

**IMPORTANCIA DE LOS ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA EN LA
MEDICIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES**

SERGIO ANDRÉS AMAYA CERVANTES

**PROGRAMA DE INGENIERÍA QUÍMICA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AMBIENTAL, CIVIL Y
QUÍMICA
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA**



**UNIVERSIDAD DE PAMPLONA
PAMPLONA, junio 12 de 2020**

**IMPORTANCIA DE LOS ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA EN LA
MEDICIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES**

SERGIO ANDRÉS AMAYA CERVANTES

**Trabajo de monografía presentado como requisito para optar al título de
INGENIERO QUÍMICO**

Director: MANUEL ANDRÉS RIVERA GUERRERO

Msc. en Controles Industriales

**PROGRAMA DE INGENIERÍA QUÍMICA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AMBIENTAL, CIVIL Y
QUÍMICA
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
UNIVERSIDAD DE PAMPLONA**

Pamplona, junio 12 de 2020

Dedicatoria

Le dedico este trabajo a todas las personas afectadas por los impactos ambientales producidos con o sin el conocimiento de las personas que produjeron esos daños, a las personas que se negaron a contaminar a pesar de haber recibido órdenes de hacerlo por mantener sus principios y sus conciencias intactas, a las personas que estudian los impactos ambientales y denuncian los abusos por parte de los poderosos y a todas las personas que luchan por un mundo más limpio ya sea investigación, en control y en desarrollo de nuevas tecnologías más sostenibles.

AGRADECIMIENTOS

Le agradezco a mis padres por todo el apoyo que me brindaron durante toda la carrera y todos los consejos que me dieron en todos los momentos difíciles me permitió seguir adelante y si no fuera por ellos no hubiese podido llegar al lugar donde estoy ahora.

A mis profesores ya que si no fuera por sus conocimientos y experiencia transmitida no sabría las cosas que se ahora y tampoco me hubiera motivado a seguir aprendiendo cosas por mí mismo gracias a los temas que con tanta dedicación y pasión me dictaron en clase.

Le agradezco al profesor Francisco Flores por enseñarme los conceptos básicos de química que use durante toda mi formación como ingeniero y aun sigo usando en mi día a día, al profesor Sebastián de química analítica por ser un ejemplo de dedicación al aprendizaje de sus estudiantes y por mostrarme el mundo increíble de la química orgánica, a la profesora Diana Torres de fisicoquímica cuyas bases me sirvieron muy bien para termodinámica, A la profesora Sandra Zambrano por mostrarme las cosas desde el punto de vida practico y hacerme enamorar de la carrera en la materia de ingeniería de procesos, a mi director de tesis Manuel Rivera por la ayuda prestada durante la redacción de este documento, a la profesora Jacqueline Corredor por toda la paciencia y todo el apoyo brindado desde transferencia de calor hasta culminar mi carrera, a la profesora Daisy Restrepo por enseñarme que con estudio, dedicación y muy buenas clases se pueden tener buenas notas en una materia, hasta que llega el segundo corte jajaja. Al profesor Bladimir Ramón uno de los docentes con mejor pedagogía a los cuales he tenido el privilegio de asistir a sus clases, aprendí muchísimo de materiales. Y a todos los mis buenos profesores de la universidad.

El profesor Erik Yanza el profesor mas duro que he conocido, termodinámica 2, el parcial en un cuarto de hoja y dos ejercicios con 2 renglones cada uno, saquen lo que quieran cuadernos, libros, PC con Excel, MatLab, PDF's (lo que uno quieran) y 5h para resolver el parcial; las dos primeras petrificado sin tener ni idea que hacer, las siguientes 2 hacer los ejercicios mal y la ultima hora si acaso hacer un ejercicio bien, un 2,5 es un 5 en otra asignatura. En el momento da rabia por todo el esfuerzo necesario para esa nota, pero cuando uno llega a otras asignaturas, cuando uno habla con otros docentes, cuando uno habla con compañeros de

otras universidades ahí es cuando uno se da cuenta que termodinámica 2 la vio bien y que se tiene nivel. En esa materia se conoce quien tiene madera para esta carrera.

A mis compañeros con los cuales estudié durante toda la carrera, empezamos unos 70 y solamente quedamos unos 20, con los que empecé la carrera y con los que me fui encontrando en el transcurso de ella; por todas las horas, días, semanas, meses y años que estudiamos juntos tanto en el salón de clases como estudiando por nuestra cuenta por eso y por todas las otras experiencias que vivimos. Todo eso nos ayudó a construirnos como personas y como ingenieros. Cristian Villa, Jesús Villamizar, Kevin Cuéllar, Marlon Valencia, Angélica Popayán, Iván Villamizar, Paula Granados, Héctor Centeno, Germán Téllez y a todos mis amigos en la Universidad.

GLOSARIO

GEI: Gases de efecto invernadero.

SD: Sustainable Development, Desarrollo Sostenible.

Ciclo de vida: Etapas consecutivas e interrelacionadas de un sistema del producto, desde la adquisición de materia prima o de su generación a partir de recursos naturales hasta la disposición final.

Análisis del ciclo de vida LCA: Recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto a través de su ciclo de vida.

Análisis del Inventario del Ciclo de Vida LCI: Fase del análisis del ciclo de vida que implica la recopilación y la cuantificación de entradas y salidas para un sistema del producto a través de su ciclo de vida.

Evaluación del impacto del ciclo de vida LCIA: Fase del análisis del ciclo de vida dirigida a conocer y evaluar la magnitud y cuán significativos son los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto a través de todo el ciclo de vida del producto.

Interpretación del ciclo de vida: Fase del análisis del ciclo de vida en la que los hallazgos del análisis del inventario o de la evaluación del impacto, o de ambos, se evalúan en relación con el objetivo y el alcance definidos, para llegar a conclusiones y recomendaciones.

Aspecto Ambiental: Elemento de las actividades, productos o servicios de una organización que puede interactuar con el medio ambiente.

Producto: Cualquier bien o servicio.

Proceso: Conjunto de actividades mutuamente relacionadas o que interactúan, las cuales transforman elementos de entrada en resultados.

Unidad Funcional: Desempeño cuantificado de un sistema del producto para su uso como unidad de referencia.

Entrada: flujo de producto, de materia o de energía que entra en un proceso unitario.

Salida: Flujo de producto, de materia o de energía que sale de un proceso unitario.

Sistema del producto: Conjunto de procesos unitarios con flujos elementales y flujos de producto, que desempeña una o más funciones definidas, y que sirve de modelo para el ciclo de vida de un producto.

Emisiones y vertidos: Emisiones al aire y vertidos al agua y suelo.

límite del sistema: Conjunto de criterios que especifican cuales de los procesos unitarios son parte de un sistema del producto.

Residuo: Sustancias u objetos a cuya disposición se procede o se está obligado a proceder.

Factor de Caracterización: Factor que surge de un modelo de caracterización, que se aplica para convertir el resultado del análisis del inventario del ciclo de vida asignado a la unidad común del indicador de categoría.

Mecanismo Ambiental: Sistema de procesos físicos, químicos y biológicos para una categoría de impacto dada, que vincula los resultados del análisis del inventario del ciclo de vida con indicadores de categoría y con puntos finales de categoría.

Categoría de Impacto: Clase que representa asuntos ambientales de interés a la cual se pueden asignar los resultados del análisis del inventario del ciclo de vida.

Indicador de Categoría de Impacto: Representación cuantificable de una categoría de impacto.

Evaluación: Elemento dentro de la fase de interpretación del ciclo de vida que pretende establecer confianza en los resultados del análisis del ciclo de vida.

TABLA DE CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN	13
2.	PLANTEAMIENTO Y JUSTIFICACIÓN	14
3.	OBJETIVOS	15
3.1	OBJETIVO GENERAL	15
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
4.	ESTADO ACTUAL.....	16
4.1	DEFINICION	17
4.2	ETAPAS DEL LCA	18
4.2.1	DEFINICIÓN DE OBJETIVOS Y ALCANCE.	19
4.2.2	ANÁLISIS DEL INVENTARIO DE CICLO DE VIDA (LCI).	20
4.2.3	EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA.	21
4.2.3.1	SELECCIÓN DE CATEGORÍAS DE IMPACTO RELEVANTES.	22
4.2.3.2	SELECCIÓN DEL ENFOQUE LCIA RELEVANTE.....	22
4.2.3.3	APLICACIÓN DEL ENFOQUE LCIA.....	23
4.2.3.4	PASOS OPCIONALES.	23
4.2.4	INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS.	24
4.3	CATEGORIAS DE IMPACTO AMBIENTAL.....	26
4.4	TIPOS DE LCA	27
4.4.1	ACLA.....	27
4.4.2	CLCA.....	28
4.5	MÉTODOS DE LCA	30
4.5.1	MÉTODO DEL PROCESOS	30
4.5.2	MÉTODO DE ANÁLISIS DE ENTRADA-SALIDA.	31
4.5.3	MÉTODO HÍBRIDO.....	33
4.6	LCA EN DIFERENTES PROCESOS O PRODUCTOS.....	33

4.6.1	MATERIALES.....	33
4.6.2	RESIDUOS.....	35
4.6.3	PLANTAS DE PROCESO.....	35
4.6.4	AGRICULTURA.....	37
4.6.5	GASES DE EFECTO INVERNADERO.....	38
5.	ANALISIS Y DISCUSION DE RESULTADOS.....	40
6.	CONCLUSIONES.....	43
7.	RECOMENDACIONES Y TRABAJOS FUTUROS.....	44
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	45
9.	ANEXOS.....	50

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. GEI emitidos en todas las etapas de producción en diversos sectores (Gg/kt de CO ₂ eq.) (Zeshan, 2019).....	32
Tabla 2. Cronograma de actividades.....	39
Tabla 3. Resumen de 23 estudios de ciclo de vida (Eshun et al., 2010).....	50
Tabla 4. Resultados de entrada de LCI antes y después de que las PCU procesen flujos de residuos (Li et al., 2018).	52
Tabla 5. Resultados de salida de LCI antes y después de que las PCU procesen flujos de residuos (Li et al., 2018).	52
Tabla 6. Una comparación de los resultados de LCI con datos disponibles comercialmente (Li et al., 2018).....	52
Tabla 7. Resumen de resultados del sector maderero en Ghana (Eshun et al., 2010). ..	53
Tabla 8. LCI del Reciclaje y producción de latas de aluminio (Niero & Olsen, 2016).	55
Tabla 9. Emisiones de gases de efecto invernadero en cada escenario durante 1 año de residuos tratados: 11,448 t de residuos sólidos de los mercados de la ciudad y 9319 t de lodo (Valores en t CO ₂ -eq.) (Otoma & Diaz, 2017).	57
Tabla 10 . Resultados del estudio realizado por (de Jong et al., 2017) con la literatura.	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Los tres pilares que sostienen el SD (Heijungs et al., 2010).	16
Figura 2. Diagrama de ciclo de vida genérico (Rivera & Sutherland, 2015).....	17
Figura 3. El marco LCA según (ISO14040, 2006).	19
Figura 4. Marco de sistemas de procesos para el control de la contaminación y la generación de LCI (Li et al., 2018).	20
Figura 5. Diagrama de flujo de CHEMCAD para el proceso de fabricación simulada de ácido acético (Li et al., 2018).....	21
Figura 6. Diagrama de flujo de las actividades y la producción de residuos en el sector maderero formal de Ghana.....	24
Figura 7. Rutas tecnológicas que representan el escenario de caso base (BS) y el escenario de caso alternativo (AS) para la generación de calor y electricidad en un ingenio de caña de azúcar.	29
Figura 8. Potencial de calentamiento global (GWP) de la bebida carbonatada para diferentes tipos de envases que muestran la contribución de las diferentes etapas del ciclo de vida.....	30
Figura 9. Ámbitos de investigación y enfoques de análisis híbrido para la evaluación de carbono en la etapa de construcción (X. Zhang & Wang, 2016).	33
Figura 10. Gráfico abstracto del reciclaje de las latas de aluminio (Niero & Olsen, 2016).	34
Figura 11. Límites del sistema (W. Chen et al., 2018).	36
Figura 12. Resultados normalizados y contribuyentes dominantes en las categorías de impacto finales, salud humana, calidad del ecosistema y recursos (W. Chen et al., 2018).	36
Figura 13. Descripción esquemática de los procesos de RJF y los límites del sistema utilizados en este estudio (de Jong et al., 2017).	38
Figura 14. Análisis de correlación en el sector maderero de Ghana (Eshun et al., 2010).	51
Figura 15. Comparación de los efectos finales (Nuss & Gardner, 2013).	54
Figura 16. Análisis de contribución a nivel de proceso (Niero & Olsen, 2016).....	56
Figura 17. Escenarios de LCA y límites del sistema para el tratamiento de residuos en el mercado de Da Nang, Vietnam (Otoma & Diaz, 2017).	56

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas gracias al avance tecnológico mejoraron las condiciones de vida, en 1962 la población mundial era de 3.126 millones de habitantes con una esperanza de vida de 53 años y un ingreso nacional bruto por habitante de 480 USD a precios actuales. En 2017 la población mundial era de 7.511 millones de habitantes, una esperanza de vida de 72 años y un ingreso nacional bruto de 11.124 UDS a precios actuales (Banco Mundial, 2020). En 55 años la población creció 2,4 veces, la esperanza de vida 19 años y el ingreso nacional bruto 23 veces. Para lograrlo se explotaron los recursos naturales, convertidos por una infinidad de procesos en plantas industriales en productos y servicios ejerciendo una presión insostenible sobre nuestro planeta. Bajo ritmo actual de consumo se estima que la humanidad consumió en 2016 1,69 planetas tierras para satisfacer sus necesidades (Global Footprint, 2016).

El mundo consume alrededor de 80,77 millones de barriles de petróleo, 3,477 billones de m³ de gas natural y produce 33,62 millones de toneladas de CO₂ al día (CIA, 2020) con el fin de suministrar parte de la energía y obtener productos de consumo como los petroquímicos a partir del petróleo o productos químicos intermedios como el metanol a partir del gas natural. Existen suficientes bases científicas para demostrar que el calentamiento global existe y es obra humana por medio las emisiones de CO₂ y otros gases de efecto invernadero (IPCC, 2013).

Para reducir la contaminación es necesario identificar las fuentes de impacto ambiental, el análisis de ciclo de vida en inglés Life Cycle Analysis (LCA) es un estudio técnico detallado de las "consecuencias ambientales de un producto, proceso de producción, paquete o actividad realizado de manera integral, a lo largo de todo su ciclo de vida". El marco de tiempo de tal análisis a menudo se denomina "de la cuna a la tumba" (Turton R., 2012).

2. PLANTEAMIENTO Y JUSTIFICACIÓN

En los últimos años se habla mucho de los temas del cambio climático y el desarrollo sostenible, se habla de pasar de economías lineales a economías circulares concepto que deriva de varios otros, como el desarrollo sostenible, el pensamiento del ciclo de vida, la responsabilidad extendida del productor, el diseño ecológico y el pensamiento de la cuna a la tumba. Muchos de los problemas en el campo de la sostenibilidad tienen causas o consecuencias que se extienden más allá del aquí y ahora de un producto o proceso y de la persona responsable de ellos. La elección entre una bolsa de plástico y una de papel influye en los proveedores de materiales y en los gestores de residuos. La sostenibilidad debe abarcar a las generaciones presentes y futuras, el análisis de sostenibilidad inevitablemente requiere un análisis de todo el sistema. Cada decisión, privada o colectiva, en el nivel micro o macro, por ahora o por el futuro, afecta a otros, ahora y en el futuro, aquí y en otros lugares. Siguiendo esta lógica, es natural aplicar una perspectiva del ciclo de vida (Heijungs et al., 2010). Los LCA análisis de ciclo de vida se han desarrollado mucho en las últimas décadas, empezando como un análisis de energía hasta un análisis integral de carga ambiental en la década de 1970, el LCIA (Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida) se introdujo en los 80 y los modelos de costo de ciclo de vida (Usados para los IO-LCA, LCA de Entrada y Salida) se introdujeron en los 90, Los LCA en particular el LCA consecuente gano un gran terreno en la primera década del siglo XXI (H. Chen et al., 2014). La razón del LCA es compilar y evaluar los impactos ambientales de diferentes opciones de procesos y es un enfoque universalmente aceptado como herramienta para adquirir un conocimiento integral de los impactos ambientales generados por productos industriales durante todo su ciclo de vida, los LCA pueden ser de gran utilidad en gestión ambiental ya que pueden comparar los impactos de dos productos existentes o el desarrollo de nuevos productos y han sido elegidos en los últimos años como métodos de evaluación para las nuevas tecnologías (de Jong et al., 2017).

La metodología de LCA es los temas ambientales más interesantes no solo mide el impacto ambiental también da recomendaciones para mitigarlo y por eso son el pilar ambiental de la estrategia de desarrollo sostenible, una de las mejores maneras de entenderlos es por medio de una compilación de ejemplos de su implementación mostrando la teoría a la par de la práctica. Se espera con este estudio dar a conocer su importancia al comparar alternativas de productos o procesos desde una perspectiva ambiental desde la adquisición de materia prima o de su generación a partir de recursos naturales hasta la disposición final todo en beneficio del medio ambiente.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Demostrar la importancia que tiene efectuar los LCA en productos y procesos como método de medición de impactos ambientales de manera generalizada y los beneficios de su uso en la estrategia de desarrollo sostenible por medio de una revisión compilatoria de su implementación.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Definir por medio de la opinión de varios expertos en que consiste la idea de un LCA y la razón de su aplicación en la evaluación ambiental de un producto o proceso.
- Mostrar ejemplos de las diferentes fases, tipos y métodos de recolección de datos de un LCA.
- Ilustrar la aplicación de LCA en las áreas de materiales, desechos, plantas de procesos, agricultura y gases de efecto invernadero.
- Evaluar la información recopilada para determinar la viabilidad de la implementación de los LCA en la medición de impactos ambientales.

4. ESTADO ACTUAL

El descubrimiento de las ondas electromagnéticas en 1886 por Heinrich Hertz sentó las bases para el uso masivo de teléfonos con acceso a internet, igualmente el primer plástico por parte de Alexander Parkes en 1862 permitió el surgimiento de una infinidad de productos. Sin embargo, estas personas nunca imaginaron la cantidad de desechos provenientes de estos productos y la cantidad de energía usada en su fabricación el día de hoy. Esto plantea una serie de retos y estos hacen la necesidad de estrategias para enfrentarlos, conceptos como “desarrollo sostenible” SD por sus siglas en inglés es el "desarrollo que satisfaga las necesidades de la generación actual sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades" se definieron en el informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo en 1987. Algo se define como sostenible cuando se puede mantener en un estado específico durante un tiempo indefinido (o muy largo) y también hace plantear la forma de evaluar el SD, una forma popular de hacerlo es mediante el concepto de los 3 pilares Social, Ambiental y económico (Figura 1) sostienen el SD y deben estar igualmente desarrollados, para evaluar tal desarrollo los principios políticos y de rendición de cuentas requieren de un “análisis de sostenibilidad” SA por sus siglas en inglés para implementar un proyecto, producto o tecnología etc. Muchas cuestiones en el campo de la sostenibilidad vas más allá del inicio y el fin de un producto, por ejemplo una bolsa plástica para fabricarla se necesitaron materias primas y cuando es desechada esta seguirá teniendo un impacto sobre el medio ambiente y acá es donde entra el LCA que de la misma manera que los conceptos anteriores cuenta con una definición oficial a menudo citada “compilación y evaluación de los insumos, productos y los posibles impactos ambientales de un sistema de productos a lo largo de su ciclo de vida" el SD es más amplio que el LCA ya que incluye factores económicos y sociales por lo que el LCA es la parte ambiental del SD (Heijungs et al., 2010).

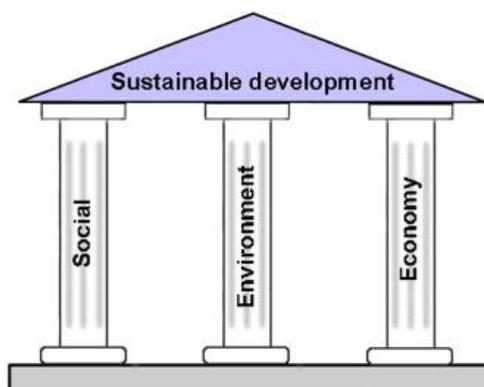


Figura 1. Los tres pilares que sostienen el SD (Heijungs et al., 2010).

4.1 DEFINICION

El concepto del ciclo de vida aparece en muchas disciplinas y temas. Los organismos tienen un ciclo de vida, desde el nacimiento hasta la muerte. Las empresas tienen uno, y también las políticas y las tecnologías. Incluso los productos tienen ciclos de vida en varios sentidos: desde el punto de vista del diseño, comenzando con la generación de ideas y terminando con la comercialización, desde la perspectiva empresarial, comenzando con la cristalización del mercado y terminando con la terminación del mercado, como se ve desde el costo, comenzando con los costos de I + D y terminando con el costo de eliminación, y así sucesivamente. Desde el punto de vista de un producto la norma (ISO14040, 2006) define el ciclo de vida como las "etapas consecutivas e interconectadas de un sistema de producto, desde la adquisición de materia prima o la generación de recursos naturales hasta la disposición final" (figura 2). Aunque esta definición cambia el problema en parte al problema de definir un "sistema de producto", aclara la intención al agregar las etapas del ciclo de vida: adquisición de materia prima, fabricación del producto, uso del producto, eliminación, etc. (Heijungs et al., 2010).

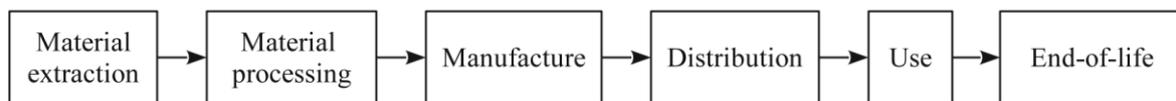


Figura 2. Diagrama de ciclo de vida genérico (Rivera & Sutherland, 2015).

El LCA, es una herramienta de toma de decisiones que cuantifica los impactos ambientales de un producto o un proceso por varias fases del ciclo de vida, como la extracción y procesamiento de materias primas, la fabricación, el uso y el final de su vida útil. (Kucukvar et al., 2014). Según la ISO14040 un LCA es la recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto a través de su ciclo de vida. El LCA, como una de las técnicas de gestión ambiental, es reconocida y recomendada (Kulczycka J, 2014). Usada como herramienta para evaluar proyectos ambientales (Rivera & Sutherland, 2015). Posee muchas aplicaciones en áreas de actividad económica (Finkbeiner et al., 2010). Las actividades de desarrollo y normalización han llevado al establecimiento de una norma internacional (ISO14040, 2006), y esto se ha complementado con una serie de directrices y libros de texto. De acuerdo con la norma, LCA es un concepto innovador para estimar los impactos ambientales relacionados con varios tipos de productos o servicios. Vale la pena señalar que la perspectiva que ofrece el LCA sobre el desempeño ambiental de los

productos lo ha convertido en un concepto central tanto para la gestión ambiental en la industria como para la formulación de políticas ambientales en el gobierno y la administración pública (Meyer & Upadhyayula, 2014). El LCA se enfoca en los riesgos ambientales, creando la posibilidad de identificarlos, así como establecer una jerarquía y, por lo tanto, buscar soluciones tecnológicas diseñadas para mantener la calidad óptima del medio ambiente (Yan et al., 2011). Además, los resultados de LCA se basan cuantitativamente en modelos científicamente válidos y se presentan en valor, es decir, por impacto (Bare, 2010) o categorías de daños. Sin embargo, para cada categoría de impacto, el valor se determina en otra unidad (cambio climático: kg de equivalente de CO₂; acidificación: kg de SO₂; eutrofización: kg de PO₂; uso de energía (MJ)), por lo tanto, no es posible compararlos directamente. Pero el uso de la normalización y la ponderación, los próximos pasos en la metodología LCA, hace posible expresar el valor del impacto ambiental potencial en un valor de puntaje llamado puntos ecológicos (Kulczycka & Smol, 2016).

4.2 ETAPAS DEL LCA

Según (X. Zhang et al., 2020) las etapas de un LCA son las siguientes:

- I. Definición de objetivo y alcance: Se definen el objetivo principal y los usos potenciales del estudio, mientras que el alcance establece aspectos clave como la unidad funcional, los límites del sistema, los supuestos y las restricciones.
- II. Análisis del inventario del ciclo de vida (LCI): Se recopila un inventario de los principales datos de entrada y salida para el sistema evaluado.
- III. Evaluación del impacto del ciclo de vida (LCIA): Se compone de tres pasos obligatorios:
 - Selección: Se escogen las categorías de impacto, indicadores y modelos de caracterización.
 - Clasificación: Vincula los datos del inventario con las categorías de impacto seleccionadas.
 - Caracterización: aborda el cálculo de los resultados de cada indicador de categoría transformando los elementos de LCI en unidades comunes (con el uso de factores de caracterización) y agregando los resultados convertidos dentro de la misma categoría de impacto.
- IV. Interpretación de resultados: De acuerdo con el objetivo y el alcance establecidos para el LCA, los resultados de LCI y el LCIA se resumen y discuten para identificar los

problemas relevantes y proporcionar conclusiones, recomendaciones e información para la toma de decisiones.

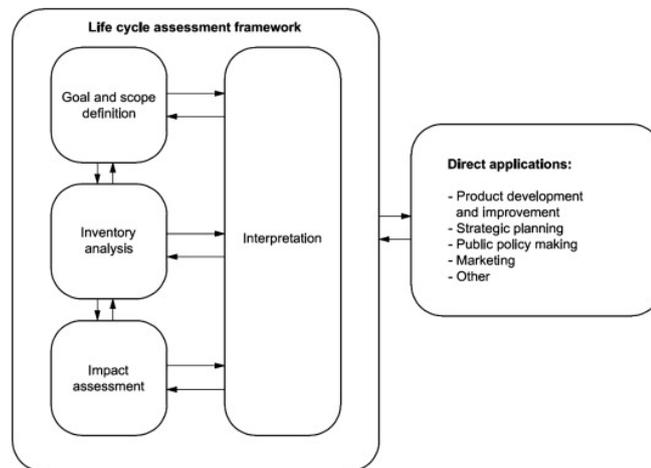


Figura 3. El marco LCA según (ISO14040, 2006).

4.2.1 Definición de objetivos y alcance.

Por su naturaleza, LCA requiere especificidad para generar resultados útiles se realiza para una tecnología específica, utilizando un sistema de ciclo de vida específico de flujos de masa y energía, y en relación con un momento y lugar específicos, necesariamente para identificar, obtener datos relevantes y resultados creíbles para una tecnología en particular. Las diferencias en los límites del sistema son otra fuente importante de variabilidad entre los estudios, están definidos por los flujos de masa y energía que el analista elige modelar dentro del sistema de ciclo de vida. En los LCA basados en procesos, las decisiones de límites del sistema generalmente se toman utilizando una combinación de disponibilidad de datos, practicidad, objetivos de estudio y recursos de estudio disponibles (tanto humanos como financieros). En estudios realizados a tecnologías de producción de energía (fósil, nuclear, solar, entre otras) los límites del sistema escogidos varían entre las diferentes tecnologías e incluso en estudios sobre las mismas tecnologías (Masanet et al., 2013). Por ejemplo, si se evaluara un molino de viento en comparación a un panel solar, los límites del sistema de cada uno serían diferentes ya que cada tecnología usa fuentes de energía distintas, pero incluso si se compararan dos molinos de viento los límites del sistema evaluado para cada uno también variarían debido a que los molinos pueden tener diseños, especificaciones diferentes o ubicados en lugares distintos, incluso los límites del sistema evaluado pueden variar en estudios sobre un mismo molino de viento debido al punto de vista de cada autor.

4.2.2 Análisis del inventario de ciclo de vida (LCI).

Una vez definidos los objetivos y el alcance se procede a realizar el LCI paso fundamental de LCA, se utiliza para cuantificar el uso de energía y los insumos de materia prima, así como las emisiones ambientales con precisión a lo largo del ciclo de vida de un producto, recopilando datos de entrada y salida del sistema si es un IO-LCA o de cada proceso si es un LCA basado en procesos. Una de las formas más novedosas para conseguir datos es el modelado por computadora el cual debe ser eficiente y preciso, los desafíos incluyen la falta de herramientas y enfoques sistemáticos de diseño y simulación para desarrollar modelos de procesos químicos para obtener y analizar resultados LCI más realistas. En un estudio (Li et al., 2018) propone un nuevo marco (figura 4) de sistemas de proceso para estimar los resultados de LCI implicando el desarrollo e incorporación de módulos de unidades de control de contaminación (PCU) en la simulación de procesos y la generación de datos de LCI asociados con las PCU para su uso posterior en LCIA.

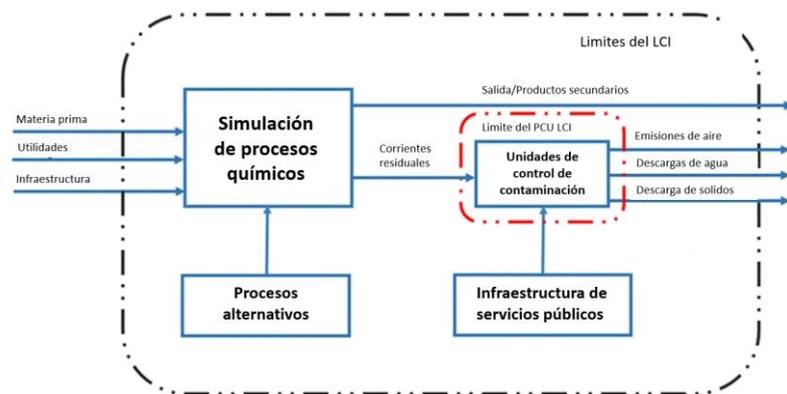


Figura 4. Marco de sistemas de procesos para el control de la contaminación y la generación de LCI (Li et al., 2018).

Los diferentes PCU están diseñados para estimar rápidamente el LCI y se aplican para obtener emisiones, consumo de servicios públicos, materiales y resultados de impacto ambiental relacionados con los flujos de residuos de una simulación de proceso. Luego, los resultados de LCI (ver tablas 4, 5 y 6 en anexos) se analizan con los objetivos de minimizar el impacto ambiental y el consumo de recursos. El marco propuesto se ilustra a través de un proceso de gasificación de biomasa / carbón (figura 5) para la producción de gas de síntesis con el objetivo final de la fabricación de ácido acético. Este estudio de caso muestra que el marco desarrollado puede proporcionar pautas (No expuestas en el artículo debido a que solo se desarrolla la fase de LCI) para una toma de decisiones sostenible basada en los resultados de LCI generados por simulación.

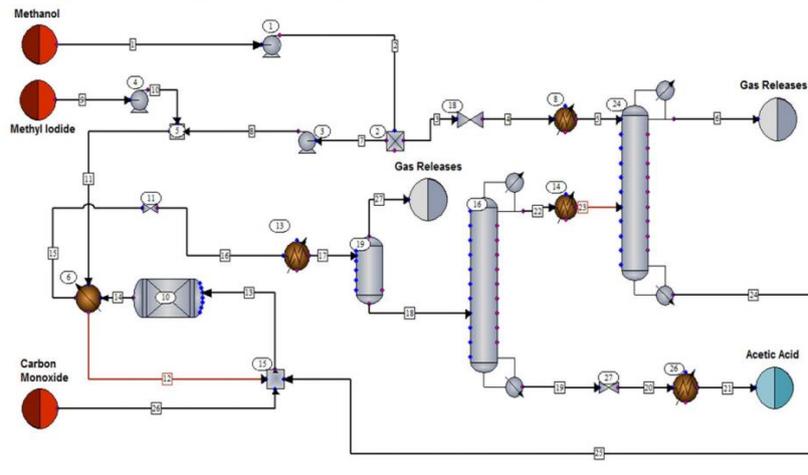


Figura 5. Diagrama de flujo en CHEMCAD para el proceso de fabricación simulada de ácido acético (Li et al., 2018).

4.2.3 Evaluación de impacto de ciclo de vida.

La LCIA es la tercera fase del LCA, tiene como objetivo evaluar la importancia del impacto ambiental potencial de los resultados del LCI, en el marco del objetivo y el alcance definidos del estudio. La fase LCIA consta de pasos obligatorios y opcionales. Los pasos obligatorios del enfoque LCIA se componen de lo siguiente: (1) selección; (2) clasificación y (3) caracterización. Los pasos opcionales adicionales del enfoque LCIA consisten en lo siguiente: (4) normalización, que expresa los impactos potenciales de manera que se puedan comparar; (5) agrupación, es decir, clasificación y posiblemente clasificación de las categorías de impacto; (6) ponderación, es decir, convertir y posiblemente agregar resultados de indicadores en categorías de impacto utilizando factores numéricos basados en elecciones de valor; y (7) análisis de calidad de datos, es decir, para comprender mejor la fiabilidad de la recopilación de resultados de indicadores y el perfil de LCIA (Eshun et al., 2011).

El cálculo de los indicadores de categoría (paso 3) se vuelve relevante una vez que se han seleccionado las categorías de impacto y su metodología de caracterización (paso 1), y se asignan datos de inventario individuales a las categorías de impacto seleccionadas (paso 2). La metodología de caracterización generalmente usa factores de caracterización. Los factores de caracterización representan el potencial de una sola emisión o consumo de recursos para contribuir a una categoría de impacto dada. Los resultados para los indicadores de categoría o los posibles impactos ambientales generalmente se calculan acumulando los productos de los

datos de inventario individuales multiplicados por sus factores de caracterización para la categoría de impacto dada, como se muestra en la ecuación: (Eshun et al., 2011)

$$\text{Ecuacion (1) : } \textit{Indicador de categoría de impacto} = \sum \textit{Datos de inventario (i)} \cdot \textit{CF(i)}$$

Donde i representa un artículo de inventario individual y CF es el factor de caracterización. A partir de la descripción anterior de la fase LCIA, un estudio realizado por (Eshun et al., 2011) sobre el sector maderero de Ghana se realizó en cuatro pasos:

4.2.3.1 Selección de categorías de impacto relevantes.

Se llevó a cabo una extensa búsqueda bibliográfica que arrojó 23 estudios de ciclo de vida sobre silvicultura, madera y productos de madera en cuatro revistas (ver Tabla 3 en anexos). Para cada uno de ellos, se identificó el país donde se realizó el estudio, el contenido del análisis de inventario, si se incluyó una fase LCIA y qué categorías de impacto se utilizaron luego. Este resumen se utilizó para llegar a la selección relevante de categorías de impacto para extender el LCI de (Eshun et al., 2010) con un LCIA en un LCA del sector maderero en Ghana.

Los profesionales de LCA a menudo seleccionan categorías de impacto en función del alcance y la definición de objetivos de un estudio de LCA, se seleccionaron previamente: calentamiento global, acidificación, eutrofización, formación de oxidantes fotoquímicos y toxicidad humana. Se omitió el agotamiento del ozono y el uso de recursos bióticos, pero se agregó desechos de madera y pérdida de biodiversidad a esta lista. Se limitó la categoría de impacto del uso de recursos abióticos al uso de energía. Estas categorías se tomaron como puntos de partida para abordar los principales problemas ambientales del sector maderero de Ghana.

4.2.3.2 Selección del enfoque LCIA relevante.

Este segundo paso evaluó con más detalle los enfoques utilizados en la fase LCIA. Esta evaluación fue para determinar la relevancia óptima del enfoque LCIA utilizado y la metodología de caracterización aplicada a la evaluación del impacto ambiental del sector maderero en Ghana. Existen 2 tipos de enfoques el primero, enfoque de punto medio colocan los indicadores de categoría para las categorías de impacto ambiental relativamente cerca de las intervenciones ambientales y se basan en el conocimiento establecido. El segundo, enfoque de punto final coloca a los indicadores relativamente cerca de los puntos finales, salvaguardar

cuestiones como la salud humana, la calidad del ecosistema y los recursos. Este estudio utilizará un enfoque de punto medio ya que sus efectos pueden calcularse con mayor certeza que el enfoque de punto final. Nuestra revisión de los enfoques y métodos de caracterización de LCIA muestra que CML-2000 es el enfoque de impacto más utilizado y también el más internacionalmente aceptado y reconocido en los ACV de los productos de madera. CML-2000 utiliza indicadores de punto medio que son relativamente transparentes en el modelado físico subyacente. Por lo tanto, este estudio, como punto de partida, seguirá el enfoque CML-2000 para nuestra evaluación de impacto ambiental del sector de la madera en Ghana, pero busca combinarlo con otros enfoques cuando sea relevante.

4.2.3.3 Aplicación del enfoque LCIA.

Seleccionado a categorías de impacto seleccionadas: Los resultados de LCI de (Eshun et al., 2010) luego se tradujeron en posibles impactos ambientales con la ayuda de la ecuación 1 para las categorías de impacto relevantes seleccionadas mediante el uso de los enfoques de LCIA seleccionados con su metodología de caracterización relacionada de conformidad con (ISO 14044, 2006). Los resultados (ver tabla 7 en anexos) de LCIA se calcularon para todo el sector maderero de Ghana (Eshun et al., 2010).

4.2.3.4 Pasos opcionales.

Análisis de correlación entre diferentes impactos ambientales potenciales: se realizó un análisis de correlación y regresión para saber si los desechos de madera pueden funcionar como un indicador único razonable para el uso de la tierra como proxy de la pérdida de biodiversidad y las otras categorías de impacto también. Esto simplificaría enormemente un estudio de seguimiento en el que se pretende explorar opciones de mejora ambiental para actividades económicas en el sector maderero en Ghana (Eshun et al., 2010).

El análisis de correlación (Ver figura 12 en anexos) indicó que los desechos de madera están de hecho fuertemente correlacionados con el uso de la tierra como proxy de la pérdida de biodiversidad y también se correlacionan positivamente con los otros cinco resultados de posibles impactos. Se puede concluir que la producción de residuos de madera es la principal fuerza impulsora de la pérdida de biodiversidad y un indicador único suficientemente bueno para todos los demás posibles impactos ambientales en el sector maderero de Ghana. Esta correlación será muy útil para la detección preliminar de posibles impactos ambientales, el análisis de minimización de residuos o una evaluación de tecnologías emergentes en las primeras etapas de la toma de decisiones en el sector maderero de Ghana (Eshun et al., 2010).

4.2.4 Interpretación de resultados.

En base a el LCIA anterior en un artículo posterior el mismo autor (Frank Eshun et al., 2012) realizó la última fase del LCA sabiendo que existe una correlación entre el no aprovechamiento de los residuos madereros se procedió a analizar las actividades y la producción de residuos en el sector maderero formal en Ghana construyéndose el siguiente diagrama de flujo.

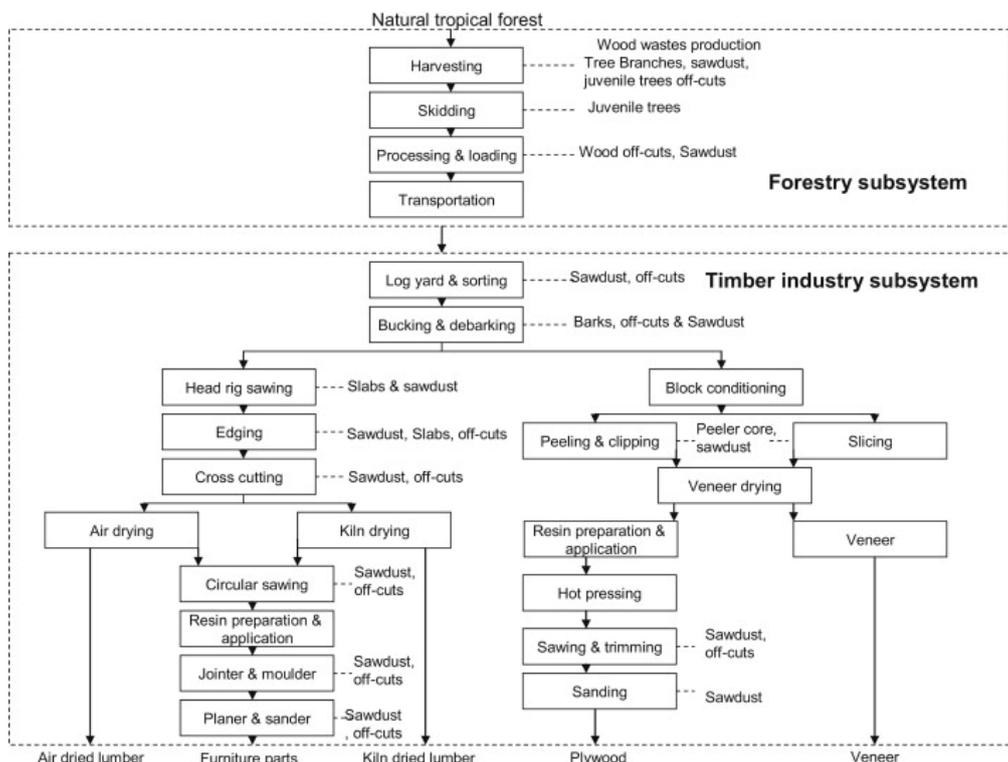


Figura 6. Diagrama de flujo de las actividades y la producción de residuos en el sector maderero formal de Ghana.

Además de la información de la etapa del LCIA se incluyó información adicional sobre los desechos de madera, los equipos y el potencial para la reducir desechos en el sector de la madera a través de entrevistas con expertos, observaciones reales de plantas y revisión de literatura, por medio del siguiente enfoque:

I. Identificación y cuantificación de residuos de madera:

Por medio de los estudios anteriores se calculó los residuos de un subsistema forestal en 0,8 millones de m³ por año, revisando la literatura 0,8 m³ de cada m³ de árboles cortados en bosques tropicales se desperdician. Con el dato y la suposición basada en la literatura se estimó la cantidad de residuos forestales de madera de Ghana en 5,12 millones de m³ por año.

II. Identificación de medidas relevantes de minimización de residuos de madera:

- Buenas prácticas operativas: gestión de residuos, contabilidad de costes, gestión de inventario, programación de procedimientos, mejoras en el manejo de materiales y prevención de pérdidas, segregación de flujo de residuos y educación, comunicación e implicación del personal.
- Cambio tecnológico: cambios de procesos, equipos, tuberías o cambios de diseño, y automatización de procesos adicional.
- Cambio en material de entrada: Encontrar una alternativa ecológica y económica a la entrada de material como por ejemplo productos químicos donde la evidencia científica muestre probables efectos graves a largo plazo para los humanos o el medio ambiente.
- Cambio en el producto: Cambiar de productos de madera de gran volumen a pequeño volumen con una estricta política de gestión forestal sostenible tiene el potencial de reducir la presión sobre los bosques tropicales.
- Reciclaje y reutilización de residuos: Uso, reutilización o la recuperación de la totalidad o parte de los residuos una vez que se han generado parece ser la medida de minimización de residuos luego de la reducción en la fuente.

III. Análisis de escenarios para posibles medidas de minimización de desechos de madera para reducir los impactos ambientales:

- Escenario 1: No hay medida de minimización de residuos de madera.
- Escenario 2: Cambio tecnológico.
- Escenario 3: Buenas prácticas operacionales.
- Escenario 4: Reciclaje, reutilización y recuperación.
- Escenario 5: Combinación de cambio tecnológico, buenas prácticas operativas y reciclaje.

Los resultados del estudio muestran que, entre los escenarios individuales de reducción de desechos de madera, la recuperación, reutilización y reciclaje de desechos de madera (Escenario 4) fue el mayor potencial de reducción de desechos de madera. Sin embargo, no obstante, la combinación de escenarios (Escenario 5: reciclaje, cambio tecnológico y buenas medidas operativas) reduce el desperdicio de madera en aproximadamente un 50%.

4.3 CATEGORIAS DE IMPACTO AMBIENTAL

Un LCA ideal evalúa todas las categorías de impacto ambiental de interés (Hauschild MZ, 2015) Si, por el contrario, solo se consideran unas pocas categorías de impacto, el profesional de LCA podría perder el aumento de los impactos en otras categorías que están fuera del alcance, y los problemas podrían trasladarse a otras categorías de impacto. En la práctica, sin embargo, no siempre es obvio qué impactos son relevantes y deben incluirse en la evaluación. Un estudio publicado por habla sobre las categorías de impacto ambiental (Kleinekorte et al., 2020) la selección de categorías de impacto y métodos correspondientes (llamada clasificación en ISO) para una evaluación confiable enfrenta desafíos adicionales debido a limitaciones en los datos de inventario, falta o inmadurez de los métodos de evaluación de impacto, o incluso la elección entre múltiples métodos de evaluación para la misma categoría de impacto. Para apoyar a los profesionales de LCA en este desafío, se han desarrollado pautas sobre la selección de categorías de impacto para categorías de impacto específicas (Jolliet et al., 2014), contextos geográficos y aplicaciones (Zimmermann, y otros, 2018).

El enfoque estándar para cuantificar los impactos ambientales es utilizar puntajes de impacto IS_j obtenido multiplicando los flujos $Q_i = \sum_i CF_{i,j} * Q_i$ de cada recurso y emisión i (como suma de todos los procesos k en todo el ciclo de vida) con un factor de caracterización $CF_{i,j}$ para para cada categoría de impacto ambiental j (Jolliet et al., 2014):

$$\text{Ecuacion (2)} \quad IS_j = \sum_i CF_{i,j} * Q_i$$

La categoría de impacto más prominente es probablemente el cambio climático (CC), que considera el efecto del calentamiento global causado por las emisiones de gases de efecto invernadero. Los factores de caracterización estándar $CF_{i,cc}$, los impactos sobre el cambio climático son los potenciales de calentamiento global (GWP) publicados por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (GWP) cuantifican el forzamiento radiativo inducido por una emisión de una sustancia en relación con el forzamiento radiativo inducido por 1 kg de CO₂. El PCG de una sustancia se mide en kilogramos de equivalentes de CO₂ (kg de CO₂ e). Si los valores de GWP se multiplican con los resultados de inventario correspondientes, se obtiene el impacto del calentamiento global (GWI) (Heijungs, 2014) La distinción entre $GWP = (FC_{i,cc})$ y $GWI = (IS_{cc})$ es esencial: el factor de caracterización GWP

es una propiedad molecular intrínseca que refleja la fuerza de emisión para absorber la radiación. Nos referimos a propiedades como GWP como propiedades del producto porque dependen exclusivamente de la estructura molecular. En contraste, GWI es una propiedad de proceso que describe el GWP acumulado de todas las emisiones en el ciclo de vida de un producto (también conocido como huella de carbono) (Kleinekorte et al., 2020) Por ejemplo, el GWP del refrigerante R134a es de 1.300 kg de CO₂ e / kg de R134a, mientras que el GWI para la producción de R134a es de solo 6.6 kg de CO₂ e / kg de R134a (McCulloch & Lindley, 2003).

4.4 TIPOS DE LCA

Los dos tipos principales de LCA son atributivos (ALCA) y consecuentes (CLCA). ALCA examina una situación actual o pasada para determinar los impactos ambientales que se pueden atribuir al producto estudiado, asumiendo un sistema en el que no existen cambios. CLCA considera futuros escenarios para determinar los impactos consecuentes de un cambio en el uso, método de producción, nivel de producción, etc. de un producto. Los ALCA como estudios "retrospectivos" adecuados para la identificación los principales daños ambientales. Los CLCA se definen como estudios "prospectivos" para evaluar las consecuencias de los cambios futuros (Bamber et al., 2020). Un ALCA responde la pregunta ¿Cuáles son los efectos ambientales de hacer una unidad de un producto, sin cambios en el proceso de producción? Y un CLCA responde ¿Cuáles son los efectos ambientales completos del ciclo de vida de un cambio en algún aspecto de la producción, el uso o la eliminación de un producto? (Masanet et al., 2013).

4.4.1 ACLA

Se podría pensar que los ALCA solamente se aplican a tecnologías o productos de los que ya se tiene conocimiento que son contaminantes y que no son necesarios para situaciones en la que se tiene conocimiento de poco impacto ambiental, sin embargo, aplicar un ALCA a un proceso verde ya establecido o en desarrollo sirve para comparar su desempeño ambiental no solo a procesos convencionales si no contra otros procesos verdes, este es el caso de un ALCA aplicado por (Nuss & Gardner, 2013) a la producción de ácido polítacónico (PIA) a partir de biomasa de coníferas del noreste de Estados Unidos, el propósito del estudio fue cuantificar el impacto ambiental de producir un 1Kg de PIA en la salida de la fábrica para compararlo con la producción del mismo a base de maíz y con el ácido poliacrílico (PAA) a

partir recursos fósiles. Los impactos ambientales se cuantificaron en potencial de calentamiento global (GWP), demanda de energía fósil (CED), eutrofización, uso de agua y ocupación de terrenos, los datos provinieron a partir de del laboratorio y una planta piloto de Itaconix LLC una corporación dedicada a la fabricación de polímeros amigables con el medio ambiente New Hampshire, Estados Unidos.

En términos de GEWP y CED el uso PIA a partir de coníferas tubo un mejor desempeño (ver figura 13 en anexos) que el de maíz y el PAA, pero los impactos en la eutrofización (EP) y el uso del agua, conduce a menores impactos potenciales en comparación con su contraparte de maíz, pero a mayores al del PPA. La ocupación de la tierra, en gran medida, debido a menores rendimientos y ciclos de crecimiento más largos las coníferas en el Noroeste de Estados Unidos, es más alta para PIA derivada de madera blanda y más baja para PAA. Los impactos ambientales son principalmente el resultado del uso de electricidad en el sitio, insumos de carbón activado e hidróxido de sodio, así como el uso de agua durante la extracción y fermentación de azúcar. La producción de PIA derivada de la madera puede ser una alternativa interesante a las vías actuales basadas en fósiles y podría contribuir a una futura economía de base biológica (Nuss & Gardner, 2013).

4.4.2 CLCA

En México (Amezcuca-Allieri et al., 2019) realizo un análisis técnico económico y CLCA a un ingenio azucarero con el fin de determinar la viabilidad del cambio del uso de combustóleo (energía convencional) por bagazo de caña (energía alternativa). La información necesaria para el análisis del proceso se obtuvo compilando una base de datos del proceso, diagramas de flujo y balances de materia y energía de una empresa en Tezonapa, Veracruz, México que utiliza bagazo de caña de azúcar para generar calor y electricidad. Para los datos faltantes, se hicieron estimaciones o suposiciones basadas en los valores reportados por la literatura en base a esto se establecieron dos escenarios, el escenario base donde se seguiría usando combustóleo y el escenario alternativo donde se utilizaría el bagazo. Para realizar el LCA como el análisis técnico económico del escenario alternativo se usó una simulación por medio del programa SuperPro Designer® v.10.

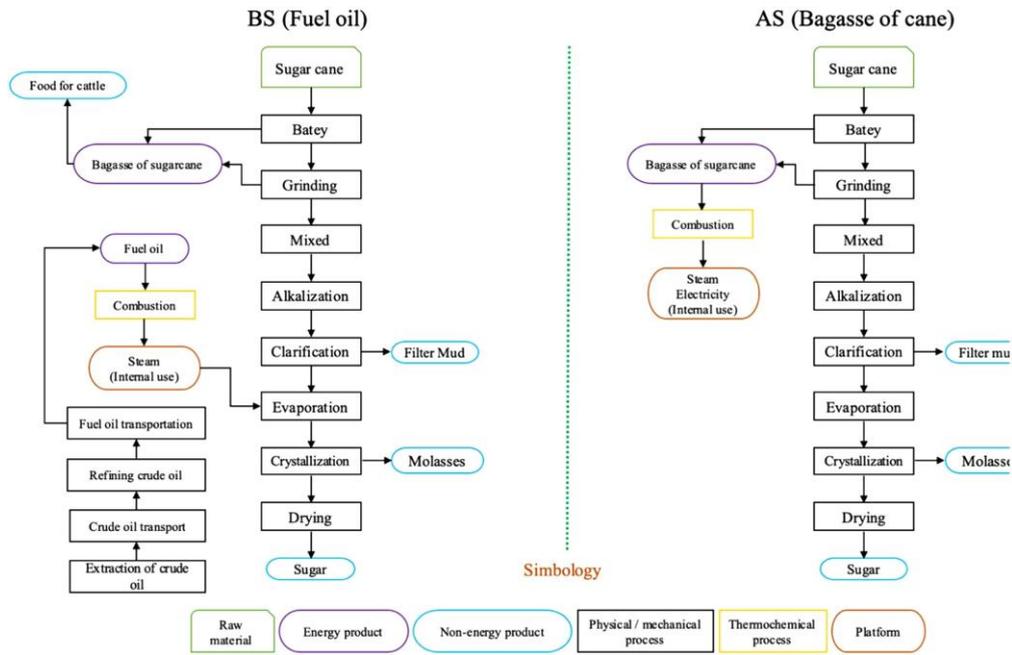


Figura 7. Rutas tecnológicas que representan el escenario de caso base (BS) y el escenario de caso alternativo (AS) para la generación de calor y electricidad en un ingenio de caña de azúcar.

El análisis ambiental se realizó siguiendo la Norma ISO 14040, la evaluación de impacto considero las categorías: potencial de calentamiento global (GWP), potencial de toxicidad humana (HTP) y potencial de creación de ozono fotoquímico (POCP). el agotamiento abiótico de los recursos (AD), la acidificación (AP), la eutrofización (EP), el agotamiento de la capa de ozono (ODP), la ecotoxicidad acuática de agua dulce (FAETP), la ecotoxicidad acuática del agua de mar (SAETP) y la ecotoxicidad terrestre (TEP) potenciales. Para evaluar y comparar los dos escenarios, se utilizó el índice de impacto ambiental potencial (PEI) (Nuss & Gardner, 2013).

$$Ecuacion (3) PEI Total = \sum_i^n \alpha_i \Psi_i$$

Dónde α_i es el factor de peso, Ψ_i es el potencial de impacto ambiental para cada categoría i . Los resultados de PEI para combustóleo fue 2528 PEI/GJ con un costo de 14 USD/GJ y para el bagazo fue 20,200 PEI/GJ y 5,5 USD/GJ lo que demuestra que el proceso alternativo no solo ofrece unos mejores resultados ambientales si no también económicos (Nuss & Gardner, 2013).

4.5 MÉTODOS DE LCA

Según (X. Zhang et al., 2020) Los métodos principales para calcular los impactos ambientales en LCA incluyen:

- Método del Proceso: Requiere determinar los aportes de energía directa e indirecta, al diagramar cada paso de la cadena de producción y luego asignar valores de energía a cada paso.
- Análisis de entrada-salida (IO): Utilizando tablas económicas de entrada-salida para calcular, por álgebra matricial, las entradas de energía directa e indirecta.
- Método híbrido: Combina el método de proceso (para cuantificar los flujos principales) y luego utiliza el método análisis de entrada y salida para determinar otros flujos.

4.5.1 Método del Procesos

En un LCA basado en procesos se miden los impactos ambientales de cada proceso involucrado en el ciclo de vida de un producto para calcular el impacto total producido por este. En Reino Unido se midió el impacto ambiental de las bebidas carbonatadas tomando como referencia los recipientes más utilizados botellas de vidrio, latas de aluminio, botellas de PET de 0,5L y 2 L.

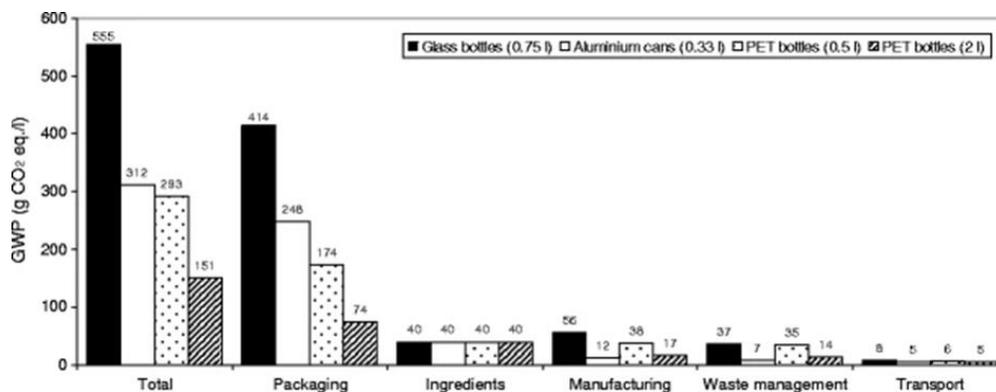


Figura 8. Potencial de calentamiento global (GWP) de la bebida carbonatada para diferentes tipos de envases que muestran la contribución de las diferentes etapas del ciclo de vida.

Se realizó un LCA donde se tuvieron en cuenta los siguientes procesos:

- Materias primas (ingredientes): suministro de agua; cultivo de caña y procesamiento de azúcar; fabricación de ácido cítrico, benzoato de sodio y cafeína; dióxido de carbono para carbonatación.
- Embalaje: producción de recipiente primario, incluidas botellas de vidrio, latas de aluminio, botellas de PET, tapas de aluminio y polietileno de alta densidad (HDPE), papel kraft y etiquetas de polipropileno (PP); Producción de materiales de embalaje

secundario, incluyendo cartón corrugado, papel kraft, envoltura elástica de polietileno de baja densidad (LDPE) y paletas de madera.

- Fabricación y llenado: fabricación de la bebida; sopla de PET; lavado y llenado de botellas y latas.
- Almacenamiento: refrigerado de la bebida por parte del vendedor minorista.
- Gestión de residuos: tratamiento de aguas residuales, reciclaje y eliminación de residuos en proceso y posconsumo.
- Transporte: transporte de ingredientes, materiales de embalaje y desechos a lo largo del ciclo de vida; transporte de la bebida al vendedor minorista.

Se puede observar con diferencia que los materiales del empaque representan la mayor fuente de GWP en todos los casos representando entre el 59 y 77% del total, además de eso las botellas de PET de 2L son la opción más sostenible mientras que las botellas de vidrio son la peor opción. Sin embargo, la reutilización de botellas de vidrio tres veces haría que el GWP sea comparable a las latas de aluminio y las botellas de PET de 0,5 L. Si el reciclaje de botellas de PET se incrementa al 60%, la botella de vidrio necesitaría ser reutilizada 20 veces para hacer comparables sus GWP (Amienyo et al., 2013).

4.5.2 Método de Análisis de entrada-salida.

Los LCA de entrada y salida (LCA-IO) son métodos usados frecuentemente para analizar las políticas ambientales basados en el consumo para lugares como ciudades, regiones o países (H. Zhang et al., 2018), no obstante, los LCA presentan dos desafíos importantes, primero establecer un límite concreto de análisis y segundo los efectos de circularidad. Para el primero es necesario especificar qué se incluye o se ignora en el análisis para que sea trabajable, pero esto pone limitantes a los resultados y genera un ciclo de vida subestimado para un producto o proceso. Esto último indica que la producción de salida requiere otra maquinaria, y se requiere una evaluación completa del ciclo de vida para todos los materiales relacionados utilizados en el proceso de producción. Por lo tanto, el modelo LCA requiere muchas suposiciones para hacerlo menos complicado y lento. Por otro lado, el método IO-LCA resuelve estos problemas. Primero, especifica cuánta producción de un sector se necesita como entrada en el mismo sector y otros sectores, que documenta adecuadamente todas las ventas de un sector. En segundo lugar, proporciona los efectos totales (directos e indirectos) de los cambios en la economía si hay algún cambio en la demanda final (Zeshan, 2019).

En este aspecto, el modelo de IO-LCA proporciona un mecanismo de evaluación importante para diseñar políticas de reducción adecuadas que limiten el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Un estudio realizado por (Zeshan, 2019) desarrolla un IO-LCA para Pakistán y estima todas las emisiones directas e indirectas de GEI causadas por todas las actividades de producción durante todas las etapas de producción. Obteniendo los siguientes resultados.

Emisiones / sector	Agricultura	Tierra	Energía	Productos químicos	Rieles	Fabricación	Transporte	Minerales	Otros
CO ₂	1552.1968	8282.0679	34853.0065	1688.3733	1729.4804	51818.7597	38777.5481	5707.9631	34396.6041
CH ₄	33341.2330	92.2742	14330.8495	284.1976	239.0150	43000.8989	8360.7515	279.8043	7317.9759
N ₂ O	30910.1428	64,1582	1833.8568	188,6408	121.8119	37529.2892	5687.2069	106.0288	3848.8647
CO	417.0004	7.4155	133,3842	19,9788	25,9493	1026.3957	2074.9017	21.0452	2213.9292
NMVOOC	13.9391	1.6208	103,3627	6.3467	15,3652	210,6350	661.4207	63.7096	430.6001

Tabla 1. GEI emitidos en todas las etapas de producción en diversos sectores (Gg/kt de CO₂ eq.) (Zeshan, 2019).

El estudio descubre que el CO₂, CH₄ y N₂O son las tres principales emisiones de GEI producidas en Pakistán. Los sectores de manufactura, transporte y energía producen la mayor parte de las emisiones de CO₂, mientras que los sectores de manufactura, agricultura y energía producen la mayor parte del CH₄ emitido, Además, la manufactura, la agricultura y el sector del transporte son responsables del aumento del nivel de emisiones de N₂O en el país (Zeshan, 2019).

La producción en Pakistán está orientada a los sectores manufacturero y energético, reorientar la producción a los sectores de agricultura y metales reduciría significativamente las emisiones de GEI. Además, dado que el sector del metal se encuentra vinculado a actividades económicas que lo suministran, impulsaría las actividades de producción en la economía, particularmente en las industrias de transporte y minerales. Por otro lado, el cambio hacia la agricultura apoyaría principalmente al sector agrícola en sí mismo porque no requiere de tantas actividades económicas que lo suministren. Por lo tanto, existe una compensación entre el crecimiento económico y el crecimiento económico ambientalmente sostenible. Además, el sector del metal parece una mejor opción para un crecimiento respetuoso con el medio ambiente, ya que tiene las emisiones totales más bajas (CO₂ y CH₄) por unidad de producción. Finalmente, controlar el contenido de N₂O en el medio ambiente requeriría la transferencia de la producción de otros sectores a los sectores minerales (Zeshan, 2019).

4.5.3 Método híbrido.

En China (X. Zhang & Wang, 2016) realizó una evaluación de emisiones de carbono en la construcción de edificios pero el LCA basado en procesos como IO-LCA ofrecieron diferentes ventajas y limitaciones, se propuso un enfoque híbrido que combina las ventajas de los dos métodos para mejorar el alcance y los detalles de los resultados del análisis. Las emisiones incorporadas se dividen en dos ámbitos. El primer alcance se refiere a las emisiones básicas generalmente calculadas en el análisis basado en el proceso, mientras que el segundo alcance se refiere a las emisiones complementarias evaluadas por el análisis IO que no podrían lograrse mediante el método basado en el proceso. En general, el método híbrido fue capaz de proporcionar una visión integral de la construcción de emisiones incorporadas, desde la perspectiva de todas las cadenas de suministro.

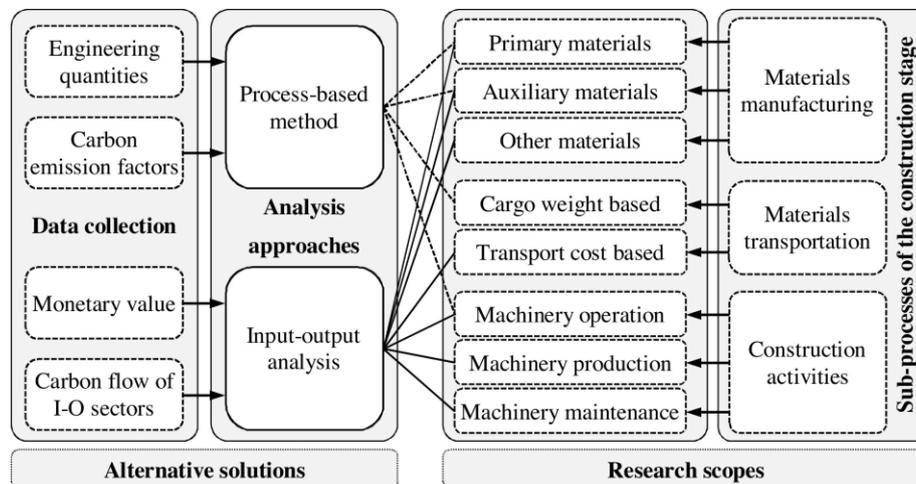


Figura 9. Ámbitos de investigación y enfoques de análisis híbrido para la evaluación de carbono en la etapa de construcción (X. Zhang & Wang, 2016).

4.6 LCA EN DIFERENTES PROCESOS O PRODUCTOS

4.6.1 Materiales.

Una de las áreas más interesantes para aplicar los LCA son los materiales porque estos forman parte de una gran cantidad de productos, es el caso del aluminio el metal no ferroso más utilizado en el mundo (Boulamanti & Moya, 2016). Un problema en el reciclaje de metales son las aleaciones y cada material tiene una diferente que se adapta a una aplicación específica además que la gran mayoría de productos se componen de varios materiales esto representa un problema en el reciclaje si se funden materiales de un mismo metal base pero diferentes aleaciones para luego mediante otro procesos transformar la función en la aleaciones originales sería como preparar un capuchino para luego volver a separarlo en azúcar, leche y café puros,

se estaría perdiendo energía y ganando emisiones en procesos intermedios, precisamente este problema se ve reflejado en el reciclaje de las latas de aluminio las cuales forman un material compuesto en el que el cuerpo y la tapa de la lata tienen aleaciones diferentes, además que la producción de latas también usa diferentes fuentes de chatarra de aluminio (Niero & Olsen, 2016).

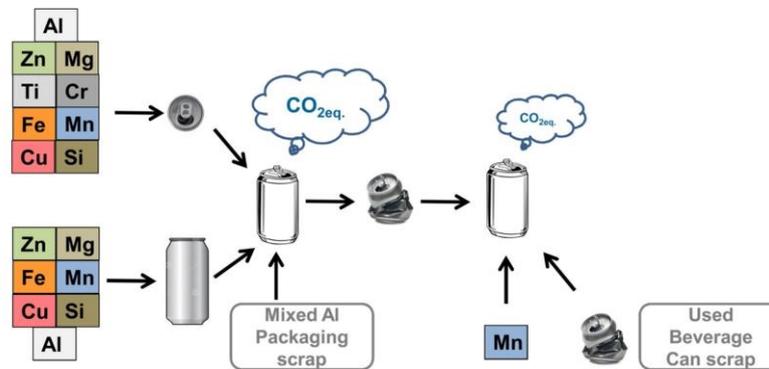


Figura 10. Gráfico abstracto del reciclaje de las latas de aluminio (Niero & Olsen, 2016).

Como se puede apreciar en la figura 10 se tiene que añadir manganeso en cada proceso de reciclaje para volver a las aleaciones originales, para enfrentar este problema (Niero & Olsen, 2016) en Reino Unido realizaron un CLCA basado en procesos siguiendo las normas ISO 14040 y ISO 14044 por medio de modelación por computadora.

El objetivo del LCA fue responder el siguiente dilema de Hamlet ¿Es mejor que las latas de aluminio estén o no en un reciclaje cerrado de productos desde un punto de vista de LCA? el estudio se realizó en dos partes; Primero, Un balance de masa de los principales elementos de aleación (Mn, Fe, Si, Cu) distinguiendo diferentes fuentes de desechos de Al para identificar las limitaciones en el reciclaje continuo. Segundo; se realizó un LCA de producción y reciclaje de latas. El LCI (ver figura 8 en anexos) se obtuvo mediante la modelación de 30 ciclos de producción incluyendo cinco etapas del ciclo de vida producción de la tapa, producción del cuerpo de la lata, fabricación y llenado de latas, final de la vida útil (es decir, eliminación y reciclaje), y reintegración de materiales. El LCIA se realizó mediante 3 enfoques de evaluación de impacto ILCD recomendado por el Centro Común de Investigación de la Comisión Europea, y un método de calidad de ley de mineral ReCiPe a nivel de punto final y para tener una perspectiva diferente hacia el agotamiento abiótico de los recursos se usó un método de contabilidad de recursos CexD. Los resultados del LCIA (ver en figura 16 en anexos). Desde el punto de vista del LCA, la opción de la lata a lata resultó tener un impacto ambiental menor que la opción de la lata mixta de envases de bebidas de aluminio, al menos con respecto al cambio climático., las recomendaciones son: reducir el peso de la tapa,

desarrollar métodos para separar el cuerpo y la tapa en el punto de recolección para establecer sistemas de recolección "más eficientes", desde una perspectiva económica, ambiental y del consumidor (aspecto social). El modelo presentado aquí para el mercado del Reino Unido se puede extender y aplicar a otros mercados (Niero & Olsen, 2016).

4.6.2 Residuos.

Uno de los grandes problemas a nivel mundial es la gestión de residuos, los LCA en este sector son muy importantes por que ayudan a implementar sistemas de gestión de residuos con un menor impacto ambiental. En Vietnam (Otoma & Diaz, 2017) evaluaron 6 alternativas (1) relleno sanitario anaeróbico (situación actual); (2) relleno sanitario semiaerobio; (3) captura de gases de vertedero; (5) compostaje; (6) precompostaje antes del vertedero; y (7) producción de biogás desde de un CLCA basado en procesos con el fin de medir la conversión del carbono orgánico degradable (DOC) (como indicador de impacto ambiental) contenido en tratamiento de 11.448 t de residuos mixtos (residuos de alimentos y residuos de jardinería, textiles, papel, plástico y otros) de los mercados de la ciudad de Da Nang. El límite del sistema comienza con el momento en que se convierten en desechos, se recogen y transportan, luego se tratan y su DOC se degrada completamente en forma de CO₂ y CH₄ (perspectiva del ciclo de vida). Los procesos y límites del sistema pueden apreciarse en la (figura 17 en anexos), el LCI se puede ver en la (figura 18 en anexos) en base a esto se encontró que la producción de biogás y el compostaje tienen emisiones de gases de efecto invernadero más bajas que los escenarios con rellenos sanitarios como los rellenos anaeróbicos o semiaeróbicos. Las emisiones en el escenario de biogás son 0.26 t CO₂-eq. /t de residuos, en compostaje 0.39 t CO₂-eq. /t, y en el relleno sanitario anaeróbico, 1.70 t CO₂-eq. /t.

También se realizó un análisis económico (no planteado en esta monografía ya que esta por fuera de los objetivos planteados) añadiendo un factor a tener en cuenta, la generación y captura de biogás tiene el nivel mínimo de efecto invernadero, pero el nivel más alto de inversión por tonelada métrica de residuos tratados (y esta es una desventaja muy importante, particularmente en las economías en desarrollo como Vietnam). Para superar esta situación, se requiere innovación tecnológica.

4.6.3 Plantas de proceso.

Los LCA en las plantas de proceso son supremamente importantes ya que en ellas se encuentra una gran cantidad de procesos contaminantes, un ejemplo de ellos es producción de fertilizantes, un estudio en China realizó un ALCA basado en procesos con el objetivo de

cuantificar los impactos ambientales generados por la producción de fertilizantes de KCl a base de salmuera (W. Chen et al., 2018).

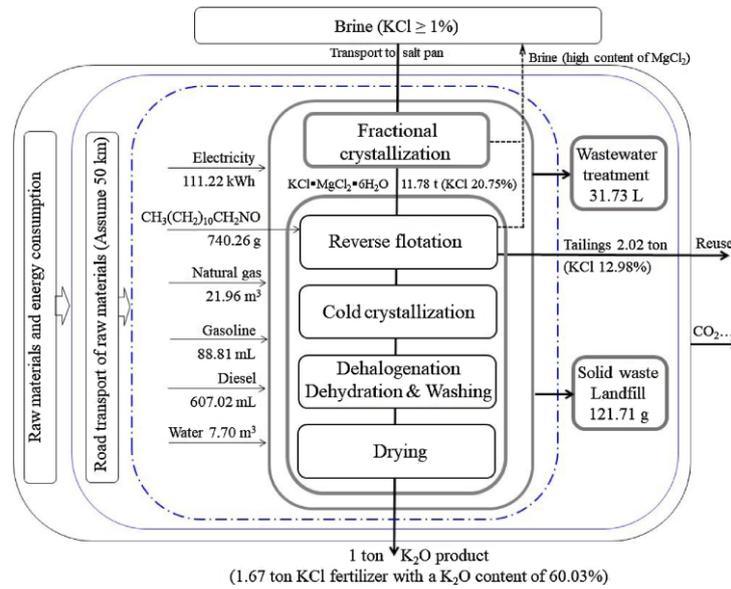


Figura 11. Límites del sistema (W. Chen et al., 2018).

Los resultados muestran que los impactos potenciales de la categoría de calentamiento global y la categoría de agotamiento de fósiles contribuyeron más al impacto ambiental total, con el valor de 190kg de CO₂ equivalente y 2,57 kg de petróleo esquivamente respectivamente. Los impactos generados por la categoría de inorgánicos respiratorios y de agotamiento del agua también tuvieron contribuciones significativas, con contribuciones adicionales de las categorías de acidificación terrestre, compuestos orgánicos respiratorios, no carcinógenos, carcinógenos y eutrofización marina. El análisis de factores clave revela que los impactos ambientales generales fueron causados principalmente por la generación de electricidad, el consumo de agua y las emisiones en el sitio.

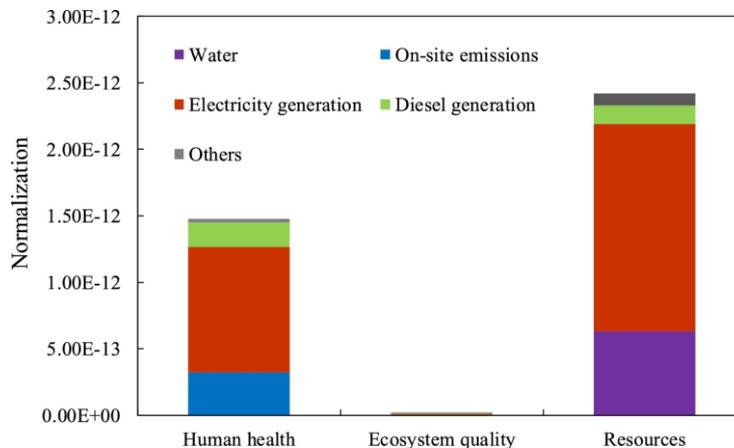


Figura 12. Resultados normalizados y contribuyentes dominantes en las categorías de impacto finales, salud humana, calidad del ecosistema y recursos (W. Chen et al., 2018).

Finalmente, se proponen sugerencias basadas en los resultados de la investigación y la realidad local mejorar la eficiencia de utilización de la electricidad y el agua debe priorizarse para reducir los impactos ambientales generales generados por la producción de fertilizantes de KCl. Los resultados de la investigación de este estudio brindan información valiosa a las partes interesadas para que los impactos ambientales generales (especialmente para las emisiones de GEI) de la producción de fertilizantes de potasa puedan mitigarse (W. Chen et al., 2018).

4.6.4 Agricultura.

La Agricultura es responsable del 26% de las emisiones provocadas por el hombre (Poore & Nemecek, 2018), 58% del CH₄ y 47% N₂O, siendo el CO₂ despreciable (Popp et al., 2010), 78% de eutrofización de los océanos y agua dulce. Ocupa 50% de la tierra habitable, 70% de las extracciones de agua dulce, además el 94% de la biomasa de mamíferos (excluyendo los humanos) es ganado, el cual supera a los mamíferos salvajes en un factor de 15 a 1, de las 28.000 especies amenazadas de extinción en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 24.000 es culpa de la agricultura (Hannah Ritchie, 2020). No es recomendable si no necesario mitigar todo este impacto ambiental, es un desafío para el ser humano si pretende mantener el aumento en consumo de alimentos año a año. Debido a todo esto esta parte de la monografía se centró en investigar la importancia de nuevas tecnologías con el objetivo de darle un plus a esta investigación y poder entender como la revolución digital afectara en el futuro la manera en la que se realizan los LCI en las evaluaciones al sector de la agricultura.

La agricultura se encuentra una revolución digital, y las tecnologías que crearon internet se están aplicando en el campo. Se están recopilando datos, sobre todo, desde las condiciones del suelo hasta la salud animal y el desarrollo de cultivos, junto con datos de estaciones meteorológicas, datos recopilados por drones y satélites. Estas tecnologías permitirán más alimentos con menos tierra, insumos y menor huella ambiental (Weersink et al., 2018).

Un estudio en Tamil Nadu, India demostró que es posible medir la cantidad de agua en el suelo por medio de técnicas de detección remota de firmas hiperespectrales en el infrarrojo cercano visible y su uso futuro en imágenes por satélite además de que estudios posteriores se podrían determinar otras propiedades del suelo también (Divya & Gopinathan, 2019). Esto tiene un potencial enorme en LCA ya que se podrían recolectar una gran cantidad de datos de una manera autónoma y con esto se podrían medir con precisión impactos ambientales sobre el suelo causados por la agricultura, de esta manera se podrían implementar medidas para

mitigar los daños. El cambio climático ha puesto en riesgo una gran cantidad de zonas en el mundo (Atampugre et al., 2019) por medio técnicas geoespaciales se evaluó los riesgos climáticos en los sistemas agroecológicos de la sabana africana por lo que no solo se puede medir impacto sino que también se pueden identificar zonas en riesgo y aplicar LCA para tomar medidas no para mitigar el impacto ambiental sino para prevenirlo antes de que ocurra.

4.6.5 Gases de efecto invernadero.

La introducción de combustible de avión renovable (RJF) es muy importante para reducir los GEI de la industria de aviación, un estudio realizado por (de Jong et al., 2017) realizó un CLCA basado en procesos donde se evaluaron los rendimientos de GEI del pozo a la estela producida por la quema del combustible en la turbina del avión (límites del ciclo de vida) de varios escenarios de producción de RJF (ésteres y ácidos grasos hidroprocesados (HEFA), Fischer-Tropsch (FT), licuefacción hidrotermal (HTL), pirólisis, alcohol a chorro (ATJ) y azúcares directos a hidrocarburos (DSHC); también comúnmente conocido como (SIP) combustible iso-parafínico sintético) en comparación con el escenario base de producción de combustible para aviones a partir de petróleo.

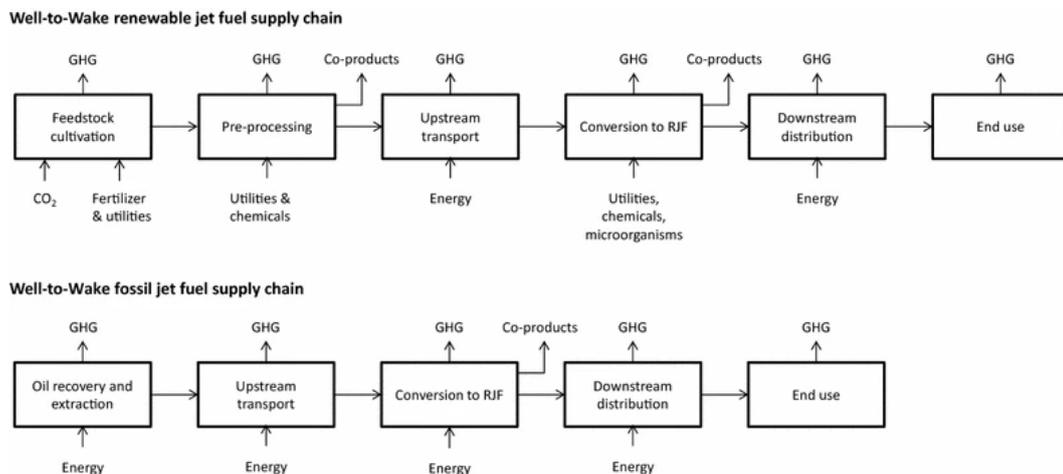


Figura 13. Descripción esquemática de los procesos de RJF y los límites del sistema utilizados en este estudio (de Jong et al., 2017).

El LCI y LCIA se realizó mediante la herramienta de modelación (GREET.net v1.3.0.12844), ya que incluía algunos procesos de RJF, además brinda la oportunidad de comparar y agregar vías de una manera integral pero transparente, los datos se originaron de varias partes del mundo, en particular de Estados Unidos y Brasil. La vía FT muestra el mayor ahorro de emisiones de GEI (86-104%) de las vías consideradas, seguida de HTL (77-80%), pirólisis (54-75%), HEFA a base de aceite de cocina usado (68%) y caña de azúcar. (71-75%) y ATJ a base de estufa de maíz (60-75%). Resultados en (tabla 10 en anexos).

ACTIVIDAD	Semanas											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	X											
2		X	X									
3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
4		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
5							X	X	X	X	X	
6												X

Tabla 2. Cronograma de actividades.

Actividad 1 Realización de la introducción el planteamiento y la justificación.

Actividad 2 Planteamiento de los objetivos generales y específicos.

Actividad 3 Revisión bibliográfica.

Actividad 4 Escritura de ensayos.

Actividad 5 Realización del estado actual.

Actividad 6 Realización del análisis, discusión de resultados y conclusiones.

5. ANALISIS Y DISCUSION DE RESULTADOS

En el artículo publicado por (Heijungs et al., 2010) habla sobre el SD y los 3 pilares que lo soportan (economía, sociedad y ambiente), el LCA sería la parte ambiental igualmente importante que los otros dos aspectos, descuidando este aspecto los recursos naturales se acabarían, afectando la economía, los daños ambientales afectando a la sociedad y no existiría sustentabilidad que es precisamente lo que pasa en el mundo ahora.

Se recopilaron diferentes definiciones de LCA teniendo en cuenta varios autores, la definición con más impacto es la que plasma la norma (ISO14040, 2006) la cual trata sobre los principios y el marco de referencia de LCA, junto con la (ISO 14044, 2006) que habla sobre los requisitos y directrices; sirviendo de base en múltiples artículos de LCA evaluados en este estudio, se podría pensar que las normas ISO serian como un gabinete en el que cada evaluador va acomodando su estudio dependiendo de lo que este analizando. Es importante seguir la normativa internacional para tener un estándar y comparar los resultados entre diferentes estudios. Si las normas ISO son el gabinete, cada etapa del LCA sería una repisa, la primera seria la definición de objetivos y alcance esto para definir los límites del sistema, (Masanet et al., 2013) publicaron una revisión en el que se habló de la importancia de establecer los límites del sistema en base a diferentes tecnología de producción de electricidad y como estos iban cambiando dependiendo de la tecnología. Si los limites son muy amplios la información requerida sería más difícil de conseguir y de trabajar, pero con unos límites de sistema muy reducidos la evaluación podría pasarse por encima impactos que no se tendrían en cuenta e infravalorar ambientalmente un producto.

La segunda etapa es LCI y es muy importante porque se realiza la recopilación de los datos de entrada y salida para el sistema evaluado, (Li et al., 2018) realizó un LCI por medio de simulación, a veces es muy difícil encontrar datos en la literatura y recoger datos reales implica tiempo y mano de obra por lo que es una alternativa muy llamativa. En esta parte del LCA se debe tener en cuenta la metodología si es basada en procesos, IO-LCA o hibrida. Un LCA basado en procesos se recomienda para analizar productos o procesos muy específicos ya que los datos del inventario se toman en base a cada proceso involucrado. En el estudio realizado por (Amienyo et al., 2013) en Reino Unido con un resultado inesperado la botella pet de 2L resulto ser la alternativa más sostenible en términos de GWP y la botella de vidrio tendría que reutilizarse 30 veces si solamente se recicla el 60% de la botella pet.

Si el sistema es muy amplio lo más recomendable es aplicar un IO-LCA, esto es muy útil para regiones o países, en el estudio de (Zeshan, 2019) en Pakistán cuyas recomendaciones

son la orientación de la economía a los sectores agrícola y de metales que presentan mejores índices ambientales por unidad de producción. Es importante que se empiece a aplicar en todos los países del mundo como parte de los planes de desarrollo de los gobiernos.

Un enfoque híbrido junta los beneficios de ambos métodos con el fin de encontrar y analizar datos que usando una sola metodología sería imposible; a pesar de esto cada evaluador es libre de escoger el enfoque LCA que mejor le parezca en base al sistema evaluado, es el caso de un estudio en China realizado por (X. Zhang & Wang, 2016) sobre emisiones de carbono en la construcción de edificios en el que el método fue capaz de proporcionar una visión integral de las emisiones desde la perspectiva de todas las cadenas de suministro; curiosamente una gran cantidad de artículos publicados sobre LCA proviene de China, un país conocido por su gran población y uno de los que más contamina en el mundo.

Para explicar la tercera fase y cuarta fase de LCA se escogió un estudio realizado en el sector maderero de Ghana por (Eshun et al., 2010) entre los años 2010 y 2012 del cual en esta monografía se tocaron 3 artículos Análisis de inventario de la industria maderera en Ghana (2010), LCA del sector de la madera en Ghana: evaluación preliminar del impacto del ciclo de vida (LCIA) (2011), Minimización de residuos de madera en el sector maderero de Ghana: un enfoque de sistemas para reducir el impacto ambiental (2012), dicho estudio es uno de los que más tiene relevancia en la base de datos de Springer Link y en la revista The International Journal of Life Cycle Assessment siendo una de las que tiene mayor impacto a nivel mundial con respecto a los LCA ya que fue la primer revista dedicada exclusivamente al tema; el estudio es muy completo, analiza una problemática muy grave en Ghana como es la deforestación un sector que según el autor representa una parte importante de PIB y de seguir la tendencia actual el país quedara completamente deforestado en 2025 para esto recomienda una combinación de cambio tecnológico, buenas prácticas operativas y reciclaje para minimizar los desperdicios de madera en por lo menos un 50%.

La tercera etapa es el LCIA que evalúa la importancia del impacto ambiental de los datos obtenidos de la fase de inventario, en sus pasos obligatorios selecciona los datos relevantes, los clasifica y los categoriza; si algún evaluador quiere profundizar el LCIA puede seguir sus pasos opcionales para por ejemplo en el primer paso opcional normalizar los datos ósea convertirlos a una unidad en la que se puedan comprar por ejemplo kg de CO₂ eq. Los otros pasos opcionales son agrupación, ponderación y análisis de calidad de estos esto para aumentar la fiabilidad del LCIA. Esta parte de LCA se basa en la norma (ISO 14044, 2006). Normalizar los resultados de varios LCA a unidades que se pueden comparar puede resultar muy útil a la hora de poner en la balanza dos procesos que utilicen tecnologías diferentes.

Es importante a la hora de aplicar un LCA el método, un ALCA o LCA atributivo o retrospectivo, o un CLACA o LCA consecuente o prospectivo. En Colombia se podría aplicar un ALCA a una refinería de petróleo para conocer su impacto ambiental actual y futuro, un CLCA se podría aplicar en el caso que se quiera cambiar a una biorrefinería de diesel de palma para medir el impacto ambiental que implicaría tal cambio, en este caso el impacto sobre la tierra producido por el cultivo de la palma, la construcción de la biorrefinería, el funcionamiento y las emisiones del biodiesel, esto se compara con el impacto ambiental producido por la refinería de petróleo si siguiese funcionando, de esta manera se conoce si realmente existe una mejora positiva para el medio ambiente y no hacer los cambios simplemente por “sentirse bien”. El ALCA realizado por (Nuss & Gardner, 2013) en el Noroeste de los Estados Unidos demostró que la producción de PIA a partir de coníferas es más viable desde el punto de vista ambiental que la producción de PIA a partir de maíz y de PAA a partir de recursos fósiles, sin embargo en el aspecto de utilización de la tierra estuvo en desventaja frente a los otros dos procesos, sin embargo el PIA a partir de coníferas posee una ventaja enorme ya que la mayoría de bosques en Estados Unidos tiene una gran cantidad de coníferas entonces estos bosques pueden servir de hábitat para especies salvajes un indicador ambiental que no se evaluó pero podría tenerse en cuenta. El CLCA realizado por (Amezcuá-Allieri et al., 2019) en México sobre una planta de producción de azúcar expuso las ventajas ambientales y económicas de reutilizar los desechos de caña (bagazo) como remplazo del combustóleo, de esta forma los LCA sirven para averiguar si un cambio tecnológico es beneficioso desde el punto de vista ambiental algo muy importante en la agenda de desarrollos sostenible.

A pesar de que en toda la monografía se habló de muchos ejemplos sobre la aplicación de los LCA y la importancia de su implementación al final se habló en específico de varios temas materiales, desechos, plantas de proceso, agricultura y gases de efecto invernadero; con esto queda bastante claro la gran cantidad de aplicaciones que existen para los LCA y su importancia en una gran cantidad de ámbitos.

6. CONCLUSIONES

Se debe implementar de manera generalizada los LCA como métodos de medición de impactos ambientales según múltiples estudios y opiniones de diversos autores porque son la parte ambiental de las estrategias para lograr un desarrollo sostenible. La información recopilada definió los LCA y las razones de su aplicación de una manera teórica y práctica también las diferentes fases, tipos y métodos de recolección de datos fueron mostrados por medio de diferentes ejemplos. Los LCA miden impactos ambientales como consecuencia de productos y procesos existentes además de evaluar la viabilidad ambiental de nuevos productos, procesos y tecnologías a pesar de eso se puede infravalorar los impactos producidos por un producto o proceso si no se definen bien los límites del sistema, no se escoge de manera adecuada el método de recolección de datos o el enfoque del LCIA. El uso de LCA sirve como guía para la ejecución de políticas ambientales aplicadas por los países por lo que su implementación no solo es importante si no crucial si se quiere llegar al desarrollo sostenible en el mundo.

7. RECOMENDACIONES Y TRABAJOS FUTUROS

- Usar más casos para explicar las etapas de LCI y LCIA como la interpretación de resultados para tener varios puntos de vista al respecto, debido a que cada LCA tiene un sistema de producto diferente.
- Realizar una compilación en donde se evalúen artículos con criterios de búsqueda para poder determinar cuáles son los temas más tocados por los investigadores de LCA.
- Un trabajo futuro podría enfocarse solamente en explicar la manera de como implementar un LCA a fondo.
- Realizar un LCA híbrido atributivo podría ser una buena idea para evaluar toda la industria de biocombustibles en Colombia para determinar los beneficios ambientales de la implementación de estas políticas por parte del estado colombiano.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Banco Mundial. (5 de 06 de 2020). *WDI*. Obtenido de <http://datatopics.worldbank.org/world-development-indicators/>
- CIA. (2020). *The World Factbook*. Obtenido de <https://www.cia.gov/library/publications/resources/the-world-factbook/geos/xx.html#field-anchor-energy-crude-oil-production>
- Ciclos.top. (2020). *Ciclos.top*. Obtenido de <https://ciclos.top/ciclo-del-agua/>
- Ciclos.top. (2020). *Ciclos-top*. Obtenido de <https://ciclos.top/ciclo-del-carbono/>
- ciclos.top. (2020). *https://ciclos.top/ciclo-del-oxigeno/*. Obtenido de <https://ciclos.top/ciclo-del-oxigeno/>
- Ciclos-Biogeoquímicos. (2020). *Ciclos Biogeoquímicos - Qué son, Tipos y Características [2020]*. Obtenido de <https://ciclos.top/>
- Global Footprint. (2016). *Global Footprint Network*. Obtenido de http://data.footprintnetwork.org/?__hstc=207509324.1240b4f877c144997e3c54433c1537b0.1586220768594.1586220768594.1586220768594.1&__hssc=207509324.1.1586220768594&__hsfp=3069542372#/countryTrends?cn=5001&type=earth
- Hannah Ritchie, M. R. (2020). *OurWorldInData.org*. Obtenido de <https://ourworldindata.org/environmental-impacts-of-food>
- Hauschild MZ, H. M. (2015). *Life Cycle Impact Assessment*. Dordrecht. (Springer, Ed.)
doi:https://doi.org/10.1007/978-94-017-9744-3_1
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge Reino Unido: CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS.
- ISO 14044. (2006). *Online Browsing Platform (OBP)*. Obtenido de <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14044:ed-1:v1:es>
- ISO14040. (2006). *ISO 14040:2006(es) Gestión ambiental — Análisis del ciclo de vida — Principios y marco de referencia*. Obtenido de <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es>
- Kulczycka J, L. Ł. (2014). *Eco-efficiency of investment projects using the concept of product life cycle*. Cracovia, Polonia: Springer, Cham. doi:<https://doi.org/10.1007/978-3-319-03826-1>
- National Oceanic and Atmospheric Administration. (2020). *noaa.gov*. Obtenido de <https://www.noaa.gov/education/resource-collections/climate/carbon-cycle>

- Turton R., B. R. (2012). *Analysis, Synthesis, and Design of Chemical*. Ann Arbor, Michigan, USA: Prentice Hall.
- Zimmermann, A., Müller, L. J., Marxen, A., Armstrong, K., Buchner, G., Wunderlich, J., . . . Bardow, A. (2018). *Techno-Economic Assessment & Life-Cycle Assessment Guidelines for CO2 Utilization*. doi:<https://doi.org/10.3998/2027.42/145436>
- 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 Bioproducts Processing*, 118, 281–292. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2019.09.014>
- Amienyo, D., Gujba, H., Stichnothe, H., & Azapagic, A. (2013). Life cycle environmental impacts of carbonated soft drinks. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 77–92. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0459-y>
- Atampugre, G., Nursey-Bray, M., & Adade, R. (2019). Using geospatial techniques to assess climate risks in savannah agroecological systems. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 14(January), 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.01.006>
- Bamber, N., Turner, I., Arulnathan, V., Li, Y., Zargar Ershadi, S., Smart, A., & Pelletier, N. (2020). Comparing sources and analysis of uncertainty in consequential and attributional life cycle assessment: review of current practice and recommendations. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(1), 168–180. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01663-1>
- Bare, J. C. (2010). Life cycle impact assessment research developments and needs. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 12(4), 341–351. <https://doi.org/10.1007/s10098-009-0265-9>
- Boulamanti, A., & Moya, J. A. (2016). Production costs of the non-ferrous metals in the EU and other countries: Copper and zinc. *Resources Policy*, 49, 112–118. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2016.04.011>
- Chen, H., Yang, Y., Yang, Y., Jiang, W., & Zhou, J. (2014). A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(10), 1674–1685. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0777-3>
- Chen, W., Geng, Y., Hong, J., Yang, D., & Ma, X. (2018). Life cycle assessment of potash fertilizer production in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 138(August),

238–245. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.028>

- de Jong, S., Antonissen, K., Hoefnagels, R., Lonza, L., Wang, M., Faaij, A., & Junginger, M. (2017). Life-cycle analysis of greenhouse gas emissions from renewable jet fuel production. *Biotechnology for Biofuels*, *10*(1), 64. <https://doi.org/10.1186/s13068-017-0739-7>
- Divya, Y., & Gopinathan, P. (2019). Soil water content measurement using hyper-spectral remote sensing techniques – A case study from north-western part of Tamil Nadu, India. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, *14*(August 2018), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.01.005>
- Eshun, J. F., Potting, J., & Leemans, R. (2010). Inventory analysis of the timber industry in Ghana. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *15*(7), 715–725. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0207-0>
- Eshun, J. F., Potting, J., & Leemans, R. (2011). LCA of the timber sector in Ghana: Preliminary life cycle impact assessment (LCIA). *International Journal of Life Cycle Assessment*, *16*(7), 625–638. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0307-5>
- Finkbeiner, M., Schau, E. M., Lehmann, A., & Traverso, M. (2010). Towards life cycle sustainability assessment. *Sustainability*, *2*(10), 3309–3322. <https://doi.org/10.3390/su2103309>
- Frank Eshun, J., Potting, J., & Leemans, R. (2012). Wood waste minimization in the timber sector of Ghana: A systems approach to reduce environmental impact. *Journal of Cleaner Production*, *26*, 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.025>
- Heijungs, R. (2014). Ten easy lessons for good communication of LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *19*(3), 473–476. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0662-5>
- Heijungs, R., Huppes, G., & Guinée, J. B. (2010). Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. *Polymer Degradation and Stability*, *95*(3), 422–428. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2009.11.010>
- Jolliet, O., Frischknecht, R., Bare, J., Boulay, A. M., Bulle, C., Fantke, P., Gheewala, S., Hauschild, M., Itsubo, N., Margni, M., McKone, T. E., Y Canals, L. M., Postuma, L., Prado-Lopez, V., Ridoutt, B., Sonnemann, G., Rosenbaum, R. K., Seager, T., Struijs, J., ... Weisbrod, A. (2014). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: Findings of the scoping phase. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *19*(4), 962–967. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0703-8>
- Kleinekorte, J., Fleitmann, L., Bachmann, M., Kätelhön, A., Barbosa-Póvoa, A., von der

- Assen, N., & Bardow, A. (2020). Life Cycle Assessment for the Design of Chemical Processes, Products, and Supply Chains. *Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering*, 11(1), 203–236. <https://doi.org/10.1146/annurev-chembioeng-011520-075844>
- Kucukvar, M., Gumus, S., Egilmez, G., & Tatari, O. (2014). Ranking the sustainability performance of pavements: An intuitionistic fuzzy decision making method. *Automation in Construction*, 40, 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2013.12.009>
- Kulczycka, J., & Smol, M. (2016). Environmentally friendly pathways for the evaluation of investment projects using life cycle assessment (LCA) and life cycle cost analysis (LCCA). *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18(3), 829–842. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-1059-x>
- Li, S., Feliachi, Y., Agbleze, S., Ruiz-Mercado, G. J., Smith, R. L., Meyer, D. E., Gonzalez, M. A., & Lima, F. V. (2018). A process systems framework for rapid generation of life cycle inventories for pollution control and sustainability evaluation. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(7), 1543–1561. <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1530-6>
- Masanet, E., Chang, Y., Gopal, A. R., Larsen, P., Morrow, W. R., Sathre, R., Shehabi, A., & Zhai, P. (2013). Life-Cycle Assessment of Electric Power Systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 38(1), 107–136. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-010710-100408>
- McCulloch, A., & Lindley, A. A. (2003). From mine to refrigeration: A life cycle inventory analysis of the production of HFC-134a. *International Journal of Refrigeration*, 26(8), 865–872. [https://doi.org/10.1016/S0140-7007\(03\)00095-1](https://doi.org/10.1016/S0140-7007(03)00095-1)
- Meyer, D. E., & Upadhyayula, V. K. K. (2014). The use of life cycle tools to support decision making for sustainable nanotechnologies. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(4), 757–772. <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0686-3>
- Niero, M., & Olsen, S. I. (2016). Circular economy: To be or not to be in a closed product loop? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements. *Resources, Conservation and Recycling*, 114, 18–31. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.023>
- Nuss, P., & Gardner, K. H. (2013). Attributional life cycle assessment (ALCA) of polyitaconic acid production from northeast US softwood biomass. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 603–612. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0511-y>
- Otoma, S., & Diaz, R. (2017). Life-cycle greenhouse gas emissions and economic analysis of

- alternative treatments of solid waste from city markets in Vietnam. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(1), 70–87. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0380-0>
- Poore, J., & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360(6392), 987–992. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- Popp, A., Lotze-Campen, H., & Bodirsky, B. (2010). Food consumption, diet shifts and associated non-CO₂ greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change*, 20(3), 451–462. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.02.001>
- Rivera, J. L., & Sutherland, J. W. (2015). A design of experiments (DOE) approach to data uncertainty in LCA: Application to nanotechnology evaluation. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 17(6), 1585–1595. <https://doi.org/10.1007/s10098-014-0890-9>
- Weersink, A., Fraser, E., Pannell, D., Duncan, E., & Rotz, S. (2018). Opportunities and Challenges for Big Data in Agricultural and Environmental Analysis. *Annual Review of Resource Economics*, 10(1), 19–37. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100516-053654>
- Yan, M. J., Humphreys, J., & Holden, N. M. (2011). An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 372–379. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.025>
- Zeshan, M. (2019). Carbon footprint accounts of Pakistan: an input-output life cycle assessment model. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(29), 30313–30323. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06196-6>
- Zhang, H., Chen, L., Tong, Y., Zhang, W., Yang, W., Liu, M., Liu, L., Wang, H., & Wang, X. (2018). Impacts of supply and consumption structure on the mercury emission in China: An input-output analysis based assessment. *Journal of Cleaner Production*, 170, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.139>
- Zhang, X., Liu, K., & Zhang, Z. (2020). Life cycle carbon emissions of two residential buildings in China: Comparison and uncertainty analysis of different assessment methods. *Journal of Cleaner Production*, 266, 122037. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122037>
- Zhang, X., & Wang, F. (2016). Assessment of embodied carbon emissions for building construction in China: Comparative case studies using alternative methods. *Energy and Buildings*, 130, 330–340. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.08.080>

9. ANEXOS

Tabla 3. Resumen de 23 estudios de ciclo de vida (Eshun et al., 2010).

Product system	Country	Environmental impact category used										Content of the LCI studied		
		GW	OD	Ac	Eu	PO	Et	Ht	AR	BR	EU			
Forestry (Michelsen et al. 2008)	Norway	x		x	x	x		x						Activity-related emissions
Wood-based heating systems (Solli et al. 2009)	Norway	x		x	x	x		x					x	Energy-demand and related emissions
Wood and other materials (Petersen and Solberg 2005)	Norway/ Sweden	x	x	x	x	x		x					x	Energy-demand and related emissions
Forestry (Lindholt and Berg 2005)	Sweden													CO ₂ -related emissions
Wood transport (González-García et al. 2009b)	Sweden	x		x	x	x							x	Energy-demand and related emissions
Forestry and pulpwood (González-García et al. 2009a)	Sweden/Spain	x		x	x	x							x	Energy-demand and related emissions
Wooden containers (Gasol et al. 2008)	Spain	x	x	x	x	x		x	x	x			x	Material and energy-related emissions
Hardboard (González-García et al. 2009c)	Spain	x	x	x	x	x	x	x	x				x	Material and energy-related emissions
Wood wastes (Rivela et al. 2006b)	Spain	x	x	x	x	x	x					x	x	Wood waste-related emissions
Particleboard (Rivela et al. 2006a)	Spain													Energy-demand and related emissions
Medium density fibreboard (Rivela et al. 2007)	Spain/Chile													Energy-demand and related emissions
Wood floor (Nebel et al. 2006)	Germany	x	x	x	x	x							x	Material and energy-related emissions
Wood and packaging materials (Hischier et al. 2005)	Switzerland													Materials and energy-related emissions
Waste wood (Werner et al. 2007)	Europe	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	Energy-demand and related emissions
Wooden products (Werner and Richter 2007)	Europe, USA, and Australia	x	x	x	x	x		x					x	Material and energy-related emissions
Wood-fiber-reinforced polypropylene composites (Xu et al. 2008)	Australia	x	x	x	x	x	x						x	Energy-demand and related emissions
Softwood lumber production (Milota et al. 2005)	USA													Energy-demand and related emissions
Forestry (Johnson et al. 2005)	USA													Energy-demand and related emissions
Forestry (Aldentun 2002)	USA													Energy-demand and related emissions
Wood products (Puettmann and Wilson 2005)	USA													CO ₂ and energy-related emissions
Wood material (Richter and Sell 1993)	USA													Energy-demand and related emissions
Softwood plywood (Wilson and Sakimoto 2005)	USA													CO ₂ and energy-related emissions
Woody biomass (Khoo et al. 2008)	Singapore	x		x		x		x						CO ₂ -related emissions

Resumen de 23 artículos sobre LCA sobre silvicultura, madera y productos de madera en el país identificado donde se realizó el estudio, el contenido del análisis de inventario, si se incluyó una fase LCIA y qué categorías de impacto se usaron (x). Calentamiento global de GW, agotamiento de la capa de ozono OD, acidificación de Ac, eutrofización de Eu, oxidante fotoquímico de PO, ecotoxicidad de Et, toxicidad humana HT, uso de energía de la EU, uso de agotamiento de recursos bióticos BR, agotamiento de recursos abióticos AR.

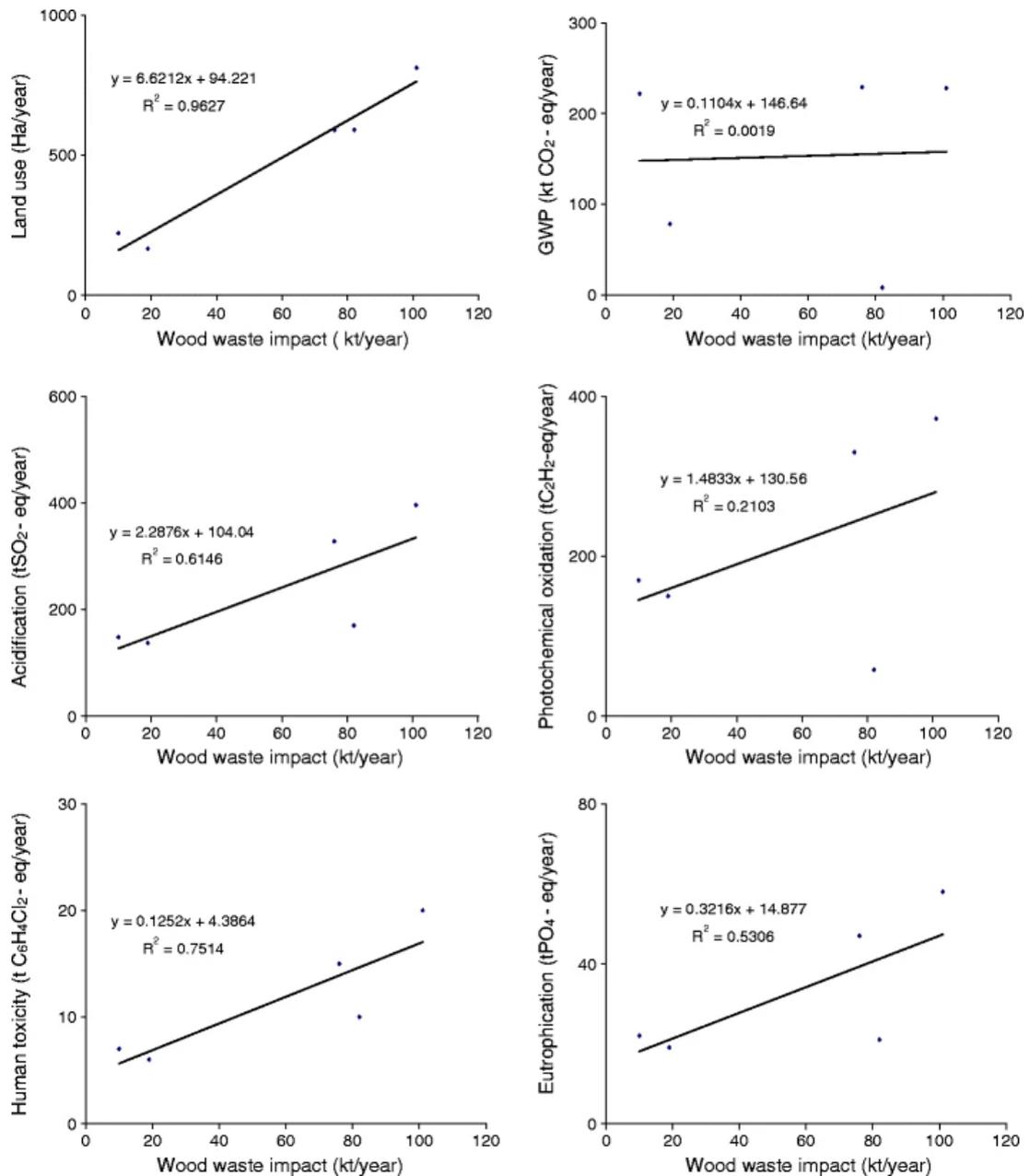


Figura 14. Análisis de correlación en el sector maderero de Ghana (Eshun et al., 2010).

Análisis de correlación entre las contribuciones de cada una de las cinco líneas de producción al impacto de los desechos de madera y el uso de la tierra como proxy de la pérdida de biodiversidad y los otros cinco impactos ambientales como el calentamiento global, la acidificación, la eutrofización, la formación de oxidación fotoquímica y la toxicidad humana en el sector de la madera de Ghana.

Tabla 4. Resultados de entrada de LCI antes y después de que las PCU procesen flujos de residuos (Li et al., 2018).

Entradas LCI	Unidades	Simulación	Simulación con unidades de control de emisiones.				Cambio porcentual
			Depurador	Caldera	Llamarada	Subtotal de PCU	
Aire	kg / kg AA	0 0	0 0	1.63E - 1	1.36E - 2	1.76E - 1	∞
Gas natural	scm / kg AA	0 0	0 0	9.16E - 3	1.43E - 2	2.34E - 2	∞
Gas de purga (nitrógeno)	scm / kg AA	0 0	0 0	0 0	1.24E - 3	1.24E - 3	∞
Vapor	kg / kg AA	7.79E - 1	0 0	- 2.84E - 1	0 0	- 2.84E - 1	- 37%
Solvente (agua)	kg / kg AA	0 0	2.47E + 0	0 0	0 0	2.47E + 0	∞
Electricidad	kW / kg AA	5.60E - 3	5.90E - 5	8.11E - 5	0 0	1.40E - 4	3%
Material de construcción	kg / (kg AA por año)	2.03E - 6	8.43E - 8	4.88E - 7	1.43E - 5	1.49E - 5	733%
Huella	m ² / (kg AA por año)	1.02E - 4	4.47E - 8	7.73E - 7	1.60E - 6	2.42E - 6	2%

Tabla 5. Resultados de salida de LCI antes y después de que las PCU procesen flujos de residuos (Li et al., 2018).

Salida LCI	Unidades	Simulación	Simulación con unidades de control de emisiones.			Emisiones con PCU	Cambio porcentual
			Depurador	Caldera	Llamarada		
Monóxido de carbono	kg / kg AA	4.39E - 2	4.36E - 2	7.15E - 4	8.73E - 4	8.73E - 4	- 98%
Dióxido de carbono	kg / kg AA	5.45E - 4	5.42E - 4	9.68E - 2	1.36E - 1	1.36E - 1	24,868%
Metano	kg / kg AA	1.97E - 4	1.97E - 4	2.18E - 6	1.09E - 9	1.09E - 9	- 100%
Agua	kg / kg AA	1.55E - 4	0 0	6.81E - 3	3.21E - 2	3.89E - 2	25,015%
Metanol	kg / kg AA	3.10E - 5	0 0	0 0	0 0	0 0	- 100%
Ácido acético	kg / kg AA	5.89E - 4	0 0	0 0	0 0	0 0	- 100%
Acetato de metilo	kg / kg AA	2.14E - 3	2.13E - 3	0 0	0 0	0 0	- 100%
Yoduro de hidrógeno	kg / kg AA	1.84E - 3	0 0	0 0	0 0	0 0	- 100%
Ácido propiónico	kg / kg AA	1.57E - 7	0 0	0 0	0 0	0 0	- 100%
NO _x	kg / kg AA	0 0	0 0	2.07E - 5	1.96E - 5	1.96E - 5	∞
PM (<1 μm)	kg / kg AA	0 0	0 0	1.63E - 6	1.63E - 6	1.63E - 6	∞
Nitrógeno	kg / kg AA	0 0	0 0	1.24E - 1	1.34E - 1	1.34E - 1	∞
Oxígeno	kg / kg AA	0 0	0 0	1.89E - 3	4.50E - 4	4.50E - 4	∞

Tabla 6. Una comparación de los resultados de LCI con datos disponibles comercialmente (Li et al., 2018)

Sustancia	Unidades	Simulación sin PCU	Simulación con PCU	Ecoinvent	USLCI
Ácido acético	kg / kg AA	5.89E - 4	0 0	5.00E - 3	-
Amoniaco	kg / kg AA	-	-	-	5.70E - 4
Dióxido de carbono	kg / kg AA	5.46E - 4	1.36E - 1	3.71E - 2	1.76E - 3
Monóxido de carbono	kg / kg AA	4.39E - 2	8.73E - 4	6.32E - 3	3.97E - 3
Hidrógeno	kg / kg AA	-	-	2.96E - 4	-
Yoduro de hidrógeno	kg / kg AA	1.84E - 3	0 0	-	-
Metano	kg / kg AA	1.97E - 4	0 0	4.99E - 3	-
Metanol	kg / kg AA	3.10E - 5	0 0	2.52E - 3	4.00E - 5
Acetato de metilo	kg / kg AA	2.14E - 3	0 0	-	-
Carbono organico total	kg / kg AA	-	-	-	2.71E - 3
Agua	kg / kg AA	1.55E - 5	0 0	-	-
NO _x	kg / kg AA	0 0	1.96E - 5	-	-
PM (<1 μm)	kg / kg AA	0 0	1.63E - 6	-	-

En la Tabla 6 se muestra una comparación de los resultados de emisión con / sin PCU simulados aquí con los datos disponibles comercialmente. En comparación con el proceso teórico de Ecoinvent, las cantidades de dióxido de carbono emitidas para el caso de las PCU son casi el triple, mientras que el monóxido de carbono se reduce en un orden de magnitud. Los datos de

Ecoinvent contienen compuestos orgánicos residuales debido a la suposición de tratar solo el 50% de la corriente de fase gaseosa. En comparación con los datos de USLCI, los datos de simulación con PCU nuevamente predicen más dióxido de carbono y menos monóxido de carbono debido a la opción de modelar el tratamiento completo de desechos en fase gaseosa. La comparación entre "Simulación sin PCU" y Ecoinvent / USLCI muestra que las emisiones sin PCU están más cerca de los resultados de USLCI para las especies de metanol y dióxido de carbono. La emisión de dióxido de carbono es solo el 1.5% de la cantidad de Ecoinvent y el 31% de USLCI, mientras que el monóxido de carbono es tan alto como 7 veces de Ecoinvent y 11 veces de USLCI. Esto puede explicarse por el hecho de que la industria podría tener unidades de control de la contaminación (por ejemplo, bengalas) para convertir el monóxido de carbono en dióxido de carbono con una eficiencia superior al 50%, que es mucho más baja que la eficiencia considerada aquí para la simulación con PCU, que es alrededor 98%. Curiosamente, el USLCI informa de amoníaco, aunque no está previsto por los inventarios simulados o teóricos (Li et al., 2018).

Tabla 7. Resumen de resultados del sector maderero en Ghana (Eshun et al., 2010).

		Unidades	Madera seca al aire	Madera seca al horno	Madera contrachapada	Chapa	Partes de muebles	Total
Material y desperdicio								
Producto de madera	Volumen	mln m ³ / año	0.1	0.2 0.2	0.2 0.2	0.1	0.1	0.6
	Masa	ktons / año	44.0	54,0	61,0	24,0	19,0	202,0
	Dinero	millones € / año	31,0	60,0	46,0	64,0	24,0	225,0
Residuos de madera	Volumen	mln m ³ / año	0.2 0.2	0,3	0.2 0.2	0.0	0.1	0.8
	Masa	ktons / año	82,0	101,0	76,0	10,0	19,0	288,0
	Dinero	millones € / año	6.0	8.0	3.0	1.0	1.0	19,0

Resumen de resultados para el consumo de materiales y la producción de residuos de 2000 a 2007 extrapolados a la producción anual promedio nacional del sector de la madera en Ghana.

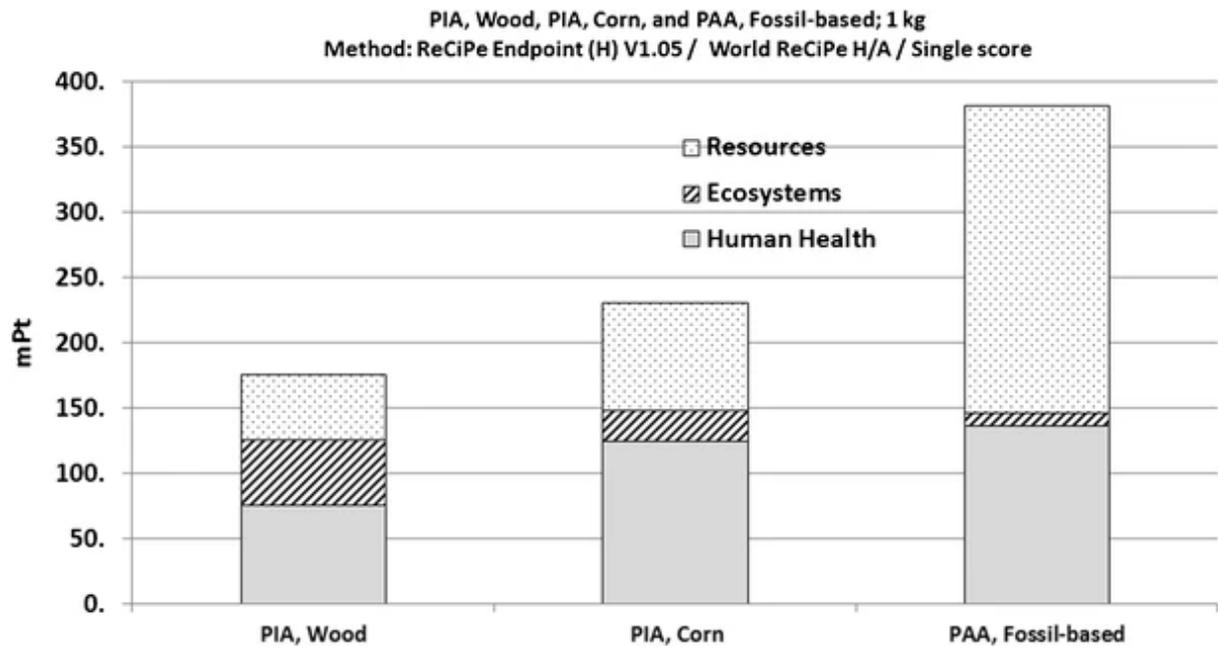


Figura 15. Comparación de los efectos finales (Nuss & Gardner, 2013).

Efectos finales asociados con 1 kg de producción de PIA de madera blanda y maíz y en comparación con el PAA convencional a base de fósiles (el carbono biogénico secuestrado temporalmente en PIA no está incluido en esta figura).

Tabla 8. LCI del Reciclaje y producción de latas de aluminio (Niero & Olsen, 2016).

Life Cycle Stage	Input (I)/Output (O)	Dataset	Amount	Unit	
Lid production	Primary Al (I)	<i>Aluminium, primary, ingot {UN-EUROPE} production</i>	<i>mass_{lid}-C_{Al, lid}</i>	kg	
	Sheet rolling (I)	<i>Sheet rolling, aluminium {RER} processing</i>	<i>mass_{lid}</i>	kg	
	Mn (I)	<i>Manganese {RER} production</i>	<i>mass_{lid}-C_{Mn, lid}</i>	kg	
	Fe (I)	<i>Pig iron {GLO} production</i>	<i>mass_{lid}-C_{Fe, lid}</i>	kg	
	Si (I)	<i>Silicon, metallurgical grade {RoW} production</i>	<i>mass_{lid}-C_{Si, lid}</i>	kg	
	Cu (I)	<i>Copper {RER} production, primary</i>	<i>mass_{lid}-C_{Cu, lid}</i>	kg	
	Cr (I)	<i>Chromium {RER} production</i>	<i>mass_{lid}-C_{Cr, lid}</i>	kg	
	Ti (I)	<i>Titanium dioxide {RER} production, chloride process</i>	<i>mass_{lid}-C_{Ti, lid}</i>	kg	
	Zn (I)	<i>Zinc {GLO} primary production from concentrate</i>	<i>mass_{lid}-C_{Zn, lid}</i>	kg	
	Mg (I)	<i>Magnesium {RoW} magnesium production, electrolysis</i>	<i>mass_{lid}-C_{Mg, lid}</i>	kg	
	Electricity(I)	<i>Electricity, high voltage, aluminium industry {UN-EUROPE} electricity production, hydro, aluminium industry</i>	0.81 ^a	MJ	
	Heat (I)	<i>Heat, central or small-scale, other than natural gas {CH} heat production, light fuel oil, at boiler 100 kW, non-modulating</i>	6.66 ^a	MJ	
	Body production	Lid (O)	-	<i>mass_{lid}</i>	kg
		Primary Al (I)	<i>Aluminium, primary, ingot {UN-EUROPE} production</i>	<i>(1-RC/2) · mass_{body}-C_{Al, body}</i>	kg
Secondary Al (I)		<i>Aluminium scrap, post-consumer, prepared for melting {RER} treatment of aluminium scrap, post-consumer, by collecting, sorting, cleaning, pressing</i>	<i>RC/2 · mass_{body}-C_{Al, body}</i>	kg	
Sheet rolling (I)		<i>Sheet rolling, aluminium {RER} processing</i>	<i>mass_{body}</i>	kg	
Mn (I)		<i>Manganese {RER} production</i>	<i>mass_{body}-C_{Mn, body}</i>	kg	
Fe (I)		<i>Pig iron {GLO} production</i>	<i>mass_{body}-C_{Fe, body}</i>	kg	
Si (I)		<i>Silicon, metallurgical grade {RoW} production</i>	<i>mass_{body}-C_{Si, body}</i>	kg	
Cu (I)		<i>Copper {RER} production, primary</i>	<i>mass_{body}-C_{Cu, body}</i>	kg	
Zn (I)		<i>Zinc {GLO} primary production from concentrate</i>	<i>mass_{body}-C_{Zn, body}</i>	kg	
Mg (I)		<i>Magnesium {RoW} magnesium production, electrolysis</i>	<i>mass_{body}-C_{Mg, body}</i>	kg	
Electricity(I)		<i>Electricity, high voltage, aluminium industry {UN-EUROPE} electricity production, hydro, aluminium industry</i>	12.79 ^a	MJ	
Heat (I)		<i>Heat, central or small-scale, other than natural gas {CH} heat production, light fuel oil, at boiler 100 kW, non-modulating</i>	128.50 ^a	MJ	
Body (O)		-	<i>mass_{body}</i>	kg	
Can manufacturing & filling		Al to landfill (O)	<i>Waste aluminium {CH} treatment of, sanitary landfill</i>	<i>-RC/2 · mass_{body}</i>	kg
	Lid (I)	<i>Lid production</i>	<i>mass_{lid}</i>	kg	
	Body (I)	<i>Body production</i>	<i>mass_{body}</i>	kg	
	Lacquer (I)	<i>Epoxy resin, liquid {RER} production</i>	0.026 ^b	kg	
		<i>Polyester resin, unsaturated {RER} production</i>	0.052 ^b	kg	
		<i>Acrylic varnish, without water, in 87.5% solution state {RER} acrylic varnish production, product in 87.5% solution state</i>	0.052 ^b	kg	
	Electricity(I)	<i>Electricity, high voltage, aluminium industry {UN-EUROPE} electricity production, hydro, aluminium industry</i>	3.83 ^a	MJ	
	Heat (I)	<i>Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at industrial furnace >100kW</i>	4.79 ^a	MJ	
	End-of-life	Filled can (O)	-	<i>mass_{can} + mass_{paint}</i>	kg
		Filled can (I)	-	<i>mass_{can} + mass_{paint}</i>	kg
Recycled can (O)		-	<i>RR · (mass_{can} + mass_{paint})</i>	kg	
Primary Al (O)		<i>Aluminium, primary, ingot {UN-EUROPE} production</i>	<i>-RR/2 · (mass_{lid}-C_{Al, lid} + mass_{body}-C_{Al, body})</i>	kg	
Mn (O)		<i>Manganese {RER} production</i>	<i>-RR/2 · (mass_{lid}-C_{Mn, lid} + mass_{body}-C_{Mn, body})</i>	kg	
Fe (O)		<i>Pig iron {GLO} production</i>	<i>-RR/2 · (mass_{lid}-C_{Fe, lid} + mass_{body}-C_{Fe, body})</i>	kg	
Si (O)		<i>Silicon, metallurgical grade {RoW} production</i>	<i>-RR/2 · (mass_{lid}-C_{Si, lid} + mass_{body}-C_{Si, body})</i>	kg	
Cu (O)		<i>Copper {RER} production, primary</i>	<i>-RR/2 · (mass_{lid}-C_{Cu, lid} + mass_{body}-C_{Cu, body})</i>	kg	
Cr (O)		<i>Chromium {RER} production</i>	<i>-RR/2 · (mass_{lid}-C_{Cr, lid} + mass_{body}-C_{Cr, body})</i>	kg	
Ti (O)		<i>Titanium dioxide {RER} production, chloride process</i>	<i>-RR/2 · mass_{lid}-C_{Ti, lid}</i>	kg	
Zn (O)		<i>Zinc {GLO} primary production from concentrate</i>	<i>-RR/2 · (mass_{lid}-C_{Zn, lid} + mass_{body}-C_{Zn, body})</i>	kg	
Al scrap collection and pre-treatment (O)		<i>Aluminium scrap, post-consumer {RER} treatment of, by collecting, sorting, cleaning, pressing^c</i>	<i>RR/2 · mass_{can}</i>	kg	
Al scrap remelting (O)		<i>Aluminium scrap, post-consumer, prepared for melting {RER} treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at remelter</i>	<i>RR/2 · mass_{can}</i>	kg	
Al to landfill (O)		<i>Waste aluminium {CH} treatment of, sanitary landfill</i>	<i>(1-RR/2) · mass_{can}</i>	kg	
Paint to landfill (O)		<i>Waste paint {CH} treatment of, municipal incineration</i>	<i>mass_{paint}</i>	kg	

^a Primary data.

^b Mass_{paint} = 3.2% of the total weight of the finished can, according to Li and Qiu (2013), and assuming 50% for the external coating and 50% of the internal coating.

^c Modified considering only remelting.

El inventario del ciclo de vida fluye para las etapas del ciclo de vida del bucle n=0 de la producción y reciclaje de latas de aluminio. Para cada etapa del ciclo de vida, se informa la lista de entrada (I) y salida (O), el conjunto de datos utilizado, así como la cantidad considerada (ya sea un parámetro o un valor) y la unidad. Los nombres en cursiva se refieren al proceso deecoinvención utilizado.

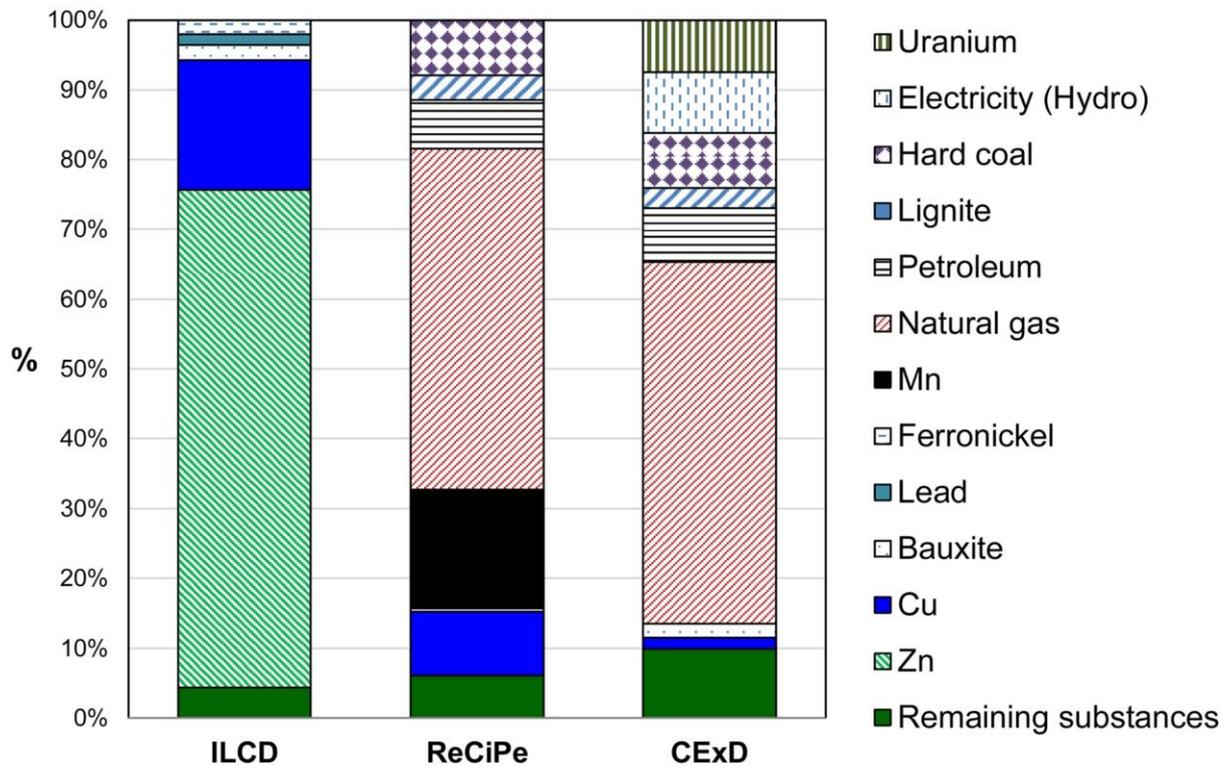


Figura 16. Análisis de contribución a nivel de proceso (Niero & Olsen, 2016).

Con tasa de reciclaje de 65% para la categoría de impacto de agotamiento de recursos, según ILCD recomendado, punto final ReCiPe y CExD.

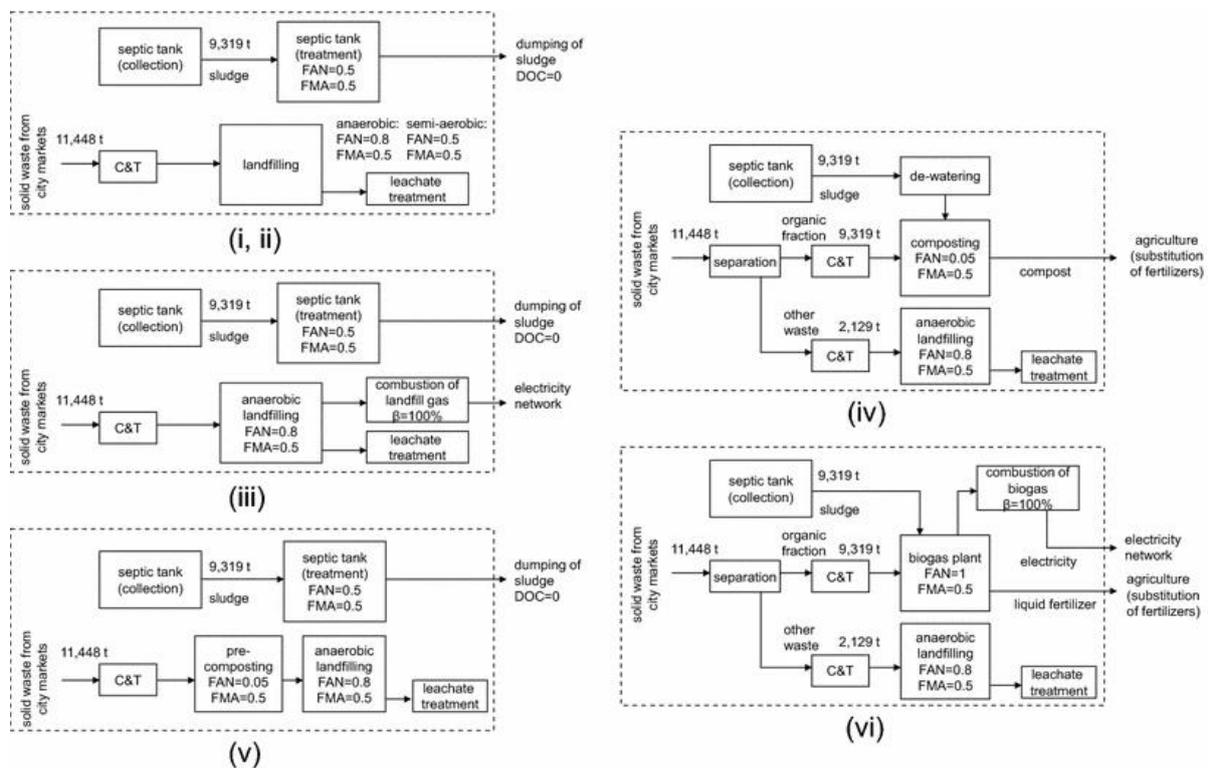


Figura 17. Escenarios de LCA y límites del sistema para el tratamiento de residuos en el mercado de Da Nang, Vietnam (Otoma & Diaz, 2017).

Escenarios de LCA y límites del sistema: i, ii relleno sanitario anaeróbico y semi-aeróbico, iii captura de gas de relleno sanitario, iv compostaje, v pre-compostaje antes del relleno sanitario y vi producción de biogás. Cada tratamiento está representado por sus valores correspondientes de FAN (fracción de DOC que se descompone en condiciones anaeróbicas) y FMA (fracción de DOC en condiciones anaerobias convertidas en metano).

Tabla 9. Emisiones de gases de efecto invernadero en cada escenario durante 1 año de residuos tratados: 11,448 t de residuos sólidos de los mercados de la ciudad y 9319 t de lodo (Valores en t CO₂-eq.) (Otoma & Diaz, 2017).

Scenario	Anaerobic landfilling	Semi-aerobic landfilling	Landfill gas capture	Composting	Pre-composting	Biogas production
“Carbon neutral” reaction organic waste (A1) (photosynthesis)	-5,296	-5,296	-5,296	-5,296	-5,296	-5,296
“Carbon neutral” reaction other waste (A2) (photosynthesis)	-1,017	-1,017	-1,017	-1,017	-1,017	-1,017
“Carbon neutral” reaction sludge (A3)	-1,708	-1,708	-1,708	-1,708	-1,708	-1,708
Transportation & Operations of organic waste	277	277	277	295	436	119
Transportation & Operations of other solid waste	63	63	63	63	103	63
Transportation & Operations of sludge	247	247	247	295	247	119
Composting or Anaerobic digestion				6,751	5,825	1,435
Combustion of biogas			2,999			4,658
Landfilling of organic waste	21,314	15,208	10,657	0	6,394	0
Landfilling of other wastes	4,095	2,922	2,047	4,095	1,228	4,095
Septic tanks	5,164	5,164	5,164	0	5,164	0
Substitution of electricity			-554			-1,292
Substitution of fertilizers				-327		-357
Application of compost/liquid fertilizer to soil				2,101		2,101
Total Emission (B)	31,161	23,882	20,901	13,274	19,398	10,942
Net Emission (B)-(A1)-(A2)-(A3)	23,139	15,860	12,879	5,252	11,376	2,920
Indicators:						
Net Emission of solid waste from city markets (11,448 t):						
t CO ₂ -eq.	19,436	12,157	9,176	4,472	7,673	2,940
t CO ₂ -eq./t _{soiid-w}	1.70	1.06	0.80	0.39	0.67	0.26
Net Emission of organic waste from city markets (9,319 t):						
t CO ₂ -eq.	16,296	10,189	7,689	1,331	6,503	-201
t CO ₂ -eq./t _{organic-w}	1.75	1.09	0.83	0.14	0.70	-0.02
Net Emission from sewage sludge (9,319 t):						
t CO ₂ -eq.	3,703	3,703	3,703	780	3,703	-20
t CO ₂ -eq./t _{sludge}	0.40	0.40	0.40	0.08	0.40	-0.00

Tabla 10 . Resultados del estudio realizado por (de Jong et al., 2017) con la literatura.

Technology ^a	Feedstock	Energy allocation		Reference	Displacement method		Reference
		This study	Prior studies		This study	Prior studies	
		g CO _{2eq} /MJ	g CO _{2eq} /MJ		g CO _{2eq} /MJ	g CO _{2eq} /MJ	
HEFA	UCO	28	17–21	[68]	28	–	
	Jatropha	55	37–55	[21, 22, 28]	21	–134 to 63	[21, 22, 52]
	Camelina	47	18–47	[25, 28]	44	–17 to 60	[25, 69]
FT	Willow	9	–		–7	–17 to 10	[24, 70]
	Poplar	10	–		–6	–17 to 10	[24, 70]
	Corn Stover	13	8–11	[28]	–3	9 to 14 ^b	[21, 52, 70]
	Forestry residues	6	–		–10	10 to 12 ^b	[24, 52]
HTL (in situ)	Forestry residues	18	27 ^c	[56]	18	–	
HTL (ex situ)	Forestry residues	21	–		21	–	
Pyrolysis (in situ)	Forestry residues	22	34 ^c	[56]	22	–	
Pyrolysis (ex situ)	Forestry residues	41	–		37	–	
ATJ	Corn	54	–		71	–	
	Corn stover	35	–		22	–	
	Sugarcane	31	–		31	–27 ^d	[26]
DSHC (increased blend level)	Sugarcane	76	–		79	55 to 100	[27]
DSHC (10% blend)	Sugarcane	47	–		49	–	

^a Some conversion pathways could not be compared due to lack of reference studies. It should be noted that the literature entails a much wider feedstock and technology scope than employed in this study, including a wide range of LCAs of RJF production based on algae species, edible oil crops, and herbaceous crops [71, 72]

^b Elgowainy et al. [24], Stratton et al. [21] and Stratton et al. [52] assume all electricity produced during FT synthesis is used internally

^c Based on diesel production, not RJF. It is included in this comparison as it is used as a data source for our computations

^d Relative to Staples et al. [26], this study uses lower yields and a higher electricity emission intensity