario; de las siete categorías de impacto que evalúan, únicamente eutrofización obtuvo un beneficio ambiental neto asociado al evitar la disposición final de la cáscara en relleno sanitario. Pourbafrani y colaboradores (2013) analizaron la producción de biometano y etanol a partir de cáscara residual de naranja, y encontraron que la sustitución de gas natural y gasolina provoca beneficios ambientales netos en forma de emisiones negativas para cambio

climático. La elección de los productos sustituidos en sistemas de gestión residual resulta crucial para el cálculo de sus beneficios ambientales asociado (Martin *et al.*, 2015).

Se identifica la importancia que la elección del criterio de asignación tiene en los resultados. Con un criterio de asignación másico del 48% de la carga ambiental previa a la separación del jugo y la cáscara, todos los indicadores salvo la TDR arrojan un menor rendimiento ambiental, con una disminución del 43% para el EROI y del 84% para la TRF, situándola por debajo del umbral mínimo de retorno energético. En el caso de las categorías de impacto del ACV, destacan los casos de cambio climático, consumo de agua, eutrofización, y toxicidad humana, que incrementan sus impactos en un 552%, 140%, 89%, y 407%, respectivamente. Estos aumentos se deben a la incidencia que las actividades agrícolas previas tienen en dichas categorías, como se describió anteriormente. Se identificó que, por cada incremento del 1% en la asignación de la carga ambiental previa a la separación de la cáscara, el impacto en las categorías de cambio climático, consumo de agua, eutrofización, y toxicidad humana aumenta un 12%, 3%, 2%, y 9% con respecto a los resultados base, respectivamente.

En los resultados base con asignación económica la contribución de la etapa agrícola asciende a un 24%, 2%, y 15% para las categorías de cambio climático, eutrofización, y toxicidad humana, respectivamente. En cambio, al aplicar una asignación másica el impacto de la etapa agrícola representa el 82%, 49%, y 66% para las mismas categorías, respectivamente (Figura 43). Existe una robusta evidencia científica que describe la elevada contribución de las operaciones agrícolas en los impactos de ciclo de vida de diversas opciones de bioenergía dedicadas y basadas en residuos (Prasad *et al.*, 2020; Quek & Balasubramanian, 2014; Wiloso & Heijungs, 2013). Esto suele estar relacionado con las emisiones de GEI derivadas de la aplicación de fertilizantes, lixiviación de nutrientes en suelos, y liberación de agroquímicos tóxicos, como se comprobó en el presente trabajo. Aplicar un criterio de asignación másico aumenta considerablemente la carga ambiental asociada a la obtención de la cáscara residual de naranja por procesar.

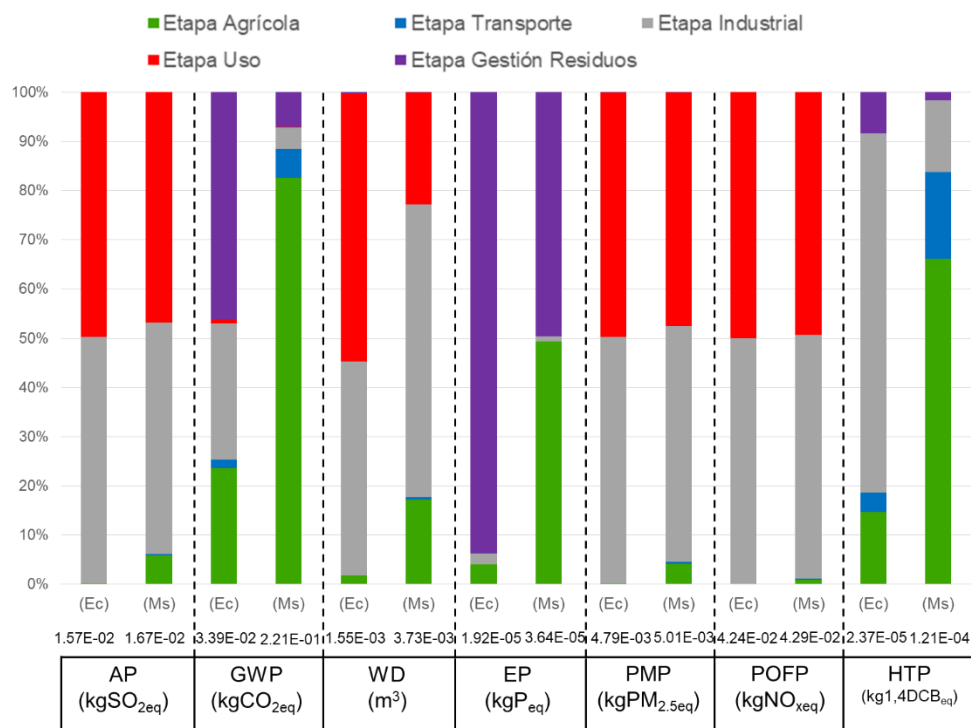


Figura 43: Contribución por etapa en categorías ACV según criterio de asignación.

El debate sobre el criterio de asignación aplicado no es trivial, ya que se debe de justificar adecuadamente la decisión que influenciará fuertemente a los resultados. La principal crítica que recibe la asignación económica yace en la volatilidad de los precios, lo que podría invalidar los resultados del ACV tras algún shock en los mercados (Boschiero *et al.*, 2015). La propia norma ISO 14040 establece en su jerarquía de multifuncionalidad a la asignación económica como último recurso, dando preferencia a la asignación basada en criterios físicos como masa y energía (ISO, 2006a). Sin embargo, la experiencia empírica en sistemas similares aboga por la asignación económica al referirse al principio de causalidad económica, que señala la existencia de un producto principal que consiste en la razón detrás de implementar el proceso (Ardente & Cellura, 2012). En una revisión de ACV aplicado al sector vinícola español (una agroindustria de características similares a la naranja), Gazulla y colaboradores (2010) afirman que, si bien se pueden aprovechar distintos co-productos y residuos asociados al procesamiento de la vid, la idea central del sector yace en la producción de vino, por lo que recomiendan proceder con la asignación económica. La misma lógica puede ser aplicada al presente trabajo, donde el producto principal es el jugo de naranja. Si bien la proporción de jugo y cáscara obtenida al momento del exprimido es casi de 1:1, la empresa se dedica a la producción de jugo de naranja, y no a la generación de energía, que además abastece a procesos internos. La finalidad de la empresa y de sus procesos deben verse reflejados en la evaluación, por lo que la asignación económica resulta acertada en este sistema.

La principal carga ambiental de la línea base yace en la descomposición de la cáscara, debido a las emisiones GEI asociadas y al descarte de materia orgánica, así como en la quema del combustóleo, debido a la emisión de gases nocivos para la salud humana y ecosistémica. En cambio, las mayores contribuciones a la carga ambiental del aprovechamiento energético de cáscara provienen de la disposición final de finos y cenizas (emisiones de GEI y fósforo), del consumo de electricidad de la red mexicana (liberación de sustancias tóxicas en procesos “aguas arriba”), y de la combustión de cáscara en los hornos de secado (emisión de gases de combustión nocivos). La bibliografía reporta que los impactos ambientales asociados a la producción de bioenergía suelen estar asociados a las etapas agronómicas, de uso, y de fin de vida (Hjuler & Hansen, 2018), como se observó en este trabajo.

La comparación entre sistemas permite identificar beneficios ambientales asociados al aprovechamiento energético de la cáscara residual de naranja, como menores impactos para las categorías de cambio climático, eutrofización, y toxicidad humana, además de una reducción en la generación de residuos. Por el contrario, este sistema presenta mayores impactos en acidificación, consumo de agua, formación de oxidantes fotoquímicos y formación de material particulado, así como una menor eficiencia energética. La presencia de *trade offs* entre impactos ambientales con mejor y menor rendimiento ambiental es una consecuencia de la perspectiva de ciclo de vida, en la que difícilmente un producto va a tener un menor impacto en la totalidad de categorías evaluadas (Rosenbaum *et al.*, 2018). Los resultados obtenidos por el presente trabajo destacan, que para mejorar el rendimiento ambiental del aprovechamiento energético de la cáscara de naranja, se deben de reducir las emisiones derivadas de la combustión de la cáscara, disminuir el consumo de agua en el procesamiento, y mejorar el consumo energético requerido para el secado de la cáscara.

El aprovechamiento energético de la cáscara posee una doble función: generación de energía útil para la producción de jugos, y gestión de las cáscaras residuales. Si bien las comparaciones individuales con sistemas de generación de energía y gestión de residuos pueden no arrojar resultados óptimos, su naturaleza multifuncional debe ser considerada de forma integral (Joglekar *et al.*, 2019). La implementación de modelos de biorrefinería capaces de proveer de múltiples productos de valor agregado a partir de una misma materia prima ha sido promovida como una oportunidad de minimizar los impactos ambientales asociados a los materiales de origen biológico y de aumentar la circularidad en las agroindustrias (Beltrán-Ramírez *et al.*, 2019; Octave & Thomas, 2009). Las evaluaciones ambientales previamente aplicadas en biorrefinerías basadas en la cáscara de naranja han reportado beneficios ambientales y económicos al ampliar la gama de productos aprovechados (Joglekar *et al.*, 2019; Lohrasbi *et al.*, 2010; Ortiz-Sanchez *et al.*, 2020; Patsalou *et al.*, 2019). El hecho de extender la línea base más allá del consumo de combustóleo para incluir la gestión anterior de la cáscara responde a la finalidad de acreditar al aprovechamiento energético de la cáscara residual la doble función que realiza.

El ACV es una metodología que cuenta con numerosas limitaciones: cuenta con un carácter estático, ignora las probabilidades de eventos catastróficos, no considera algunos impactos ambientales (erosión, pérdida de biodiversidad), resulta unidimensional en términos de sustentabilidad, no permite la formulación de conclusiones universales, depende de varias decisiones de carácter subjetivo, y requiere datos de alta calidad (Bjørn *et al.*, 2018; Curran, 2014; Finnveden, 2000; Lazurko, 2018). No obstante, ha resultado una herramienta robusta para evaluar diversos impactos ambientales de forma integrada, identificar oportunidades de mejora en los procesos productivos, e incorporar la perspectiva de ciclo de vida en la toma de decisiones (Owsianiak *et al.*, 2018; Rettenmaier *et al.*, 2013). Los hallazgos de un ACV deben ser interpretados cuidadosamente, ya que el alcance de la metodología no permite formular conclusiones sobre la sostenibilidad de productos y procesos, sino proporcionar información sobre las ventajas y desventajas ambientales de un producto sobre otro (Bjørn *et al.*, 2018; Curran, 2014; Hayashi *et al.*, 2014).

La comparación directa entre estudios se complica debido a las múltiples decisiones metodológicas de carácter subjetivo intrínsecas al ACV (Cherubini & Strømman, 2011). Cada estudio debe decidir entre distintos límites del sistema, unidades funcionales, sistemas de referencia, criterios de asignación, y metodologías de impacto (Cherubini & Strømman, 2011; Quek & Balasubramanian, 2014). Si bien existen guías que establecen recomendaciones basadas en experiencias previas y consensos científicos, resulta poco frecuente encontrar dos o más estudios que sean directamente comparables entre sí (Mayer *et al.*, 2019; Prasad *et al.*, 2020). El presente estudio no resultó totalmente comparable contra otros estudios similares debido a esto, aunque si se pudieron extraer algunos hallazgos similares considerando los distintos contextos. Lo anterior advierte sobre el alcance real que pueden tener los hallazgos del presente trabajo. Todo estudio de ACV debe resaltar sus limitaciones y decisiones metodológicas para evitar comunicar conclusiones que puedan malinterpretarse (Plevin *et al.*, 2014).

Un punto que debe desarrollarse en futuros proyectos es la comparación entre fuentes renovables de energía. Una vez que la transición energética se encuentre en un estado avanzado en donde se haya reducido el consumo de combustibles fósiles, la comparación debe dirigirse hacia los energéticos de origen renovable con mejores rendimientos y menores impactos para cada tarea específica. Bajo este futuro contexto, puede que los beneficios ambientales de la bioenergía no resulten suficientes para competir contra otras fuentes de energía en algunas categorías determinadas. Dicho esto, conceptualizar a los sistemas energéticos como procesos multi-producto que, en algunos casos, proporcionan un tratamiento adecuado a los residuos orgánicos debe ser traducido a cambios en las prácticas corporativas y en las políticas públicas relacionadas.

Tal como concluyeron estudios similares (Martinez-Hernandez *et al.*, 2019; Negro *et al.*, 2017), el presente trabajo observa beneficios ambientales al aprovechar energéticamente la cáscara residual de naranja para abastecer de energía térmica a la agroindustria de cítricos. Aún con las múltiples diferencias en contextos y

decisiones metodológicas, se identifican potenciales beneficios ambientales asociados a la implementación de estos sistemas energéticos y de gestión de residuos. Dicho lo anterior, este sistema debe implementar mejoras para incrementar su rendimiento ambiental, principalmente en la combustión de la cáscara. La instalación de convertidores catalíticos puede reducir considerablemente las emisiones de los gases de combustión, y con esto sus impactos asociados. A su vez, la utilización de una fuente de calor distinta a la misma cáscara podría disminuir el consumo de energía requerida por los secados, y así incrementar la eficiencia energética del proceso.

En cuanto a la aplicación del ACV, hay algunos puntos que deben mejorarse. El modelado del proceso de aprovechamiento energético de la cáscara de naranja debe robustecerse. Investigaciones posteriores deben enfocarse en generar modelos robustos y específicos para la descomposición de residuos de naranja con el fin de proporcionar factores de emisión más precisos (Tonini *et al.*, 2013). Otro punto a mejorar es el modelado de los factores de emisión de la combustión de la cáscara; las simulaciones utilizadas deben ser comprobadas con datos empíricos para validar los resultados aquí presentados.

Análisis Costo Beneficio

Los resultados del ACB muestran que el aprovechamiento energético de la cáscara de naranja resulta rentable durante la vida útil del proyecto al ser comparado con la línea base con una ganancia neta de \$9.62 millones MXN₂₀₁₈ durante el total de vida útil del proyecto.

El rendimiento económico de la línea base depende fuertemente del consumo de combustóleo, rubro que fue identificado como el principal costo del sistema (79%), lo que establece una relación directa entre este rubro y los ahorros que se reflejarán al comparar con el sistema de biomasa. El segundo rubro con una mayor contribución fue el transporte de la cáscara residual a su sitio de disposición final, con un 20%. Si bien este sistema fue el único en recibir beneficios provenientes de la venta de pienso, el bajo porcentaje de cáscara vendida generado ocasiona que su efecto resulte escaso.

La principal contribución al sistema de aprovechamiento energético de cáscaras residuales de naranja yace en el propio costo de la biomasa, que representa un 53% de los costos anuales (y 35% del total de vida útil del proyecto). Este hallazgo coincide con lo reportado en la bibliografía, donde se menciona que el costo de la biomasa suele representar hasta un 50% de los costos en proyectos de bioenergía y biorrefinerías (Jorissen *et al.*, 2020; Ravindranath *et al.*, 2006).

La inversión en el equipo especializado e infraestructura para el aprovechamiento de bioenergía representa un costo considerable para el proyecto, que representa un 33% de los costos durante la vida útil total. La literatura reporta que la inversión es

uno de los principales costos para sistemas de bioenergía (Bhattacharyya, 2011a; Jorissen *et al.*, 2020), comúnmente superando a los costos de operación (Mayer *et al.*, 2019). En la evaluación económica para alternativas en el tratamiento de la cáscara residual de naranja, Negro y colaboradores (2017) identificaron que el costo de inversión en el sistema de incineración de la cáscara representa un 66% del costo total de producción de energía. Otro autores señalan, a su vez, que los costos de inversión para bioenergía suelen ser mayores que para otras fuentes renovables de energía como eólica y solar (Alsaleh *et al.*, 2017).

Los costos variables y fijos del sistema de biomasa presentan una contribución menor, con un 31% y 17% de los costos anuales de operación, y un 20% y 11% de los costos totales en la vida útil del proyecto, respectivamente. Estos costos de operación y mantenimiento resultan menores que en la línea base, lo que coincide con lo reportado en la bibliografía al comparar fuentes renovables de energía y combustibles fósiles (Ravindranath *et al.*, 2006; Thiam & Moll, 2012). A su vez, en sistemas similares de gestión de cáscara residual de naranja, los costos de operación representan alrededor del 35% del costo total de producción (Negro *et al.*, 2017).

Algunos estudios previos han aplicado el método incremental para calcular los beneficios económicos y ambientales del aprovechamiento de bioenergía para distintos usos. Ravindranath y colaboradores (2006) evaluaron distintas opciones de bioenergía para cocción de alimentos y generación eléctrica en la India; uno de sus escenarios consideraba la combustión de biomasa para producir electricidad. Entre sus hallazgos, destaca la rentabilidad de esta aplicación de biomasa al obtener una diferencia incremental negativa (interpretada como un beneficio) al ser comparada con el abastecimiento de la red eléctrica hindú. Zhang y colaboradores (2007) evaluaron el aprovechamiento de paja de cereal residual para producción de electricidad y de bioetanol en Canadá mediante el método incremental, donde encontraron que, bajo algunas condiciones, la producción de bioenergía resulta más rentable que el uso convencional de combustibles fósiles. El presente estudio obtuvo resultados similares, lo que muestra que el aprovechamiento energético de biomasa residual puede proveer retornos económicos positivos en términos de reducción de costos.

Zabaniotou (2018) menciona que la rentabilidad de proyectos de bioenergía yace en factores como la materia prima utilizada, tecnología de conversión, disponibilidad de biomasa, y escala de operación. Se identifica que el propio costo de la biomasa es un factor clave para la rentabilidad económica del aprovechamiento energético de la biomasa. El resultado base contabilizó a la biomasa con un costo de \$70 MXN₂₀₁₈, aunque estrictamente no sea un flujo de efectivo al ser un residuo propiedad de la empresa y generado dentro de sus instalaciones. No obstante, la decisión de asignar este costo responde a cuestiones de consistencia con el análisis ambiental y al fin de brindar un panorama ante posibles escenarios en los que empresas de esta naturaleza deban adquirir residuos para sus sistemas energéticos.

De acuerdo al análisis de sensibilidad basado en el precio de mercado de la cáscara residual, el escenario actual se encuentra apenas por encima de la línea de rentabilidad para la diferencia incremental entre sistemas. De aumentar el precio de la cáscara a más de \$76 MXN₂₀₁₈/ton, el aprovechamiento energético de este residuo deja de ser redituable. Por el contrario, conforme se reduce este precio, el sistema aumenta sus ganancias incrementales a una tasa de 149% por cada reducción de \$10 MXN₂₀₁₈ en el precio. De considerar que el suministro de cáscara carece de costo para la empresa, la ganancia incremental aumenta diez veces hasta un valor de \$110.3 millones MXN₂₀₁₈. Este escenario basado en cambios en el precio de la biomasa resulta aún más pertinente al recordar el uso alternativo de la cáscara, que es pienso forrajero. En caso que aumentara significativamente la demanda de pienso en la región, se esperaría que el costo regional de la biomasa aumente, lo que impactaría negativamente a este tipo de sistemas energéticos.

En la configuración incremental del estudio se puede ver reflejada la importancia de los ahorros en el consumo de combustóleo, que fue identificada como la principal fuente de beneficios por sustitución. Este factor depende del precio del combustóleo, que resulta determinante para el rendimiento económico de tanto la línea base como el proyecto alternativo de bioenergía. Esto coincide con los hallazgos de la literatura, donde se señala que los precios de los productos finales (o, como en este trabajo, de los productos sustituidos) tienen una gran influencia en la rentabilidad de sistemas de bioenergía (Jorissen *et al.*, 2020). De acuerdo a operadores de la empresa, la volatilidad en los precios de este energético fósil fue una de las principales razones que motivaron la exploración de fuentes alternativas de energía en las operaciones de la empresa.

El análisis de sensibilidad demuestra que el beneficio incremental de la comparación entre sistemas está fuertemente influenciado por el precio del combustóleo utilizado en la línea base. De aumentar en un 50% el precio del combustóleo a un valor de \$11.58 MXN₂₀₁₈/L, el beneficio incremental aumenta hasta \$125.64 millones MXN₂₀₁₈; cuando el precio disminuye 50% hasta \$3.86 MXN₂₀₁₈/L, la diferencia incremental resulta negativa con una pérdida de \$106.39 millones MXN₂₀₁₈. La rentabilidad de este proyecto resulta muy sensible al precio del combustóleo sustituido por el uso de la cáscara. De acuerdo a estadísticas nacionales, el precio del combustóleo es altamente variable y no refleja una tendencia clara (SENER, 2019). En la bibliografía existen argumentos contradictorios en cuanto a los precios futuros de los combustibles fósiles: algunos autores calculan que los precios de estos energéticos incrementarán en los próximos años de acuerdo a pronósticos basados en estadísticas históricas (Shafiee & Topal, 2010), mientras que algunos señalan que estos precios pueden disminuir como consecuencia de inelasticidad en la oferta tras la expansión de fuentes renovables (Foster *et al.*, 2017). La volatilidad en los precios futuros de los combustibles fósiles tiene un alto impacto en la viabilidad económica de sistemas de bioenergía.

El análisis de sensibilidad basado en cambios en la tasa de descuento arrojó varios hallazgos interesantes. Conforme aumenta la tasa de descuento, los beneficios incrementales del proyecto de biomasa disminuyen a una relación de 7% por cada

incremento de 0.5% en la tasa aplicada. Esto ocasiona que a partir de un umbral de 8.3%, el proyecto deje de ser rentable de acuerdo a la diferencia incremental. La principal causa yace en la temporalidad de la inversión, identificada como el principal costo a través de la vida útil del proyecto. El costo de inversión sucede en un tiempo cero, por lo que no recibe descuento alguno. En cambio, los beneficios que ocurren en etapas avanzadas reciben un mayor descuento, por lo que su contribución positiva se ve minimizada (Lara Pulido *et al.*, 2017), y, por ende, la propia rentabilidad del sistema.

En cuanto a la decisión de la tasa de descuento a aplicar, existen distintas posturas en la bibliografía. La tasa aplicada por el presente estudio (7.5%) deriva del Costo Medio Ponderado de Capital (WACC) calculado para proyectos de energía renovable en países miembros de la OCDE (IRENA, 2019); el WACC consiste en una tasa financiera que considera al costo privado del capital, tasas de interés relativas a deuda, y a la inflación desde una perspectiva privada (Kuckshinrichs & Koj, 2018). Los lineamientos para estudios de ACB en sistemas de gestión de residuos indican que se deben usar tasas financieras relativas a tasas bancarias o nacionales (Sartori *et al.*, 2015); en el caso de México se presenta una tasa del 10% (Lara Pulido *et al.*, 2017) (con la que el proyecto no resulta rentable de acuerdo al análisis de sensibilidad). En cambio, algunas evaluaciones económicas en proyectos de bioenergía utilizan menores tasas (Ozturk, 2015; Thornley *et al.*, 2015; Tian & You, 2019).

La postura económica fomenta el uso de la tasa de descuento social, coeficiente que representa el costo de oportunidad de la sociedad en su conjunto, que normalmente presenta valores menores a las tasas financieras (Hoogmartens *et al.*, 2014; Sartori *et al.*, 2015). Estas diferentes posturas han establecido un debate sobre la pertinencia y justicia al descontar impactos que puedan recaer en generaciones futuras, especialmente en proyectos relacionados con el ambiente (Daly & Farley, 2004b; Gasparatos *et al.*, 2008). Este argumento recae en el hecho que los costos y beneficios futuros tienen un menor valor presente cuando se aplican altas tasas de descuento (Lara Pulido *et al.*, 2017). La noción de descontar los costos y beneficios futuros ha sido cuestionada por nociones éticas, en donde se señala que su práctica implica una valoración distinta entre la generación actual y las generaciones futuras (Dong *et al.*, 2019). El presente trabajo parte de una tasa más cercana a la visión financiera, más aún muestra los efectos de disminuir la tasa a un valor más cercano a la visión social.

El sistema de aprovechamiento energético de cáscara de naranja obtuvo un LCOE de \$0.23 MXN₂₀₁₈/MJ térmico (equivalente a \$0.012 USD₂₀₁₈/MJ térmico). Este indicador suele ser aplicado más frecuentemente para sistemas de producción de electricidad (Hansen, 2019), por lo que resultan escasos los datos reportados en la bibliografía para fuentes de calor con aplicación industrial. El LCOE del presente sistema se encuentra dentro del rango de costos nivelados de calor proveniente de bioenergía considerado por el IPCC (\$0.004 y \$0.019 USD₂₀₁₈/MJ térmico; conversión a moneda de 2018 de datos en Chum y colaboradores (2011)). Se menciona que los costos nivelados de sistemas de bioenergía en países con alta

participación del sector primario suelen ser menores que los costos para energéticos fósiles (Rehman Zia *et al.*, 2020).

Martínez-Hernández y colaboradores (2019) realizaron una evaluación técnico-económica de un sistema similar de aprovechamiento de cáscara, y obtuvieron un costo de producción similar de \$0.23 MXN₂₀₁₈ / MJ de calor útil (Figura 44). Cabe destacar que este estudio consideró un menor consumo de electricidad y menores costos para el tratamiento de aguas residuales. Un sistema similar, el escenario de electricidad mediante incineración de cáscara desarrollado en Negro y colaboradores (2017) obtuvo un costo de producción superior de €0.161 EUR₂₀₁₅/kWh (equivalente a \$1.04 MXN₂₀₁₈ / MJ eléctrico). Resulta complicado encontrar hallazgos generalizables para las comparaciones económicas entre sistemas de bioenergía. Existen diversos factores que dificultan contrastar estas evaluaciones como condiciones regionales y temporales, variaciones en los rendimientos, composición de los residuos tratados, variabilidad en costos de recursos y energía, y regulaciones nacionales (Mayer *et al.*, 2019).

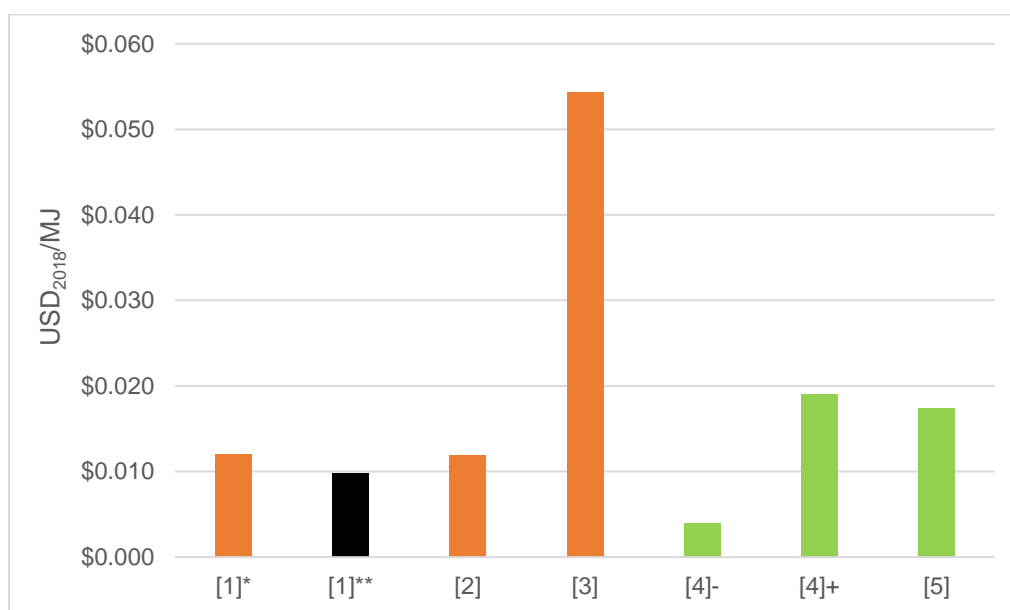


Figura 44: Comparación entre costos nivelados de energía térmica con datos provenientes del presente estudio [1]* cáscara y [1]** línea base, Martínez-Hernández *et al.*, (2019) [2], Negro *et al.*, (2017) [3], IPCC, (2011) [4]- rango bajo y [4]+ rango alto, y Ravindranath, (2006) [5].
Nota: El color naranja representa sistemas de cáscara de naranja, el color negro sistemas basados en combustibles fósiles, y el color verde sistemas agroindustriales.

En cuanto a la línea base, el consumo de combustóleo en la línea base resultó menos costoso por unidad de energía que el aprovechamiento energético de cáscara (diferencia de \$0.04 MXN₂₀₁₈). Si bien este hallazgo resulta contrario a lo que reportaron los resultados del VPN incremental, se debe destacar que el LCOE únicamente consideró costos de adquisición y operación del combustóleo, mientras que la evaluación del VPN incluyó adicionalmente el costo por transporte de cáscara

residual. Se puede justificar que este rubro no fue incluido dentro del cálculo del LCOE al no pertenecer estrictamente al anterior abastecimiento de energía de la empresa.

Desde una perspectiva meramente energética, el aprovechamiento de la cáscara no resulta recomendable al tener mayores costos que el combustóleo por energía utilizada. No obstante, esta comparación requiere de una perspectiva más amplia que contemple al uso de la cáscara como un proceso multiproducto relacionado tanto con la producción de energía útil como con la gestión de residuos. Al incorporar los costos totales de ambos sistemas, el aprovechamiento de la cáscara resulta más rentable que la línea base convencional. La rentabilidad de este proyecto depende fuertemente de factores como el costo de la biomasa tratada, el precio del combustóleo sustituido, y la tasa de descuento elegida.

Integración de Resultados

La integración de los resultados de las evaluaciones ambiental y económica calculó un costo de mitigación para el aprovechamiento energético de cáscara residual de naranja de $-\$8.99 \text{ MXN}_{2018}/\text{tonCO}_{2\text{eq}}$. Un costo de mitigación negativo refleja un costo unitario negativo, lo que se interpreta como una medida rentable y capaz de efectuar una mitigación neta (Johnson *et al.*, 2009; Lara Pulido *et al.*, 2017). Este indicador proporciona información sobre la costo-efectividad de mitigar una cantidad determinada de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (Lazurko, 2018; Thornley *et al.*, 2015). Al incorporar el costo de mitigación como una bonificación para el LCOE se obtiene un valor ligeramente menor de $\$0.227 \text{ MXN}_{2018}/\text{MJ}$ producido.

Se debe declarar que asumir una mitigación efectiva requiere de múltiples supuestos. Los cálculos de mitigación de emisiones GEI asumen implícitamente una sustitución perfecta entre productos, una disminución de niveles de emisión escalada linealmente y una ausencia de efectos indirectos de rebote, fenómenos que no se presentan en la totalidad de los casos (Plevin *et al.*, 2014). Estos supuestos se vuelven aún más importantes al hablar de sistemas de bioenergía, donde los efectos secundarios en términos de cambio de uso de suelo, deforestación, y reemplazo de cultivos comestibles no resultan tan claros (Bessou *et al.*, 2011). Por ende, la mitigación calculada por el presente trabajo debe ser considerada cautelosamente y acompañada por sus supuestos intrínsecos.

Dentro de las curvas de costos de mitigación de GEI, tanto los sistemas energéticos como los de gestión de residuos ocupan un papel importante. De acuerdo a reportes globales como el desarrollado por McKinsey & Company, las medidas de mitigación de GEI pueden ordenarse de acuerdo a sus potenciales de reducción de emisiones y costos de mitigación, lo que permite identificar aquellas medidas más atractivas desde una perspectiva de costo-efectividad (Nauclicr & Enkvist, 2009). En la Figura 45 se puede observar que aquellas medidas con costos de mitigación negativos suelen responder a cuestiones de eficiencia energética en edificios, prácticas

agrícolas, manejo de residuos, y generación de energía proveniente de fuentes renovables. En cambio, las medidas de los sectores eléctrico, transporte, y forestal se concentran sobre el umbral de costos positivos.

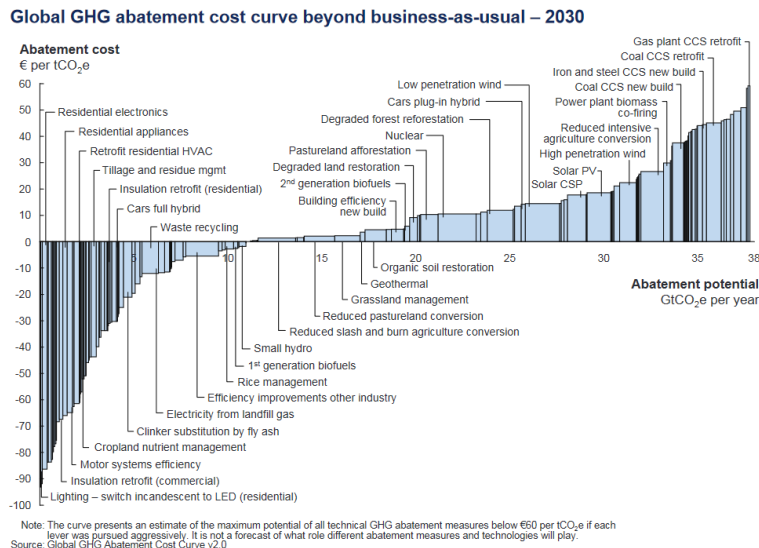


Figura 45: Curvas de costos globales de mitigación de GEI. Tomado de Naucóer & Enkvist, (2009).

La bibliografía reporta que la bioenergía es una fuente renovable costo-efectiva para la mitigación de emisiones GEI (Thornley *et al.*, 2015). El reporte McKinsey únicamente considera a la bioenergía como fuente de electricidad y de combustibles para el sector transporte, asignándole costos positivos intensivos en capital (Naucóer & Enkvist, 2009); el aprovechamiento energético de residuos únicamente es evaluado desde la perspectiva de uso de biogás proveniente de rellenos sanitarios. La producción de electricidad también ha recibido una mayor atención en diferentes estudios que han evaluado los costos de mitigación para diferentes opciones de bioenergía (García *et al.*, 2015; Hennig & Gawor, 2012; Kalt & Kranzl, 2011; Masum *et al.*, 2020). Estos estudios hallaron que la mayoría de las rutas de conversión asociadas a la generación eléctrica y a la producción de biocombustibles para el sector transporte cuentan con costos de mitigación positivos, lo que indica la necesidad de inversiones adicionales para su implementación.

El estudio desarrollado por García y colaboradores (2015) para México evaluó diversas opciones de bioenergía para distintos sectores como el eléctrico, industrial, residencial, y transporte. Entre sus múltiples hallazgos, destaca el hecho que cerca de la mitad de las opciones evaluadas en las que se destaca el aprovechamiento de biomasa residual, cuentan con costos de mitigación negativos y un gran potencial de mitigación. Al incorporar al aprovechamiento energético de la cáscara residual de naranja entre las opciones evaluadas por dicho estudio, si bien se reconoce que la comparación directa resulta imposible debido a las diferentes tasas de descuento aplicadas, se puede observar que esta opción se ubica cerca del umbral de la auto-suficiencia económica (Figura 46:). En futuros trabajos, este ejercicio de

comparación debe ser ampliado a todo el sector de la agroindustria de cítricos para determinar su potencial real de mitigación GEI.

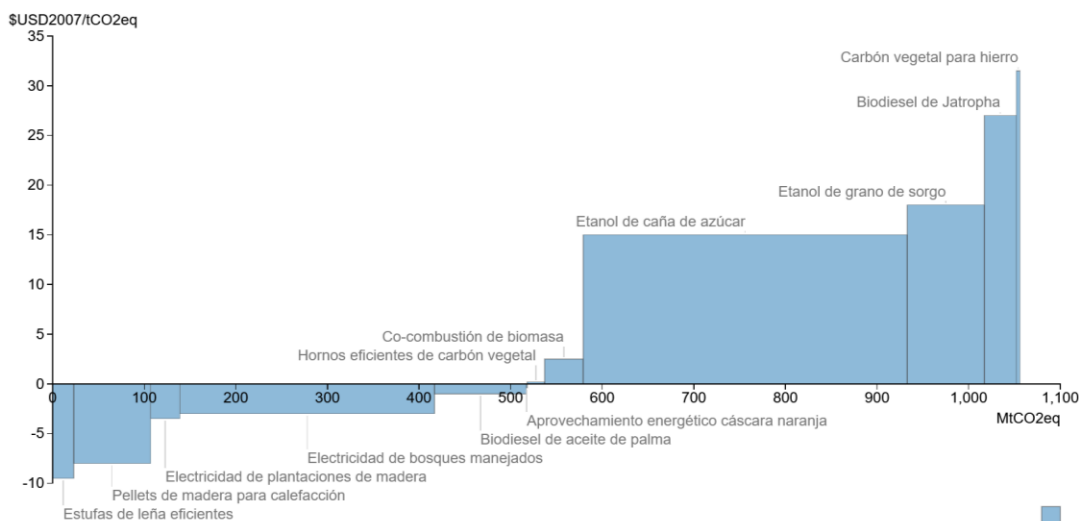


Figura 46: Curva de costos de mitigación para opciones de bioenergía en México. Basado en García et al., (2015).

El cálculo de los costos de mitigación no es ajeno a la sensibilidad por las decisiones metodológicas intrínsecas a los modelos (Kesicki & Strachan, 2011). El reporte McKinsey modeló los costos a partir de una tasa de descuento del 4% (Naucclér & Enkvist, 2009), mientras que el trabajo de García y colaboradores (2015) utilizó una tasa del 10%; el presente estudio usa una tasa del 7.5%. De manera general, se reporta que los costos de mitigación aumentan 7 EUR/tonCO₂eq por cada incremento de 5% en la tasa de interés (Naucclér & Enkvist, 2009), por lo que se identifica como un parámetro clave para el cálculo.

Los costos de mitigación son calculados desde una perspectiva social en la que se ignoran los diversos costos políticos y de transacción, impuestos, subsidios, y tasas de interés para los diversos actores involucrados (Kesicki & Strachan, 2011; Naucclér & Enkvist, 2009). Tampoco se reconoce la potencial limitación de capital que, por más costo-efectiva que pueda resultar determinado proyecto, pueda dificultar su implementación (Naucclér & Enkvist, 2009). Por consiguiente, los costos de mitigación deben ser usados cuidadosamente como una primera aproximación hacia la costo-efectividad de medidas para reducción de emisiones GEI, pero siempre en conjunto con otros instrumentos para dirigir la toma de decisiones (Kesicki & Strachan, 2011).

El presente trabajo internalizó el costo de las emisiones GEI del aprovechamiento energético de la cáscara a partir de un Costo Social del Carbono de \$25.83 USD₂₀₁₈/tonCO₂eq (equivalente a \$506.95 MXN₂₀₁₈/tonCO₂eq). Al internalizar el costo de las emisiones GEI durante el total de vida útil de los proyectos y agregarlo a la evaluación económica, se encontró un beneficio económico neto de \$552 millones MXN₂₀₁₈, casi cincuenta y ocho veces mayor que el beneficio económico bruto. Las

emisiones de GEI de la línea base resultaron dieciséis veces mayores que en el sistema de uso de la biomasa, principalmente por la descomposición no controlada de la cáscara de naranja.

La internalización económica de impactos ambientales siempre resulta polémica debido a sus criterios metodológicos intrínsecos (Huysegoms *et al.*, 2018; Pizzol *et al.*, 2015); no obstante, cada vez resulta más común su aplicación en la evaluación de proyectos en múltiples sectores (Florio *et al.*, 2008; Sartori *et al.*, 2015). En este sentido, el CSC ha sido ampliamente utilizado. Una de las principales fortalezas del CSC yace en su enfoque basado en el daño, ya que permite tanto medir el impacto provocado como los beneficios de evitarlo (Isacs *et al.*, 2016).

Estudios previos han incorporado los impactos del ACV a la evaluación económica de sistemas de bioenergía, ya sea mediante el CSC o con otros métodos. Karimi Alavijeh & Yaghmaei (2016) aplicaron un CSC de \$40 USD₂₀₁₅ para evaluar producción de biocombustibles líquidos para transporte a partir de residuos agrícolas en Irán y encontraron una mitigación efectiva. Jin y colaboradores (2019) calcularon las emisiones GEI y el CSC asociadas a la producción de bioetanol de pasto en Estados Unidos como parte de un modelo multidimensional de sostenibilidad. Field y colaboradores (2013) utilizaron un CSC de \$23 USD₂₀₁₀ para internalizar los impactos ambientales de la producción de biochar en Estados Unidos. A su vez, para comparar entre diferentes tratamientos para residuos orgánicos, Nordahl y colaboradores (2020) evaluaron emisiones de ciclo de vida de GEI y gases nocivos para la salud; para las emisiones GEI se utilizó un CSC de \$42 USD₂₀₁₉/tonCO_{2eq}, y para las demás emisiones se usaron modelos de daños a la salud humana basados en condiciones estadounidenses.

En la práctica, resultaría difícil establecer un sistema en el que se cobre el costo ambiental asociado a la gestión inadecuada de la cáscara residual de naranja. Una opción económicamente viable (aunque con cierta resistencia política) es internalizar los costos ambientales del combustóleo en su precio de mercado. Basándose en el presente trabajo, el litro de combustóleo tiene un CSC asociado de \$1.87 MXN₂₀₁₈, lo que significaría un costo total de \$9.59 MXN₂₀₁₈/L. Por otro lado, aún si la cuantificación del CSC se limitará a únicamente el consumo de combustóleo, las conclusiones no cambiarían al obtener un beneficio económico total de \$83.947 millones MXN₂₀₁₈. Estos hallazgos proporcionan información sobre el alto costo exteriorizado de los combustibles fósiles que suele ser ignorado en las evaluaciones económicas y, como consecuencia, en la toma de decisiones.

Al realizar un análisis de sensibilidad, se puede observar que los beneficios incrementales de implementar el sistema de bioenergía aumentan \$10.7 millones MXN₂₀₁₈ por cada aumento de \$10 MXN₂₀₁₈ en el costo asignado al carbono (Figura 47:). Se muestra que, aún con valores conservadores para el CSC, las ganancias por internalizar la mitigación GEI resultan considerables para el presente estudio. Este punto se reafirma al realizar un segundo análisis que parte de los escenarios económicos más negativos: bajo costo del combustóleo, alto costo de adquisición de la biomasa, y una alta tasa de descuento (Figura 48). A partir de un valor de \$100

MXN₂₀₁₈/tonCO_{2eq} (cinco veces inferior al valor usado para el resultado base), los tres escenarios negativos presentan ganancias netas. Esto indica que, aún en condiciones adversas desde una perspectiva económica, la mitigación de emisiones GEI podría fungir como una fuente efectiva de financiamiento para sistemas similares.

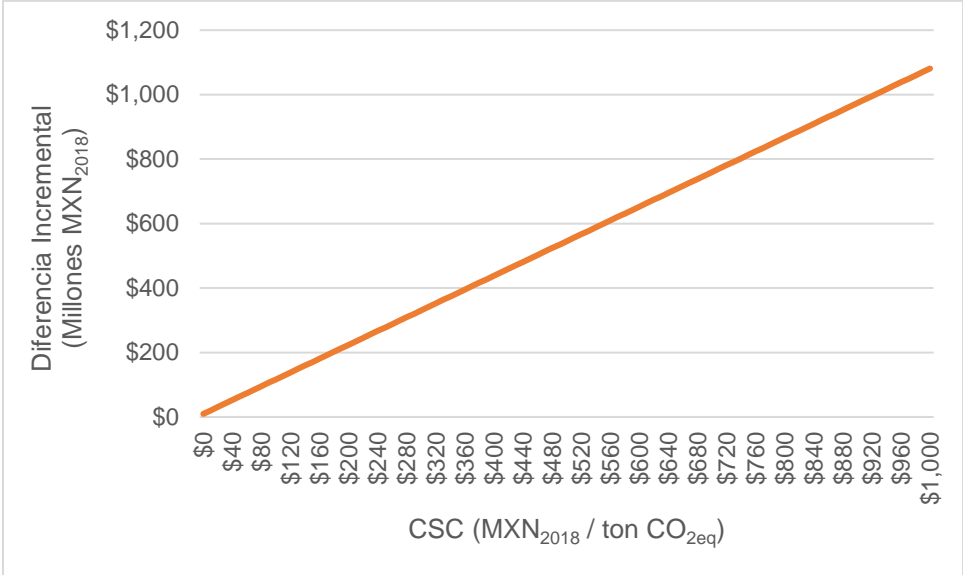


Figura 47: Análisis de sensibilidad para beneficios incrementales por variación en CSC.

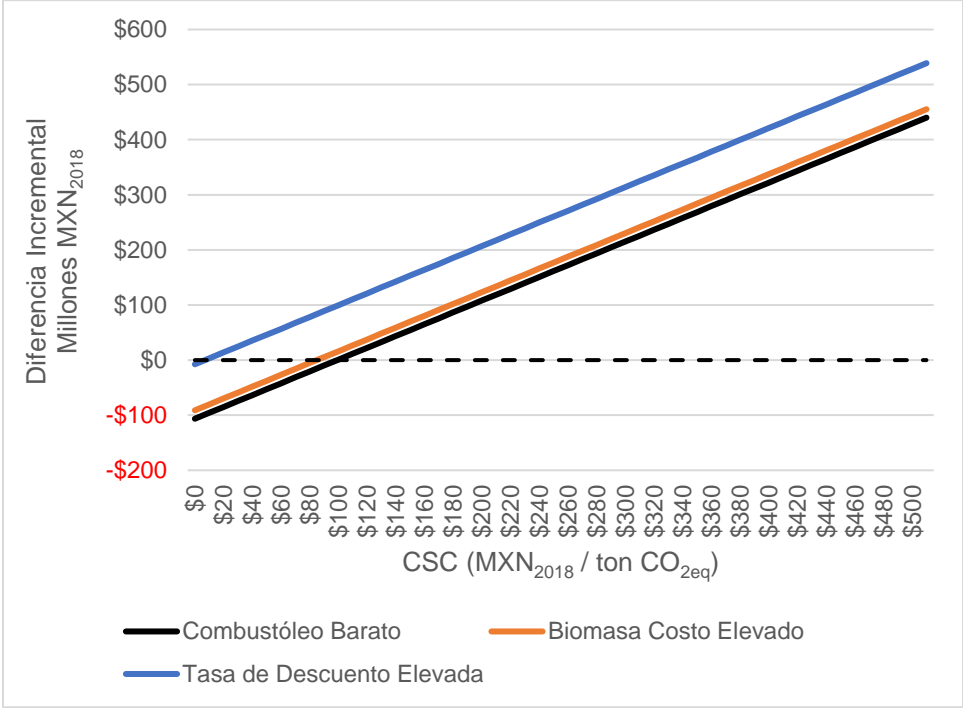


Figura 48: Beneficios incrementales en escenarios negativos según variaciones en el CSC.

No existe un consenso en la bibliografía sobre el valor que debe aplicarse para el CSC. Este trabajo utilizó un valor de \$25.83 USD₂₀₁₈ por cada tonelada de GEI emitida de acuerdo al meta-análisis de Alatorre y colaboradores (2019). El clásico Informe Stern, uno de los trabajos más influyentes para el CSC, propone un valor de \$85 USD₂₀₀₇/ton CO_{2eq} (Stern, 2008). Otros trabajos han utilizado valores tan bajos como €7 EUR₂₀₁₅, o bien, tan altos como €165 EUR₂₀₁₅ (Ram *et al.*, 2018). Recientemente, basado en los hallazgos de investigaciones acerca del CSC, el propio Fondo Monetario Internacional ha propuesto un impuesto de \$75 USD₂₀₁₈ para la emisión de cada tonelada de GEI (Parry, 2019). La complejidad metodológica inherente a la estimación del CSC dificulta alcanzar un consenso en su valor, por lo que se argumenta que no existe un único valor apropiado, sino que dependerá de las consideraciones éticas del estudio (Isacs *et al.*, 2016). En cambio, si existe un consenso relacionado con la dimensión temporal del CSC, ya que su valor aumenta conforme se incrementa la concentración atmosférica de GEI y, como consecuencia, se dificulta la mitigación de emisiones (Ram *et al.*, 2018).

A partir de un escenario de sensibilidad basado en el precio actual del impuesto al carbono (valor bajo de \$0.37 USD₂₀₁₈/tonCO_{2eq} y valor alto de \$3.01 USD₂₀₁₈/tonCO_{2eq}) (World Bank, 2019), se observa una tendencia similar. Al considerar el valor bajo (equivalente a \$7.12 MXN₂₀₁₈/tonCO_{2eq}), la ganancia asociada a mitigación de GEI por el sistema de cáscara asciende a \$7.627 millones MXN₂₀₁₈, lo que resulta en una ganancia total de \$17.255 millones MXN₂₀₁₈ (Figura 49). En cambio, con el valor alto (\$57.92 MXN₂₀₁₈/tonCO_{2eq}) la ganancia por mitigación es de \$62.049 millones MXN₂₀₁₈, y la ganancia total asciende a \$71.676 millones MXN₂₀₁₈. Este análisis demuestra que, aún con valores conservadores más apegados a las condiciones actuales del mercado, la mitigación modelada de emisiones GEI puede incrementar los beneficios económicos de estos sistemas.

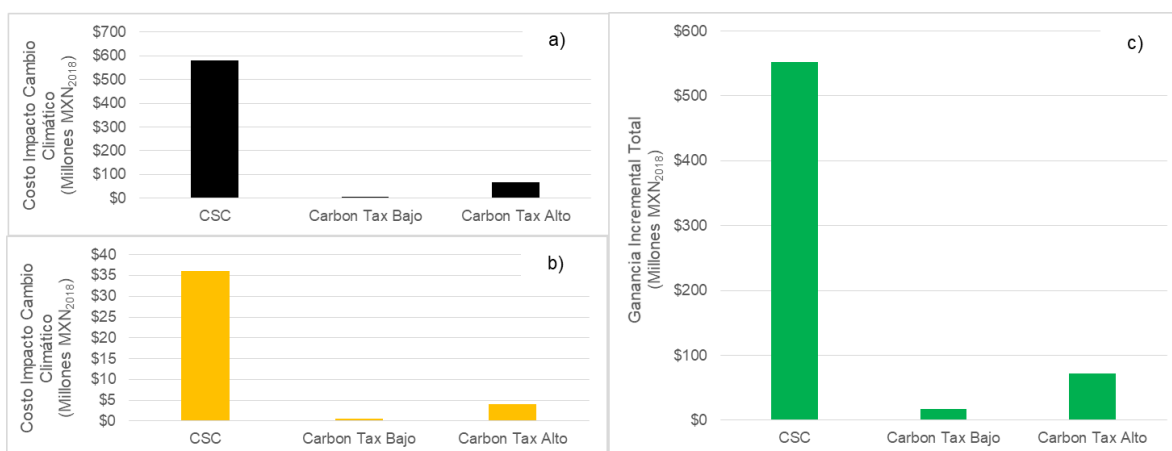


Figura 49: Comparación entre costos internalizados del carbono por valor en línea base (a) y aprovechamiento de cáscara (b), y comparación de ganancias incrementales por costo internalizado del carbono (c).

Nota: El CSC considera un valor de \$506.95 MXN₂₀₁₈/tonCO_{2eq}, el carbón tax bajo un valor de \$7.12 MXN₂₀₁₈/tonCO_{2eq} y el carbón tax alto un valor de \$57.92 MXN₂₀₁₈/tonCO_{2eq}.

Una limitación de este trabajo yace en la internalización de una única categoría de impacto del ACV. Debido al papel que juega en la política ambiental a escala global, el cambio climático ha recibido una atención especial traducida en numerosas herramientas y modelos para la evaluación de sus impactos (Levasseur, 2015; Rosenbaum *et al.*, 2018). No obstante, el resto de las categorías de impacto del ACV no poseen modelos tan maduros o aplicables a una escala global (Pizzol *et al.*, 2015). Los principales esfuerzos para la internalización de impactos del ACV se han enfocado en condiciones europeas, por lo que resulta contraintuitivo aplicarlas directamente en otras regiones y contextos que no han sido previamente caracterizados (Huysegoms *et al.*, 2018; Weidema *et al.*, 2013). Estos modelos han sido construidos a partir de robustos esfuerzos multidimensionales de evaluación de impactos ambientales y de evaluaciones económicas integrales; actualmente estos trabajos se encuentran en fases tempranas de desarrollo en México y Latinoamérica. Se espera que futuros trabajos puedan caracterizar esta información y desarrollar modelos de evaluación económica multidimensional que incorporen una mayor cantidad de impactos ambientales para robustecer los resultados obtenidos y ampliar la perspectiva de los hallazgos alcanzados.

Capítulo VI – Conclusiones

Conclusiones

Este trabajo evaluó los potenciales impactos ambientales y económicos de un sistema de aprovechamiento energético de cáscaras residuales de naranja para el caso de una empresa de la agroindustria en México. El aprovechamiento energético de la cáscara fue comparado contra una línea base anterior a la implementación del sistema basada en el consumo de combustóleo y la disposición final de la cáscara. Los impactos ambientales fueron cuantificados mediante la aplicación de un ACV, mientras que la evaluación económica consistió en un ACB. Posteriormente, con los resultados se calcularon indicadores de integración como el costo de mitigación y el beneficio económico al incluir el costo social del carbono.

En cuanto a la dimensión ambiental, el aprovechamiento energético de la cáscara obtuvo un menor impacto que la línea base por 1 MJ de energía térmica entregada para las categorías de cambio climático, eutrofización, y toxicidad humana, así como una mejor puntuación para los indicadores de TRF y TDR. La línea base emite una mayor cantidad de CH₄ y P como consecuencia de la descomposición no controlada de la cáscara, múltiples sustancias tóxicas durante la quema del combustóleo, consume una mayor cantidad de energía de origen fósil, y brinda una escasa reutilización a los residuos que genera.

En cambio, el uso de la cáscara resultó en mayores impactos para las categorías de acidificación, consumo de agua, formación de material particulado, y formación de oxidantes fotoquímicos, así como en un peor rendimiento para el EROI. El procesamiento de la cáscara consume una mayor cantidad de agua por energía térmica entregada y emite mayores cantidades de NO_x en la caldera y hornos. La configuración del sistema, basada en la combustión de la mitad de la cáscara para el secado de la otra mitad, afecta negativamente al EROI.

Los puntos críticos del impacto en el sistema de aprovechamiento energético de la cáscara yacen en la combustión de la cáscara en las etapas industrial y de uso, la disposición final de finos y cenizas en la etapa de gestión de residuos, y el consumo eléctrico en la etapa industrial. Algunos estudios anteriores han reportado hallazgos similares, aunque existe un alto grado de heterogeneidad en sus decisiones metodológicas.

Los indicadores energéticos muestran que el sistema de uso de biomasa actúa como un consumidor neto de energía, debido a la gran cantidad de cáscara destinada a los hornos para disminuir la elevada humedad consumida. No obstante, este sistema cumple una doble función al proporcionar un tratamiento a los residuos obtenidos durante el procesamiento de la cáscara, por lo que esto debe considerarse en futuras comparaciones. Se plantea que la reutilización de las cáscaras residuales es un primer paso hacia un sistema agroindustrial más circular.

La conceptualización de los residuos resulta clave para la evaluación de los impactos asociados a su uso. Al no asignar una carga ambiental previa a la obtención de la cáscara, mejora el rendimiento ambiental de su aprovechamiento. Por otro lado, la elección del criterio de asignación resulta crucial. Al cambiar a un criterio de asignación másica, los impactos para cambio climático, eutrofización, y toxicidad humana aumentan considerablemente debido al incremento en la contribución de la etapa agrícola a la carga ambiental de la cáscara. No obstante, la asignación económica se justifica por el principio de causalidad económica, donde se defiende que la finalidad de la empresa se vea reflejada en la evaluación, lo que resulta en una menor carga ambiental asignada a co-productos como la cáscara residual. Al aplicar un criterio de expansión del sistema, se obtienen beneficios ambientales netos para las categorías de cambio climático, consumo de agua, eutrofización, y toxicidad humana, mientras que en acidificación, formación de oxidantes fotoquímicos, y formación de material particulado se obtiene un daño ambiental neto.

Desde una perspectiva económica, el aprovechamiento energético de la cáscara de naranja resulta rentable al ser comparado con la línea base durante una vida útil de 20 años. A partir de un análisis incremental donde los resultados del VPN de ambos proyectos fueron comparados, se encontró que el aprovechamiento energético de la cáscara permite un beneficio neto de \$9.62 millones MXN₂₀₁₈. La ganancia incremental se encuentra fuertemente vinculada a los ahorros por consumo de combustóleo de la línea base, que representó el principal costo en dicho proyecto. La utilización de biomasa residual como fuente de energía para procesos internos puede proveer retornos económicos positivos en términos de reducción de costos.

El principal costo durante la vida útil del proyecto de combustión de la cáscara residual fue el propio costo de la biomasa, que, a pesar de no fungir como un flujo de efectivo para la empresa, fue incluido por fines de consistencia con el análisis ambiental. La inversión en equipo especializado e infraestructura también representó un costo considerable en la vida útil del proyecto.

Los análisis de sensibilidad mostraron que el costo de la biomasa, el precio del combustóleo sustituido, y la tasa de descuento son factores clave para la rentabilidad del sistema. Según estos hallazgos, el resultado base consiste en un escenario moderado, ya que apenas supera el umbral de rentabilidad. La rentabilidad de este proyecto resulta altamente sensible a la volatilidad en los futuros precios del combustóleo.

Con los inventarios económicos recabados se calculó el LCOE para ambos sistemas. Al considerar únicamente costos asociados al combustóleo, la línea base tiene un menor costo de producción de energía que el aprovechamiento de la cáscara durante la vida útil total. El LCOE del sistema de biomasa se encuentra dentro del rango de costos nivelados de calor proveniente de bioenergía reportados por organismos internacionales. Resulta más costosa la producción de energía proveniente del aprovechamiento de la cáscara que del consumo de combustóleo.

Sin embargo, la comparación debe ampliarse para contemplar al uso de la cáscara como un proceso multifuncional capaz de producir energía y tratar residuos. Al incorporar los costos totales de ambos sistemas, el aprovechamiento de la cáscara presenta una mayor rentabilidad.

La integración de los resultados ambientales y económicos se enfocó en los impactos por cambio climático. El uso energético de la biomasa obtuvo un costo de mitigación negativo de $-\$8.99 \text{ MXN}_{2018}/\text{tonCO}_{2\text{eq}}$, lo que demuestra que es una medida rentable y costo-efectiva, como la bioenergía ha demostrado anteriormente en la bibliografía. Se debe destacar que estos resultados asumen una sustitución perfecta entre productos, una disminución de emisiones lineal, y una ausencia de efectos de rebote, por lo que esta mitigación debe ser examinada de forma cautelosa y como una primera aproximación hacia la medición de costo-efectividad de alternativas de mitigación de GEI.

Al internalizar en la evaluación económica los impactos calculados por el ACV para la categoría de cambio climático mediante el CSC, el beneficio neto del aprovechamiento energético de cáscara asciende a $\$552$ millones MXN_{2018} . Aún si se limitan las emisiones de la línea base a la producción y quema del combustóleo, se obtiene un beneficio económico neto de $\$83.947$ millones MXN_{2018} . Estos resultados evidencian el alto costo exteriorizado asociado a los combustibles fósiles que suele ser dejado de lado en la toma de decisiones.

El sistema de aprovechamiento de cáscara, rentable por su cuenta, tiene el potencial de acrecentar sus ganancias si se internaliza su mitigación de emisiones GEI. Se encontró que proporcionar un beneficio económico por mitigación de emisiones, aún con valores mínimos, vuelve rentable al uso de la cáscara. La internalización de las emisiones GEI también beneficia al LCOE del sistema, que pasa a ser considerablemente menor que el costo nivelado de la línea base. Estos hallazgos demuestran que, aún en condiciones económicas adversas, la internalización de la mitigación de GEI puede ser una potencial fuente de financiamiento. Se deben de explorar mecanismos de financiamiento que favorezcan a aquellos sistemas que demuestren una mitigación efectiva.

De acuerdo a los resultados obtenidos, el aprovechamiento energético de la cáscara residual de naranja es una opción ambientalmente benéfica y económicamente viable bajo algunas circunstancias. Los diferentes beneficios e impactos ambientales para las categorías evaluadas son consecuencia de la perspectiva de ciclo de vida, que facilita la identificación de puntos críticos y de mejora en este tipo de sistemas. La integración de resultados económicos y ambientales para impactos por cambio climático muestra que este sistema permite una mitigación costo-efectiva y que tiene el potencial de aumentar su rentabilidad al incluir créditos por mitigación de emisiones GEI.

Recomendaciones

Para aumentar su rendimiento ambiental, este sistema debe implementar mejoras, principalmente en la combustión de la cáscara. Se espera que la instalación de equipo como convertidores catalíticos puede disminuir considerablemente las emisiones de gases de combustión como NO_x .

A su vez, un punto crítico identificado en el sistema yace en el secado de la cáscara, que utiliza la mitad de la cáscara procesada. Destinar la mitad de la cáscara al secado para la otra mitad afecta negativamente al rendimiento energético del sistema. Una posible solución consiste en utilizar una fuente de calor distinta a la cáscara para efectuar el secado y, así, duplicar la cantidad disponible de cáscara seca para la caldera de uso final. Alguna biomasa residual abundante en la zona, como cáscara proveniente de otras empresas o paja de caña, podría cumplir con esta función. Si se utiliza una fuente de calor distinta para el secado, se espera que aumenten los días de operación anuales de la caldera con cáscara seca, lo que podría incrementar los beneficios ambientales y económicos del sistema.

La implementación de sistemas innovadores de tratamiento de aguas residuales que faciliten la reutilización de los efluentes en el propio procesamiento de la cáscara puede traducirse en múltiples beneficios. Además de reducir el consumo externo de agua, este tratamiento puede aumentar la circularidad del sistema. No obstante, se debe de evaluar su demanda de insumos y operación para identificar adecuadamente su propio desempeño ambiental.

La disposición final de los residuos generados por el procesamiento de la cáscara (cenizas, finos, lodos residuales) tiene una contribución importante en determinadas categorías de impacto. Una estrategia efectiva para mejorar el rendimiento ambiental del uso energético de la cáscara consiste en proporcionarles usos alternativos que reduzcan los impactos asociados a su disposición final y aumentar la circularidad del sistema. Futuros trabajos pueden evaluar potenciales aplicaciones, desde cenizas como agentes mejoradores de suelos agrícolas hasta finos como insumos en otras industrias o como agente aditivo en la operación de los hornos. Se deben de explorar nuevos procesos para aumentar la eficiencia y calidad en el manejo de los residuos generados por el aprovechamiento de la cáscara.

En cuanto a futuras investigaciones, se identificó la necesidad de desarrollar modelos robustos y específicos para la descomposición de residuos de naranja. La evaluación ambiental detectó que la descomposición de cáscara y finos tiene una contribución importante en los impactos evaluados, principalmente para cambio climático. Cuantificar apropiadamente estas emisiones se vuelve fundamental para una adecuada caracterización del impacto ambiental de los sistemas de aprovechamiento de cáscara residual.

Otra fuente importante de impacto yace en las emisiones durante la combustión de la cáscara. El presente trabajo utilizó una simulación para construir el inventario de ciclo de vida de este proceso. Con el objetivo de validar estos datos, investigaciones posteriores deben medir directamente estos contaminantes que resultan un punto crítico en la evaluación ambiental.

Una limitación importante de este trabajo yace en la internalización económica de una única categoría de impacto del ACV. Se espera que trabajos posteriores puedan caracterizar información robusta acerca de las condiciones ambientales de México para, posteriormente, desarrollar modelos adecuados que permitan evaluar económicamente estos diversos impactos ambientales.

Finalmente, se invita a que futuros trabajos puedan profundizar la investigación en sistemas similares para evaluar adicionales impactos ambientales y económicos. A su vez, ampliar estos estudios a la evaluación de aspectos sociales permitirá identificar adecuadamente la contribución de estos sistemas a la sostenibilidad energética.

Referencias

- Aboagye, D., Banadda, N., Kiggundu, N., & Kabenge, I. (2017). Assessment of orange peel waste availability in Ghana and potential bio-oil yield using fast pyrolysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 70, 814–821. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.262>
- Adeniyi, A., Ighalo, J. O., & Onifade, D. V. (2020). Biochar from the Thermochemical Conversion of Orange (*Citrus sinensis*) Peel and Albedo: Product Quality and Potential Applications. *Chemistry Africa*, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s42250-020-00119-6>
- Adeniyi, A., Otoikhian, K., Ighalo, J., & Mohammed, I. (2019). Pyrolysis of Different Fruit Peel Waste Via a Thermodynamic Model. *Journal of Engineering Research and Development*, 2(2), 16–24. www.ajerd.abuad.edu.ng/16
- AGRICULTURA, & SIAP. (2020). *Expectativas Agroalimentarias Marzo 2020*. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural-Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera.
- Alatorre, J., Caballero, K., Ferrer, J., & Galindo, L. (2019). *El costo social del carbono: una visión agregada desde América Latina*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).
- Alemán-Nava, G. S., Casiano-Flores, V. H., Cárdenas-Chávez, D. L., Díaz-Chavez, R., Scarlat, N., Mählknecht, J., Dallemand, J.-F., & Parra, R. (2014). Renewable energy research progress in Mexico: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 32(Supplement C), 140–153. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.01.004>
- Ali, S., Ahmad, M., Awais, M., & Ahmed, A. (2016). Management of Citrus Waste in Pakistan's Perspective. *Journal of Hygienic Engineering and Design*, 15, 83–88.
- Alishah, A., Motevali, A., Tabatabaeekoloor, R., & Hashemi, S. J. (2019). Multiyear life energy and life cycle assessment of orange production in Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(31), 32432–32445. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06344-y>
- Alsaleh, M., Abdul-Rahim, A. S., & Mohd-Shahwahid, H. O. (2017). An empirical and forecasting analysis of the bioenergy market in the EU28 region: Evidence from a panel data simultaneous equation model. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 80, pp. 1123–1137). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.167>
- Amezcuca-Allieri, M. A., Martínez-Hernández, E., Anaya-Reza, O., Magdaleno-Molina, M., Melgarejo-Flores, L. A., Palmerín-Ruiz, M. E., Eguía-Lis, J. A. Z., Rosas-Molina, A., Enríquez-Poy, M., & Aburto, J. (2019). Techno-economic analysis and life cycle assessment for energy generation from sugarcane bagasse: Case study for a sugar mill in Mexico. *Food and Bioprocess Processing*, 118, 281–292. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2019.09.014>
- Amézcuca Vega, C., Mejias Brizuela, N., Salazar Togo, J., & Velarde Rodríguez, M. (2019). Revalorización de los residuos agroindustriales. In J. Sánchez Cano (Ed.), *Cadenas de valor e innovación* (pp. 169–185). Universidad Juárez del Estado de Durango.
- Ardente, F., & Cellura, M. (2012). Economic Allocation in Life Cycle Assessment The State of the Art and Discussion of Examples. *Journal of Industrial Ecology*, 16(3), 387–398. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00434.x>
- Arrow, K., Cropper, M., Eads, G., Hahn, R., Lave, L., Noll, R., Portney, P., Russell, M., Schmalensee, R., Smith, K., & Stavins, R. (1996). Is there a role for benefit-cost analysis in environmental, health and safety regulation? *Science*, 272, 221–222.
- Arvesen, A., & Hertwich, E. G. (2015). More caution is needed when using life cycle assessment to determine energy return on investment (EROI). *Energy Policy*, 76, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.11.025>
- Asdrubali, F., Baldinelli, G., D'Alessandro, F., & Scrucca, F. (2015). Life cycle assessment

- of electricity production from renewable energies: Review and results harmonization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1113–1122. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.082>
- Assamoi, B., & Lawryshyn, Y. (2012). The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. *Waste Management*, 32(5), 1019–1030. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.023>
- Ayres, R. U., & Ayres, L. (2002). *A Handbook of Industrial Ecology*. Edward Elgar Publishing.
- Bailis, R., Rujanavech, C., Dwivedi, P., de Oliveira Vilela, A., Chang, H., & de Miranda, R. C. (2013). Innovation in charcoal production: A comparative life-cycle assessment of two kiln technologies in Brazil. *Energy for Sustainable Development*, 17(2), 189–200. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2012.10.008>
- Baldassarre, B., Schepers, M., Bocken, N., Cuppen, E., Korevaar, G., & Calabretta, G. (2019). Industrial Symbiosis: towards a design process for eco-industrial clusters by integrating Circular Economy and Industrial Ecology perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 216, 446–460. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.091>
- Batidzirai, B., Valk, M., Wicke, B., Junginger, M., Daiglou, V., Euler, W., & Faaij, A. P. C. (2016). Current and future technical, economic and environmental feasibility of maize and wheat residues supply for biomass energy application: Illustrated for South Africa. *Biomass and Bioenergy*, 92, 106–129. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.06.010>
- Beall, E., Cadoni, P., & Rossi, A. (2012). *A compilation of tools and methodologies to assess the sustainability of modern bioenergy*. FAO.
- Beccali, M., Cellura, M., Iudicello, M., & Mistretta, M. (2009). Resource consumption and environmental impacts of the agrofood sector: Life cycle assessment of Italian citrus-based products. *Environmental Management*, 43(4), 707–724. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9251-y>
- Beccali, M., Cellura, M., Iudicello, M., & Mistretta, M. (2010). Life cycle assessment of Italian citrus-based products. Sensitivity analysis and improvement scenarios. *Journal of Environmental Management*, 91(7), 1415–1428. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.028>
- Beck, A. W., O'Brien, A. J., Zaimes, G. G., Resasco, D. E., Crossley, S. P., & Khanna, V. (2018). Systems-Level Analysis of Energy and Greenhouse Gas Emissions for Coproducing Biobased Fuels and Chemicals: Implications for Sustainability. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 6(5), 5826–5834. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b03949>
- Belen Guerrero, A., & Muñoz, E. (2018). Life cycle assessment of second generation ethanol derived from banana agricultural waste: Environmental impacts and energy balance. *Journal of Cleaner Production*, 174, 710–717. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.298>
- Bell, E., & Horvath, A. (2020). Modeling the carbon footprint of fresh produce: effects of transportation, localness, and seasonality on US orange markets. *Environmental Research Letters*, 15(3).
- Beltrán-Ramírez, F., Orona-Tamayo, D., Cornejo-Corona, I., Luz Nicacio González-Cervantes, J., de Jesús Esparza-Claudio, J., & Quintana-Rodríguez, E. (2019). Agro-Industrial Waste Revalorization: The Growing Biorefinery. In *Biomass for Bioenergy - Recent Trends and Future Challenges*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.83569>
- Benavente, V., Fullana, A., & Berge, N. D. (2017). Life cycle analysis of hydrothermal carbonization of olive mill waste: Comparison with current management approaches. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2637–2648. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.013>
- Bessou, C., Ferchaud, F., Gabrielle, B., & Mary, B. (2011). Biofuels, greenhouse gases and

- climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31(1), 1. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009039>
- Bhandari, K., Collier, J., Ellingson, R., & Apul, D. S. (2015). Energy payback time (EPBT) and energy return on energy invested (EROI) of solar photovoltaic systems: A systematic review and meta-analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47, 133–141. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.057>
- Bhattacharyya, S. (2011a). Economic Analysis of Energy Investments. In *Energy Economics: Concepts, Issues, Markets and Governance* (pp. 163–190). Springer.
- Bhattacharyya, S. (2011b). The Economics of Climate Change. In *Energy Economics: Concepts, Issues, Markets and Governance* (pp. 597–622). Springer.
- Bjørn, A., Moltesen, A., Laurent, A., Owsianiak, M., Corona, A., Birkved, M., & Hauschild, M. Z. (2018). Life Cycle Inventory Analysis. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 117–166). Springer.
- Bjørn, A., Owsianiak, M., Laurent, A., Olsen, S. I., Corona, A., & Hauschild, M. Z. (2018). Scope Definition. In M. Z. Hauschild & R. K. Rosenbaum (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 75–116). Springer.
- Bjørn, A., Owsianiak, M., Molin, C., & Hauschild, M. (2018). LCA History. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 17–30). Springer.
- Bjørn, A., Owsianiak, M., Molin, C., & Laurent, A. (2018). Main Characteristics of LCA. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 9–16). Springer.
- Blomsma, F., & Brennan, G. (2017). The Emergence of Circular Economy: A New Framing Around Prolonging Resource Productivity. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 603–614.
- Boardman, A., Greenberg, D., & Vining, A. (2011a). *Cost-benefit analysis: Concepts and practice* (4th ed.). Pearson.
- Boardman, A., Greenberg, D., & Vining, A. (2011b). Discounting Benefits and Costs in Future Time Periods. In *Cost-Benefit Analysis: Concepts and practice* (4th ed., pp. 133–166). Pearson.
- Boardman, A., Greenberg, D., & Vining, A. (2011c). Introduction to Cost-Benefit Analysis. In *Cost-Benefit Analysis: Concepts and practice* (4th ed., pp. 1–26). Pearson.
- Boardman, A., Greenberg, D., & Vining, A. (2011d). The Social Discount Rate. In *Cost-Benefit Analysis: Concepts and practice* (pp. 238–273). Pearson.
- Börjesson, P., Tufvesson, L., & Lantz, M. (2010). Life cycle assessment of biofuels in Sweden. *Lund Tekniska Högskola, Lund University*.
- Borsato, E., Giubilato, E., Zabeo, A., Lamastra, L., Criscione, P., Tarolli, P., Marinello, F., & Pizzol, L. (2019). Comparison of Water-focused Life Cycle Assessment and Water Footprint Assessment: The case of an Italian wine. *Science of the Total Environment*, 666, 1220–1231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.331>
- Boschiero, M., Cherubini, F., Nati, C., & Zerbe, S. (2016). Life cycle assessment of bioenergy production from orchards woody residues in Northern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 112(4), 2569–2580. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.094>
- Boschiero, M., Kelderer, M., Schmitt, A. O., Andreotti, C., & Zerbe, S. (2015). Influence of agricultural residues interpretation and allocation procedures on the environmental performance of bioelectricity production - A case study on woodchips from apple orchards. *Applied Energy*, 147, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.109>
- Branker, K., Pathak, M. J. M., & Pearce, J. M. (2011). A review of solar photovoltaic levelized cost of electricity. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 15, Issue 9, pp. 4470–4482). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.104>

- Briones-Hidrovo, A., Copa, J., Tarelho, L. A. C., Gonçalves, C., Pacheco da Costa, T., & Dias, A. C. (2021). Environmental and energy performance of residual forest biomass for electricity generation: Gasification vs. combustion. *Journal of Cleaner Production*, 289, 125680. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125680>
- Broeren, M. L. M., Zijp, M. C., Waaijers-van der Loop, S. L., Heugens, E. H. W., Posthuma, L., Worrell, E., & Shen, L. (2017). Environmental assessment of bio-based chemicals in early-stage development: a review of methods and indicators. In *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* (Vol. 11, Issue 4, pp. 701–718). John Wiley and Sons Ltd. <https://doi.org/10.1002/bbb.1772>
- Buonocore, E., & Franzese, P. P. (2012). Assessing the environmental performance and sustainability of bioenergy production in Sweden: A life cycle assessment perspective. *Energy*, 37(1), 69–78. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2011.07.032>
- CEIEG. (2016). *Cuadernillos Municipales 2016: Martínez de la Torre*. Sistema de Información Municipal, Estado de Veracruz.
- Chavan, P., Singh, A. K., & Kaur, G. (2018). Recent progress in the utilization of industrial waste and by-products of citrus fruits: A review. *Journal of Food Process Engineering*, 41(8), e12895. <https://doi.org/10.1111/jfpe.12895>
- Cherubini, F., & Strømman, A. H. (2011). Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresource Technology*, 102(2), 437–451. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.010>
- Chiriboga, G., De La Rosa, A., Molina, C., Velarde, S., & Carvajal C, G. (2020). Energy Return on Investment (EROI) and Life Cycle Analysis (LCA) of biofuels in Ecuador. *Heliyon*, 6(6), e04213. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04213>
- Chong, Y. T., Teo, K. M., & Tang, L. C. (2016). A lifecycle-based sustainability indicator framework for waste-to-energy systems and a proposed metric of sustainability. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 56, pp. 797–809). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.036>
- Chum, H., Faaij, A., Moreira, J., Berndes, G., Dhamija, P., Dong, H., Gabrielle, B., Goss Eng, A., Lucht, W., Mapako, M., Maser, O., McIntyre, T., Minowa, T., & Pingoud, K. (2011). Bioenergy. In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, & C. von Stechow (Eds.), *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge University Press.
- Coltro, L., Mourad, A. L., Kletecke, R. M., Mendonça, T. A., & Germer, S. P. M. (2009). Assessing the environmental profile of orange production in Brazil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(7), 656–664. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0097-1>
- Court, V., & Fizaine, F. (2017). Long-Term Estimates of the Energy-Return-on-Investment (EROI) of Coal, Oil, and Gas Global Productions. *Ecological Economics*, 138, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.015>
- Crabbé, A., & Leroy, P. (2008). Approaches to (Environmental) Policy Evaluation. In *The Handbook of Environmental Policy Evaluation* (pp. 45–124). Earthscan.
- Cristóbal, J., Caldeira, C., Corrado, S., & Sala, S. (2018). Techno-economic and profitability analysis of food waste biorefineries at European level. *Bioresource Technology*, 259, 244–252. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.016>
- Curran, M. A. (2014). *Strengths and Limitations of Life Cycle Assessment* (pp. 189–206). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8697-3_6
- Curti-Díaz, S., Díaz-Zorrilla, U., Loredó-Salazar, X., Sandoval Rincón, A., Pastrana, L., & Rodríguez, M. (1998). *Manual de Producción de Naranja para Veracruz y Tabasco* (p. 175). CIRGOC-INIFAP-SAGAR.
- Dale, V. H., Efroymson, R. A., Kline, K. L., & Davitt, M. S. (2015). A framework for selecting

- indicators of bioenergy sustainability. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 9(4), 435–446. <https://doi.org/10.1002/bbb.1562>
- Dale, V. H., Efroymsen, R. A., Kline, K. L., Langholtz, M. H., Leiby, P. N., Oladosu, G. A., Davis, M. R., Downing, M. E., & Hilliard, M. R. (2013). Indicators for assessing socioeconomic sustainability of bioenergy systems: A short list of practical measures. *Ecological Indicators*, 26, 87–102. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2012.10.014>
- Daly, H., & Farley, J. (2004a). Market Failures. In *Ecological Economics: Principles and Applications* (pp. 157–184). Island Press.
- Daly, H., & Farley, J. (2004b). Market Failures and Biotic Resources. In *Ecological Economics: Principles and Applications* (pp. 201–220). Island Press.
- Dávila, J. A., Rosenberg, M., & Cardona, C. A. (2015). Techno-economic and Environmental Assessment of p-Cymene and Pectin Production from Orange Peel. *Waste and Biomass Valorization*, 6(2), 253–261. <https://doi.org/10.1007/s12649-014-9339-y>
- Daza Serna, L. V., Solarte Toro, J. C., Serna Loaiza, S., Chacon Perez, Y., & Cardona Alzate, C. A. (2016). Agricultural Waste Management Through Energy Producing Biorefineries: The Colombian Case. *Waste and Biomass Valorization*, 7(4, SI), 789–798. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9576-3>
- De Moraes, L. C., Santos, C. M., & Rosa, A. H. (2015). Thermodynamic parameters of a solid biofuel from orange peel. *Chemical Engineering Transactions*, 43, 583–588. <https://doi.org/10.3303/CET1543098>
- Demirbas, A. (2005). Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues. In *Progress in Energy and Combustion Science* (Vol. 31, Issue 2, pp. 171–192). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2005.02.002>
- Deutz, P., & Ioppolo, G. (2015). From theory to practice: Enhancing the potential policy impact of industrial ecology. *Sustainability*, 7(2), 2259–2273.
- Diesendorf, M., & Wiedmann, T. (2020). Implications of Trends in Energy Return on Energy Invested (EROI) for Transitioning to Renewable Electricity. *Ecological Economics*, 176, 106726. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106726>
- DOF. (2018). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. Diario Oficial de la Federación.
- Domac, J., Richards, K., & Risovic, S. (2005). Socio-economic drivers in implementing bioenergy projects. *Biomass and Bioenergy*, 28(2), 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.08.002>
- Dong, J., Tang, Y., Nzihou, A., Chi, Y., Weiss-Hortala, E., & Ni, M. (2018). Life cycle assessment of pyrolysis, gasification and incineration waste-to-energy technologies: Theoretical analysis and case study of commercial plants. *Science of the Total Environment*, 626, 744–753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.151>
- Dong, Y., Hauschild, M., Sørup, H., Rousselet, R., & Fantke, P. (2019). Evaluating the monetary values of greenhouse gases emissions in life cycle impact assessment. *Journal of Cleaner Production*, 209, 538–549. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.205>
- Duque, S. H., Cardona, C. A., & Moncada, J. (2015). Techno-Economic and Environmental Analysis of Ethanol Production from 10 Agroindustrial Residues in Colombia. *Energy & Fuels*, 29(2), 775–783. <https://doi.org/10.1021/ef5019274>
- Espachs-Barroso, A., Soliva-Fortuny, R. C., & Martín-Belloso, O. (2005). A natural clouding agent from orange peels obtained using polygalacturonase and cellulase. *Food Chemistry*, 92(1), 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2004.04.047>
- FAO. (2017). *Citrus fresh and processed, Statistical bulletin 2016*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- FAO. (2020a). FAOSTAT. FAOSTAT. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>

- FAO. (2020b). *México en una mirada*. Organización de Las Naciones Unidas Para La Alimentación y La Agricultura. <http://www.fao.org/mexico/fao-en-mexico/mexico-en-una-mirada/es/>
- FAO & PNUD. (2019). *Guía de análisis costo beneficio. Aplicación para medidas de adaptación al cambio climático en el sector agropecuario en Uruguay*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Fehr, M., & Santos, F. C. (2009). Landfill diversion: Moving from sanitary to economic targets. *Cities*, 26(5), 280–286. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2009.07.007>
- Field, C. B., Barros, V. R., Dokken, D. J., Mach, K. J., Mastandrea, M. D., Bilir, T. E., Chatterjee, M., Ebi, K. L., Estrada, Y. O., Genova, R. C., Girma, B., Kissel, E. S., Levy, A. N., MacCracken, S., Mastandrea, P. R., & White, L. L. (2014). *Summary for policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC (ed.); pp. 1–32). Cambridge University Press.
- Field, J. L., Keske, C. M. H., Birch, G. L., Defoort, M. W., & Francesca Cotrufo, M. (2013). Distributed biochar and bioenergy coproduction: A regionally specific case study of environmental benefits and economic impacts. *GCB Bioenergy*, 5(2), 177–191. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12032>
- Finnveden, G. (2000). On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. In *International Journal of Life Cycle Assessment* (Vol. 5, Issue 4, pp. 229–238). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/BF02979365>
- Fischedick, M., Schaeffer, R., Adedoyin, A., Akai, M., Bruckner, T., Clarke, L., Krey, V., Savolainen, I., Teske, S., Ürge-Vorsatz, D., & Wright, R. (2011). Mitigation Potential and Costs. In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, & C. von Stechow (Eds.), *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation* (pp. 791–864). Cambridge University Press.
- Florio, M., Finzi, U., Genco, M., Levarlet, F., Maffii, S., Tracogna, A., & Vignetti, S. (2008). *Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects*. European Commission.
- Forgács, G., Pourbafrani, M., Niklasson, C., Taherzadeh, M. J., & Hováth, I. S. (2012). Methane production from citrus wastes: process development and cost estimation. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 87(2), 250–255. <https://doi.org/10.1002/jctb.2707>
- Foster, E., Contestabile, M., Blazquez, J., Manzano, B., Workman, M., & Shah, N. (2017). The unstudied barriers to widespread renewable energy deployment: Fossil fuel price responses. *Energy Policy*, 103, 258–264. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.12.050>
- Freire, F. B., Atxutegi, A., Freire, F. B., Freire, J. T., Aguado, R., & Olazar, M. (2017). An adaptive lumped parameter cascade model for orange juice solid waste drying in spouted bed. *Drying Technology*, 35(5), 577–584. <https://doi.org/10.1080/07373937.2016.1190937>
- Fundación Ellen MacArthur. (2013). *Towards the Circular Economy: Economic and business rationale for an accelerated transition*.
- Fytili, D., & Zabaniotou, A. (2018). Circular Economy Synergistic Opportunities of Decentralized Thermochemical Systems for Bioenergy and Biochar Production Fueled with Agro-industrial Wastes with Environmental Sustainability and Social Acceptance: a Review. *Current Sustainable/Renewable Energy Reports*, 5(2), 150–155. <https://doi.org/10.1007/s40518-018-0109-5>
- Gallaud, D., & Laperche, B. (2016). Circular Economy, Industrial Ecology and Short Supply Chain. In D. Uzunidis (Ed.), *Smart Innovation Set* (Vol. 4). Wiley.

- Galvagno, A., Prestipino, M., Maisano, S., Urbani, F., & Chiodo, V. (2019). Integration into a citrus juice factory of air-steam gasification and CHP system: Energy sustainability assessment. *Energy Conversion and Management*, 193, 74–85. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.04.067>
- García, C. A., Aguilar-Rivera, N., Zepeda-Pirron, M., & Armendáriz-Arnez, C. (2018). Development of indicators for the sustainability of the sugar industry. *Environmental & Socio-Economic Studies*, 6(4), 22–38.
- García, C. A., Fuentes, A., Hennecke, A., Riegelhaupt, E., Manzini, F., & Masera, O. (2011). Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88(6), 2088–2097. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- García, C. A., García-Treviño, E. S., Aguilar-Rivera, N., & Armendáriz, C. (2016). Carbon footprint of sugar production in Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 112, Part, 2632–2641. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.113>
- García, C. A., & Masera, O. (2016). Sustentabilidad y políticas públicas de la bioenergía. In C. A. García & O. Masera (Eds.), *Estado del Arte de la Bioenergía en México* (pp. 64–80). Imagia.
- García, C. A., Moncada, J., Aristizabal, V., & Cardona, C. A. (2017). Techno-economic and energetic assessment of hydrogen production through gasification in the Colombian context: Coffee Cut-Stems case. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(9), 5849–5864. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.01.073>
- García, C. A., Riegelhaupt, E., Ghilardi, A., Skutsch, M., Islas, J., Manzini, F., & Masera, O. (2015). Sustainable bioenergy options for Mexico: GHG mitigation and costs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 43, 545–552. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.11.062>
- García, C. A., Riegelhaupt, E., & Masera, O. (2016). Introducción. In C. A. García & O. Masera (Eds.), *Estado del Arte de la Bioenergía en México* (pp. 9–14). Imagia.
- Gasparatos, A., El-Haram, M., & Horner, M. (2008). A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. In *Environmental Impact Assessment Review* (Vol. 28, Issues 4–5, pp. 286–311). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.09.002>
- Gazulla, C., Raugei, M., & Fullana-I-Palmer, P. (2010). Taking a life cycle look at crianza wine production in Spain: Where are the bottlenecks? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(4), 330–337. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0173-6>
- Gebrezgabher, S., Amewu, S., Taron, A., & Otoo, M. (2016). *Energy Recovery from Domestic and Agro-waste Streams in Uganda: A Socioeconomic Assessment*. International Water Management Institute (IWMI) - CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems.
- Gnansounou, E., Alves, C. M., Pachón, E. R., & Vaskan, P. (2017). Comparative assessment of selected sugarcane biorefinery-centered systems in Brazil: A multi-criteria method based on sustainability indicators. *Bioresour Technol*, 243, 600–610. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.004>
- Gómez, A. (2018). Visión general del aprovechamiento de residuos cítricos como materia prima de biorrefinerías. *Cuadernos Del Tomás*, 10, 153–168.
- Gómez Cruz, M. Á., Vicencio-Nolasco, M., Schwentesius Rindermann, R., & Gómez Tovar, L. (2015). Eco-intensificación de la producción de naranja en Veracruz, México. *Congreso Latinoamericano de Agroecología SOCLA (La Plata 2015)*.
- Graedel, T. E., & Allenby, B. R. (2010). *Industrial ecology and sustainable engineering*. Pearson College Division.
- Guinée, J. (2004). Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. In A. Tukker (Ed.), *Eco-Efficiency in Industry and Science* (Vol. 7). Kluwer

- Academic Publishers.
- Guinée, J. (2015). Selection of Impact Categories and Classification of LCI Results to Impact Categories. In M. Hauschild & M. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 17–38). Springer.
- Guinée, J., Gorré, M., Heijungs, R., Huppés, G., Kleijn, R., De Koning, A., van Oers, L., Wegener, A., Suh, S., de Haes, U., De Bruijn, H., Van Duin, R., & Huijbregts, M. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background*. Kluwer Academic Publishers.
- Hadian, S., & Madani, K. (2015). A system of systems approach to energy sustainability assessment: Are all renewables really green? *Ecological Indicators*, *52*, 194–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.029>
- Hall, C. A. S., Dale, B. E., & Pimentel, D. (2011). Seeking to Understand the Reasons for Different Energy Return on Investment (EROI) Estimates for Biofuels. *Sustainability*, *3*(12), 2413–2432. <https://doi.org/10.3390/su3122413>
- Hall, C. A. S., Lambert, J. G., & Balogh, S. B. (2014). EROI of different fuels and the implications for society. *Energy Policy*, *64*, 141–152. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421513003856>
- Hall, C., Balogh, S., & Murphy, D. (2009). What is the Minimum EROI that a Sustainable Society Must Have? *Energies*, *2*(1), 25–47. <https://doi.org/10.3390/en20100025>
- Hamedani, S. R., Del Zotto, L., Bocci, E., Colantoni, A., & Villarini, M. (2019). Eco-efficiency assessment of bioelectricity production from Iranian vineyard biomass gasification. *Biomass and Bioenergy*, *127*. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105271>
- Hansen, K. (2019). Decision-making based on energy costs: Comparing levelized cost of energy and energy system costs. *Energy Strategy Reviews*, *24*, 68–82. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2019.02.003>
- Hayashi, T., van Ierland, E. C., & Zhu, X. (2014). A holistic sustainability assessment tool for bioenergy using the Global Bioenergy Partnership (GBEP) sustainability indicators. *Biomass and Bioenergy*, *66*, 70–80. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2014.01.040>
- Heijungs, R., & Guinée, J. (2012). An Overview of the Life Cycle Assessment Method - Past, Present and Future. In M. A. Curran (Ed.), *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products*. Scrivener.
- Henderson, A. (2015). Eutrophication. In M. Z. Hauschild & M. A. J. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 177–196). Springer.
- Hennig, C., & Gawor, M. (2012). Bioenergy production and use: Comparative analysis of the economic and environmental effects. *Energy Conversion and Management*, *63*, 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2012.03.031>
- Hjuler, S., & Hansen, S. (2018). LCA of Biofuels and Biomaterials. In M. Hauschild, R. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 755–782). Springer.
- Hoekstra, A., & Mekonnen, M. (2012). The water footprint of humanity. *PNAS*, *109*(9), 3232–3237.
- Hoogmartens, R., Van Passel, S., Van Acker, K., & Dubois, M. (2014). Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools. *Environmental Impact Assessment Review*, *48*(Supplement C), 27–33. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.05.001>
- Hope, C., & Newbery, D. (2008). *Calculating the social cost of carbon*. (pp. 1–28). University of Cambridge.
- Hu, J., Lei, T., Wang, Z., Yan, X., Shi, X., Li, Z., He, X., & Zhang, Q. (2014). Economic, environmental and social assessment of briquette fuel from agricultural residues in China - A study on flat die briquetting using corn stalk. *Energy*, *64*, 557–566.

- <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.10.028>
- Huang, Y., Zhao, Y., Hao, Y., Wei, G., Feng, J., Li, W., Yi, Q., Mohamed, U., Pourkashanian, M., & Nimmo, W. (2019). A feasibility analysis of distributed power plants from agricultural residues resources gasification in rural China. *Biomass and Bioenergy*, 121, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.12.007>
- Huijbregts, M., Steinmann, Z., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Hollander, A., Zijp, M., & van Zelm, R. (2016). *ReCiPe 2016: A harmonized life cycle assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization*. National Institute for Public Health and the Environment.
- Humbert, S., Fantke, P., & Jolliet, O. (2015). Particulate Matter Formation. In M. Hauschild & M. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 97–114). Springer.
- Huysegoms, L., Rousseau, S., & Cappuyns, V. (2018). Friends or foes? Monetized Life Cycle Assessment and Cost-Benefit Analysis of the site remediation of a former gas plant. *Science of the Total Environment*, 619–620, 258–271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.330>
- Huysegoms, L., Rousseau, S., & Cappuyns, V. (2019). Chemical or Natural? Including LCA in Social CBA to Compare Remediation Alternatives for a Dry-Cleaning Facility. *Sustainability*, 11(7), 1975. <https://doi.org/10.3390/su11071975>
- IEA-Bioenergy. (2017). *IEA Bioenergy Task 37 - Country Reports Summary 2016* (T. Persson & D. Baxter (eds.)). International Energy Agency Bioenergy.
- IEA. (2018). *World Energy Outlook 2018*. International Energy Agency.
- INECC. (2012). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- Íñiguez, G., Martínez, G. A., Flores, P. A., & Virgen, G. (2011). Utilización de subproductos de la industria tequilera. Parte 9. Monitoreo de la evolución del compostaje de dos fuentes distintas de bagazo de agave para la obtención de un sustrato para jitomate. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(1), 47–59. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37019377005>
- Inyinbor, A., Oluyori, P., & Adelani-Akande, A. (2017). Biomass Valorization: Agricultural Waste in Environmental Protection, Phytomedicine and Biofuel Production. In J. Tumuluru (Ed.), *Biomass Volume Estimation and Valorization for Energy* (pp. 99–130). InTech.
- IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (H. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, & K. Tanabe (eds.)). IGES.
- IPCC. (2011). Summary for Policymakers. In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, & C. von Stechow (Eds.), *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge University Press.
- IPCC. (2018). Annex I: Glossary. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, & T. Waterfield (Eds.), *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change*.
- IRENA. (2019). *Renewable Power Generation Costs in 2018*. International Renewable Energy Agency.
- Isacs, L., Finnveden, G., Dahllöf, L., Håkansson, C., Petersson, L., Steen, B., Swanström, L., & Wikström, A. (2016). Choosing a monetary value of greenhouse gases in assessment tools: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production*, 127, 37–48. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.163>

- ISO. (2006a). *ISO 14040: Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*. International Standard Organization.
- ISO. (2006b). *ISO 14044: Environmental Management, Life Cycle Assessment, Requirements and Guidelines*. International Standardization Organization.
- Itten, R., Stucki, M., & Jungbluth, N. (2011). *Life cycle assessment of burning different solid biomass substrates*. Bundesamt für Energie.
- Jackson, T. (2002). Industrial ecology and cleaner production. In R. U. Ayres & L. Ayres (Eds.), *A Handbook of Industrial Ecology* (pp. 36–43). Edward Elgar Publishing.
- Jana, K., & De, S. (2016). Environmental impact of an agro-waste based polygeneration without and with CO₂ storage: Life cycle assessment approach. *Bioresource Technology*, 216, 931–940. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.039>
- Jenkins, G., & Harberger, A. (2000). *Análisis de Costo-Beneficio de las Decisiones de Inversión*. Harvard Institute for International Development.
- Ji, C., Cheng, K., Nayak, D., & Pan, G. (2018). Environmental and economic assessment of crop residue competitive utilization for biochar, briquette fuel and combined heat and power generation. *Journal of Cleaner Production*, 192, 916–923. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.026>
- Jiménez-Castro, M. P., Buller, L. S., Sganzerla, W. G., & Forster-Carneiro, T. (2020). Bioenergy production from orange industrial waste: a case study. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, bbb.2128. <https://doi.org/10.1002/bbb.2128>
- Jin, E., Mendis, G. P., & Sutherland, J. W. (2019). Integrated sustainability assessment for a bioenergy system: A system dynamics model of switchgrass for cellulosic ethanol production in the U.S. midwest. *Journal of Cleaner Production*, 234, 503–520. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.205>
- Joglekar, S. N., Pathak, P. D., Mandavgane, S. A., & Kulkarni, B. D. (2019). Process of fruit peel waste biorefinery: a case study of citrus waste biorefinery, its environmental impacts and recommendations. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(34), 34713–34722. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04196-0>
- Johnson, T., Alatorre, C., Romo, Z., & Liu, F. (2009). *México: Estudio sobre la disminución de emisiones de carbono*. Banco Mundial.
- Joliet, O., & Fantke, P. (2015). Human Toxicity. In M. Hauschild & M. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 75–96). Springer.
- Jorissen, T., Oraby, A., Recke, G., & Zibek, S. (2020). A systematic analysis of economic evaluation studies of second-generation biorefineries providing chemicals by applying biotechnological processes. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. <https://doi.org/10.1002/bbb.2102>
- Junqueira, T. L., Chagas, M. F., Gouveia, V. L. R., Rezende, M. C. A. F., Watanabe, M. D. B., Jesus, C. D. F., Cavalett, O., Milanez, A. Y., & Bonomi, A. (2017). Techno-economic analysis and climate change impacts of sugarcane biorefineries considering different time horizons. *Biotechnology for Biofuels*, 10. <https://doi.org/10.1186/s13068-017-0722-3>
- Kalt, G., & Kranzl, L. (2011). Assessing the economic efficiency of bioenergy technologies in climate mitigation and fossil fuel replacement in Austria using a techno-economic approach. *Applied Energy*, 88(11), 3665–3684. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.03.014>
- Karimi Alavijeh, M., & Yaghmaei, S. (2016). Biochemical production of bioenergy from agricultural crops and residue in Iran. *Waste Management*, 52, 375–394. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.025>
- Kesicki, F., & Strachan, N. (2011). Marginal abatement cost (MAC) curves: Confronting theory and practice. *Environmental Science and Policy*, 14(8), 1195–1204. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.08.004>

- Kim, K. H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. In *Environment International* (Vol. 74, pp. 136–143). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. In *Resources, Conservation and Recycling* (Vol. 127, pp. 221–232). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Knudsen, M. T., Fonseca de Almeida, G., Langer, V., Santiago de Abreu, L., & Halberg, N. (2011). Environmental assessment of organic juice imported to Denmark: A case study on oranges (*Citrus sinensis*) from Brazil. *Organic Agriculture*, 1(3), 167–185. <https://doi.org/10.1007/s13165-011-0014-3>
- Konstantin, P., & Konstantin, M. (2018). *Power and Energy Systems Engineering Economics*. Springer.
- Koppar, A., & Pullammanappallil, P. (2013). Anaerobic digestion of peel waste and wastewater for on site energy generation in a citrus processing facility. *Energy*, 60, 62–68. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.08.007>
- Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics*, 143, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>
- Korhonen, J., & Snäkin, J. P. (2005). Analysing the evolution of industrial ecosystems: Concepts and application. *Ecological Economics*, 52(2), 169–186. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.07.016>
- Kraiem, N., Lajili, M., Limousy, L., Said, R., & Jeguirim, M. (2016). Energy recovery from Tunisian agri-food wastes: Evaluation of combustion performance and emissions characteristics of green pellets prepared from tomato residues and grape marc. *Energy*, 107, 409–418. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.04.037>
- Kuckshinrichs, W., & Koj, J. C. (2018). Levelized cost of energy from private and social perspectives: The case of improved alkaline water electrolysis. *Journal of Cleaner Production*, 203, 619–632. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.232>
- Kung, C.-C., & Zhang, N. (2015). Renewable energy from pyrolysis using crops and agricultural residuals: An economic and environmental evaluation. *Energy*, 90, 1532–1544. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.06.114>
- Lambert, J. G., Hall, C. A. S., Balogh, S., Gupta, A., & Arnold, M. (2014). Energy, EROI and quality of life. *Energy Policy*, 64, 153–167. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.07.001>
- Lara Pulido, J., Guevara Sanginés, A., & Zentella Gómez, J. C. (2017). *Análisis Costo-Beneficio de Medidas de Adaptación al Cambio Climático en Áreas Urbanas de América Latina*. Unión Europea y Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Laurent, A., Espinosa, N., & Hauschild, M. Z. (2018). LCA of Energy Systems. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 633–668). Springer.
- Lazaruko, A. (2018). *Assessing the Value of Resource Recovery and Reuse*. International Water Management Institute (IWMI) - CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems.
- Levasseur, A. (2015). Climate Change. In M. Hauschild & M. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 39–50). Springer.
- Li, X., Mupondwa, E., Panigrahi, S., Tabil, L., & Adapa, P. (2012). Life cycle assessment of densified wheat straw pellets in the Canadian Prairies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(4), 420–431. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0374-7>
- Lifset, R. (2014). Frontiers in Footprinting. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1), 1–3. <http://dx.doi.org/10.1111/jiec.12107>
- Lifset, R., & Graedel, T. E. (2002). Industrial ecology: goals and definitions. In R. U. Ayres

- & L. Ayres (Eds.), *A Handbook of Industrial Ecology* (pp. 3–15). Edward Elgar Publishing.
- Lo Giudice, A., Mbowha, C., M, C., & Ingrao, C. (2013). Environmental assessment of the citrus fruit production in Sicily using LCA. *Italian Journal of Food Science*, *25*(2), 202–212.
- Lohrasbi, M., Pourbafrani, M., Niklasson, C., & Taherzadeh, M. J. (2010). Process design and economic analysis of a citrus waste biorefinery with biofuels and limonene as products. *Bioresource Technology*, *101*(19), 7382–7388. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.078>
- Lopes Silva, D. A., Delai, I., Delgado Montes, M. L., & Roberto Ometto, A. (2014). Life cycle assessment of the sugarcane bagasse electricity generation in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *32*, 532–547. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.12.056>
- Lopez-Velazquez, M. A., Santes, V., Balmaseda, J., & Torres-Garcia, E. (2013). Pyrolysis of orange waste: A thermo-kinetic study. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, *99*, 170–177. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2012.09.016>
- Maier, J. M., Sowlati, T., & Salazar, J. (2019). Life cycle assessment of forest-based biomass for bioenergy: A case study in British Columbia, Canada. *Resources, Conservation and Recycling*, *146*, 598–609. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.035>
- Mamma, D., & Christakopoulos, P. (2014). Biotransformation of Citrus By-Products into Value Added Products. *Waste and Biomass Valorization*, *5*(4), 529–549. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9250-y>
- Margni, M., & Curran, M. A. (2012). Life Cycle Impact Assessment. In M. A. Curran (Ed.), *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products* (pp. 67–104). Wiley.
- Martin-Gamboa, M., Iribarren, D., García-Gusano, D., & Dufour, J. (2017). A review of life-cycle approaches coupled with data envelopment analysis within multi-criteria decision analysis for sustainability assessment of energy systems. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 150, pp. 164–174). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.017>
- Martin, E. W., Chester, M. V., & Vergara, S. E. (2015). Attributional and Consequential Life-cycle Assessment in Biofuels: a Review of Recent Literature in the Context of System Boundaries. *Current Sustainable/Renewable Energy Reports*, *2*(3), 82–89. <http://dx.doi.org/10.1007/s40518-015-0034-9>
- Martinez-Hernandez, E., Magdaleno Molina, M., Melgarejo Flores, L. A., Palmerín Ruiz, M. E., Zermeño EguiaLis, J. A., Rosas Molina, A., Aburto, J., & Amezcua-Allieri, M. A. (2019). Energy-water nexus strategies for the energetic valorization of orange peels based on techno-economic and environmental impact assessment. *Food and Bioproducts Processing*, *117*, 380–387. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2019.08.002>
- Masera, O. R., Bailis, R., Drigo, R., Ghilardi, A., & Ruiz-Mercado, I. (2015). Environmental Burden of Traditional Bioenergy Use. *Annual Review of Environment and Resources*, *40*(1), 121–150. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102014-021318>
- Masum, M. F. H., Dwivedi, P., & Anderson, W. F. (2020). Estimating unit production cost, carbon intensity, and carbon abatement cost of electricity generation from bioenergy feedstocks in Georgia, United States. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *117*, 109514. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109514>
- Mayer, F., Bhandari, R., & Gäth, S. (2019). Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies. *Science of the Total Environment*, *672*, 708–721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.449>
- Menegaki, A. (2008). Valuation for renewable energy: A comparative review. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 12, Issue 9, pp. 2422–2437). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2007.06.003>

- Meza-Palacios, R., Aguilar-Lasserre, A. A., Morales-Mendoza, L. F., Pérez-Gallardo, J. R., Rico-Contreras, J. O., & Avarado-Lassman, A. (2019). Life cycle assessment of cane sugar production: The environmental contribution to human health, climate change, ecosystem quality and resources in México. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, *54*(7), 668–678. <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1579537>
- Millati, R., Cahyono, R. B., Ariyanto, T., Azzahrani, I. N., Putri, R. U., & Taherzadeh, M. J. (2019). Agricultural, Industrial, Municipal, and Forest Wastes. In *Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches* (pp. 1–22). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-64200-4.00001-3>
- Milutinović, B., Stefanović, G., Dassisti, M., Marković, D., & Vučković, G. (2014). Multi-criteria analysis as a tool for sustainability assessment of a waste management model. *Energy*, *74*(C), 190–201. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2014.05.056>
- Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., Van Acker, K., de Meester, S., & Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation and Recycling*, *146*, 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.045>
- Mupondwa, E., Li, X., & Tabil, L. (2017). Large-scale commercial production of cellulosic ethanol from agricultural residues: A case study of wheat straw in the Canadian Prairies. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, *11*(6), 955–970. <https://doi.org/10.1002/bbb.1800>
- Murphy, D. J., Hall, C. A. S., Dale, M., & Cleveland, C. (2011). Order from Chaos: A Preliminary Protocol for Determining the EROI of Fuels. *Sustainability*, *3*(10), 1888–1907. <https://doi.org/10.3390/su3101888>
- Murray, A., Skene, K., & Haynes, K. (2017). The Circular Economy: An Interdisciplinary Exploration of the Concept and Application in a Global Context. *Journal of Business Ethics*, *140*(3), 369–380. <https://doi.org/10.1007/s10551-015-2693-2>
- Nauclér, T., & Enkvist, P.-A. (2009). *Pathways to a low-carbon economy: Version 2 of the global greenhouse gas abatement cost curve*. McKinsey & Company.
- Negro, V., Mancini, G., Ruggeri, B., & Fino, D. (2016). Citrus waste as feedstock for bio-based products recovery: Review on limonene case study and energy valorization. *Bioresource Technology*, *214*, 806–815. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.006>
- Negro, V., Ruggeri, B., Fino, D., & Tonini, D. (2017). Life cycle assessment of orange peel waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, *127*, 148–158. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.014>
- Nemecek, T., & Kägi, T. (2007). *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems*.
- Newman, D., Eschenbach, T., & Lavelle, J. (2004). Incremental Analysis. In *Engineering Economic Analysis* (9th ed., pp. 246–271). Oxford University Press.
- Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E., & Nielsen, R. G. (2013). Environmental assessment of gasification technology for biomass conversion to energy in comparison with other alternatives: The case of wheat straw. *Journal of Cleaner Production*, *53*, 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.004>
- Nogueira, L. A. H., Antonio de Souza, L. G., Cortez, L. A. B., & Leal, M. R. L. V. (2017). Sustainable and Integrated Bioenergy Assessment for Latin America, Caribbean and Africa (SIByl-LACAf): The path from feasibility to acceptability. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *76*, 292–308. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2017.01.163>
- Nordahl, S. L., Devkota, J. P., Amirebrahimi, J., Smith, S. J., Breunig, H. M., 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 Trade-Offs of Organic Waste Management Strategies. *Environmental Science and Technology*, *54*(15), 9200–9209. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00364>

- Nordhaus, W. D. (2017). Revisiting the social cost of carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(7), 1518–1523. <https://doi.org/10.1073/pnas.1609244114>
- Noyola, A., Paredes, M. G., Güereca, L. P., Molina, L. T., & Zavala, M. (2018). Methane correction factors for estimating emissions from aerobic wastewater treatment facilities based on field data in Mexico and on literature review. *Science of The Total Environment*, 639, 84–91. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718317522>
- Octave, S., & Thomas, D. (2009). Biorefinery: Toward an industrial metabolism. In *Biochimie* (Vol. 91, Issue 6, pp. 659–664). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2009.03.015>
- Ortiz-Sanchez, M., Solarte-Toro, J. C., Orrego-Alzate, C. E., Acosta-Medina, C. D., & Cardona-Alzate, C. A. (2020). Integral use of orange peel waste through the biorefinery concept: an experimental, technical, energy, and economic assessment. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1–15. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00627-y>
- Ortiz, D. L., Batuecas, E., Orrego, C. E., Rodríguez, L. J., Camelin, E., & Fino, D. (2020). Sustainable management of peel waste in the small-scale orange juice industries: A Colombian case study. *Journal of Cleaner Production*, 265, 121587. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121587>
- Owsianiak, M., Bjørn, A., Laurent, A., Molin, C., & Ryberg, M. (2018). LCA Applications. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 31–41). Springer.
- Ozturk, H. H. (2015). A techno-economical evaluation for energy exploitation of wastes from agro-processing industries: a case study of cotton processing wastes. *World Journal of Engineering*, 12(1), 61–76. <https://doi.org/10.1260/1708-5284.12.1.61>
- Padilla-Rivera, A., Paredes, M. G., & Güereca, L. P. (2019). A systematic review of the sustainability assessment of bioenergy: The case of gaseous biofuels. In *Biomass and Bioenergy* (Vol. 125, pp. 79–94). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.03.014>
- Pan, S. Y., Du, M. A., Huang, I. Te, Liu, I. H., Chang, E. E., & Chiang, P. C. (2015). Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system: a review. *Journal of Cleaner Production*, 108, 409–421. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.124>
- Papong, S., Rotwiroon, P., Chatchupong, T., & Malakul, P. (2014). Life cycle energy and environmental assessment of bio-CNG utilization from cassava starch wastewater treatment plants in Thailand. *Renewable Energy*, 65(S1), 64–69. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.07.012>
- Parry, I. (2019). Putting a Price on Pollution. *Finance & Development*, 56(4).
- Patsalou, M., Samanides, C. G., Protopapa, E., Stavrinou, S., Vyrides, I., & Koutinas, M. (2019). A citrus peel waste biorefinery for ethanol and methane production. *Molecules*, 24(13). <https://doi.org/10.3390/molecules24132451>
- Pérez-Denicia, E., Fernández-Luqueño, F., Vilariño-Ayala, D., Manuel Montaña-Zetina, L., & Alfonso Maldonado-López, L. (2017). Renewable energy sources for electricity generation in Mexico: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 78(Supplement C), 597–613. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.009>
- Pergola, M., D'Amico, M., Celano, G., Palese, A. M., Scuderi, A., Di Vita, G., Pappalardo, G., & Inglese, P. (2013). Sustainability evaluation of Sicily's lemon and orange production: An energy, economic and environmental analysis. *Journal of Environmental Management*, 128, 674–682. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.007>
- Pfister, S. (2015). Water Use. In M. Hauschild & M. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 223–246). Springer.
- Pilusa, T., & Seodigeng, T. (2018). Integrated Waste-to-Energy Approach: An Overview.

- International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 12(3), 211–220.
- Piotrowski, S., Carus, M., Sibilla, F., Beckmann, J., Kapur, S., Bhattacharjya, S., Kumar, I., & Diaz-Chavez, R. (2013). *Deliverable D7.4: Final assessment of the economic, social/legal/political sustainability of the BIOCORE biorefining system*. IFEU-BIOCORE Project.
- Pizzol, M., Laurent, A., Sala, S., Weidema, B., Verones, F., & Koffler, C. (2017). Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(6), 853–866. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1199-1>
- Pizzol, M., Weidema, B., Brandão, M., & Osset, P. (2015). Monetary valuation in Life Cycle Assessment: A review. *Journal of Cleaner Production*, 86, 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.007>
- Plevin, R. J., Delucchi, M. A., & Creutzig, F. (2014). Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1), 73–83. <https://doi.org/10.1111/jiec.12074>
- Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012). Environmental impacts of biogas deployment – Part II: life cycle assessment of multiple production and utilization pathways. *Journal of Cleaner Production*, 24, 184–201. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652611004161>
- Portugal-Pereira, J., Soria, R., Rathmann, R., Schaeffer, R., & Szklo, A. (2015). Agricultural and agro-industrial residues-to-energy: Techno-economic and environmental assessment in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 81, 521–533. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.08.010>
- Potting, J., Hanemaaijer, A., Delahaye, R., Hoeksta, R., Ganzevies, J., & Lijzen, J. (2018). *Circular economy: what we want to know and can measure. Framework and baseline assessment for monitoring the progress of the circular economy in the Netherlands*. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Pourbafrani, M., McKechnie, J., MacLean, L., & Saville, B. (2013). Life cycle greenhouse gas impacts of ethanol, biomethane and limonene production from citrus waste. *Environmental Research Letters*, 8(1), 015007.
- Prasad, S., Singh, A., Korres, N. E., Rathore, D., Sevda, S., & Pant, D. (2020). Sustainable utilization of crop residues for energy generation: A life cycle assessment (LCA) perspective. *Bioresource Technology*, 303. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122964>
- Prasara-A, J., & Grant, T. (2011). Comparative life cycle assessment of uses of rice husk for energy purposes. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(6), 493–502. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0293-7>
- Prasara-A, Jittima, & Gheewala, S. H. (2016). Sustainability of sugarcane cultivation: case study of selected sites in north-eastern Thailand. *Journal of Cleaner Production*, 134, 613–622. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.029>
- Preiss, P. (2015). Photochemical Ozone Formation. In M. Hauschild & M. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 115–138). Springer.
- Quek, A., & Balasubramanian, R. (2014). Life cycle assessment of energy and energy carriers from waste matter - A review. *Journal of Cleaner Production*, 79, 18–31. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.082>
- Quispe, I., Navia, R., & Kahhat, R. (2019). Life Cycle Assessment of rice husk as an energy source. A Peruvian case study. *Journal of Cleaner Production*, 209, 1235–1244. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.312>
- Ram, M., Child, M., Aghahosseini, A., Bogdanov, D., Lohrmann, A., & Breyer, C. (2018). A comparative analysis of electricity generation costs from renewable, fossil fuel and nuclear sources in G20 countries for the period 2015-2030. *Journal of Cleaner*

- Production*, 199, 687–704. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.159>
- Rao, A. B., & Rubin, E. S. (2002). A technical, economic, and environmental assessment of amine-based CO₂ capture technology for power plant greenhouse gas control. *Environmental Science and Technology*, 36(20), 4467–4475. <https://doi.org/10.1021/es0158861>
- Rathore, D., Pant, D., & Singh, A. (2013). A Comparison of Life Cycle Assessment Studies of Different Biofuels. In A. Singh, D. Pant, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources* (pp. 269–290). Springer.
- Ravindranath, N. H., Balachandra, P., Dasappa, S., & Usha Rao, K. (2006). Bioenergy technologies for carbon abatement. *Biomass and Bioenergy*, 30(10), 826–837. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2006.02.003>
- RedCorn, R., Fatemi, S., & Engelberth, A. S. (2018). Comparing End-Use Potential for Industrial Food-Waste Sources. In *Engineering* (Vol. 4, Issue 3, pp. 371–380). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.eng.2018.05.010>
- Rehman Zia, U. U., Rashid, T. ur, Awan, W. N., Hussain, A., & Ali, M. (2020). Quantification and technological assessment of bioenergy generation through agricultural residues in Punjab (Pakistan). *Biomass and Bioenergy*, 139, 105612. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105612>
- Ren, J., Manzardo, A., Mazzi, A., Zuliani, F., & Scipioni, A. (2015). Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2015 20:6, 20(6), 842–853. <https://doi.org/10.1007/S11367-015-0877-8>
- REN21. (2019). *Renewables 2019 Global Status Report*.
- Rettenmaier, N., Harter, R., Himmler, H., Keller, H., Kretschmer, W., Müller-Lindenlauf, M., Pajula, T., Pikhola, H., Raamsdonk, L., Redl, A., Reinhardt, G., Scheurlen, K., Schröter, C., Vanlerberghe, B., & van Peij, N. (2013). *Environmental sustainability assessment of the BIOCORE biorefinery concept*. BIOCORE project.
- Rettenmaier, N., & Hienz, G. (2014). Linkages between socio-economic and environmental impacts of bioenergy. In *Socio-Economic Impacts of Bioenergy Production* (pp. 59–80). Springer.
- Rezzadori, K., Benedetti, S., & Amante, E. R. (2012). Proposals for the residues recovery: Orange waste as raw material for new products. *Food and Bioprocess Processing*, 90(4), 606–614. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2012.06.002>
- Ribal, J., Estruch, V., Clemente, G., Fenollosa, M. L., & Sanjuán, N. (2019). Assessing variability in carbon footprint throughout the food supply chain: a case study of Valencian oranges. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(8), 1515–1532. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-01580-9>
- Rincón, L. E., Becerra, L. A., Moncada, J., & Cardona, C. A. (2014). Techno-economic analysis of the use of fired cogeneration systems based on sugar cane bagasse in south eastern and mid-western regions of Mexico. *Waste and Biomass Valorization*, 5(2), 189–198. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9224-0>
- Robles Martínez, F., Gerardo Nieto, Ó., Piña Guzmán, A., Montiel Frausto, L., Colomer Mendoza, F., & Orozco Álvarez, C. (2013). Obtención de un combustible alterno a partir del biosecado de residuos hortofrutícolas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(Sup. 3), 78–88.
- Rodríguez-Verde, I., Regueiro, L., Carballa, M., Hospido, A., & Lema, J. M. (2014). Assessing anaerobic co-digestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. *Science of The Total Environment*, 497, 475–483. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.127>
- Rodríguez Macías, R., Alcantar González, E., Iñiguez Covarrubias, G., Zamora Natera, F., García López, P., Ruíz López, M., & Salcedo Pérez, E. (2010). Caracterización física

- y química de sustratos agrícolas a partir de bagazo de agave tequilero. *Interciencia*, 35(7), 515–520.
- Roehrkasten, S. (2015). Global Governance on Renewable Energy. In *Global Governance on Renewable Energy* (pp. 73–116). Springer Fachmedien Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-10480-1_3
- Rojas González, A., & Florez Montes, C. (2019). Valorización de residuos de frutas para combustión y pirólisis. *Revista Politécnica*, 15(28), 42–53.
- Rosas-Mendoza, E. S., Palacios-Ríos, J. H., Méndez-Contreras, J. M., Vallejo-Cantú, N. A., & Alvarado-Lassman, A. (2020). Designing a supply chain for the generation of bioenergy from the anaerobic digestion of citrus effluents. In *Intelligent Systems Reference Library* (Vol. 166, pp. 209–235). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. https://doi.org/10.1007/978-3-030-26488-8_10
- Rosen, M., Dincer, I., & Ozbilin, A. (2012). Exergy Analysis and its Connection to Life Cycle Assessment. In M. A. Curran (Ed.), *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products* (pp. 185–216). Wiley.
- Rosenbaum, R. K., Hauschild, M. Z., Boulay, A.-M., Fantke, P., Laurent, A., Núñez, M., & Vieira, M. (2018). Life Cycle Impact Assessment. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice* (pp. 167–270). Springer.
- RSB. (2016). *RSB GHG Calculation methodology* (Vol. 2016).
- Ruggeri, B., Sanfilippo, S., & Tommasi, T. (2013). Sustainability of (H₂ 1 CH₄) by Anaerobic Digestion via EROI Approach and LCA Evaluations. In A. Singh, D. Pant, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources* (pp. 169–194). Springer.
- Saavedra, Y. M. B., Iritani, D. R., Pavan, A. L. R., & Ometto, A. R. (2018). Theoretical contribution of industrial ecology to circular economy. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 170, pp. 1514–1522). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.260>
- SADER. (2019). *Registra balanza agroalimentaria de México superóvit de 6,147 mdd en 1er semestre; incrementó en 28.4% con respecto al mismo periodo de 2018*. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. <https://www.gob.mx/agricultura/prensa/registra-balanza-agroalimentaria-de-mexico-superavit-de-seis-mil-147-mdd-en-primer-semestre-de-2019-el-incremento-es-superior-en-28-4-con-respecto-al-mismo-periodo-de-2018-213087>
- SAGARPA. (2016). *Planeación agrícola nacional 2016-2030. Cítricos: Limón, naranja y toronja mexicanos*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- Salcedo Pomari, S., Carita Calla, A., Álvarez Aliaga, M. T., & Crespo Melgar, C. F. (2016). Producción de ésteres volátiles a través de tecnología de fermentaciones utilizando residuos cítricos. *Revista CON-Ciencia*, 4(83), 83–91.
- Sanchez, A., Sanchez, S., Duenas, P., Hernandez-Sanchez, P., & Guadalajara, Y. (2020). The Role of Sustainability Analysis in the Revalorization of Tequila Residues and Wastes Using Biorefineries. *Waste and Biomass Valorization*, 11(2), 701–713. <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00756-0>
- Sánchez Orozco, R., Balderas Hernández, P., Roa Morales, G., Ureña Núñez, F., Orozco Villafuerte, J., Lugo Lugo, V., Flores Ramírez, N., Barrera Díaz, C., & Cajero Vázquez, P. (2014). Characterization of lignocellulosic fruit waste as an alternative feedstock for bioethanol production. *BioResources*, 9(2), 1873–1885.
- Sanjuán, N., Úbeda, L., Clemente, G., Mulet, A., & Girona, F. (2005). LCA of integrated orange production in the Comunidad Valenciana (Spain). *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 4(2), 163–177. <https://doi.org/10.1504/ijarge.2005.007198>
- Santoyo-Castelazo, E., & Azapagic, A. (2014). Sustainability assessment of energy

- systems: integrating environmental, economic and social aspects. *Journal of Cleaner Production*, 80, 119–138. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.061>
- Sartori, D., Catalano, G., Genco, M., Pancoti, C., Sirtori, E., Vignetti, S., & Del Bo, C. (2015). *Guide to cost-benefit analysis of investment projects. Economic appraisal tool for cohesion policy 2014-2020*. European Commission.
- Sauer, B. (2012). Life Cycle inventory Modeling in Practice. In M. A. Curran (Ed.), *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products* (pp. 43–66). Scrivener.
- Saval, S. (2012). Aprovechamiento de Residuos Agroindustriales: Pasado, Presente y Futuro. *BioTecnología*, 16(2), 14–46.
- Sayar, N. A., Pinar, O., Kazan, D., & Sayar, A. A. (2019). Bioethanol Production From Turkish Hazelnut Husk Process Design and Economic Evaluation. *Waste and Biomass Valorization*, 10(4), 909–923. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0103-y>
- Seadi, T. Al, & Holm-Nielsen, J. B. (2004). III.2 Agricultural wastes. In *Waste Management Series* (Vol. 4, Issue C, pp. 207–215). Elsevier Ltd. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(04\)80011-4](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(04)80011-4)
- SEMARNAT. (2013). *Norma Oficial Mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SEMARNAT. (2020). *Contribución Determinada a nivel Nacional: México. Versión actualizada 2020*. Gobierno de México.
- SENER. (2017). *Balance Nacional de Energía 2016* (S. de Energía (ed.)). Secretaría de Energía.
- SENER. (2019). *Balance Nacional de Energía 2018*. Secretaría de Energía.
- Sentíes-Herrera, H. E., Gómez-Merino, F. C., Valdez-Balero, A., Victoria Silva-Rojas, H., & Trejo-Téllez, L. I. (2014). The Agro-Industrial Sugarcane System in Mexico: Current Status, Challenges and Opportunities. *Journal of Agricultural Science*, 6(4), 26. <https://doi.org/10.5539/jas.v6n4p26>
- Serna-Loaiza, S., Martínez, A., Pisarenko, Y., & Ariel Cardona-Alzate, C. (2018). Integral use of plants and their residues: the case of cocoyam (*Xanthosoma sagittifolium*) conversion through biorefineries at small scale. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(36, SI), 35949–35959. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2313-7>
- Shafiee, S., & Topal, E. (2010). A long-term view of worldwide fossil fuel prices. *Applied Energy*, 87(3), 988–1000. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.09.012>
- Shie, J. L., Chang, C. Y., Chen, C. S., Shaw, D. G., Chen, Y. H., Kuan, W. H., & Ma, H. K. (2011). Energy life cycle assessment of rice straw bio-energy derived from potential gasification technologies. *Bioresource Technology*, 102(12), 6735–6741. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.02.116>
- Shofinita, D., & Langrish, T. A. G. (2014). Spray drying of orange peel extracts: Yield, total phenolic content, and economic evaluation. *Journal of Food Engineering*, 139, 31–42. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2014.03.028>
- SIAP. (2018). *Análisis del Producto Interno Bruto (PIB) Primario Anual*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- SIAP. (2019). *Anuario estadístico de la producción agrícola*. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>
- Silalertruksa, T., Bonnet, S., & Gheewala, S. H. (2012). Life cycle costing and externalities of palm oil biodiesel in Thailand. *Journal of Cleaner Production*, 28, 225–232. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.022>
- Siles, J. A., Vargas, F., Gutiérrez, M. C., Chica, A. F., & Martín, M. A. (2016). Integral valorisation of waste orange peel using combustion, biomethanisation and co-composting technologies. *Bioresource Technology*, 211, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.056>

- Sims, R. E. H., Rogner, H. H., & Gregory, K. (2003). Carbon emission and mitigation cost comparisons between fossil fuel, nuclear and renewable energy resources for electricity generation. *Energy Policy*, 31(13), 1315–1326. [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(02\)00192-1](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(02)00192-1)
- Singh, A., Pant, D., Korres, N. E., Nizami, A. S., Prasad, S., & Murphy, J. D. (2010). Key issues in life cycle assessment of ethanol production from lignocellulosic biomass: Challenges and perspectives. *Bioresource Technology*, 101(13), 5003–5012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.062>
- Sofia, D., Coca Llano, P., Giuliano, A., Iborra Hernandez, M., Garcia Pena, F., & Barletta, D. (2014). Co-gasification of coal-petcoke and biomass in the Puertollano IGCC power plant. *Chemical Engineering Research & Design*, 92(8, SI), 1428–1440. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2013.11.019>
- Speight, J. G. (2020). Sources of water pollution. In *Natural Water Remediation* (pp. 165–198). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803810-9.00005-x>
- Stampella, P., Delucchi, G., Keller, H., & Hurrell, J. (2014). Etnobotánica de *Citrus reticulata* (Rutaceae, Aurantioideae) naturalizada en la Argentina. *Bonplandia*, 23(2), 151–162.
- Stern, N. (2008). The economics of climate change. *American Economic Review*, 98(2), 1–37.
- Stocker, T., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., & Midgley, P. M. (2014). *Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Swart, P., Alvarenga, R., & Dewulf, J. (2015). Abiotic Resource Use. In M. Hauschild & M. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 247–269). Springer.
- Taghizadeh-Alisaraei, A., Hosseini, S. H., Ghobadian, B., & Motevali, A. (2017). Biofuel production from citrus wastes: A feasibility study in Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 69, 1100–1112. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.102>
- Tamelová, B., Malaták, J., & Velebil, J. (2018). Energy valorisation of citrus peel waste by torrefaction treatment. *Agronomy Research*, 16(1), 276–285.
- Tanzer, S. E., Posada, J., Geraedts, S., & Ramirez, A. (2019). Lignocellulosic marine biofuel: Technoeconomic and environmental assessment for production in Brazil and Sweden. *Journal of Cleaner Production*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117845>
- Tauro, R., Ghilardi, A., García, C. A., & Masera, O. (2016). Recursos Biomásicos. In Red Temática de Bioenergía (Ed.), *Estado del arte de la bioenergía en México* (pp. 15–22). Imagia.
- Thiam, D. R., & Moll, H. C. (2012). The constraints in managing a transition towards clean energy technologies in developing nations: reflections on energy governance and alternative policy options. *International Journal of Technology, Policy and Management*, 12(2/3), 115. <https://doi.org/10.1504/IJTPM.2012.046922>
- Thornley, P., Gilbert, P., Shackley, S., & Hammond, J. (2015). Maximizing the greenhouse gas reductions from biomass: The role of life cycle assessment. *Biomass and Bioenergy*, 81, 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.05.002>
- Tian, X., & You, F. (2019). Carbon-neutral hybrid energy systems with deep water source cooling, biomass heating, and geothermal heat and power. *Applied Energy*, 250, 413–432. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.04.172>
- Tonini, D., Martinez-Sanchez, V., & Astrup, T. F. (2013). Material Resources, Energy, and Nutrient Recovery from Waste: Are Waste Refineries the Solution for the Future? *Environ Sci Technol.*, 6(47)(47). <https://doi.org/10.1021/es400998y>
- Torres, F. (1997). Principales sistemas agroindustriales en México, 1960-1995. In *Dinámica económica de la industria alimentaria y patrón de consumo en México* (1era ed., pp. 85–120). Universidad Nacional Autónoma de México - Instituto de Investigaciones

Económicas.

- Tziolas, E., & Bournaris, T. (2019). Economic and Environmental Assessment of Agro-Energy Districts in Northern Greece: a Life Cycle Assessment Approach. *Bioenergy Research*, 12(4, SI), 1145–1162. <https://doi.org/10.1007/s12155-019-10020-x>
- Udo de Haes, A. (2002). Industrial ecology and life cycle assessment. In R. U. Ayres & L. Ayres (Eds.), *A Handbook of Industrial Ecology* (pp. 138–148). Edward Elgar Publishing.
- Ueckerdt, F., Hirth, L., Luderer, G., & Edenhofer, O. (2013). System LCOE: What are the costs of variable renewables? *Energy*, 63, 61–75. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.10.072>
- Valdez-Vazquez, I., Acevedo-Benítez, J. A., & Hernández-Santiago, C. (2010). Distribution and potential of bioenergy resources from agricultural activities in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(7), 2147–2153. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2010.03.034>
- van Berlo, M. A. J., & De Waart, H. (2008). Unleashing the power in waste : Comparison of greenhouse gas and other performance indicators for waste-to-energy concepts and landfilling. *2008 Proceedings of the 16th Annual North American Waste to Energy Conference, NAWTEC16*, 181–196. <https://doi.org/10.1115/nawtec16-1937>
- van der Hilst, F. (2018). Location, location, location. *Nature Energy*, 3(3), 164–165. <https://doi.org/10.1038/s41560-018-0094-3>
- van Loo, S., & Koppejan, J. (2008). *The Handbook of Biomass Combustion and Co-firing*. Earthscan.
- van Zelm, R., Roy, P.-O., Hauschild, M. Z., & Huijbregts, M. A. J. (2015). Acidification. In M. Z. Hauschild & M. A. J. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 163–176). Springer.
- Vikash, P. V., Mandade, P. V., & Shastri, Y. (2018). Assessment of bagasse and trash utilization for ethanol production: A case study in india. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 37(6), 2165–2174. <https://doi.org/10.1002/ep.12900>
- Virmond, E., De Sena, R. F., Albrecht, W., Althoff, C. A., Moreira, R. F. P. M., & José, H. J. (2012). Characterisation of agroindustrial solid residues as biofuels and potential application in thermochemical processes. *Waste Management*, 32(10), 1952–1961. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.014>
- Vlysidis, A., Koutinas, A., & Kookos, I. (2017). Techno-economic evaluation of refining of food supply chain wastes for the production of chemicals and biopolymers. In *Food Waste Reduction and Valorisation: Sustainability Assessment and Policy Analysis* (pp. 147–164). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50088-1_8
- Volpe, M., Panno, D., Volpe, R., & Messineo, A. (2015). Upgrade of citrus waste as a biofuel via slow pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 115, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.06.015>
- Wang, C., Zhang, L., Chang, Y., & Pang, M. (2021). Energy return on investment (EROI) of biomass conversion systems in China: Meta-analysis focused on system boundary unification. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137, 110652. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110652>
- Wang, X., Li, K., Song, J., Duan, H., & Wang, S. (2018). Integrated assessment of straw utilization for energy production from views of regional energy, environmental and socioeconomic benefits. *Journal of Cleaner Production*, 190, 787–798. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.191>
- Wang, Z., Lei, T., Yang, M., Li, Z., Qi, T., Xin, X., He, X., Ajayebi, A., & Yan, X. (2017). Life cycle environmental impacts of cornstalk briquette fuel in China. *Applied Energy*, 192, 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.01.071>

- Watkiss, P., & Downing, T. (2008). The social cost of carbon: Valuation estimates and their use in UK policy. *Integrated Assessment*, 8(1).
- Weidema, B. (2009). Using the budget constraint to monetarise impact assessment results. *Ecological Economics*, 68(6), 1591–1598. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.019>
- Weidema, B., Brandão, M., & Pizzol, M. (2013). *The use of monetary valuation of environmental impacts in life cycle assessment: state of the art, strengths and weaknesses*. SCORE LCA.
- Williams, A., Jones, J. M., Ma, L., & Pourkashanian, M. (2012). Pollutants from the combustion of solid biomass fuels. In *Progress in Energy and Combustion Science* (Vol. 38, Issue 2, pp. 113–137). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2011.10.001>
- Wiloso, E., & Heijungs, R. (2013). Key Issues in Conducting Life Cycle Assessment of Bio-Based Renewable Energy Sources. In A. Singh, D. Pant, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources* (pp. 13–36). Springer London. https://doi.org/10.1007/978-1-4471-5364-1_2
- Wiloso, E., Heijungs, R., Huppel, G., & Fang, K. (2016). Effect of biogenic carbon inventory on the life cycle assessment of bioenergy: challenges to the neutrality assumption. *Journal of Cleaner Production*, 125(Supplement C), 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.096>
- Wiloso, E. I., Heijungs, R., & De Snoo, G. R. (2012). LCA of second generation bioethanol: A review and some issues to be resolved for good LCA practice. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 16, Issue 7, pp. 5295–5308). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.04.035>
- World Bank. (2019). *State and Trends of Carbon Pricing 2019*. World Bank.
- Wu, T., & Wang, X. (2015). Emission of oxygenated volatile organic compounds (OVOCs) during the aerobic decomposition of orange wastes. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 33, 69–77. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.01.006>
- Xu, J., Chang, S., Yuan, Z., Jiang, Y., Liu, S., Li, W., & Ma, L. (2015). Regionalized Techno-Economic Assessment and Policy Analysis for Biomass Molded Fuel in China. *Energies*, 8(12), 13846–13863. <https://doi.org/10.3390/en81212399>
- Yan, M., Cheng, K., Yue, Q., Yan, Y., Rees, R. M., & Pan, G. (2016). Farm and product carbon footprints of China's fruit production—life cycle inventory of representative orchards of five major fruits. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(5), 4681–4691. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5670-5>
- Yang, X., Han, D., Zhao, Y., Li, R., & Wu, Y. (2020). Environmental evaluation of a distributed-centralized biomass pyrolysis system: A case study in Shandong, China. *Science of the Total Environment*, 716. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136915>
- Yoshida, H., Gable, J. J., & Park, J. K. (2012). Evaluation of organic waste diversion alternatives for greenhouse gas reduction. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.11.011>
- Zabaniotou, A. (2018). Redesigning a bioenergy sector in EU in the transition to circular waste-based Bioeconomy—A multidisciplinary review. *Journal of Cleaner Production*, 177, 197–206. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.172>
- Zaimes, G. G., & Khanna, V. (2013). Microalgal biomass production pathways: Evaluation of life cycle environmental impacts. *Biotechnology for Biofuels*, 6(1), 88. <https://doi.org/10.1186/1754-6834-6-88>
- Zaman, A. U. (2014). Measuring waste management performance using the “Zero Waste Index”: The case of Adelaide, Australia. *Journal of Cleaner Production*, 66, 407–419. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.032>
- Zaman, A. U., & Lehmann, S. (2013). The zero waste index: A performance measurement tool for waste management systems in a “zero waste city.” *Journal of Cleaner*

- Production*, 50, 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.041>
- Zema, D. A., Calabrò, P. S., Folino, A., Tamburino, V., Zappia, G., & Zimbone, S. M. (2018). Valorisation of citrus processing waste: A review. *Waste Management*, 80, 252–273. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.024>
- Zhang, Y., Habibi, S., & MacLean, H. L. (2007). Environmental and economic evaluation of bioenergy in Ontario, Canada. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 57(8), 919–933. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.8.919>

Anexos

Anexo 1: Inventario de ciclo de vida para línea base

Entradas					Salidas				
Flujo	Cantidad UF	Unidad	Referencia	Notas	Flujo	Cantidad UF	Unidad	Referencia	Notas
Subsistema Combustóleo									
Combustóleo	0.028	L		Dato primario y Ecoinvent	Energía Térmica	1	MJ	Ecoinvent	
					Acetaldehyde	1.5789E-07	kg	Ecoinvent	
					Acetic acid	6.3157E-07	kg	Ecoinvent	
					Acetone	1.5789E-07	kg	Ecoinvent	
					Ammonia	0.99999474	kg	Ecoinvent	
					Arsenic	1.3684E-08	kg	Ecoinvent	
					Benzo(a)pyrene	2.9473E-11	kg	Ecoinvent	
					Calcium	1.1578E-07	kg	Ecoinvent	
					Carbon dioxide, fossil	0.0831	kg	Ecoinvent	
					Carbon monoxide, fossil	7.37E-06	kg	Ecoinvent	
					Chromium	5.21E-09	kg	Ecoinvent	
					Chromium VI	5.26E-11	kg	Ecoinvent	
					Cobalt	3.47E-08	kg	Ecoinvent	
					Copper	1.68E-08	kg	Ecoinvent	
					Dinitrogen monoxide	8.42E-07	kg	Ecoinvent	
					Ethanol	3.16E-07	kg	Ecoinvent	
					Formaldehyde	4.74E-07	kg	Ecoinvent	
					Hydrocarbons, aliphatic, alkanes	6.32E-07	kg	Ecoinvent	
					Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated	3.16E-08	kg	Ecoinvent	
					Hydrocarbons, aromatic	1.58E-07	kg	Ecoinvent	
					Hydrogen chloride	1.52E-06	kg	Ecoinvent	
					Hydrogen fluoride	5.05E-08	kg	Ecoinvent	
					Iron	8.63E-07	kg	Ecoinvent	
					Lead	1.53E-07	kg	Ecoinvent	
					Mercury	1.58E-10	kg	Ecoinvent	
					Methane, fossil	3.16E-06	kg	Ecoinvent	
					Methanol	5.37E-07	kg	Ecoinvent	
					Molybdenum	8.42E-09	kg	Ecoinvent	
					Nickel	5.16E-07	kg	Ecoinvent	
					Nitrogen oxides	0.0001052	kg	Ecoinvent	
					PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	6.11E-10	kg	Ecoinvent	
					Particulates < 2.5	8.84E-06	kg	Ecoinvent	
					Particulates > 10	2.53E-06	kg	Ecoinvent	
					Particulates > 2.5 < 10	1.26E-06	kg	Ecoinvent	
					Propane	3.16E-08	kg	Ecoinvent	
					Selenium	1.26E-08	kg	Ecoinvent	
					Sodium	7.89E-07	kg	Ecoinvent	

				Sulfur dioxide	0.0004147	kg	Ecoinvent
				Toluene	3.16E-08	kg	Ecoinvent
				Vanadium	1.05E-06	kg	Ecoinvent
				Zinc	5.79E-08	kg	Ecoinvent

Subsistema Gestión Cáscara

Transporte	0.0067	tkm	Dato primario y Ecoinvent	CH4	2.69E-02	kg	Gunaseelan, 2004
				VOC	4.44E-07	kg	Wu & Wang, 2015
				DQO	2.48E-01	kg	Siles et al, 2016
				N	2.80E-03	kg	Siles et al, 2016
				P	2.70E-04	kg	Siles et al, 2016
				N2O	3.7E-05	kg	RSB, 2016
				NOx	7.7E-06	kg	RSB, 2016
				Cr	3.66E-04	kg	Siles et al, 2016
				Cd	1.12E-03	kg	Siles et al, 2016
				Ni	1.39E-03	kg	Siles et al, 2016
				Al	3.93E-05	kg	Datos primarios
				Ba	4.84E-06	kg	Análisis composición en laboratorio
				Ca	1.15E-02	kg	Análisis composición en laboratorio
				Fe	1.09E-04	kg	Análisis composición en laboratorio
				K	1.27E-02	kg	Análisis composición en laboratorio
				Mg	1.88E-03	kg	Análisis composición en laboratorio
				Mn	7.26E-06	kg	Análisis composición en laboratorio
				Na	6.66E-04	kg	Análisis composición en laboratorio
				P	2.18E-04	kg	Análisis composición en laboratorio
				S	1.48E-03	kg	Análisis composición en laboratorio
				Si	8.47E-04	kg	Análisis composición en laboratorio
				Ti	1.21E-06	kg	Análisis composición en laboratorio
				Zn	1.21E-05	kg	Análisis composición en laboratorio
Cl	6.72E-04	kg	Análisis composición en laboratorio				
Sr	5.02E-05	kg	Análisis composición en laboratorio				

Anexo 2: Inventario de ciclo de vida para aprovechamiento energético de cáscara *

* Nota: Cuando se indique, el flujo incluye la asignación original del 3%

Entradas						Salidas					
Subetapa	Flujo	Cantidad UF	Unidad	Referencia	Notas	Subetapa	Flujo	Cantidad UF	Unidad	Referencia	Notas
Etapa Agrícola											
Preparación de Terreno Convencional	Diésel	9.28E-06	L	Entrevista	Incluye asignación	Naranjas		8.41E-5	ton	Entrevista	Flujo entero sin asignación
	Semillas de árbol frutal	7.26E-04	p	Ecoinvent	Incluye asignación	Emisiones Aplicación Fertilizantes	N2O	6.72E-04	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
	Establecimiento de huerto	7.26E-04	p	Ecoinvent	Incluye asignación		NOX	1.41E-04	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
Producción de Fertilizantes Convencional	Hydran	3.35E-05	kg	Entrevista	kg P2O5. Incluye asignación		NH4	6.99E-04	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
	Nitromag	2.26E-04	kg	Entrevista	kg N; Incluye asignación		CO2	7.95E-03	kg	RSB, 2016	Biogénico, no aporta a GWP
	Triple 17	1.02E-05	kg	Entrevista	kg P2O5; Incluye asignación		NO3-	9.35E-03	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
Producción de Pesticidas Convencional	Allectus	8.61E-08	kg	Entrevista	Incluye asignación		P	3.46E-05	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
	Carbendazim	2.09E-06	kg	Entrevista	Incluye asignación		Cd agua	3.27E-09	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
	Cipermetrina	8.14E-08	kg	Entrevista	Incluye asignación		Cu agua	0.00E+00	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
	Dragocson	2.26E-06	kg	Entrevista	Incluye asignación		Zn agua	5.35E-07	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
	Glyfos	5.98E-07	kg	Entrevista	Incluye asignación		Pb agua	9.24E-09	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
	Prontius	7.46E-08	kg	Entrevista	Incluye asignación	Ni agua	0.00E+00	kg	RSB, 2016	Incluye asignación	
	Togar	2.83E-07	kg	Entrevista	Incluye asignación	Cr agua	0.00E+00	kg	RSB, 2016	Incluye asignación	
Cultivo y Cosecha Convencional	Diésel	4.79E-03	kg	Entrevista	Incluye asignación	Cd suelo	1.10E-07	kg	RSB, 2016	Incluye asignación	
	Uso de suelo	2.24E-06	ha	Entrevista	Incluye asignación	Cu suelo	0.00E+00	kg	RSB, 2016	Incluye asignación	
Preparación de Terreno Orgánico	Diésel	7.35E-05	L	Entrevista	Incluye asignación	Zn suelo	1.29E-06	kg	RSB, 2016	Incluye asignación	
	Semillas de árbol frutal	7.25E-06	p	Ecoinvent	Incluye asignación	Pb suelo	3.29E-07	kg	RSB, 2016	Incluye asignación	
	Establecimiento de huerto	7.25E-06	p	Ecoinvent	Incluye asignación	Ni suelo	3.67E-07	kg	RSB, 2016	Incluye asignación	
Producción de Fertilizantes Orgánico	Composta	2.79E-05	kg	Gómez Cruz <i>et al.</i> , 2015	Incluye asignación	Emisiones Aplicación Agroquímicos	Cr suelo	0.00E+00	kg	RSB, 2016	Incluye asignación
	Fossil 20	6.42E-05	kg	Entrevista	Incluye asignación		2-butoxietanol	7.38E-04	kg	DowAgroScienc es, 2018	Incluye asignación
Producción de Pesticidas Orgánico					Incluye asignación		Aminopyralid	7.31E-04	kg	CORTEVA, 2020	Incluye asignación
	Biodie	2.61E-06	kg	Entrevista	Incluye asignación		Bifentrina	7.31E-04	kg	FMC, 2017	Incluye asignación
	Serenade	1.92E-07	kg	Entrevista	Incluye asignación		Carbendazim	7.77E-04	kg	ChemSrc, 2020	Incluye asignación
	Sulfocalcico	1.34E-05	kg	Entrevista	Incluye asignación		Cipermetrina	7.32E-04	kg	GOWAN, 2020	Incluye asignación

Cultivo y Cosecha Orgánico	Diésel	1.15E-03		Entrevista	Incluye asignación		Glifosato	7.42E-04	kg	FMC, 2017	Incluye asignación
	Uso de suelo	6.69E-07	ha	Entrevista	Incluye asignación		Imidacloprid	7.32E-04	kg	FMC, 2017	Incluye asignación
							Paraquat	7.55E-04	kg	SYNGENTA, 2017	Incluye asignación
							Thiophanate-methyl	7.33E-04	kg	INECC, 2018	Incluye asignación
							Triclopyr 2-butoxyethyl ester	7.33E-04	kg	DowAgroScienc es, 2018	Incluye asignación

Subetapa Transporte

Transporte a Planta	Naranjas Transporte	8.41E-5 6E-03	ton tkm	Entrevista Dato primario	Incluye asignación No ncluye asignación	Transporte a Planta	Naranja Transportada	8.41E-5	ton	Entrevista	Incluye asignación
---------------------	---------------------	------------------	------------	-----------------------------	--	---------------------	----------------------	---------	-----	------------	--------------------

Subetapa Industrial

Línea Compartida	Naranja Transportada	8.41E-5	ton	Incluye asignación		Cáscara a Caldera	Cáscara seca	1.44E-4	ton	Dato primario	28% humedad
	Electricidad	1.23E-05	kWh	Incluye asignación		Residuos	Licor de prensa	1.03E-3	ton	Dato primario	
	Agua	1.01E-04	m3	Incluye asignación			Finos "finos"	6.8E-6	ton	Dato primario	
	Cáscara Fresca	4.03E-5	ton	Dato primario	83% humedad, incluye asignación						
Línea Biomasa	Electricidad	1.44E-02	kWh	Dato primario		Emisiones Hornos	Ceniza hornos	1.59E-6	ton	Dato primario	
	Cal	5.61E-03	kg	Dato primario			H2	8.04E-04	kg	Simulación	
	Agua	5.79E-04	m3	Dato primario			N2	1.11E+00	kg	Simulación	
	Energía en biomasa	1	MJ	Dato primario	Energía en hornos para secado cáscara		CO2, biogénico	1.54E-01	kg	Simulación	
							Agua	1.23E-01	kg	Simulación	
							CO	3.31E-02	kg	Simulación	
							N2O	8.93E-07	kg	Simulación	
							NO2-	1.20E-05	kg	Simulación	
							HCN	2.13E-10	kg	Simulación	
							S	6.22E-08	kg	Simulación	
							SO2	1.73E-04	kg	Simulación	
							SO3	7.64E-08	kg	Simulación	
							H2S	1.07E-09	kg	Simulación	
					Cl	5.78E-12	kg	Simulación			
					HCl	2.97E-05	kg	Simulación			

Subetapa Uso

Combustión en Caldera	Cáscara seca	1.44E-4	ton	Dato primario	28% humedad	Emisiones Caldera	Energía térmica	1	MJ	Dato primario	
	Agua	8.45E-4	m3	Simulación			H2	8.04E-04	kg	Simulación	
						N2	1.11E+00	kg	Simulación		
						CO2, biogénico	1.54E-01	kg	Simulación		
						Agua	1.23E-01	kg	Simulación		
						CO	3.31E-02	kg	Simulación		
						N2O	8.93E-07	kg	Simulación		
						NO2-	1.20E-05	kg	Simulación		
						HCN	2.13E-10	kg	Simulación		
						NH3	4.73E-09	kg	Simulación		
						S	6.22E-08	kg	Simulación		
						SO2	1.73E-04	kg	Simulación		
						SO3	7.64E-08	kg	Simulación		
						H2S	1.07E-09	kg	Simulación		
						Cl	5.78E-12	kg	Simulación		
						HCl	2.97E-05	kg	Simulación		

Subetapa Gestión de Residuos

Tratamiento Cenizas	Cenizas	7.59E-06	ton	Dato primario		Emisiones Disposición Final Cenizas	Aluminio	6.91E-06	kg	Modelado
	Transporte	4.28E-05	tkm	Dato primario			Bario	2.81E-06	kg	Modelado
Tratamiento Finos	Finos	6.80E-06	ton	Dato primario			Calcio	2.66E-03	kg	Modelado
	Transporte	1.93E-04	tkm	Dato primario			Hierro	2.96E-05	kg	Modelado
Tratamiento Aguas Residuales	Agua Residual	1.03E-03	ton	Dato primario	328.3 m3 licor prensa		Potasio	3.34E-04	kg	Modelado
	Electricidad	3.87E-03	kWh	Dato primario			Manganeso	7.59E-05	kg	Modelado
	Bicarbonato Sodio	4.66E-04	kg	Dato primario			Magnesio	1.14E-06	kg	Modelado
	Polímero	4.00E-05	kg	Dato primario			Sodio	8.35E-06	kg	Modelado
	Transporte	3.99E-06	tkm	Dato primario	Transporte lodos		Fósforo	9.87E-05	kg	Modelado
							Azufre	4.86E-05	kg	Modelado
							Silicio	1.75E-04	kg	Modelado
							Estroncio	1.29E-05	kg	Modelado
							Titanio	1.52E-07	kg	Modelado
							Zinc	2.12E-06	kg	Modelado
							CH4	6.96E-04	kg	Gunaseelan, 2004
							VOC	1.01E-05	kg	Wu & Wang, 2015
							DQO	6.42E-03	kg	Siles et al, 2016
						N	7.24E-05	kg	Siles et al, 2016	
						P	6.98E-06	kg	Siles et al, 2016	
						Cr	9.47E-09	kg	Siles et al, 2016	
						Cd	2.90E-08	kg	Siles et al, 2016	
						Ni	3.61E-08	kg	Siles et al, 2016	
						Al	2.41E-07	kg	Análisis composición en laboratorio	
						Ba	2.75E-09	kg	Análisis composición en laboratorio	
						Ca	6.43E-05	kg	Análisis composición en laboratorio	
						Fe	7.01E-07	kg	Análisis composición en laboratorio	
						K	5.51E-05	kg	Análisis composición en laboratorio	
						Mg	9.52E-06	kg	Análisis composición en laboratorio	
						Mn	3.98E-08	kg	Análisis composición en laboratorio	
						Na	3.98E-06	kg	Análisis composición en laboratorio	
						P	1.16E-05	kg	Análisis composición en laboratorio	
						S	1.04E-05	kg	Análisis composición en laboratorio	
						Si	4.28E-06	kg	Análisis composición en laboratorio	

							Ti	6.12E-09	kg	Análisis composición en laboratorio	Emisión a suelo agrícola por gestión finos
							Zn	6.12E-08	kg	Análisis composición en laboratorio	Emisión a suelo agrícola por gestión finos
							Cl	2.72E-06	kg	Análisis composición en laboratorio	Emisión a suelo agrícola por gestión finos
						Emisiones Tratamiento Aguas Residuales	Lodos	0.002901857	kg	Dato primario	
							CH4	7.22767E-05	kg	Noyola et al., 2018	