



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

CENTRO ACADÉMICO Y DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS, SOCIALES Y TECNOLÓGICAS DE LA AGROINDUSTRIA Y LA AGRICULTURA MUNDIAL

IMPACTO, VARIABILIDAD Y COSTOS DE REMEDIACIÓN AMBIENTAL EN LA PRODUCCIÓN HIDROPÓNICA DE TOMATE

TESIS

Que como requisito parcial
para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS EN PROBLEMAS ECONÓMICO AGROINDUSTRIALES

Presenta:

Adán Vázquez Tomás

Bajo la supervisión de:

DIRECTOR: DR. VINICIO HORACIO SANTOYO CORTÉS



Chapingo, Estado de México a 30 de abril 2026

**IMPACTO, VARIABILIDAD Y COSTOS DE REMEDIACIÓN AMBIENTAL EN LA
PRODUCCIÓN HIDROPÓNICA DE TOMATE**

Tesis realizada por **Adán Vázquez Tomás**, bajo la dirección del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS EN PROBLEMAS ECONÓMICO-AGROINDUSTRIALES

DIRECTOR



DR. VINICIO HORACIO SANTOYO CORTÉS

ASESOR



DR. RAFAEL RAMIREZ ARPIDE

ASESOR



DR. HORACIO ELISEO ALVARADO RAYA

ASESOR



DR. EDGAR IVÁN GARCÍA SÁNCHEZ

LECTOR EXTERNO



DRA. MARÍA MAGDALENA ROJAS ROJAS

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. Planteamiento del problema	2
1.2. Objetivos	4
1.2.1. Objetivo General	4
1.2.2. Objetivos específicos	4
1.3. Preguntas de investigación	4
1.4. Hipótesis	5
1.5. Estructura de la Tesis	6
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	11
2.1. Agricultura protegida e hidropónica en México y el mundo	11
2.2. Impactos ambientales en sistemas agrícolas intensivos	13
2.3. Panorama general de metodologías de evaluación ambiental en sistemas agrícolas.....	15
2.4. El Análisis de Ciclo de Vida en la agricultura	16
2.5. Limitaciones del ACV en contextos latinoamericanos	18
2.6. Unidades Representativas de Producción (URP) como estrategia de regionalización	20
2.7. Costos de Remediación Ambiental (CRA) para la toma de decisiones.....	21
2.8. Fundamentos de la Economía Circular: de la abstracción teórica a su cuantificación empírica	22
2.9. Transición hacia la Economía Circular en la horticultura intensiva	23
LITERATURA CONSULTADA.....	26
3. USO DE UNIDADES DE PRODUCCIÓN REPRESENTATIVAS PARA LA VALORACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE TOMATE (<i>SOLANUM LYCOPERSICUM</i>) HIDROPÓNICO BAJO INVERNADERO..	39

3.1. INTRODUCCIÓN	41
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS	42
3.2.1. Modelado de la Unidad Representativa de Producción	42
3.2.2. El ACV	45
3.2.3. Definición del objetivo y alcance	45
3.2.4. Análisis del Inventario	46
3.2.5. Evaluación del impacto ambiental.....	46
3.2.6. El costo de la remediación ambiental.....	47
3.2.7. Posibles acciones de mitigación	48
3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	49
3.3.1. La Unidad Representativa de Producción y el inventario de materiales	49
3.3.2. La valoración del impacto ambiental	51
3.3.3. Valoración del costo de remediación ambiental	54
3.3.4. Posibles acciones de mitigación	57
3.4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	60
LITERATURA CITADA.....	61
4. VARIABILIDAD AMBIENTAL EN SISTEMAS HIDROPÓNICOS DE TOMATE BAJO INVERNADERO: UN ANÁLISIS COMPARATIVO MEDIANTE ACV Y UNIDADES REPRESENTATIVAS	70
4.1. INTRODUCCIÓN	72
4.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	74
4.2.1. Construcción de la Unidad Representativa de Producción (URP)	74
4.2.2. Descripción de las unidades de producción hidropónica a comparar ..	76
4.2.3. Alcance del estudio, límites del sistema y unidad funcional.....	77
4.2.4. El inventario del Análisis de Ciclo de Vida	80
4.2.5. Evaluación de Impacto del Ciclo de Vida	81

4.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	83
4.3.1. Variabilidad y consistencia del desempeño ambiental en sistemas hidropónicos bajo invernadero	83
4.3.2. Procesos e insumos dominantes en la generación de impactos ambientales.....	85
4.3.3. Integración de flujos entre insumos, procesos e impactos ambientales	88
4.3.4. Implicaciones metodológicas y alcances del análisis ambiental	91
4.4. CONCLUSIONES	92
LITERATURA CITADA.....	94
5. CONCLUSIONES GENERALES	103

LISTA DE CUADROS

Cuadro 3.1. Fuentes bibliográficas para la construcción del modelo.....	43
Cuadro 3.2. Valores económicos de remediación ambiental.....	48
Cuadro 3.3. Modelo de entradas y salidas de materiales del Análisis de Ciclo de Vida.	50
Cuadro 3.4. Resultados del ACV por categoría de impacto ambiental por tonelada de tomate.....	51
Cuadro 4.1. Inventario del Análisis de Ciclo de Vida.....	81
Cuadro 4.2. Resultados del ACV.....	83

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Estructura de la tesis.....	7
Figura 3.1. Límites del sistema de la producción de tomate hidropónico bajo invernadero.....	46
Figura 3.2. Árbol de contribución del ACV.....	52
Figura 3.3 Costo de remediación ambiental por tonelada de tomate.....	54
Figura 4.1. Proceso de construcción de la URP.....	75
Figura 4.2. Caracterización de las unidades productivas.....	77
Figura 4.3. Límites del sistema de la producción.....	79
Figura 4.4. Análisis comparativo de las 4 categorías de impacto ambiental en los 3 invernaderos.....	86
Figura 4.5. Diagrama Sankey de los flujos entre insumos, procesos productivos y categorías de impacto ambiental del sistema hidropónico.....	89

DEDICATORIA

A mi amada esposa. Que corrió cada metro de este camino conmigo. Con quién comparto mis logros y quien se cercioró de que llegara hasta aquí.

Dignus et fortis

AGRADECIMIENTOS

Al CONAHCYT por el apoyo financiero otorgado a través de la beca para la realización de mis estudios de posgrado; su respaldo fue la base fundamental para el desarrollo de esta investigación.

A la Universidad Autónoma Chapingo y al Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y la Agricultura Mundial por brindarme un hogar académico y las herramientas necesarias para mi formación doctoral.

Al Dr. Vinicio Horacio Santoyo Cortés, mi director de tesis, por su guía incondicional, su visión crítica. Sus enseñanzas han sido pieza clave en mi crecimiento profesional.

Al Dr. Rafael Ramírez Arpide, por su infinita paciencia y apertura para enseñarme. Su disposición para compartir su conocimiento hizo que los retos de esta travesía fueran mucho más llevaderos.

A los integrantes de mi comité, el Dr. Horacio Eliseo Alvarado Raya y el Dr. Edgar Iván García Sánchez, así como a la Dra. Magdalena Rojas Rojas. Gracias por su apoyo, sus valiosas observaciones y por acompañarme con calidez durante este proceso.

A mi padre, por su esfuerzo incansable y por ser siempre el integrante más firme de mi equipo; gracias por creer en mí incluso cuando el camino se tornaba difícil.

A mis hermanas, por estar siempre presentes, apoyándome en cada paso y recordándome la importancia de seguir adelante.

A mi madre, quien desde la eternidad me acompaña. Fue ella la primera en decirme que yo podía y quien, de alguna manera, me presentó este reto. Espero que, dondequiera que esté, se sienta tan orgullosa de mí como yo lo estoy de haber sido su hijo.

A mis amigos, por acompañarme en esta travesía, por las charlas de aliento y por compartir conmigo los desafíos de la vida académica y personal.

A mi esposa, Eva, por ser mi refugio y mi fuerza. Gracias por no dejarme solo nunca, por tu paciencia infinita durante las largas jornadas de redacción y por ser el pilar sobre el que se sostiene mi felicidad. Este logro es, en gran medida, tuyo también.

Biografía.

Adán Vázquez Tomás es agrónomo especialista en Horticultura Protegida, cuenta con una maestría profesional en Estrategia Agroempresarial y es candidato a doctor por la Universidad Autónoma Chapingo (UACH), desarrollando sus estudios de posgrado en el centro de investigaciones CIESTAAM. Su labor académica se enfoca en la evaluación



ambiental de sistemas agrícolas, aplicando metodologías como el Análisis de Ciclo de Vida y el cálculo de costos de remediación ambiental. Su investigación doctoral, titulada "IMPACTO, VARIABILIDAD Y COSTOS DE REMEDIACIÓN AMBIENTAL EN LA PRODUCCIÓN HIDROPÓNICA DE TOMATE", modela escenarios de producción y uso de recursos en ciclos de cultivo. Para fortalecer su perfil técnico y docente, cuenta también con diplomados en criterios ASG (Ambientales, Sociales y de Gobernanza) y en Educación en Línea.

En el ámbito laboral, se desempeña como supervisor y administrador en la empresa Pedacito de Campo, donde coordina equipos de mantenimiento y gestiona la administración técnica de huertos urbanos y sistemas hidropónicos. A la par, es formador certificado del taller del Simulador de Agronegocios de la Sparkassenstiftung. Su práctica profesional se extiende al diseño paisajístico y la dirección de proyectos de intervención en espacios residenciales y escolares, abarcando desde la selección botánica para áreas específicas hasta trabajos de remediación de suelos. Además, posee experiencia en redacción de artículos, comunicación científica y visualización de datos.

RESUMEN GENERAL

IMPACTO, VARIABILIDAD Y COSTOS DE REMEDIACIÓN AMBIENTAL EN LA PRODUCCIÓN HIDROPÓNICA DE TOMATE.

La agricultura intensiva en ambientes controlados ha adquirido un papel estratégico en la producción de alimentos al mejorar la estabilidad de los rendimientos, reducir riesgos fitosanitarios y optimizar el uso de recursos. Sin embargo, estos sistemas dependen fuertemente de insumos industriales, energía y materiales sintéticos cuyo ciclo de vida genera impactos ambientales que rara vez se incorporan en los análisis convencionales de productividad o rentabilidad. Esta omisión dificulta evaluar de manera objetiva el desempeño real de los sistemas hidropónicos y limita la identificación de mejoras orientadas a la sostenibilidad.

Aunque la evaluación ambiental ha cobrado relevancia, persisten limitaciones metodológicas para caracterizar los impactos de forma comparativa y contextualizada, especialmente debido a la ausencia de inventarios locales y a la heterogeneidad tecnológica de las unidades productivas. Ante este escenario, el objetivo de esta investigación fue evaluar los impactos ambientales y estimar los costos de remediación asociados a la producción hidropónica de tomate (*Solanum lycopersicum*) bajo invernadero, mediante la integración de una Unidad Representativa de Producción (URP), el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y los Costos de Remediación Ambiental (CRA), comparando el modelo con unidades comerciales reales.

Los resultados muestran que el impacto ambiental está determinado principalmente por el nivel tecnológico, la eficiencia operativa y las prácticas de manejo. La infraestructura representa una carga constante, mientras que el manejo agronómico dicta la variabilidad del sistema. Asimismo, la conversión de los impactos a CRA permitió visibilizar el costo económico de las externalidades del sistema, demostrando que la optimización del riego y fertilizantes reduce significativamente estos costos. En conjunto, los hallazgos generan una base técnica robusta para sustentar decisiones agronómicas informadas, evidenciando que la transición hacia esquemas de economía circular es imperativa para mitigar el impacto ambiental de la producción hidropónica.

Palabras clave: Sistemas hidropónicos, Costos de Remediación Ambiental, Impactos ambientales.

¹Tesis de Doctorado en Ciencias en Problemas Económico-Agroindustriales, Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y la Agricultura Mundial (CIESTAAM), Universidad Autónoma Chapingo

Autor: Adán Vázquez Tomás

Director de tesis: Dr. Vinicio Horacio Santoyo Cortés

ABSTRACT

ENVIRONMENTAL IMPACTS AND REMEDIATION COSTS IN HYDROPONIC PRODUCTION

Controlled-environment intensive agriculture has become a strategic component of food production due to its capacity to stabilize yields, reduce phytosanitary risks, and optimize resource use. However, these systems rely heavily on industrial inputs, energy, and synthetic materials whose life cycles generate environmental impacts that are rarely included in conventional assessments of productivity or profitability. This omission limits the objective evaluation of the actual performance of hydroponic systems and constrains the identification of sustainability-oriented improvements.

Although environmental assessment has gained relevance, methodological limitations persist in characterizing impacts in a comparative and contextualized manner, particularly due to the lack of local inventories, the technological heterogeneity of production units, and the absence of economic indicators that allow practical interpretation of environmental results. In this context, the objective of this research was to evaluate the environmental impacts and estimate the associated remediation costs of hydroponic systems through the integration of a Representative Production Unit (RPU), Life Cycle Assessment (LCA), and Environmental Remediation Costs (ERC).

The results show that the environmental performance of hydroponic production is primarily determined by technological level, operational efficiency, and management practices. More technologically advanced systems exhibited lower environmental burdens, whereas units with reduced operational control showed higher variability and greater impacts. Likewise, converting environmental impacts into ERC revealed the economic magnitude of system externalities and demonstrated that targeted technical adjustments, such as optimizing irrigation or improving fertilizer management, can significantly reduce these costs. Overall, the findings provide a robust technical foundation to support informed agronomic decision-making and guide the implementation of operational improvements that contribute to reducing the environmental impact of hydroponic production.

Keywords: Hydroponic systems, Environmental Remediation Costs, Environmental impacts

²Thesis of Doctorado en Ciencias en Problemas Económico-Agroindustriales,
Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y la Agricultura
Mundial (CIESTAAM), Universidad Autónoma Chapingo
Author: Adán Vázquez Tomás
Advisor: Dr. Vinicio Horacio Santoyo Cortés

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La agricultura intensiva en ambientes controlados ha adquirido un papel estratégico ante la creciente complejidad de los sistemas alimentarios contemporáneos. El acelerado crecimiento demográfico, la variabilidad climática, la presión sobre los recursos naturales y la necesidad de garantizar alimentos seguros y de alta calidad han impulsado la expansión de modelos productivos tecnificados capaces de mejorar la eficiencia y la estabilidad de la producción (FAO, 2024a; Willett et al., 2019). En este marco, los sistemas de producción bajo invernadero han destacado por su capacidad de optimizar el uso del agua, reducir riesgos fitosanitarios y elevar significativamente el rendimiento por unidad de superficie (Farvardin et al., 2024; Pomoni et al., 2023). Sin embargo, esta complejidad ambiental se manifiesta de forma diversa según el estrato tecnológico. Aunque los sistemas más avanzados suelen caracterizarse por altas demandas energéticas, existen unidades de producción con baja dependencia de energía externa. Independientemente de esta variabilidad, factores como el uso de fertilizantes y los materiales utilizados en las estructuras especializadas imponen una carga ambiental que debe evaluarse bajo la perspectiva de su ciclo de vida. (Boulard et al., 2020; Mikulčić et al., 2020).

Para analizar esta complejidad, en esta investigación se eligió la producción de tomate hidropónico (*Solanum lycopersicum*) bajo invernadero, no con el propósito de restringir el alcance de la evaluación a un cultivo en particular. Se ha priorizado el análisis de la producción hidropónica por ser el modelo de vanguardia que dicta las tendencias de tecnificación en la horticultura moderna. Si bien el Censo Agropecuario 2022 sitúa su presencia en un acotado 7.2% de la superficie bajo invernadero, su estudio es prioritario debido a que encarna el nivel más alto de control sobre los factores de producción. La hidroponía se evalúa por su capacidad de optimización de recursos críticos y el reto ambiental que suponen sus demandas energéticas asociadas, factores que la sitúan como el eje de los problemas económico-agroindustriales contemporáneos (Pratt & Ortega, 2019). Constituye uno de los modelos de mayor nivel tecnológico, mayor demanda de insumos y mayor estandarización agronómica en la región, lo que lo convierte en un referente adecuado para estudiar los desafíos

ambientales y económicos contemporáneos (D'Amico et al., 2023). Además, su amplia adopción permite que los resultados generados funcionen como un punto de partida metodológico aplicable a otros cultivos bajo condiciones similares de intensificación.

Ante este escenario, surge la necesidad de integrar metodologías capaces de capturar la huella ambiental de estos sistemas y de traducir esa información en indicadores útiles para la toma de decisiones. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) constituye una herramienta esencial para este propósito, al evaluar integralmente los flujos de materia y energía desde la extracción de insumos hasta la cosecha (Finnveden et al., 2009; Notarnicola et al., 2017). Para fortalecer la precisión del ACV, la construcción de Unidades Representativas de Producción (URP) se presenta en este trabajo como la estrategia para contextualizar los inventarios, sintetizando la operación real de un territorio mediante datos empíricos y paneles de expertos (Sagarnaga et al., 2018). Simultáneamente, la incorporación de los Costos de Remediación Ambiental (CRA) ofrece el mecanismo para traducir dichas cargas físicas en valores monetarios, facilitando la internalización de externalidades (Mikulčić et al., 2020).

La articulación metodológica entre ACV, URP y CRA propuesta en esta tesis abre la posibilidad de construir un marco analítico robusto para evaluar la sostenibilidad de la horticultura. Este enfoque no solo cuantifica y jerarquiza los impactos, sino que genera una base sólida para diseñar y evaluar estrategias de transición hacia una economía circular desde una perspectiva sistémica, verificable y con sustento económico (Brentrup et al., 2001; Jurgilevich et al., 2016). De este modo, la investigación se posiciona como un aporte metodológico relevante para el desarrollo de sistemas agroindustriales más resilientes y eficientes en el uso de sus recursos.

1.1. Planteamiento del problema

A pesar de los avances tecnológicos en la horticultura protegida, la evaluación de su desempeño suele abordarse mediante enfoques convencionales que priorizan la productividad, dejando en segundo plano las externalidades ecológicas asociadas. Esta omisión resulta particularmente crítica en México y América Latina, donde la disponibilidad de información ambiental sistematizada es limitada y la gran

heterogeneidad productiva dificulta la comparación objetiva entre sistemas (Ramírez-Cando et al., 2025). El problema central radica en que, aunque el ACV se reconoce como la herramienta idónea para la evaluación ambiental agrícola, su aplicación en el sector hidropónico regional enfrenta severas limitaciones. La principal barrera metodológica es la alta dependencia de bases de datos internacionales, cuyos inventarios genéricos rara vez reflejan con fidelidad las condiciones climáticas, la infraestructura, los materiales y las prácticas operativas locales. Esta discrepancia genera incertidumbre, derivando en estimaciones imprecisas y en recomendaciones poco adaptables a la realidad latinoamericana (Finnveden et al., 2009; UNEP et al., 2020). De forma paralela, existe una profunda brecha en la interpretación de los resultados. Incluso cuando se logra una evaluación ambiental rigurosa, la información suele presentarse en términos físicos (por ejemplo, kilogramos de CO₂ equivalente o ecotoxicidad) que resultan muy complejos de interpretar para los productores (Hoof et al., 2020) y para los tomadores de decisiones, quienes operan primordialmente bajo criterios financieros y de rentabilidad. Al carecer de métricas económicas que cuantifiquen el daño ambiental, resulta sumamente difícil justificar inversiones en tecnologías de mitigación (Lloyd & Ries, 2007). Esta desconexión técnica y financiera ha provocado que conceptos vitales como "sostenibilidad" y "economía circular" se incorporen en el sector de manera meramente discursiva o fragmentada. Con frecuencia, la circularidad se aborda mediante prácticas aisladas sin métricas verificables que demuestren si estas acciones realmente reducen el impacto total del sistema o si son económicamente viables (Alhashim et al., 2021; Geissdoerfer et al., 2017).

El verdadero obstáculo para la sostenibilidad en la horticultura protegida no es la carencia de tecnología, sino la fragmentación metodológica con la que se evalúa su desempeño. Analizar sistemas altamente intensificados mediante inventarios descontextualizados y métricas puramente físicas perpetúa un profundo vacío de traducción entre el impacto ecológico real y el lenguaje financiero. En consecuencia, mientras no se logre integrar un marco analítico que regionalice el origen del daño (mediante URP), cuantifique su magnitud con rigor (mediante ACV) y asigne un valor económico a su mitigación (mediante CRA), la identificación de puntos críticos

operativos seguirá siendo especulativa. Superar esta carencia metodológica es el paso ineludible para que el sector trascienda el mero discurso de la sostenibilidad; de lo contrario, cualquier intento de transición hacia la economía circular carecerá de validez empírica, condenando a la horticultura a mantener una gestión reactiva que imposibilita la corrección de fondo de sus procesos productivos.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo General

Evaluar el impacto, la variabilidad y el costo económico de las externalidades ambientales en la producción hidropónica de tomate (*Solanum lycopersicum*) bajo invernadero, con el propósito de identificar los puntos críticos del sistema y generar bases técnicas que fundamenten la transición de la horticultura intensiva hacia modelos de economía circular y sostenibilidad.

1.2.2. Objetivos específicos

- Construir una Unidad Representativa de Producción (URP) para sistemas hidropónicos de tomate bajo invernadero en México y generar su inventario ambiental, a fin de establecer un modelo base regionalizado.
- Analizar y comparar, mediante la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), el desempeño ambiental de la URP frente a unidades de producción comercial, para determinar la variabilidad del sistema bajo condiciones operativas heterogéneas.
- Estimar los Costos de Remediación Ambiental (CRA) asociados a los impactos identificados, integrando los resultados físicos en indicadores económicos que justifiquen financieramente la adopción de prácticas de mitigación y circularidad.

1.3. Preguntas de investigación

- ¿De qué manera la construcción de una Unidad Representativa de Producción (URP) mejora la precisión y representatividad de la evaluación ambiental en

sistemas hidropónicos de tomate frente a la dependencia de inventarios genéricos internacionales?

- ¿Cuáles son los factores técnicos y operativos que determinan la variabilidad de los impactos ambientales al contrastar el modelo base (URP) con el desempeño real de las unidades de producción comercial?
- ¿En qué medida la estimación de los Costos de Remediación Ambiental (CRA) proporciona los argumentos financieros necesarios para justificar la adopción de prácticas de mitigación y la transición hacia la economía circular?

1.4. Hipótesis

- La integración metodológica de una URP con un ACV genera una evaluación ambiental más funcional, representativa y extrapolable que el uso de bases de datos internacionales, al capturar de manera fidedigna las condiciones tecnológicas y operativas locales del sector hidropónico.
- La variabilidad de los impactos ambientales entre sistemas hidropónicos con nivel tecnológico similar está determinada principalmente por la eficiencia en el manejo agronómico (optimización de riego y fertilización), mientras que la infraestructura física representa una carga ambiental de carácter estático.
- La conversión de los impactos ambientales del ACV en métricas económicas mediante los CRA facilita la toma de decisiones, al evidenciar el costo oculto de las externalidades y proporcionar un argumento financiero sólido para la transición del sistema hacia esquemas de economía circular.

1.5. Estructura de la Tesis

Para dar respuesta al planteamiento del problema y cumplir con los objetivos trazados, la presente investigación se estructuró bajo la modalidad de tesis por compendio de artículos científicos, organizándose en cinco capítulos que mantienen un hilo conductor lógico y secuencial.

El Capítulo 1 comprende la introducción general, donde se expone la problemática ambiental y económica de la horticultura protegida, se justifica la pertinencia de evaluar el sistema hidropónico de tomate y se delimitan los objetivos, preguntas e hipótesis que guían la investigación. El Capítulo 2 presenta la revisión de literatura, estableciendo el marco teórico-conceptual que sustenta el trabajo. En este apartado se profundiza en las bases de las herramientas metodológicas empleadas (ACV, URP y CRA) y se exploran los principios de la economía circular aplicados a sistemas agrícolas como la vía estratégica de mitigación.

El desarrollo empírico de la investigación se divide en dos fases complementarias. El Capítulo 3 contiene el primer artículo científico, el cual tiene un enfoque de modelación y establecimiento de línea base. En este trabajo se construyó y validó una Unidad Representativa de Producción (URP) para estandarizar la evaluación ambiental, traduciendo dichos impactos físicos a Costos de Remediación Ambiental (CRA). Este capítulo aporta el marco de referencia metodológico y económico de la tesis.

Posteriormente, el Capítulo 4 presenta el segundo artículo científico, enfocado en contrastar el modelo teórico con la realidad operativa. Utilizando la URP como "regla de medición", se evaluó el desempeño ambiental de tres unidades comerciales con nivel tecnológico similar. Este capítulo resulta fundamental, ya que permite determinar la variabilidad del sistema, demostrando empíricamente que, mientras la infraestructura representa una carga estática, el manejo agronómico dicta las fluctuaciones reales del impacto ambiental.

Finalmente, el Capítulo 5 expone las conclusiones generales de la tesis. En esta sección se sintetizan los hallazgos de ambos artículos, se discuten sus implicaciones conjuntas y se plantean recomendaciones orientadas a la transición hacia la economía

circular, concebida como el mecanismo indispensable para la reducción de las externalidades en la horticultura intensiva.

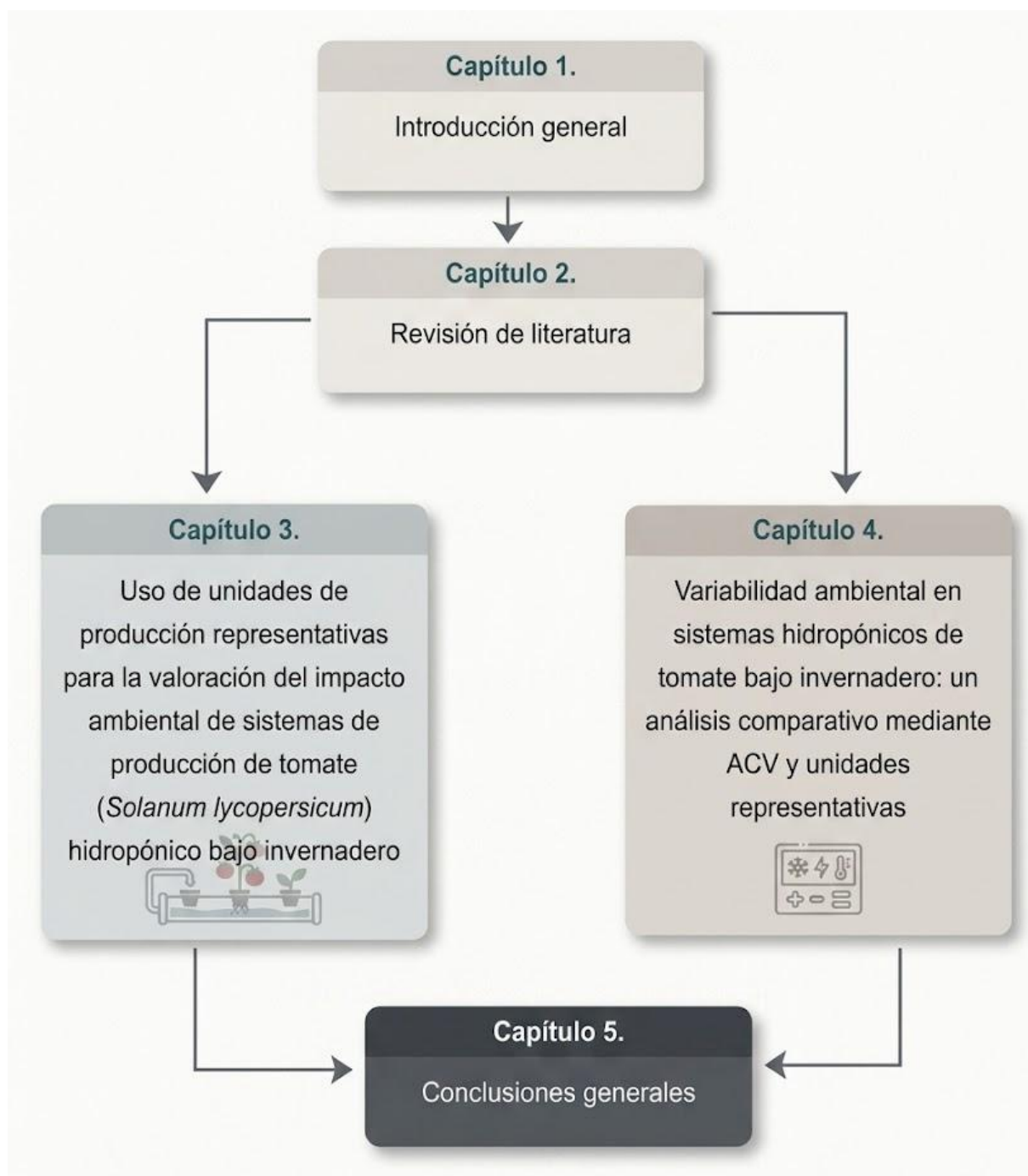


Figura 1. Estructura de la tesis

Fuente. Elaboración propia

LITERATURA CITADA

- Alhashim, R., Deepa, R., & Anandhi, A. (2021). Environmental Impact Assessment of Agricultural Production Using LCA: A Review. *Climate 2021*, Vol. 9, Page 164, 9(11), 164. <https://doi.org/10.3390/CLI9110164>
- Boulard, T., Raeppe, C., Brun, R., Lecompte, F., Hayer, F., Carmassi, G., & Gaillard, G. (2020). Environmental impact of greenhouse tomato production in France. *HAL Open Science*. <https://doi.org/10.1007/s13593>
- Brentrup, F., Kü, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. (2001). Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. In *European Journal of Agronomy* (Vol. 14). www.elsevier.com/locate/eja
- D'Amico, A., De Boni, A., Ottomano Palmisano, G., Acciani, C., & Roma, R. (2023). Environmental analysis of soilless tomato production in a high-tech greenhouse. *Cleaner Environmental Systems*, 11, 100137. <https://doi.org/10.1016/J.CESYS.2023.100137>
- FAO. (2024). *Estrategia de la FAO sobre el cambio climático 2022–2031*. FAO ; <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cc2274es>
- Farvardin, M., Taki, M., Gorjian, S., Shabani, E., & Sosa-Savedra, J. C. (2024). Assessing the Physical and Environmental Aspects of Greenhouse Cultivation: A Comprehensive Review of Conventional and Hydroponic Methods. *Sustainability 2024*, Vol. 16, Page 1273, 16(3), 1273. <https://doi.org/10.3390/SU16031273>
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>

- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.12.048>
- Hoof, B. Van, Núñez, G., & De Miguel, C. (2020). Metodología para la evaluación de avances en la economía circular en los sectores productivos de América Latina y el Caribe. *Desarrollo Productivo*. www.cepal.org/apps
- Jurgilevich, A., Birge, T., Kentala-Lehtonen, J., Korhonen-Kurki, K., Pietikäinen, J., Saikku, L., & Schösler, H. (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability (Switzerland)*, 8(1). <https://doi.org/10.3390/su8010069>
- Lloyd, S. M., & Ries, R. (2007). Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: A survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 161–179. <https://doi.org/10.1162/JIEC.2007.1136;JOURNAL:JOURNAL:15309290;ISSUE:ISSUE:DOI>
- Mikulčić, H., Wang, X., Duić, N., & Dewil, R. (2020). Environmental problems arising from the sustainable development of energy, water and environment system. *Journal of Environmental Management*, 259, 109666. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109666>
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E., & Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140, 399–409. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.06.071>
- Pomoni, D. I., Koukou, M. K., Vrachopoulos, M. G., & Vasiliadis, L. (2023). A Review of Hydroponics and Conventional Agriculture Based on Energy and Water Consumption, Environmental Impact, and Land Use. In *Energies* (Vol. 16, Number 4). MDPI. <https://doi.org/10.3390/en16041690>
- Pratt, L., & Ortega, J. M. (2019). *Protected Agriculture in Mexico: Building the Methodology for the First Certified Agricultural Green Bond*. <https://doi.org/10.18235/0001705>

- Ramírez-Cando, L. J., Mora-Ochoa, Y. I., Freire-Sanchez, A. S., & Medina-Rodriguez, B. X. (2025). Life Cycle Sustainability Assessment of Agriproducts in Latin America: Overview Based on Latent Dirichlet Allocation. *Sustainability* 2025, Vol. 17, Page 4954, 17(11), 4954. <https://doi.org/10.3390/SU17114954>
- Sagarnaga, V. L. M., Salas, G. J. M., & Aguilar, Á. J. (2018). *Metodología para estimar costos, ingresos y viabilidad financiera y económica en unidades representativas de producción*. (I, Vol. 1).
- UNEP, Benoît, N., C., T., M., N., S., E., E., S., T., R. G., S., B., M., V., S., L., A., F., & M., A. G. (2020). *Guidelines for social life cycle assesment of products and organizations 2020*.
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L. J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J. A., De Vries, W., Majele Sibanda, L., ... Murray, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447–492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4).

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Agricultura protegida e hidropónica

La agricultura protegida se ha consolidado como uno de los pilares estratégicos de la horticultura moderna debido a su capacidad para incrementar la productividad, estabilizar el rendimiento y optimizar el uso de recursos frente a la variabilidad climática y la degradación de los suelos agrícolas. A nivel global, los sistemas bajo invernadero han mostrado un crecimiento acelerado en las últimas dos décadas, impulsado por la necesidad de producir alimentos con altos estándares de calidad y por la expansión de tecnologías de riego, climatización y nutrición vegetal capaces de sostener cultivos intensivos a lo largo del año (Gao et al., 2022). En este contexto, los sistemas hidropónicos han cobrado especial relevancia, ya que permiten un control más preciso de los flujos de agua y nutrientes, reducen la dependencia de suelos agrícolas y presentan una eficiencia significativamente mayor en el uso de recursos frente a los sistemas convencionales de campo abierto (Noya et al., 2018)

En México, la agricultura protegida ha experimentado una expansión notable desde principios del siglo XXI, particularmente en zonas de clima templado-seco del centro y norte del país. El crecimiento de este modelo ha sido asociado tanto a la disponibilidad de infraestructura como al desarrollo de cadenas de exportación de hortalizas frescas, entre ellas el tomate, el pepino y el pimiento (SIAP, 2023). Según cifras recientes, el país se mantiene como uno de los principales productores de tomate bajo invernadero a nivel mundial, con más del 40 % de su producción total generada en sistemas de agricultura protegida (Balbuena-Mascada et al., 2023). La combinación de alta demanda internacional, disponibilidad de mano de obra especializada y mejoras tecnológicas ha impulsado la adopción de sistemas hidropónicos de solución nutritiva recirculada y sustratos inertes como perlita y fibra de coco, que ofrecen mayor control agronómico y permiten manejar densidades de plantación elevadas de manera eficiente (Trejo-Téllez et al., 2012).

La elección del tomate (*Solanum lycopersicum*) como cultivo modelo para evaluar la sostenibilidad de estos sistemas radica en sus altas exigencias fisiológicas y agronómicas. Las variedades comerciales de crecimiento indeterminado cultivadas

bajo invernadero se caracterizan por ciclos productivos largos, altas tasas de evapotranspiración y una curva de absorción de nutrientes exponencial. Para sostener rendimientos competitivos, el cultivo exige un suministro constante de soluciones nutritivas con elevada conductividad eléctrica, lo que se traduce en una dependencia crítica de fertilizantes de síntesis química, particularmente fuentes nitrogenadas (como el nitrato de calcio) y potásicas. Esta intensidad metabólica convierte al manejo agronómico, específicamente la eficiencia en la dosificación de riego y nutrición, en el verdadero motor del sistema, dictando en gran medida su éxito comercial y su huella ecológica.

Como consecuencia de esta intensidad, la expansión de la agricultura protegida en México ha puesto en evidencia desafíos ambientales relevantes. Entre los principales destacan el elevado consumo energético asociado al bombeo, ventilación y climatización; el uso intensivo de plásticos estructurales y agrícolas; la fuerte dependencia de los fertilizantes sintéticos (cuya manufactura posee una alta huella de carbono); y la generación de efluentes con altas concentraciones de lixiviados que, cuando no son gestionados adecuadamente, pueden contribuir a procesos de eutrofización en cuerpos de agua (Wang et al., 2025). A ello se suma la marcada heterogeneidad tecnológica presente entre las unidades productivas, que va desde invernaderos de tecnología media hasta estructuras de alta tecnificación, lo cual genera una gran variabilidad en el desempeño ambiental y dificulta la caracterización del sector bajo un esquema homogéneo.

La importancia económica y productiva del tomate hidropónico ha llevado a diversos investigadores a enfatizar la necesidad de generar información técnica robusta sobre sus impactos ambientales y su eficiencia en el uso de recursos. En múltiples estudios internacionales, se reconoce que la sostenibilidad de los sistemas hidropónicos no depende exclusivamente de los materiales estáticos del invernadero, sino de la capacidad operativa del productor para gestionar el agua, seleccionar insumos y mantener condiciones agronómicas estables (Nascimento et al., 2020). En México, donde la disponibilidad de datos locales es limitada y la variabilidad operativa es alta, esta necesidad se vuelve el punto de partida fundamental para orientar la toma de

decisiones técnicas y promover modelos productivos capaces de transitar hacia esquemas de circularidad y competitividad sustentable.

2.2. Impactos ambientales en sistemas agrícolas intensivos

Los sistemas agrícolas intensivos, particularmente aquellos desarrollados bajo esquemas de agricultura protegida, presentan un conjunto de impactos ambientales asociados al uso concentrado de recursos y a la dependencia de insumos industriales. Aunque estos modelos productivos han sido promovidos por su capacidad para incrementar el rendimiento y mejorar la eficiencia en el uso del agua y nutrientes, la literatura indica que su desempeño ambiental depende en gran medida de la gestión energética, la composición de los materiales utilizados, la frecuencia de reemplazo de insumos y las condiciones operativas específicas de cada unidad productiva (Boulard et al., 2020).

La intensificación de procesos, indispensable para alcanzar altos niveles de productividad, implica cargas ambientales que se manifiestan desde la fabricación de la infraestructura hasta la operación diaria del sistema. Uno de los aspectos más discutidos en la literatura es el elevado consumo energético requerido para mantener condiciones óptimas de cultivo. En sistemas hidropónicos bajo invernadero, la energía se destina principalmente al bombeo de agua y solución nutritiva, a la operación de ventilación, a la calefacción o enfriamiento y, en algunos casos, a la iluminación suplementaria. Estos requerimientos energéticos se traducen en emisiones de gases de efecto invernadero que incrementan el calentamiento global y la huella de carbono del sistema, especialmente en regiones donde la matriz energética depende de combustibles fósiles (Wang et al., 2025).

Asimismo, la fabricación y el transporte de materiales estructurales como acero, aluminio y plásticos agrícolas contribuyen de manera significativa al impacto ambiental acumulado, lo que resalta la importancia de considerar el ciclo de vida completo del sistema y no únicamente su fase operativa. Sumado al componente energético y material, el consumo de agua representa un aspecto central en la evaluación de la sostenibilidad. Si bien la agricultura hidropónica es reconocida por su alta eficiencia

hídrica en comparación con la producción tradicional en suelo, la gestión inadecuada de los drenajes puede generar pérdidas de nutrientes y residuos líquidos que impactan cuerpos de agua cercanos y contribuyen a severos procesos de eutrofización del agua dulce (Pomoni et al., 2023). La concentración de nutrientes en solución, la frecuencia de recambio y el manejo de lixiviados son factores críticos que determinan la magnitud de este impacto, el cual se intensifica en regiones con infraestructuras limitadas para el tratamiento de efluentes agrícolas.

Otro componente de suma relevancia es el uso de fertilizantes sintéticos, cuya producción industrial presenta una elevada huella energética. El uso intensivo de fuentes de nitrógeno y fósforo en sistemas hidropónicos, si bien favorece el control agronómico del tomate, genera presiones ecológicas asociadas tanto a su manufactura como a sus posibles emisiones al ambiente durante la operación. De forma paralela, la literatura destaca los impactos derivados de la producción y el descarte de materiales plásticos utilizados en sustratos, filmes de cubierta y componentes de riego, cuyos residuos pueden acumularse y detonar problemas de ecotoxicidad terrestre y acuática cuando no reciben una disposición final adecuada (Farvardin et al., 2024).

Finalmente, la heterogeneidad tecnológica presente en la agricultura protegida, particularmente en países latinoamericanos, dificulta la caracterización ambiental del sector bajo un enfoque uniforme. Las diferencias en infraestructura, nivel de tecnificación, calidad de los insumos y prácticas de manejo generan variaciones sustanciales en las cargas ambientales entre unidades productivas (Ramírez-Cando et al., 2025). Esta variabilidad subraya la necesidad ineludible de emplear métodos analíticos que incorporen representatividad territorial y permitan capturar la diversidad operacional real del sistema, elemento que constituye el fundamento para la aplicación del Análisis de Ciclo de Vida en esta investigación.

2.3. Metodologías de evaluación ambiental en sistemas agrícolas

La evaluación de impactos ambientales en sistemas agrícolas ha evolucionado considerablemente en las últimas décadas, consolidándose un conjunto de metodologías orientadas a cuantificar los efectos derivados del uso de energía, agua, fertilizantes, materiales y prácticas de manejo. Paralelamente al desarrollo de marcos normativos de sostenibilidad, se han empleado diversas herramientas analíticas como la huella de carbono, la huella hídrica, el análisis de emergía o herramientas de proyección climática como EX-ACT, las cuales evalúan cambios en emisiones o uso de recursos bajo distintos escenarios productivos (FAO, 2018; Kythreotis et al., 2024).

Aunque estas aproximaciones metodológicas son sumamente útiles para ciertos fines específicos, la literatura señala que suelen centrarse en dimensiones aisladas. Metodologías como la huella de carbono o la huella hídrica abordan solo una fracción del problema ambiental, ya que no capturan de manera integral la complejidad y las múltiples interacciones metabólicas de los sistemas agrícolas modernos, lo que puede derivar en la omisión de impactos cruzados o en el traslado de cargas contaminantes hacia otros rubros no evaluados (Hercher-Pasteur et al., 2021).

Frente a estas limitaciones metodológicas unidimensionales, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se ha posicionado como el enfoque más robusto y ampliamente utilizado para estudiar la sostenibilidad de diversos cultivos, desde sistemas extensivos de granos hasta horticultura de alta tecnificación (Greenhut et al., 2013; Notarnicola et al., 2017). A diferencia de las herramientas anteriores, el ACV permite estimar impactos simultáneos en múltiples categorías, como cambio climático, eutrofización, ecotoxicidad y uso de recursos, mediante la evaluación sistemática de todos los flujos de materia y energía asociados a la producción agrícola.

A pesar de esta superioridad analítica, la aplicación de evaluaciones ambientales integrales no está exenta de áreas de oportunidad. Una limitante frecuente en la literatura especializada es la alta dependencia de estudios de caso aislados y la escasez de mecanismos que garanticen la representatividad territorial de los inventarios, un desafío crítico en regiones con alta heterogeneidad productiva como América Latina (Ramírez-Cando et al., 2025).

Adicionalmente, en lo que respecta a la dimensión económica, aunque existen lineamientos teóricos para la valoración monetaria de los daños ambientales, su aplicación explícita para la toma de decisiones en estudios agrícolas sigue siendo limitada (Blomsma et al., 2019). La integración formal entre el ACV y métodos de valoración económica como los Costos de Remediación Ambiental (CRA) aparece en la literatura de manera todavía incipiente (Hoof et al., 2020). Este vacío metodológico evidencia la necesidad de desarrollar marcos de evaluación que no solo cuantifiquen el daño físico, sino que aporten indicadores económicos útiles para el sector.

2.4. El Análisis de Ciclo de Vida en la agricultura

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología estandarizada internacionalmente que permite evaluar los impactos ambientales potenciales asociados a un producto, proceso o sistema a lo largo de todas sus etapas, desde la extracción de materias primas hasta su disposición final. Su desarrollo conceptual y normativo, consolidado principalmente a través de las normas ISO 14040 y 14044, ha convertido al ACV en una herramienta fundamental para el análisis de la sostenibilidad en sectores donde la interacción entre insumos industriales, recursos naturales y procesos productivos genera una alta complejidad ambiental (Finnveden et al., 2009).

En el ámbito agrícola, esta metodología ha cobrado una relevancia indispensable debido a la necesidad de comprender los impactos derivados tanto de la producción industrial de los insumos como de las operaciones propias del cultivo, la cosecha y la poscosecha. La aplicación del ACV en la agricultura presenta características particulares que la distinguen de otros sectores industriales. A diferencia de los sistemas de manufactura cerrados, los sistemas agrícolas involucran dinámicas ecológicas y biogeoquímicas que pueden alterar significativamente los flujos de materia y energía. Estos factores incluyen la respiración y fotosíntesis de los cultivos, las pérdidas de nutrientes al suelo o al agua y la influencia directa del clima en los requerimientos energéticos y operativos del sistema. Por ello, el ACV agrícola requiere un enfoque que considere con mayor detalle las condiciones locales y las prácticas de manejo específicas de cada región (Notarnicola et al., 2017).

En los sistemas de horticultura protegida, como los invernaderos hidropónicos, el ACV se ha convertido en la herramienta idónea para identificar los principales puntos críticos (hotspots), los cuales suelen concentrarse en la fase de producción de insumos estructurales y fertilizantes, así como en la demanda energética durante la operación del sistema (Boulard et al., 2020). Diversos estudios han señalado que la construcción de la infraestructura puede representar una porción significativa del impacto total, especialmente en invernaderos que utilizan estructuras metálicas pesadas, sistemas de climatización activos o grandes cantidades de plásticos agrícolas (Pomoni et al., 2023). A ello se suman los impactos derivados de la fabricación de soluciones nutritivas, cuya producción implica altas cargas energéticas y emisiones asociadas a procesos industriales intensivos.

A pesar de su indiscutible rigor técnico, el ACV tradicional presenta ciertas limitaciones inherentes para su uso directo en los procesos de toma de decisiones. El primer desafío interpretativo radica en que sus resultados se expresan en unidades físicas, tales como kilogramos de CO₂ equivalente, metros cúbicos de agua o kilogramos de fósforo equivalente. Si bien estos indicadores aportan información ambiental de alto valor científico, no siempre resultan intuitivos para los productores, gestores o responsables de políticas públicas, quienes requieren métricas tangibles para justificar inversiones y cambios operativos.

Más allá del reto que supone la interpretación de sus resultados, la consolidación del ACV como instrumento de gestión agrícola enfrenta un obstáculo aún mayor al trasladarse a la realidad de las regiones emergentes. Si bien la metodología posee un diseño analítico sólido, su estructura original responde a contextos con alta disponibilidad de información y sistemas productivos altamente estandarizados. Por consiguiente, intentar aplicar este marco evaluativo en zonas con una profunda heterogeneidad tecnológica y vacíos de datos primarios revela barreras estructurales que comprometen la precisión de las evaluaciones y exigen una adaptación metodológica ineludible.

2.5. Limitaciones del ACV en contextos latinoamericanos

La aplicación del Análisis de Ciclo de Vida en la agricultura latinoamericana enfrenta un conjunto de limitaciones estructurales y metodológicas que influyen de manera directa en la representatividad y confiabilidad de los resultados. A diferencia de regiones con sistemas de información agrícola consolidados, América Latina se caracteriza por una alta heterogeneidad productiva, variabilidad tecnológica y una disponibilidad limitada de datos primarios sobre consumos reales de insumos, eficiencia energética, prácticas de manejo y rendimiento de los sistemas agrícolas (Aramendis et al., 2018; Serrano Mancilla & Carrillo, 2011). Esta combinación de factores dificulta la construcción de inventarios robustos que reflejen adecuadamente las condiciones operativas de los sistemas productivos, obligando con frecuencia al uso de estimaciones o referencias provenientes de otras regiones geográficas.

Una de las principales limitaciones del ACV en este contexto radica en la escasa disponibilidad de información primaria sistematizada y en la ausencia de mecanismos institucionales que permitan la recolección continua de datos ambientales. Muchos productores carecen de registros precisos sobre consumos de energía, fertilizantes o materiales estructurales, y las variaciones entre unidades productivas son tan amplias que dificultan la extrapolación de datos de un caso específico hacia modelos más amplios. Esto genera inventarios incompletos o fragmentados, incrementa la incertidumbre y limita la capacidad del ACV para caracterizar de manera robusta los impactos ambientales del sistema.

Asimismo, la mayoría de los estudios de ACV realizados en la región dependen de bases de datos internacionalizadas como Ecoinvent, cuyo contenido se basa predominantemente en procesos industriales y agrícolas europeos o norteamericanos (UNEP et al., 2020). Aunque estas bases de datos ofrecen una estructura estandarizada y una amplia cobertura de procesos, la falta de ajustes regionales puede conducir a estimaciones ambientales que no reflejan las particularidades locales del sector, especialmente en lo referente a la matriz energética, la procedencia de los insumos, la durabilidad de la infraestructura o los patrones de manejo agronómico. Esto resulta críticamente problemático en sistemas intensivos como los hidropónicos

bajo invernadero, donde pequeñas variaciones en la densidad de plantación, la frecuencia de riego o los materiales de construcción pueden modificar significativamente el impacto total (De Anda & Shear, 2017).

Adicionalmente, la estructura productiva agrícola en América Latina presenta desafíos inherentes a su propia diversidad. La coexistencia de unidades altamente tecnificadas con invernaderos de baja inversión genera contrastes operativos que complican el uso de un único inventario o modelo para caracterizar al sector (Soria-Ruiz et al., 2021). Ante esto, la mayoría de los estudios disponibles suelen basarse en casos de evaluación individuales, lo cual limita la comparabilidad, dificulta la identificación de patrones comunes en el desempeño ambiental y restringe la capacidad de los investigadores para construir escenarios alternativos realistas (Gallardo, 2024). Por otra parte, la variabilidad climática exige manejos diferenciados; en regiones cálidas y áridas, por ejemplo, la necesidad de ventilación o enfriamiento intensivo modifica drásticamente el consumo energético y la huella de carbono del sistema (Rojas-Rishor et al., 2022). Sin un enfoque que incorpore estas diferencias territoriales, los resultados corren el riesgo de ser generalizados de manera inapropiada.

Una limitación adicional que frena la adopción del ACV es la falta de mecanismos de interpretación económica. Aunque esta metodología ofrece un análisis detallado de las cargas ambientales en términos físicos, estos resultados resultan sumamente difíciles de traducir a decisiones productivas en sectores sensibles a los costos operativos y a la rentabilidad económica (Perevochtchikova, 2013). Esta triada de limitaciones metodológicas, la dependencia de bases de datos extranjeras, el uso de casos de estudio no extrapolables y la desconexión con el lenguaje financiero, hace indispensable la integración de nuevas herramientas analíticas capaces de regionalizar los inventarios y monetizar los impactos ambientales.

2.6. Unidades Representativas de Producción (URP) como estrategia de regionalización

Las Unidades Representativas de Producción (URP) se desarrollaron originalmente en el Agricultural & Food Policy Center (AFPC) de la Universidad de Texas A&M como un método para describir de manera estructurada la operación típica de un conjunto de unidades productivas con características tecnológicas y económicas similares (Sagarnaga et al., 2018). A diferencia de los estudios basados en casos de evaluación individuales, las URP sintetizan la experiencia de productores y especialistas mediante paneles técnicos y registros operativos empíricos, lo que permite construir modelos que representan el funcionamiento promedio de un sistema productivo bajo condiciones regionales específicas.

Su principal fortaleza radica en la capacidad de capturar la variabilidad existente entre unidades productivas sin perder coherencia en la representación general del sistema. Esta característica resulta particularmente relevante en sectores agrícolas donde las diferencias en la infraestructura, el uso de materiales, las estrategias de riego y el manejo agronómico influyen de manera directa y significativa en el desempeño ambiental y productivo (Bessou, 2016). En este sentido, las URP permiten estructurar inventarios y escenarios con un mayor grado de realismo analítico que los obtenidos a partir de una sola unidad de estudio.

En el contexto del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), las URP ofrecen una vía metodológica rigurosa para regionalizar los inventarios y reducir la dependencia de bases de datos internacionalizadas que, como se discutió anteriormente, no siempre reflejan las particularidades operativas locales. La incorporación de parámetros propios del territorio mejora sustancialmente la representatividad de los resultados y disminuye la incertidumbre asociada a la evaluación ambiental. Asimismo, esta herramienta facilita la comparación de escenarios alternativos, ya que permite modificar variables tecnológicas o de manejo bajo una estructura validada y empíricamente comprobable.

En consecuencia, la aplicación de las URP permite contextualizar metodológicamente el ACV en sistemas agrícolas caracterizados por una alta heterogeneidad, como la

producción hidropónica de tomate bajo invernadero en México. La integración de este enfoque en la presente investigación cumple un propósito dual: en primer término, aporta la representatividad técnica necesaria para reducir la incertidumbre en la construcción del inventario ambiental y en el cálculo de las cargas físicas; y en segundo término, establece la base cuantitativa requerida para estimar posteriormente los Costos de Remediación Ambiental (CRA), articulando de manera empírica la evaluación ecológica con la dimensión económica del sistema.

2.7. Costos de Remediación Ambiental (CRA) para la toma de decisiones

Los Costos de Remediación Ambiental (CRA) constituyen un enfoque económico que permite asignar un valor monetario a los impactos ambientales generados por un sistema productivo. Su principio fundamental radica en estimar el costo teórico asociado a mitigar, compensar o restaurar los daños ocasionados por emisiones, consumos de recursos o alteraciones ecológicas identificadas mediante metodologías de cuantificación física, como el Análisis de Ciclo de Vida (Hoof et al., 2022). Este tipo de valoración busca establecer una relación cuantitativa entre las cargas ambientales y los costos sociales asociados a su mitigación. (Perevochtchikova, 2013) De esta forma, se facilita la interpretación de los resultados técnicos, especialmente en sectores donde la toma de decisiones está fuertemente influenciada por factores financieros. En el caso del cambio climático, por ejemplo, diversos organismos internacionales han desarrollado estimaciones del costo social del carbono que representan el valor económico de los daños causados por una tonelada adicional de CO₂ emitida a la atmósfera (Naredo & Gómez-Baggethun, 2012). Estos valores sirven como referencia estandarizada para convertir las emisiones en montos comparables entre escenarios o tecnologías alternativas.

En contextos agrícolas, la integración de los CRA mediante los resultados del ACV permite evaluar de manera integral el desempeño de un sistema intensivo, ya que incorpora tanto la magnitud física del impacto como su relevancia económica. Esto resulta especialmente útil en la producción hidropónica bajo invernadero, donde los costos ambientales asociados al uso de energía, fertilizantes sintéticos y materiales

estructurales suelen representar una parte crítica de las externalidades totales (Barbosa et al., 2015). Al traducir estas cargas en valores monetarios, los CRA permiten identificar objetivamente qué procesos o insumos generan mayor daño y, por ende, dónde existe mayor potencial para mejorar la eficiencia operativa. En sistemas donde la rentabilidad es un factor limitante, contar con esta estimación permite visualizar la dimensión oculta de los costos de producción, complementando las herramientas tradicionales de evaluación financiera y proporcionando el argumento económico necesario para incentivar la transición hacia modelos más eficientes y circulares (Liantas et al., 2023).

2.8. Fundamentos de la Economía Circular

El crecimiento económico global y el desarrollo agrícola se han sustentado históricamente en un modelo de producción de carácter lineal, estructurado bajo el paradigma de "extraer, fabricar, consumir y desechar". Las externalidades negativas de este modelo, tales como el agotamiento de los recursos y la severa degradación ambiental, han exigido una transformación sistémica. Esto ha posicionado a la Economía Circular (EC) como el nuevo paradigma tecno-económico orientado a desvincular el desarrollo productivo del consumo desmedido de recursos finitos (Geissdoerfer et al., 2017).

Sin embargo, la adopción de la EC en los sectores productivos enfrenta un reto metodológico profundo. En la literatura y en las políticas públicas, la circularidad frecuentemente se ha abordado como un concepto macroeconómico abstracto o como un mero discurso de sostenibilidad corporativa (Kirchherr et al., 2017). Para que este paradigma posea una verdadera utilidad analítica y gerencial en la agricultura, resulta imperativo desestructurar esta abstracción teórica y traducirla en variables tangibles, medibles y cuantificables a nivel de unidad de producción.

Para lograr esta operativización, es necesario establecer parámetros de referencia sobre los cuales evaluar el nivel de circularidad de un sistema. La literatura ha desarrollado diversas visiones y marcos analíticos, siendo uno de los más extendidos la jerarquización de las estrategias "R", las cuales abarcan desde enfoques

preventivos como rechazar o repensar, hasta correctivos como el reciclaje o la recuperación. No obstante, para los fines de esta investigación, dichas clasificaciones no se asumen como listados prescriptivos o taxonomías rígidas, sino como directrices funcionales que permiten identificar dónde y cómo se pueden optimizar los flujos metabólicos del sistema productivo (Morseletto, 2020).

Bajo esta óptica paramétrica, el enfoque circular demuestra que no todas las acciones de mitigación tienen el mismo valor. Por ejemplo, el reciclaje convencional, aunque es frecuentemente sobrevalorado en el sector primario, representa en realidad una estrategia reactiva de baja eficiencia que demanda altas cantidades de energía. La verdadera transición hacia la circularidad exige priorizar los círculos internos mediante estrategias que conserven la energía y los materiales originales, tales como la reducción en origen del uso de agroquímicos, la recirculación de soluciones nutritivas o la prolongación de la vida útil de la infraestructura.

La incorporación de este modelo como solución a la problemática de la horticultura intensiva exige ir más allá de la adopción declarativa de buenas prácticas. Se requiere forzosamente un andamiaje analítico capaz de medir y cuantificar si la aplicación de estas estrategias de mitigación reduce de manera efectiva y comprobable la huella ecológica del sistema. Esta necesidad ineludible de evaluar empíricamente la circularidad es el detonante que justifica la integración de metodologías de medición física y valoración económica, estableciendo el puente definitivo entre el marco conceptual y la toma de decisiones agronómicas.

2.9. Transición hacia la Economía Circular en la horticultura intensiva

El desarrollo de la horticultura protegida moderna se ha fundamentado históricamente en un modelo tecno-económico de carácter lineal, regido por el paradigma de "extraer, fabricar, consumir y desechar". Si bien este enfoque ha permitido maximizar los rendimientos agronómicos para hacer frente a la creciente demanda alimentaria, su alta dependencia de insumos fósiles, fertilizantes sintéticos y plásticos agrícolas de un solo uso ha desencadenado una externalización masiva de costos ambientales. Ante este panorama, la EC aplicada a la agricultura emerge como un modelo sostenible

indispensable que aborda el agotamiento de los recursos naturales y la contaminación mediante la reutilización, el reciclaje y la optimización de los flujos de materia y energía (Velasco-Muñoz et al., 2021).

El interés científico y técnico por la transición circular en el sector agropecuario ha crecido de manera exponencial, desplazando el enfoque de la gestión de residuos hacia el diseño de sistemas agroalimentarios íntegramente sostenibles (Krstić et al., 2023). En el contexto latinoamericano, la adopción de la EC se encuentra en una fase de transición operativa, concentrándose en la valorización de subproductos, el aprovechamiento energético de la biomasa y la reducción de la linealidad en cadenas agroindustriales. No obstante, su consolidación definitiva depende de una mayor articulación institucional y del desarrollo de marcos de evaluación metodológicos adaptados a la heterogeneidad tecnológica de la región.

La adopción de modelos de negocio circulares en la agricultura está intrínsecamente ligada a la dinámica del mercado y la percepción social; sin embargo, existe una brecha persistente entre la preocupación ambiental declarada y la disposición real a pagar un sobreprecio. Aunque autores como Aschemann-Witzel & Zielke, (2017) señalan el costo como la principal barrera, datos recientes para el sector agroindustrial en México indican que el 65% de los consumidores percibe los productos sostenibles como excesivamente caros, y apenas un 34% manifiesta una disposición real a pagar un sobreprecio (Sherwell, 2025). No obstante, esta resistencia al precio convive con una demanda crítica de claridad, ya que el 70% de los consumidores mexicanos señala una falta de información y exige mayor transparencia en los procesos productivos.

Para que la transición hacia una horticultura baja en emisiones sea viable, el valor añadido de la sostenibilidad no solo debe existir, sino ser técnica y comercialmente verificable. La implementación de sistemas de trazabilidad y la internalización de externalidades permiten mitigar la asimetría de información, respondiendo a una tendencia global donde el 92% de los consumidores confía en marcas que demuestran responsabilidad socioambiental, mientras que un 73% afirma que dejaría de consumir productos de empresas que ignoren la crisis climática (Deloitte Insights, 2024). Bajo este enfoque, el uso de indicadores robustos alineados con marcos como la

Taxonomía Sostenible de México (SHCP, 2025) resulta esencial para proporcionar la certidumbre necesaria que sustente las ventajas competitivas, evitando el greenwashing y permitiendo que el consumidor valore y valide el esfuerzo de sostenibilidad en el punto de venta.

A pesar de estos avances, la literatura advierte sobre una barrera crítica inherente a los sistemas intensivos, consistente en que la adopción de principios circulares requiere mediciones estandarizadas y verificables para evitar prácticas superficiales de lavado verde. Es en este punto donde el ACV se posiciona como el instrumento técnico idóneo para diagnosticar el grado de linealidad del invernadero e identificar los puntos críticos, como el consumo de fertilizantes y agua. La materialización de estas estrategias exige trascender el análisis físico para convertirse en políticas de gestión empresarial viables, un proceso donde la estimación de los CRA actúa como el puente definitivo entre la ecología y la rentabilidad. El análisis de la literatura en agricultura protegida revela un campo de estudio donde, si bien la sostenibilidad y la circularidad son temas emergentes, persisten retos metodológicos complejos debido a la alta especialización y la escasez de datos técnicos específicos para el sector. En este escenario, la Economía Circular busca abrirse paso como un nuevo paradigma más que como una simple teoría, enfrentando el desafío de ir más allá del reciclaje para enfocarse en el cierre real de bucles y la reducción efectiva del desecho.

En este contexto, los Costos de Remediación Ambiental funcionan como una herramienta práctica, útil y replicable para la homogenización de la información. Más que buscar un valor de mercado estático, el CRA actúa como una contramedida frente al riesgo de que los mecanismos de financiamiento verde se conviertan en permisos de contaminación sin parámetros claros, asegurando que la transición se fundamente en un trabajo plausible que evite el greenwashing. Al traducir la complejidad técnica en una métrica común, esta valoración no se erige como un único catalizador, sino como una plataforma de conciencia que vincula al tomador de decisiones con el consumidor final, facilitando la visión interdisciplinaria necesaria para abordar la agricultura desde una perspectiva genuinamente integral.

LITERATURA CITADA

- Aguirre-López, M.-A., Alzate, J. A., & Cano, N. A. (2017). Evaluación de la carga ambiental asociada a un cultivo de hortensias en La Ceja del Tambo (Antioquia-Colombia) mediante el Análisis de Ciclo de Vida. *Gestión y Ambiente*. <https://doi.org/10.15446/ga.v20n2>.
- Alhashim, R., Deepa, R., & Anandhi, A. (2021). Environmental Impact Assessment of Agricultural Production Using LCA: A Review. *Climate 2021, Vol. 9, Page 164*, 9(11), 164. <https://doi.org/10.3390/CLI9110164>
- Almeida, J., Achten, W. M. J., Verbist, B., Heuts, R. F., Schrevens, E., & Muys, B. (2014). Carbon and water footprints and energy use of greenhouse tomato production in Northern Italy. *Journal of Industrial Ecology*, 18(6), 898–908. <https://doi.org/10.1111/jiec.12169>
- Aramendis, R. H., Rodríguez Luiz, A. G., & Krieger Merico, F. (2018). *Contribuciones a un gran impulso ambiental en América Latina y el Caribe: bioeconomía*.
- Aschemann-Witzel, J., & Zielke, S. (2017). *Can't Buy Me Green? A Review of Consumer Perceptions of and Behavior Toward the Price of Organic Food*. *Journal of Consumer Affairs*, 51(1), 211-251. <https://doi.org/10.1111/joca.12092>
- Audouin, M., & de Wet, B. (2012). Sustainability thinking in environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30(4), 264–274. <https://doi.org/10.1080/14615517.2012.742695>
- Avalos, L. C., & Núñez, V. É. (2018). Implementación del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), como estrategia para evaluar impactos ambientales en la ingeniería. *Jóvenes en la Ciencia*, 4.
- Balbuena-Mascada, S., Lobato-Ortiz, R., García-Zavala, J. J., Cruz-Izquierdo, S., & Rodríguez-Guzmán, E. (2023). COMPORTAMIENTO DE LÍNEAS DE TOMATE SALADETTE CON HÁBITO DE CRECIMIENTO DETERMINADO EN INVERNADERO. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 46(4), 367–367. <https://doi.org/10.35196/RFM.2023.4.367>

- Beer, J., Muschler, R., Kass, D., & Somarriba, E. (1997). Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems*, 38(1–3), 139–164. <https://doi.org/10.1023/A:1005956528316/METRICS>
- Bessou, C. (2016). Impactos ambientales de productos de aceite de palma: ¿Qué podemos aprender del Análisis de Ciclo de Vida? *Palmas*, 37, 225–234. <https://doi.org/10.56866/ISSN.0121-2923>
- Bidstrup, M. (2015). Life cycle thinking in impact assessment-Current practice and LCA gains. *Environmental Impact Assessment Review*, 54, 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.05.003>
- BIRF, & AIF. (2022). *Banco Mundial*. Banco Mundial. <https://www.bancomundial.org/es/topic>
- Blomsma, F., Pieroni, M., Kravchenko, M., Pigosso, D. C. A., Hildenbrand, J., Kristinsdottir, A. R., Kristoffersen, E., Shabazi, S., Nielsen, K. D., Jönbrink, A. K., Li, J., Wiik, C., & McAloone, T. C. (2019). Developing a circular strategies framework for manufacturing companies to support circular economy-oriented innovation. *Journal of Cleaner Production*, 241. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118271>
- Boulard, T., Raeppel, C., Brun, R., Lecompte, F., Hayer, F., Carmassi, G., & Gaillard, G. (2020). Environmental impact of greenhouse tomato production in France. *HAL Open Science*. <https://doi.org/10.1007/s13593>
- Bouwman, L., Goldewijk, K. K., Van Der Hoek, K. W., Beusen, A. H. W., Van Vuuren, D. P., Willems, J., Rufino, M. C., & Stehfest, E. (2013). Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proc Natl Acad Sci*, 110(52), 20882–20887. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012878108>
- Braumann, H., & Tilman, A. (2006). The Hitch Hiker’s Guide to LCA - An orientation in LCA methodology and application. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2), 142–142. <https://doi.org/10.1065/LCA2006.02.008>

- Brentrup, F., Kü, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. (2001). Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. En *European Journal of Agronomy* (Vol. 14). www.elsevier.com/locate/eja
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20(3), 247–264. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00024-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00024-8)
- Carrión, J. P. N.-. (2025). Economía circular en la agricultura: Un análisis bibliométrico. *Revista de investigación Agropecuaria Science and Biotechnology*, 5(1), 28–38. <https://doi.org/10.25127/riagrop.20251.1036>
- Cervantes, G. (2021). Transitando a la economía circular en el sector agropecuario: granjas experimentales en Guanajuato, México. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, 0(7), 45–66. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202101.003>
- Chan, I. U., Sánchez, F., Castillo, D., Contreras Magaña, E., & Corona Sáez, T. (2005). EFFECT OF PLANT DENSITY AND FRUIT THINNING ON TOMATO YIELD AND FRUIT SIZE. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 28(1), 33.
- Clark, M., & Tilman, D. (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AA6CD5>
- Clune, S., Crossin, E., & Verghese, K. (2017). Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production*, 140, 766–783. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>
- D'Amico, A., De Boni, A., Ottomano Palmisano, G., Acciani, C., & Roma, R. (2023). Environmental analysis of soilless tomato production in a high-tech greenhouse.

Cleaner Environmental Systems, 11, 100137.
<https://doi.org/10.1016/J.CESYS.2023.100137>

Danevad, D., Sapounas, A., Hillman, K., & Eriksson, O. (2023). Life cycle assessment of greenhouse tomatoes for the Swedish market. *Journal of Cleaner Production*, 431, 139819. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139819>

De Anda, J., & Shear, H. (2017). Potential of Vertical Hydroponic Agriculture in Mexico. *Sustainability*, 9. <https://doi.org/10.3390/su9010140>

Deloitte Insights. (2024). 2024 CxO Sustainability Report: Accelerating the Just Transition. Deloitte Development LLC.
<https://www.deloitte.com/global/en/issues/climate/cxo-sustainability-report.html>

Dias, G. M., Ayer, N. W., Khosla, S., Van Acker, R., Young, S. B., Whitney, S., & Hendricks, P. (2017). Life cycle perspectives on the sustainability of Ontario greenhouse tomato production: Benchmarking and improvement opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 140, 831–839.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.039>

Dimas, N. R., Cano Ríos, P., Figueroa Viramontes, U., Gil, A. P., Favela Chávez, E., De Paul Álvarez Reyna, V., Márquez Hernández, C., & Moreno Reséndez, A. (2008). Tomato production in greenhouse using vermicompost as substrate. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 31(3), 265–272.

FAO. (2018). *Libro de consulta sobre la agricultura climática inteligente*. www.fao.org/publications

FAO. (2024a). *Estrategia de la FAO sobre el cambio climático 2022–2031*. FAO ; <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cc2274es>

FAO. (2024b). *World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2024*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cd2971en>

Farvardin, M., Taki, M., Gorjian, S., Shabani, E., & Sosa-Savedra, J. C. (2024). Assessing the Physical and Environmental Aspects of Greenhouse Cultivation: A

- Comprehensive Review of Conventional and Hydroponic Methods. *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 1273, 16(3), 1273. <https://doi.org/10.3390/SU16031273>
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Gallardo, R. K. (2024). The Environmental Impacts of Agriculture: A Review. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 18(1–2), 165–235. <https://doi.org/10.1561/101.00000166>
- Gao, C., Wu, Q., Dyck, M., Lv, J., & He, H. (2022). Greenhouse area detection in Guanzhong Plain, Shaanxi, China: spatio-temporal change and suitability classification. *International Journal of Digital Earth*, 15(1), 226–248. <https://doi.org/10.1080/17538947.2021.2023667>
- Garofalo, P., D'Andrea, L., Tomaiuolo, M., Venezia, A., & Castrignanò, A. (2017). Environmental sustainability of agri-food supply chains in Italy: The case of the whole-peeled tomato production under life cycle assessment methodology. *Journal of Food Engineering*, 200, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2016.12.007>
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.12.048>
- Gheewala, S. H., Silalertruksa, T., Nilsalab, P., Mungkung, R., Perret, S. R., & Chaiyawannakarn, N. (2014). Water Footprint and Impact of Water Consumption for Food, Feed, Fuel Crops Production in Thailand. *Water* 2014, Vol. 6, Pages 1698-1718, 6(6), 1698–1718. <https://doi.org/10.3390/W6061698>
- Greenhut, F. R., Dufour, R., & Kendall, A. (2013). *Life-Cycle Assessment in Agricultural systems*. www.attra.ncat.org

- Hasler, K., Bröring, S., Omta, S. W. F., & Olf, H. W. (2015). Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *European Journal of Agronomy*, 69, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.001>
- Hendricks, P. (2012). *Life cycle assessment of greenhouse tomato (Solanum lycopersicum L.) production in Southwestern Ontario*. University of Guelph.
- Hercher-Pasteur, J., Loiseau, E., Sinfort, C., & Hélias, A. (2021). Identifying the resource use and circularity in farm systems: Focus on the energy analysis of agroecosystems. *Resources, Conservation and Recycling*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105502>
- Hoof, B. Van, Núñez, G., & De Miguel, C. (2020). Metodología para la evaluación de avances en la economía circular en los sectores productivos de América Latina y el Caribe. *Desarrollo productivo*. www.cepal.org/apps
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & van Zelm, R. (2016). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22:2, 22(2), 138–147. <https://doi.org/10.1007/S11367-016-1246-Y>
- IAEA. (2019). *Informe anual del OIEA*.
- Inglese, M. (2022). *Life Cycle Assessment of organic and conventional conserved crushed tomatoes for the Swedish market*. <https://www.slu.se/en/subweb/library/publish->
- Jurgilevich, A., Birge, T., Kentala-Lehtonen, J., Korhonen-Kurki, K., Pietikäinen, J., Saikku, L., & Schösler, H. (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability (Switzerland)*, 8(1). <https://doi.org/10.3390/su8010069>
- Kallas, Z., Lambarraa, F., & Gil, J. M. (2011). A stated preference analysis comparing the Analytical Hierarchy Process versus Choice Experiments. *Food Quality and Preference*, 22(2), 181–192. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2010.09.010>

- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221–232. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2017.09.005>
- Krstić, M., et al. (2023a). Prioritization of e-traceability drivers in the agri-food supply chains. *Journal of Agriculture and Food Research*, 12, 100560. <https://doi.org/10.1186/s40100-023-00284-5>
- Kuo, N. W., Hsiao, T. Y., & Yu, Y. H. (2005). A Delphi-matrix approach to SEA and its application within the tourism sector in Taiwan. *Environmental Impact Assessment Review*, 25(3), 259–280. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.09.007>
- Kythreotis, A. P., Hannaford, M., Howarth, C., & Bosworth, G. (2024). Translating climate risk assessments into more effective adaptation decision-making: The importance of social and political aspects of place-based climate risk. *Environmental Science & Policy*, 154, 103705. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2024.103705>
- Lenka, S., & Coumar, V. (2016). Impact of Fertilizers use on Environmental Quality. *En Society for Fertilizers and Environmental*. <https://www.researchgate.net/publication/298388032>
- Liantas, G., Chatzigeorgiou, I., Ravani, M., Koukounaras, A., & Ntinis, G. K. (2023). Energy Use Efficiency and Carbon Footprint of Greenhouse Hydroponic Cultivation Using Public Grid and PVs as Energy Providers. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 1024, 15(2), 1024. <https://doi.org/10.3390/SU15021024>
- Llamas, Ramón., & Chico, D. (2010). *The water footprint and virtual water exports of spanish tomatoes* (Fundación Marcelino Botín, Ed.; Vol. 8). Fundación Marcelino Botín. www.fundacionmbotin.org
- Lloyd, S. M., & Ries, R. (2007). Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: A survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 161–179. <https://doi.org/10.1162/JIEC.2007.1136;JOURNAL:JOURNAL:15309290;ISSUE:ISSUE:DOI>

- Lozano, J. T. (2009). *Manual de Producción de Tomate Bajo Invernadero* (H. Escobar & R. Lee, Eds.; 2a ed., Vol. 1). Cuadernos del Centro de Investigaciones y Asesorías Agroindustriales.
- Luna-Fletes, J. A., Can-Chulim, Á., Cruz-Crespo, E., Bugarín-Montoya, R., & Goreti Valdivia-Reynoso, M. (2018). INTENSIDAD DE RALEO Y SOLUCIONES NUTRITIVAS EN LA CALIDAD DE TOMATE CHERRY THINNING INTENSITY AND NUTRIENT SOLUTIONS ON THE QUALITY OF CHERRY TOMATO. *Revista Fitotecnica Mexicana*, 41(1), 59–66.
- Maaoui, M., Boukchina, R., & Hajjaji, N. (2021). Environmental life cycle assessment of Mediterranean tomato: case study of a Tunisian soilless geothermal multi-tunnel greenhouse. *Environment, Development and Sustainability*, 23(2), 1242–1263. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00618-z>
- Manzanares, V., & Manuel, V. (2014). EXTERNALIDADES Y MEDIOAMBIENTE. *Revista Iberoamericana de Organización de Empresas y Marketing*, 1(1).
- Mikulčić, H., Wang, X., Duić, N., & Dewil, R. (2020). Environmental problems arising from the sustainable development of energy, water and environment system. *Journal of Environmental Management*, 259, 109666. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109666>
- Mingolla, S., & Rosa, L. (2025). Low-carbon ammonia production is essential for resilient and sustainable agriculture. *Nature Food*, 6(6), 610–621. <https://doi.org/10.1038/s43016-025-01125-y>
- Mongeon, J., Kwofie, E. M., & Aidoo, R. (2025). Analysis of sustainability assessments to understand modeling trends and habits in the Agri-food industry: A Canadian case study. *Environmental Impact Assessment Review*, 114. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2025.107959>
- Moreno, R. A., Aguilar, D. J., & Luévano, G. A. (2008). Características de la Agricultura Protegida y su entorno en México. *AgEcon Serch*.

- Morseletto, P. (2020). Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 153. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104553>
- Naredo, J. M., & Gómez-Baggethun, E. (2012). Río +20 en Perspectiva Economía verde: nueva reconciliación virtual entre ecología y economía. *Hacia una prosperidad sostenible. La situación del mundo 2012. Informe anual del Worldwatch Institute sobre el progreso hacia una sociedad sostenible*, 347–421. <http://link.springer.com/10.1007/s00268-013-2270-8>
- Nascimento, C. S., Nascimento, C. S., & Filho, A. B. C. (2020). N:K RATIO FOR PHENOLOGICAL GROWTH STAGES OF NET MELON CULTIVATED IN NFT HYDROPONIC SYSTEM¹. *Revista Caatinga*, 33(1), 108–115. <https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n112rc>
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Roesch, A., Faist-Emmenegger, M., Rossi, V., Sébastien, H., & Agroscope,). (2019). World Food LCA Database Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. En *Quantis: 3.5* (1a ed.). www.agroscope.admin.ch
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E., & Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140, 399–409. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.06.071>
- Noya, L. I., Vasilaki, V., Stojceska, V., González-García, S., Kleynhans, C., Tassou, S., Moreira, M. T., & Katsou, E. (2018). An environmental evaluation of food supply chain using life cycle assessment: A case study on gluten free biscuit products. *Journal of Cleaner Production*, 170, 451–461. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.08.226>
- Oralia, M., Rivas, U., Lugo Hernández, L. T., Guadalupe Bórquez López, M., Orduño, M. R., & Falomir Bórquez, E. A. (2025). Agricultura Sostenible con Enfoque en Economía Circular. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 9(3), 8592–8608. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v9i3.18496

- Owen, A., Scott, K., & Barrett, J. (2018). Identifying critical supply chains and final products: An input-output approach to exploring the energy-water-food nexus. *Applied Energy*, 210, 632–642. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.09.069>
- Page, G., Ridoutt, B., & Bellotti, B. (2012). Carbon and water footprint tradeoffs in fresh tomato production. *Journal of Cleaner Production*, 32, 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.036>
- Pedalà, M. C., Traverso, M., Prestigiacomo, S., Covais, A., & Gugliuzza, G. (2023). Life Cycle Assessment of Tomato Cultivated in an Innovative Soilless System. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 15669, 15(21), 15669. <https://doi.org/10.3390/SU152115669>
- Perevochtchikova, M. (2013a). La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y política pública*, 22(2), 283–312. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-10792013000200001&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Pomoni, D. I., Koukou, M. K., Vrachopoulos, M. G., & Vasiliadis, L. (2023). A Review of Hydroponics and Conventional Agriculture Based on Energy and Water Consumption, Environmental Impact, and Land Use. En *Energies* (Vol. 16, Número 4). MDPI. <https://doi.org/10.3390/en16041690>
- Pratt, L., & Ortega, J. M. (2019). *Protected Agriculture in Mexico: Building the Methodology for the First Certified Agricultural Green Bond*. <https://doi.org/10.18235/0001705>
- Quintero Ramírez, J. M., Miguel, J., & Silvestre, O. (2026). Economía circular en el sector agrícola en Latinoamérica. Revisión sistemática. *Prohominum*, 8(1), 333–350. <https://doi.org/10.47606/ACVEN/PH0445>
- Ramírez-Cando, L. J., Mora-Ochoa, Y. I., Freire-Sanchez, A. S., & Medina-Rodriguez, B. X. (2025). Life Cycle Sustainability Assessment of Agriproducts in Latin America: Overview Based on Latent Dirichlet Allocation. *Sustainability* 2025, Vol. 17, Page 4954, 17(11), 4954. <https://doi.org/10.3390/SU17114954>

- Rojas-Rishor, A., Flores-Velazquez, J., Villagran, E., & Aguilar-Rodríguez, C. E. (2022). Valuation of Climate Performance of a Low-Tech Greenhouse in Costa Rica. *Processes* 2022, Vol. 10, Page 693, 10(4), 693. <https://doi.org/10.3390/PR10040693>
- Romero, R. B. I. (2003). El Análisis de Ciclo de Vida y la Gestión Ambiental. *Tendencias Tecnológicas*, 94.
- Rossato, D. A., Brazil, D., & Briggs, R. (2022). *The turning point: A new economic climate in south America*.
- Sagarnaga, V. L. M., Salas, G. J. M., & Aguilar, Á. J. (2018). *Metodología para estimar costos, ingresos y viabilidad financiera y económica en unidades representativas de producción*. (I, Vol. 1).
- Sanyé-Mengual, E., Oliver-Solà, J., Montero, J. I., & Rieradevall, J. (2015). An environmental and economic life cycle assessment of rooftop greenhouse (RTG) implementation in Barcelona, Spain. Assessing new forms of urban agriculture from the greenhouse structure to the final product level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(3), 350–366. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0836-9>
- Schoumans, O. F., Bouraoui, F., Kabbe, C., Oenema, O., & van Dijk, K. C. (2015). Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, 44(2), 180–192. <https://doi.org/10.1007/S13280-014-0613-9/FIGURES/4>
- Secretaría de Hacienda y Crédito Público (SHCP). (2023). Taxonomía Sostenible de México. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/shcp/documentos/taxonomia-sostenible-de-mexico>
- Serrano Mancilla, A., & Carrillo, S. M. (2011). *La Economía Verde desde una perspectiva de América Latina*. www.fes-ecuador.org
- Sherwell, C. P. (2025). Una mirada hacia la agroindustria. Rabobank México. Retos, oportunidades y acciones. 22º Foro Global Agroalimentario 2025.

- SIACON. (2023). *Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta*. DOF. <https://www.gob.mx/siap/documentos/siacon-ng-161430>
- SIAP. (2023). *Panorama Agroalimentario 2023*. <https://www.gob.mx/siap>
- Socarrás, A. Y., Terry, A. A., & Sánchez, I. A. (2018). Evaluación del impacto ambiental en la producción de tomate en sistema de cultivo protegido. *Agrotecnia de cuba*, 42, 91–98.
- Soria-Ruiz, J., Fernández-Ordoñez, Y. M., Medina-García, G., Quijano-Carranza, J. A., Ramírez-Guzmán, M. E., Aguilar-Marcelino, L., & Vazquez-Siller, L. M. (2021). Agriculture in Latin America: Recent Advances and Food Demands by 2050. *Springer Optimization and Its Applications*, 185, 139–154. https://doi.org/10.1007/978-3-030-84156-0_7
- Suazo-López, F., Hernández-Aguilar, C., Ramírez-Arias, J. A., Zepeda-Bautista, R., & Domínguez-Hernández, M. E. (2025). Sustainability analysis of the greenhouse tomato (*Solanum lycopersicum* L.) production system. *Journal of Applied Biology and Biotechnology*, 13(2), 32–43. <https://doi.org/10.7324/JABB.2025.211953>
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G. J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., Jolliet, O., Klann, U., Krewitt, W., Moriguchi, Y., Munksgaard, J., & Norris, G. (2004). System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. En *Environmental Science and Technology* (Vol. 38, Número 3, pp. 657–664). <https://doi.org/10.1021/es0263745>
- Torrellas, M., Antón, A., & Montero, J. I. (2013). An environmental impact calculator for greenhouse production systems. *Journal of Environmental Management*, 118, 186–195. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.011>
- Torres Pineda, I., Lee, Y. D., Kim, Y. S., Lee, S. M., & Park, K. S. (2021). Review of inventory data in life cycle assessment applied in production of fresh tomato in greenhouse. En *Journal of Cleaner Production* (Vol. 282). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124395>

- Trejo-Téllez, L. I., Gómez-Merino, F. C., Trejo-Téllez, L. I., & Gómez-Merino, F. C. (2012). Nutrient Solutions for Hydroponic Systems. *Hydroponics - A Standard Methodology for Plant Biological Researches*. <https://doi.org/10.5772/37578>
- Tukker, A. (2000). Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. En *Environmental Impact Assessment Review* (Vol. 20). www.elsevier.com/locate/eiar
- UNEP, Benoît, N., C., T., M., N., S., E., E., S., T., R. G., S., B., M., V., S., L., A., F., & M., A. G. (2020). *Guidelines for social life cycle assesment of products and organizations 2020*.
- Velasco-Muñoz, J. F., et al. (2021). Circular economy implementation in the agricultural sector: A systematic review. *Journal of Cleaner Production*, 281, 124395. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124395>
- Villagrán, E., Romero-Perdomo, F., Numa-Vergel, S., Galindo-Pacheco, J. R., & Salinas-Velandia, D. A. (2024). Life Cycle Assessment in Protected Agriculture: Where Are We Now, and Where Should We Go Next? *Horticulturae*, 10(1), 15. <https://doi.org/10.3390/HORTICULTURAE10010015/S1>
- Wang, L., Norford, L., Arkin, A., Niu, G., de Souza, S. V., Zahid, A., Shih, P. M., Piette, M. A., & Ganapathysubramanian, B. (2025). Finding sustainable, resilient, and scalable solutions for future indoor agriculture. *npj Science of Plants* 2025 1:1, 1(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/S44383-025-00006-4>
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L. J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J. A., De Vries, W., Majele Sibanda, L., ... Murray, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447–492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

3. USO DE UNIDADES DE PRODUCCIÓN REPRESENTATIVAS PARA LA VALORACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE TOMATE (*SOLANUM LYCOPERSICUM*) HIDROPÓNICO BAJO INVERNADERO*

Resumen

La agricultura protegida mediante sistemas hidropónicos ha cobrado gran relevancia en México debido a su eficiencia productiva e importancia económica, pero plantea múltiples desafíos operativos y ambientales, resaltando el impacto ligado al consumo intensivo de recursos y la generación de residuos. Este estudio tuvo como objetivo evaluar los impactos ambientales de la producción de jitomate rojo bajo invernadero a través de un Análisis de Ciclo de Vida (ACV), utilizando una Unidad Representativa de Producción (URP) como modelo técnico de referencia. La hipótesis planteada fue que es posible identificar, jerarquizar y traducir los impactos ambientales del sistema mediante su cuantificación en costos de remediación ambiental, facilitando así la formulación de estrategias de mitigación.

La investigación se desarrolló en tres fases: i) diseño y validación de la URP con base en revisión bibliográfica, paneles de expertos y encuestas a productores; ii) análisis ambiental mediante un Análisis de ciclo de vida a través del software Open LCA considerando cuatro categorías de impacto clave: calentamiento global, consumo de agua, eutrofización y ecotoxicidad terrestre; y iii) conversión de los impactos a costos económicos utilizando fuentes internacionales como el Banco Mundial y UNEP.

Los resultados estimaron un costo promedio de remediación ambiental de 745.62 dólares por tonelada de tomate producido, con impactos distribuidos en calentamiento global (43 %), consumo de agua (35 %), eutrofización (21 %) y ecotoxicidad (1 %). Estos hallazgos resaltan la contribución crítica de los fertilizantes y del uso hídrico, y demuestran que el enfoque propuesto constituye una herramienta útil para orientar intervenciones técnicas y políticas hacia una producción agrícola más sostenible.

Palabras clave: Impacto ambiental, Unidades Representativas, Análisis de ciclo de Vida, Costo de Remediación Ambiental.

USE OF REPRESENTATIVE PRODUCTION UNITS FOR ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF HYDROPONIC GREENHOUSE TOMATO (SOLANUM LYCOPERSICUM) PRODUCTION SYSTEMS

Abstract

Protected agriculture through hydroponic systems has gained significant importance in Mexico due to its productive efficiency and economic relevance, but it also poses multiple operational and environmental challenges, emphasizing the impact associated with intensive resource consumption and waste generation. This study aimed to evaluate the environmental impacts of greenhouse tomato production using a Life Cycle Assessment (LCA), with a Representative Production Unit (RPU) as a technical reference model. The hypothesis was that it is possible to identify, rank, and translate the environmental impacts of the system by quantifying them as environmental remediation costs, thereby facilitating the formulation of mitigation strategies.

The research was structured into three phases: (i) design and validation of the RPU based on a literature review, expert panels, and producer surveys; (ii) environmental evaluation through LCA using the OpenLCA software, considering four key impact categories: global warming, water consumption, freshwater eutrophication, and terrestrial ecotoxicity; and (iii) conversion of these impacts into economic costs using reference values from international organizations such as the World Bank and UNEP.

The results estimated an average environmental remediation cost of 745.62 USD per ton of tomatoes produced, with impacts distributed as follows: global warming (43%), water consumption (35%), eutrophication (21%), and terrestrial ecotoxicity (1%). These findings highlight the critical role of fertilizers and water use, and demonstrate that the proposed approach is a valuable tool to guide technical and policy decisions toward more sustainable agricultural production.

Keywords: Environmental Impact, Representative Units, Life Cycle Analysis, Environmental Remediation Cost, Hydroponics

3.1. INTRODUCCIÓN

La Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) constituye una herramienta fundamental para identificar, analizar y gestionar los efectos de las actividades humanas sobre el entorno natural (Perevochtchikova, 2013b). En el sector agrícola, la EIA permite comprender cómo los sistemas productivos inciden en los recursos naturales, como el agua, el suelo y la biodiversidad, y cómo pueden contribuir a procesos de degradación ambiental. Este enfoque se vuelve especialmente relevante ante los desafíos actuales que enfrentan los sistemas alimentarios globales, como el cambio climático, la escasez hídrica, la pérdida de servicios ecosistémicos y la contaminación de suelos (FAO, 2024b). Entre las principales problemáticas ambientales asociadas a la agricultura intensiva destacan las externalidades negativas, es decir, aquellos impactos que no se integran en los costos de producción ni son asumidos directamente por los productores (Manzanares & Manuel, 2014). Estas externalidades incluyen la emisión de gases de efecto invernadero, la contaminación por agroquímicos y la generación de residuos no biodegradables. En respuesta, ha surgido una tendencia internacional hacia la internalización de estos costos mediante políticas públicas, certificaciones voluntarias y exigencias del mercado. No obstante, este proceso representa un reto para los sistemas agrícolas de pequeña y mediana escala, que a menudo carecen de capacidades técnicas, organizativas y económicas para adaptarse a estas nuevas condiciones (Audouin & de Wet, 2012).

En este contexto, es prioritario cuantificar los impactos y diseñar estrategias para mitigarlos. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología robusta para evaluar los impactos ambientales potenciales a lo largo de todo el ciclo de vida de un sistema, desde la adquisición de materias primas hasta la disposición final (Perevochtchikova, 2013). Esta herramienta ha sido ampliamente utilizada en el sector agrícola, aunque su implementación en contextos de unidad productiva aún enfrenta limitaciones derivadas de la disponibilidad de datos y la complejidad de interpretación. Por ello, es necesario adaptar el enfoque del ACV a esta escala, facilitando su aplicación en diversos sistemas de producción y condiciones ambientales.

Para atender estas necesidades, este estudio propone una aproximación metodológica que combina el ACV con la metodología de Unidades Representativas de Producción (URP), con el fin de reflejar de manera más realista las condiciones técnicas, productivas y socioeconómicas de los sistemas agrícolas al nivel de unidad productiva. Adicionalmente, usa los “costos de remediación ambiental” como una estrategia para traducir los impactos identificados por el ACV en unidades monetarias, permitiendo así su comparación y jerarquización. Para priorizar acciones de mitigación y facilitar la toma de decisiones. Así, el objetivo del presente trabajo es evaluar el impacto ambiental de un sistema de producción agrícola mediante la aplicación del ACV, caracterizándolo través de la generación de una URP y complementado con la estimación de costos de remediación, con el propósito de generar evidencia que sustente la formulación de estrategias de mitigación y decisiones orientadas a la sostenibilidad en el sector agrícola.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1. Modelado de la Unidad Representativa de Producción

La producción de tomate bajo invernadero mediante técnicas hidropónicas fue seleccionada como caso de estudio debido a su creciente relevancia dentro del panorama agrícola nacional. Este cultivo representa actualmente el 2.4 % del valor total de la producción agropecuaria y el 8 % de las exportaciones agroalimentarias de México (SIAP, 2023) y ha mantenido una tasa de crecimiento del 10 % anual en la última década (SIACON, 2023). Esta expansión ha sido impulsada por incentivos de mercado y políticas de modernización agrícola, que han promovido modelos productivos intensivos en tecnología y recursos. Sin embargo, estos sistemas presentan desafíos ambientales significativos, como el elevado consumo energético, el uso intensivo de insumos sintéticos, la generación de residuos plásticos y la presión sobre acuíferos (Inglese, 2022; Mongeon et al., 2025).

Para la construcción de la URP, se llevó a cabo un proceso metodológico adaptado con el fin de reflejar de manera realista un sistema promedio de producción de tomate bajo invernadero, correspondiente a un rango tecnológico de nivel básico a medio

según De Anda & Shear, (2017) y Rojas-Rishor et al., (2022). Esta adaptación metodológica se estructuró en tres fases complementarias. En una primera etapa, se realizó una revisión documental enfocada en la producción de tomate rojo bajo invernadero en México. Se seleccionaron artículos científicos, manuales técnicos, libros y trabajos académicos que describieran sistemas de cultivo ubicados preferentemente en la zona centro del país, o en regiones con características agroclimáticas similares, priorizando sistemas con una escala de producción aproximada de una hectárea (Cuadro 3.1). Con esta revisión se esquematizó un modelo técnico preliminar de invernadero, integrando datos relativos al consumo de insumos, infraestructura, energía, manejo del cultivo y rendimiento.

Cuadro 3.1. Fuentes bibliográficas para la construcción del modelo

Temática	Artículos científicos	Manuales	Libros	Tesis
Manejo estructural	Zambrano, 2009	INTA, 2022	Loya et al., 2019	Mata-Vázquez, 2010
	Arvizu, 2018	Herrera, 1999	Reséndez et al., 2011	Muñoz et al., 2019
	Castañeda-Miranda et al., 2007	Morales et al., 2017	Mora, 2003	Sobrino, 2019
	Delgado-Tobón et al., 2020a, 2020b	Vásquez et al., 2010		
	Velázquez & Ojeda, 2015			
Manejo del cultivo	Moreno et al., 2012	Aguilar et al., 2011	Castañares, 2020	Francisco et al., 2008
	Barrios, 2004	Bravo, 2018	Lozano, 2009	Rangel et al., 2011
	Castillo et al., 2022	SAGARPA, 2017	Santos et al., 2010	Salazar Ordoñez et al., 2022
	Chan et al., 2005	Velázquez & Ojeda, 2015	Zamora et al., 2021	Solís & Pinto, 2020
	Cih-Dzul et al., 2011			Valenzuela et al., 2014
	Daniel Ortega-Martínez et al., 2010			
	de la Rosa-Rodríguez et al., 2016			
	Dimas et al., 2008			
	Fajardo Vargas et al., 2016			
	García et al., 2018			
	Juárez-Maldonado et al., 2015			
	Velazco et al., 2011			
Temas relacionados (hidroponía, nutrición, cultivos intensivos, impacto ambiental en sistemas agrícolas, etc.)	Boulard et al., 2020	Moreno et al., 2008	Romero, 2016	
	Bravo et al., 2013			
	Casallas et al., 2024			
	Cortés et al., 2018			
	Coxca et al., 2019			
	Gumisiriza et al., 2022			
	Luna-Fletes et al., 2018			

Vargas-Canales et al., 2018
Nájera et al., 2006
Orona et al., 2022
Vázquez et al., 2011
Zermeño-González et al., 2021

Fuente: Elaboración propia

Posteriormente, se llevó a cabo una sesión con un panel de expertos, definido como un grupo de profesionales con experiencia técnica comprobada en al menos una de las siguientes áreas: asesoramiento agronómico, producción directa, diseño e implementación de sistemas hidropónicos bajo invernadero. Esta sesión tuvo como propósito validar y ajustar los valores técnicos preliminares, considerando criterios de viabilidad técnica, frecuencia de uso y adaptabilidad al contexto real de pequeños y medianos productores similar a lo que realiza en su estudio Kuo et al., (2005) . Finalmente, se realizó una ronda de validación complementaria mediante una encuesta en línea dirigida a personas involucradas activamente en la producción, construcción o asesoramiento técnico de cultivos hidropónicos de tomate. Esta última fase permitió afinar los parámetros técnicos del modelo, confirmando su representatividad con base en las respuestas de actores directamente relacionados con el sistema productivo.

Los aspectos técnicos considerados para el diseño de la URP se dividieron en tres categorías principales. En primer lugar, se analizaron los insumos de producción, recopilando información sobre el consumo de agua, fertilizantes, productos fitosanitarios y las dosis promedio aplicadas durante un ciclo de cultivo de la región. En segundo lugar, se evaluaron los materiales agrícolas, incluyendo datos sobre el uso de semillas, tipos de sustrato empleados y componentes del sistema de cultivo, tales como sistemas de riego por goteo, tuberías y otros accesorios técnicos. Finalmente, se incorporaron los materiales constructivos asociados a la infraestructura del invernadero, como estructuras metálicas (acero galvanizado) y plásticos de cobertura (específicamente polietileno de baja densidad).

3.2.2. El ACV

El ACV fue seleccionado como herramienta metodológica principal debido a su enfoque integral y estandarizado para la evaluación ambiental de productos y procesos, conforme a la norma ISO 14040 (ISO, 2006). Las fases metodológicas correspondientes a la definición del objetivo y alcances, análisis de inventario; así como a la evaluación de los impactos del ciclo de vida, se describen a continuación.

3.2.3. Definición del objetivo y alcance

El objetivo de este estudio fue identificar y cuantificar los impactos ambientales asociados con la producción de tomate rojo bajo un sistema hidropónico en invernadero, cuyas características técnicas han sido detalladas en las secciones anteriores. La delimitación del sistema de producción analizado abarcó desde la etapa de preparación del invernadero hasta la cosecha. Esta delimitación incluyó el consumo de energía y agua por ciclo productivo, así como la amortización de los materiales e infraestructuras del sistema, tales como el acero estructural (con una vida útil estimada de 30 años) y las cubiertas plásticas (con una vida útil de 4 años). El estudio buscó aproximarse en lo posible al enfoque “de la cuna a la tumba” respondiendo a la recomendación de autores como Bidstrup, (2015) y Tukker, (2000) quienes destacan la importancia de considerar todo lo posible del ciclo de vida para capturar con mayor precisión los impactos ambientales asociados con la producción agrícola.

Así se consideraron dentro de los límites del sistema las siguientes etapas: construcción y acondicionamiento del invernadero, preparación del sustrato, manejo del cultivo y proceso de cosecha (Figura 3.1). Para estandarizar los resultados y permitir su comparación con otros sistemas agrícolas, se definió como unidad funcional (UF) la producción de una tonelada de tomate rojo.

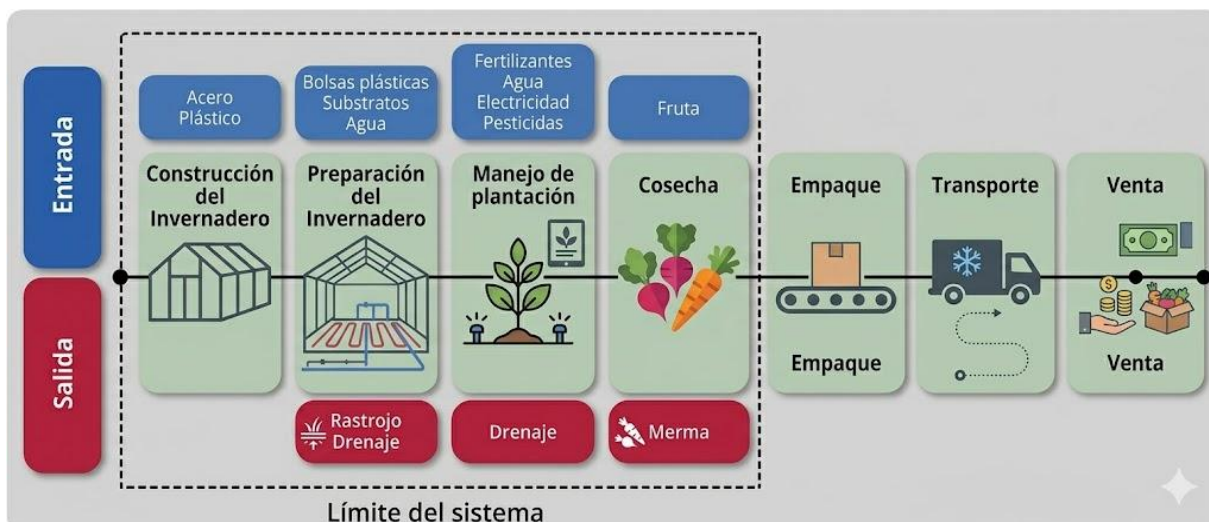


Figura 3.1. Límites del sistema de la producción de tomate hidropónico bajo invernadero.

Fuente: Elaboración propia basado en ISO 14040

3.2.4. Análisis del Inventario

Las entradas y salidas del sistema se establecieron a partir del modelo construido para la URP. Este modelo permitió cuantificar de forma estandarizada los flujos de materiales y energía asociados a cada proceso dentro del límite del sistema. Para ello, se consideraron insumos como agua, fertilizantes, energía eléctrica, plásticos, sustratos y productos fitosanitarios, así como las emisiones y residuos generados en cada etapa. Como se mencionó, los datos primarios fueron obtenidos de la revisión bibliográfica y validados mediante consulta a expertos, mientras que los datos de fondo (background data) provienen de bases de datos internacionales como EcoInvent y ELCD, priorizando aquellos con representatividad geográfica en México.

3.2.5. Evaluación del impacto ambiental

El impacto ambiental del inventario fue cuantificado aplicando la método ReCiPe 2016 en punto medio (H) seleccionando para el análisis cuatro categorías de impacto: calentamiento global (CG), consumo de agua dulce (CA), eutrofización del agua dulce (EA) y ecotoxicidad del suelo (ES), siguiendo criterios similares a los propuestos por

Socarrás et al., (2018) y lo mencionado por Alhashim et al., (2021) y Nemecek et al., (2019); esta elección de categorías corresponde a su alta relevancia en contextos agrícolas intensivos. La asignación de impactos se realizó con el Software OpenLCA versión 2.2 por su flexibilidad y capacidad para gestionar bases de datos complejas (Avalos & Núñez, 2018).

Se consideraron las cuatro categorías impacto que son frecuentemente referidas en estudios de ACV para la producción agrícola bajo diversas modalidades, incluidas la hidroponía, el fertirriego y la producción orgánica (Giraldi-Díaz et al., 2018; Sanz et al., 2008), a saber: el calentamiento global, las emisiones de gases de efecto invernadero, la eutrofización del agua dulce y la ecotoxicidad del suelo. El calentamiento global, medido en kilogramos de CO₂ equivalente, es una de las categorías más críticas, ya que la agricultura contribuye notablemente a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), especialmente a través del uso de energía, fertilizantes y transporte (Clark & Tilman, 2017). El consumo de agua dulce es especialmente relevante en las actividades agrícolas, aunque la hidroponía es más eficiente que los sistemas de producción sobre el suelo, su uso sigue teniendo implicaciones sobre la disponibilidad de recursos hídricos locales (Gheewala et al., 2014).

La eutrofización del agua dulce, causada por el escurrimiento de nutrientes como nitrógeno y fósforo, puede provocar alteraciones ecológicas severas en cuerpos de agua cercanos, fenómeno documentado ampliamente en zonas agrícolas con uso intensivo de fertilizantes solubles (Schoumans et al., 2015). Finalmente, la ecotoxicidad del suelo que está directamente relacionada con la disposición inadecuada de residuos o el uso de insumos con efectos acumulativos en el entorno circundante (Lenka & Coumar, 2016). Estas categorías de impacto permiten capturar de manera integral los principales efectos ambientales asociados al modelo de producción analizado.

3.2.6. El costo de la remediación ambiental

El costo asociado a la remediación ambiental de la URP se determinó mediante una revisión de información en repositorios digitales como el Banco Mundial, el Programa

de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y el Instituto Internacional para la Acción Climática (ICAP), correspondiente al año 2023, para que los valores obtenidos sean comparables con estudios de referencia global (Cuadro 3.2).

Cuadro 3.2. Valores económicos de remediación ambiental

Categoría de impacto	Unidades	Interpretación	Costo (USD/t)	Fuente
Calentamiento global	tCO ₂ eq	Toneladas de gases de efecto invernadero	\$2	Banco Mundial
Consumo de agua	m ³	El costo está calculado por m ³ en zonas de media a alta escasez de agua (México)	\$0.8	SEMARNAT
Eutrofización del agua	t P eq	Costo por cada 10 kg de P equivalente	\$100	The Economics of Ecosystems & Biodiversity Group (TEEB)
Ecotoxicidad del suelo	t 1,4-DCB	Tonelada de 1,4-diclorobenceno (DCB)	\$0.6	International Carbon Action Partnership (ICAP)

Fuente. Elaboración propia con valores del Banco mundial (2023), SEMARNAT (2017), ICAP (2023) y TEEB (2023).

3.2.7. Posibles acciones de mitigación

Si bien no existen estimaciones de costo universalmente aceptadas de costo de remediación (IAEA, 2019) por la diversidad de condiciones locales, la jerarquización de impactos ambientales en términos económicos es bastante consistente y facilita priorizar las acciones de reducción o mitigación de los impactos (Aguirre-López et al., 2017; BIRF & AIF, 2022; Rossato et al., 2022). Así, a partir de los procesos con mayores cargas ambientales ponderadas, se formularon estrategias específicas orientadas a reducir el uso de insumos críticos, mejorar la eficiencia en el consumo energético, optimizar el manejo de residuos y fomentar prácticas de economía circular. Estas propuestas se estructuraron considerando tanto su impacto ambiental como su aplicabilidad técnica dentro del sistema hidropónico bajo invernadero. La jerarquización de impactos permitió identificar relaciones directas entre ciertas prácticas productivas y los daños ambientales asociados, lo que facilitó la formulación de medidas alineadas con los principios de sostenibilidad y eficiencia de recursos.

Finalmente, al interpretar los resultados desde la lógica de las URP, las estrategias propuestas trascienden el caso de estudio puntual y permiten establecer recomendaciones transferibles a otras unidades productivas con características similares.

3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3.1. La Unidad Representativa de Producción y el inventario de materiales

La Unidad Representativa de Producción (URP) de jitomate en invernadero en la región central de México, se estandarizó con una superficie de media hectárea. El rendimiento promedio estimado es de 20 kg/m², utilizando plantas de doble tallo, lo que se traduce en una producción anual de 200 toneladas por hectárea. Esta variación depende del manejo técnico y las condiciones específicas con ciclos de hasta 9 meses (Lozano, 2009).

El régimen de riego se estableció con base en una demanda diaria promedio de 18.9 m³/ha, distribuida durante un ciclo productivo de nueve meses. Bajo esta condición, el consumo hídrico estimado fue de 5,103 m³/ha/ciclo. Considerando que la URP se definió para una superficie de 0.5 ha, el volumen total de agua utilizado durante el ciclo fue de 2,551.5 m³. Dado que la producción comercial estimada fue de 102 t de tomate por ciclo, el consumo de agua correspondió a 25.01 m³ por tonelada de tomate producido. Este valor se utilizó como referencia para armonizar el inventario del ACV y expresar los impactos ambientales en función de la unidad funcional definida.

Para elaborar el Inventario del ACV, que es el compendio de todos los materiales, cantidades y unidades que se registraron en OpenLCA (Cuadro 3.3), se establecieron los valores técnicos de los elementos constructivos clave del invernadero (estructura metálica y cubiertas plásticas) y las actividades del ciclo productivo. Ambos aspectos se clasificaron en tres grupos para su análisis: i) Preparación del invernadero (limpieza, desinfección, pruebas de riego, etc.); ii) Siembra, manejo y cosecha del cultivo (germinación, trasplante, tutorado, manejo cultural, podas y nutrición); y iii) Elementos constructivos del invernadero.

Cuadro 3.3. Modelo de entradas y salidas de materiales del Análisis de Ciclo de Vida.

Proceso	Unidad	Cantidad
Preparación del invernadero		
<i>Entradas</i>		
Agua*	L	1040
Polietileno de baja densidad**	kg	420
PVC de baja densidad**	m	100
Electricidad*	kWh	3.22
Desinfectante	L	0.25
Fibra de coco*	t	7.8
Bolsas de plástico	kg	60.9
Polipropileno	kg	66
Jabón***	kg	0.5
<i>Salidas</i>		
Drenajes**	L	150
Rastrojos *	kg	500
Siembra, manejo del cultivo y cosecha		
<i>Entradas</i>		
Nitrato de calcio*	kg	389.5
Nitrato de potasio*	kg	204.7
Sulfato de Magnesio*	kg	301.3
Sulfato de Potasio*	kg	6.34
Ácido sulfúrico*		9.2
Fosfato monoamónico*	kg	54
Electricidad*	kWh	352.2
Agua*	m ³ /t	25
Pesticidas*	kg	6
<i>Salidas</i>		
Drenaje**	L	79.3
Elementos constructivos		
<i>Entradas</i>		
Acero**	t	68.4
Plásticos**	kg	960
<i>Salidas</i>		
Sobrantes**	kg	100
Cosecha		
<i>Salidas</i>		
Tomate ***	t	102
Desecho y merma*	t	8

Fuente. Elaboración propia

*Dato de proveniente de EcoInvent 3.1

**Dato proveniente de ELCD 3.2

***Dato proveniente de Enviromental Foodprints 3.1

Dentro del inventario del ACV destacan el uso intensivo de materiales como plásticos, fertilizantes minerales y estructuras metálicas, cuya producción y disposición

representan cargas ambientales considerables. Asimismo, se evidencia una alta dependencia de recursos energéticos e hídricos que, en el contexto mexicano, están sujetos a subsidios gubernamentales importantes, lo que genera una percepción de disponibilidad a bajo costo. Esta situación refuerza la necesidad de ver integralmente las políticas públicas, ya que en este caso el fomento a la agricultura subsidiando insumos como el agua o la electricidad se contrapone con la política ambiental de reducir el consumo hídrico y de energía.

3.3.2. La valoración del impacto ambiental

Los resultados del ACV para las cuatro categorías de impacto analizadas se muestran en el Cuadro 3.4.

Cuadro 3.4. Resultados del ACV por categoría de impacto ambiental por tonelada de tomate

Categoría de impacto	Valor	Unidades equivalentes
Calentamiento global (CG)	40.28	kg CO ₂
Consumo de agua (CA)	155.77	m ³
Eutrofización de agua dulce (EA)	0.023	kg P
Ecotoxicidad terrestre (ET)	49.57	kg 1,4-DCB

Fuente. Elaboración propia

El impacto en la categoría de calentamiento global derivado de la producción de tomate en invernadero fue estimado en 40.28 kg CO₂ eq por tonelada de producto, lo que, considerando un rendimiento promedio de 220 toneladas por hectárea, equivale a 4.43 t CO₂ eq·ha⁻¹ por ciclo productivo. Aunque este valor refleja una eficiencia relativa en términos de emisiones por unidad de producto, comparado con sistemas agrícolas extensivos, aún representa una carga ambiental acumulativa importante. Por ejemplo, en sistemas agroforestales como el café, se han documentado tasas de captura de carbono de entre 10 y 20 toneladas de CO₂ por hectárea por año (Beer et al., 1997) lo que implica que una hectárea de sistema agroforestal podría compensar las emisiones de aproximadamente 2-4 hectáreas de invernadero en un año productivo. Esta comparación, aunque general, destaca el potencial de captura de carbono de ciertos sistemas agroecológicos y subraya la importancia de implementar prácticas de

mitigación en la agricultura protegida para reducir su huella climática sin comprometer la productividad.

Respecto al uso del recurso hídrico, se estimó un consumo de 382.8 m³ por hectárea. Valor que, aunque significativo, es sustancialmente menor en comparación con cultivos como el maíz, que bajo riego que requieren entre 4,000 y 6,000 m³·ha⁻¹ por ciclo agrícola (Segura-Castruita et al., 2012), lo cual se explica por la mayor precisión del riego en el manejo en invernadero.

Los impactos asociados a la eutrofización de cuerpos de agua dulce y la ecotoxicidad terrestre se relacionan con el uso intensivo de insumos químicos, como fertilizantes y pesticidas, cuya liberación al ambiente puede producir alteraciones en la calidad del agua, del suelo y la biodiversidad. Estos efectos son especialmente relevantes en sistemas cerrados como los invernaderos, donde el manejo deficiente del drenaje y los residuos puede amplificar los impactos ambientales.

Con el fin de identificar los aspectos a considerar para mejorar las prácticas agrícolas hacia una mayor sostenibilidad, en la Figura 3.2 se presenta la participación de los factores en las cuatro categorías de impacto analizadas.

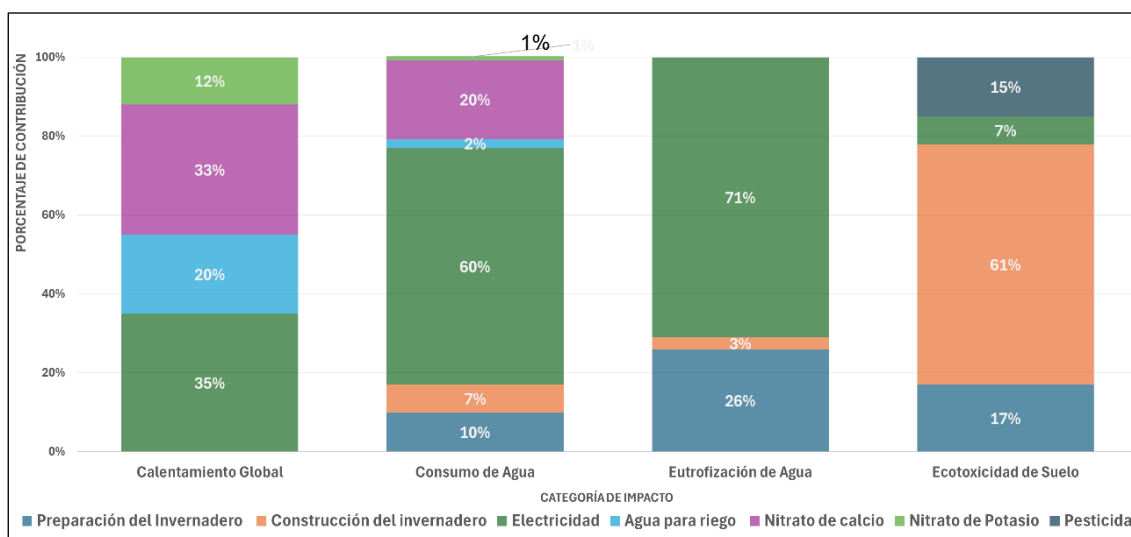


Figura 3.2. Árbol de contribución del ACV.

Fuente: Elaboración propia.

La categoría de CG revela emisiones de 40.28 kg de CO₂ eq por tonelada de tomate producido, de los cuales el 45% se relaciona con fertilizantes nitrogenados, principalmente nitrato de calcio (32%) y nitrato de potasio (12%). Este patrón coincide con lo reportado por Page et al., (2012) quienes indican que los fertilizantes pueden representar hasta un 54% de las emisiones totales, y por Hendricks, (2012), que atribuye 27.9 kg CO₂ eq/ton solo a esta categoría en producción hidropónica. Aunque la fertilización representa el mayor aporte al CG, otros elementos como el consumo energético y los procesos postcosecha también contribuyen de forma significativa, dependiendo del contexto geográfico y tecnológico del sistema, tal como lo muestran en su estudio Torres Pineda et al., (2021).

El consumo de agua de 155.77 m³ por tonelada de tomate producido, se encuentra dentro del rango reportado por Llamas & Chico, (2010), quienes identifican variaciones entre 25 y 215 m³/tonelada en cultivos bajo invernadero, dependiendo en gran medida de la zona geográfica y el manejo del sistema. Esta variabilidad responde, principalmente, al diseño del sistema de riego, la eficiencia en el uso del recurso y la tecnología utilizada. En cultivos intensivos, estudios como el de Dimas et al., (2008) y Luna-Fletes et al., (2018) reportan consumos que oscilan entre 1.5 y 3.5 litros por planta por día, lo que demuestra cómo las decisiones técnicas influyen directamente en el impacto ambiental del sistema. En cualquier caso, los niveles de consumo de agua son notablemente menores a los de sistemas más extensivos.

Si bien este estudio profundizó en el análisis del consumo de agua en sistemas hidropónicos intensivos, identificando patrones de uso y oportunidades de mejora en la eficiencia hídrica, representa solo un primer acercamiento. Aún es necesario ampliar el análisis para considerar factores adicionales de la huella hídrica, incluidos usos indirectos y efectos acumulativos no abordados en este estudio. No obstante, sus resultados permiten establecer una base metodológica sólida desde la cual continuar profundizando en investigaciones futuras. Identificar y cuantificar estos usos indirectos de forma más detallada será un paso clave para refinar la comprensión del ciclo hídrico en sistemas agrícolas intensivos como el hidropónico bajo invernadero.

La comparación de la categoría de impacto eutrofización del agua dulce muestra que Maaoui et al., (2021) reportan emisiones de hasta 0.11 kg P eq/tonelada de tomate, mientras en este estudio el valor fue de 0.02311 kg P eq/tonelada. Diferencia explicable por el tipo de fertilizantes empleados, la eficiencia del sistema de riego y las pérdidas por lixiviación. Del mismo modo, los valores observados para ecotoxicidad del suelo (ES) son menores a los encontrados por Boulard et al., (2020), quienes reportan 33 kg 1,4-DCB eq/tonelada, lo cual puede deberse a la menor aplicación de productos fitosanitarios en el sistema analizado o a una menor exposición directa del suelo, inherente a la producción hidropónica.

3.3.3. Valoración del costo de remediación ambiental

El costo de la remediación ambiental de los impactos de las cuatro categorías de impacto seleccionadas se presenta en la figura 3.3.

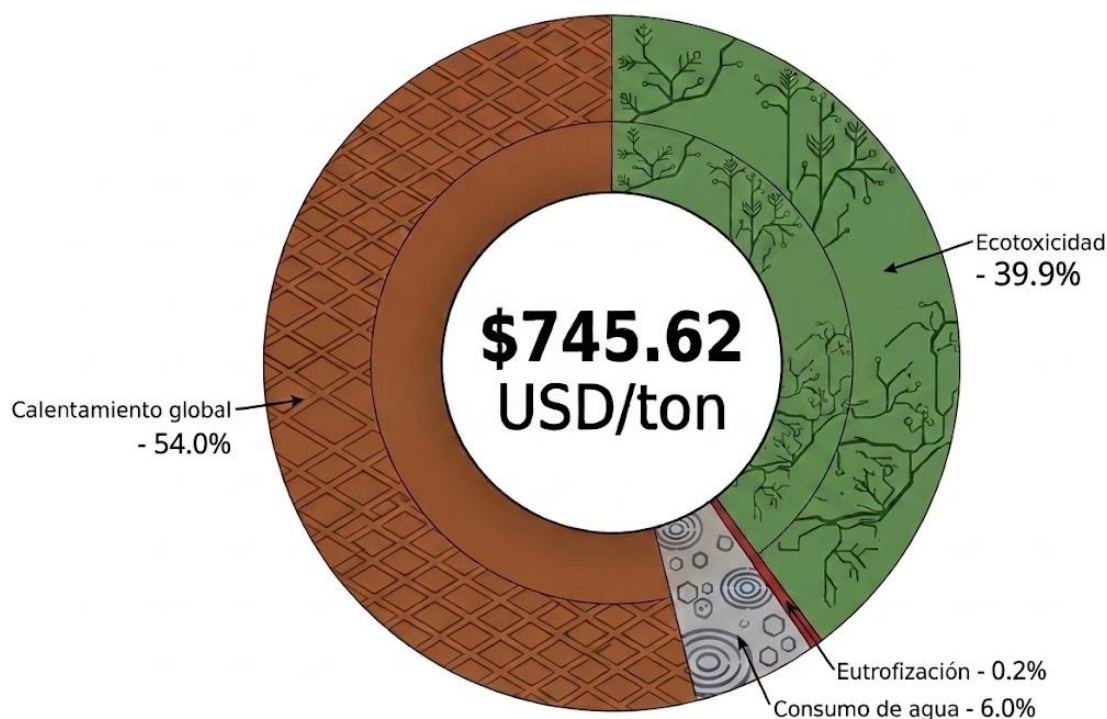


Figura 3.3 Costo de remediación ambiental por tonelada de tomate.

Fuente. Elaboración propia

La estimación del costo de remediación ambiental (CRA) para el sistema de producción hidropónica analizado fue de \$745.62 dólares por tonelada de tomate producido. Este valor representa una aproximación monetaria del costo asociado a mitigar o compensar los impactos ambientales generados durante el proceso productivo, por lo que permite visibilizar externalidades que normalmente permanecen fuera de los análisis financieros convencionales. En este sentido, el CRA no debe interpretarse únicamente como un gasto adicional que el productor tendría que asumir de manera inmediata, sino como una expresión del costo ambiental ampliado de la producción; es decir, como la diferencia entre el costo privado de producir y el costo social que implica hacerlo bajo determinadas condiciones tecnológicas, energéticas y de manejo.

La incorporación del CRA en el análisis productivo permite trasladar los resultados del ACV desde unidades biofísicas abstractas hacia un lenguaje económico más comprensible para productores, tomadores de decisiones y consumidores. Esta conversión fortalece la interpretación de los impactos ambientales porque muestra, en términos monetarios, la magnitud relativa de las cargas generadas por cada tonelada producida. De esta manera, el CRA funciona como una herramienta de traducción entre el desempeño ambiental y la gestión económica de la unidad productiva. La integración de estos costos en mecanismos de responsabilidad ambiental puede contribuir al diseño regulatorio y a la reducción de la asimetría de información entre productor y consumidor (Taufique et al., 2019). Asimismo, al transformar los impactos biofísicos en indicadores monetarios tangibles, estos valores pueden operar como insumos para esquemas de comunicación ambiental, etiquetado ecológico o diferenciación de mercado, al reducir parcialmente la incertidumbre del comprador sobre la autenticidad ambiental de un producto (Krstić et al., 2023b).

Bajo esta perspectiva, el valor de \$745.62 USD/t trasciende la noción de un simple costo oculto y se consolida como un parámetro de eficiencia multidimensional. Su importancia no radica únicamente en expresar cuánto costaría remediar los impactos ambientales, sino en mostrar qué tan eficiente es el sistema para transformar insumos en producto comercializable con el menor nivel posible de externalidades. Por ello, una

disminución del CRA no solo indicaría una reducción del daño ambiental, sino también una mejora en el uso de recursos estratégicos como agua, energía, fertilizantes, sustratos, plásticos e infraestructura. En términos productivos, el CRA permite identificar puntos críticos de intervención y jerarquizar medidas de mejora, tales como el uso más preciso de fertilizantes, la optimización del riego, la recirculación de soluciones nutritivas, la sustitución o reutilización de materiales plásticos, la mejora en la eficiencia energética o la incorporación gradual de fuentes renovables.

En consecuencia, el CRA puede emplearse como una métrica de gestión interna para comparar escenarios productivos, evaluar alternativas tecnológicas y priorizar inversiones ambientales. A diferencia de otros indicadores que solo expresan impactos en unidades equivalentes, el CRA permite estimar el peso económico relativo de cada categoría ambiental y, con ello, facilita la toma de decisiones sobre qué procesos deben atenderse primero. Esta característica resulta especialmente relevante en sistemas hidropónicos bajo invernadero, donde la productividad puede ser elevada, pero también existe una fuerte dependencia de insumos industriales, estructuras físicas, energía, agua y fertilizantes minerales. Por tanto, el CRA ayuda a distinguir entre una producción intensiva únicamente en términos de rendimiento y una producción eficiente desde una perspectiva ambiental y económica integrada.

No obstante, la transición hacia este modelo enfrenta desafíos estructurales en el mercado. Si bien los costos de remediación pueden funcionar teóricamente como referencia para esquemas de etiquetado, certificación o diferenciación ambiental, su incorporación directa al precio final del producto resulta compleja. Aunque la literatura identifica en ciertos nichos de mercado una disposición a pagar sobrepagos por productos con atributos ambientales diferenciados (Li et al., 2021), existe una brecha crítica entre la intención de compra y la capacidad real del mercado para absorber la totalidad del pasivo ambiental. En muchos casos, el sobrepago que el consumidor está dispuesto a pagar no es suficiente para cubrir simultáneamente los costos de producción, las inversiones tecnológicas requeridas y las acciones de remediación o mitigación, sin comprometer la rentabilidad del productor.

Por ello, en este estudio el CRA se interpreta principalmente como una herramienta de diagnóstico, comparación y jerarquización de procesos, más que como una solución inmediata de mercado. Su utilidad principal consiste en hacer visible el costo ambiental unitario de la producción y orientar estrategias de mejora que reduzcan dicho costo por tonelada producida. En este sentido, el CRA permite vincular la sostenibilidad con decisiones concretas de manejo, al mostrar que la reducción de impactos ambientales puede estar asociada con una mayor eficiencia técnica, una mejor administración de insumos y una disminución de pérdidas en el sistema. La sostenibilidad real, por tanto, no depende únicamente de trasladar el costo ambiental al consumidor, sino de encontrar un equilibrio entre eficiencia operativa, viabilidad financiera, responsabilidad ambiental y seguridad alimentaria.

3.3.4. Posibles acciones de mitigación

En el sistema de producción hidropónica de tomate analizado, los resultados del ACV identificaron áreas de oportunidad relevantes en las categorías de calentamiento global, ecotoxicidad terrestre y consumo de agua. Estas categorías se relacionan principalmente con el uso de energía eléctrica, fertilizantes minerales, insumos químicos, materiales plásticos y manejo del riego. En conjunto, estos resultados sugieren que la mejora del desempeño ambiental no debe plantearse únicamente como una sustitución aislada de insumos, sino como una reorganización del sistema productivo orientada a incrementar la eficiencia en el uso de materiales, agua y energía. Desde esta perspectiva, las estrategias de mitigación pueden estructurarse a partir de rutas de circularidad que permitan reducir entradas externas, aprovechar salidas del sistema y disminuir la generación de residuos o emisiones por unidad de producto.

Una primera ruta de mejora se relaciona con la reducción de la carga energética del sistema. En la producción hidropónica bajo invernadero, el uso de electricidad puede incidir de manera importante en la categoría de calentamiento global, especialmente cuando se emplea para bombeo, fertirriego, automatización, ventilación, monitoreo o acondicionamiento del ambiente productivo. Por ello, la incorporación gradual de fuentes renovables, la mejora en la eficiencia de los equipos y la optimización de los

tiempos de operación representan alternativas relevantes para reducir la intensidad energética por tonelada producida. Asimismo, el aprovechamiento de la biomasa residual podría considerarse como una opción complementaria para cerrar parcialmente los flujos de carbono dentro de la unidad de producción; sin embargo, su viabilidad dependería de la escala, la humedad del residuo, la logística de manejo, los costos de transformación y la existencia de tecnologías adecuadas para su valorización.

Respecto al impacto asociado con los fertilizantes minerales, si bien el uso de bioinsumos o fuentes orgánicas de nutrientes puede plantearse como una alternativa de mitigación, es necesario reconocer que en sistemas hidropónicos de alta productividad existen restricciones técnicas importantes. La producción intensiva requiere soluciones nutritivas estables, altamente solubles, de rápida disponibilidad y con concentraciones ajustadas a las necesidades fenológicas del cultivo. Por ello, una sustitución directa de fertilizantes minerales por fuentes orgánicas o biológicas podría generar desafíos relacionados con la solubilidad, la estabilidad de la solución nutritiva, el control del pH, la conductividad eléctrica, la sanidad radicular y la precisión en la dosificación. En este sentido, más que sustituir completamente los fertilizantes minerales, una vía más funcional para reducir la carga ambiental desde el origen consiste en perfeccionar los sistemas de dosificación, mejorar el monitoreo de la solución nutritiva e implementar tecnologías de recirculación o tratamiento de efluentes.

Estas acciones permitirían contener la liberación de nutrientes hacia cuerpos receptores, disminuir el riesgo de eutrofización y maximizar la eficiencia en el aprovechamiento de cada unidad de fertilizante aplicada. Además, la recirculación de soluciones nutritivas puede contribuir a reducir el consumo de agua y fertilizantes, siempre que se acompañe de un manejo técnico adecuado para evitar desbalances nutricionales, acumulación de sales o problemas fitosanitarios. De esta manera, la mitigación ambiental no se limita a reducir la cantidad de insumos utilizados, sino que implica mejorar la precisión con la que estos son incorporados, aprovechados y retenidos dentro del sistema productivo.

En cuanto al manejo de materiales, la transición hacia un metabolismo productivo más sostenible podría enfocarse en extender la vida útil de los activos operativos y gestionar estratégicamente las salidas del sistema. Los plásticos agrícolas, los residuos de cosecha, las soluciones nutritivas drenadas y los materiales estructurales al final de su vida útil no deben concebirse únicamente como residuos, sino como flujos con potencial de recuperación, reutilización o valorización. Esta perspectiva permite desplazar el manejo de recursos desde una lógica lineal de uso y disposición final hacia un esquema en el que las salidas del sistema puedan reincorporarse, cuando sea técnica y económicamente viable, a la cadena de valor. Esta orientación coincide con los principios de la economía circular, que plantean la eliminación de residuos y contaminación, la circulación de productos y materiales, y la regeneración de los sistemas naturales como ejes del rediseño productivo (Ellen MacArthur Foundation, 2020).

Finalmente, la reducción del consumo de agua mediante monitoreo en tiempo real del riego, ajuste de láminas aplicadas, captura de agua de lluvia, recirculación de drenajes y mejora en la uniformidad de humedad de los sustratos constituye una estrategia clave para disminuir el impacto ambiental del sistema. Estas prácticas no solo contribuyen a la mitigación de impactos, sino que también pueden incrementar la eficiencia agronómica y económica del cultivo al reducir pérdidas de agua, fertilizantes y energía asociadas al fertirriego. No obstante, su adopción requiere soporte técnico, inversión inicial y esquemas de acompañamiento financiero que permitan a los productores incorporar tecnologías sin comprometer su rentabilidad.

Así pues, las categorías analizadas muestran que la sostenibilidad del sistema hidropónico no depende de una sola intervención, sino de la articulación entre eficiencia energética, manejo preciso de nutrientes, reducción del consumo de agua, valorización de residuos y prolongación de la vida útil de los materiales. Por tanto, las estrategias de economía circular deben evaluarse no solo por su potencial ambiental, sino también por su viabilidad técnica, económica y operativa dentro de las condiciones reales de producción. Bajo esta perspectiva, el ACV permite identificar los puntos

críticos del sistema, mientras que el enfoque de circularidad ofrece rutas para transformar dichos puntos críticos en oportunidades de rediseño productivo.

3.4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La producción hidropónica de jitomate bajo invernadero tiene impactos ambientales significativos cuyo costo de remediación ambiental equivalente a \$745.62 dólares por tonelada producida. Sin embargo, un sistema de producción tan intensivo y con tantas posibilidades de control, ofrece múltiples acciones de prevención y mitigación de impactos ambientales a través de un manejo eficiente y equipamiento, por lo que la remediación del impacto ambiental comparativamente es demasiado costosa.

A menos que las unidades de producción requieran certificaciones ambientales para acceder al mercado o a financiamiento, el uso y adopción de estas acciones requieren que se establezcan políticas públicas que incentiven su uso, tales como: i) regulaciones y controles penalicen la laxitud de los estándares medioambientales, especialmente en materia de fluentes; ii) reducción de subsidios que promuevan el uso excesivo de agua y electricidad; y iii) promoción de la adopción y uso el uso de prácticas de producción sostenible a través de programas de asesoría técnica y financiamiento.

Desde el punto de vista metodológico el uso de modelar los impactos ambientales mediante UPR ofrece una buena base para que los resultados sean proyectables a sistemas similares dentro de una región con características productivas comparables. De esta forma, los datos generados no solo son útiles a nivel de una unidad de producción única, sino que pueden emplearse como referencia para análisis comparativos o de mejora tecnológica en sistemas de producción hidropónica bajo invernadero en otras regiones con condiciones análogas.

Adicionalmente, la naturaleza controlada de los sistemas hidropónicos permite identificar múltiples puntos de intervención a lo largo del proceso productivo. Esta característica otorga una ventaja estratégica, ya que cada punto de control puede

ajustarse de forma específica para reducir impactos particulares, favoreciendo mejoras puntuales en categorías como las mencionadas durante este estudio.

LITERATURA CITADA

- Aguirre-López, M.-A., Alzate, J. A., & Cano, N. A. (2017). Evaluación de la carga ambiental asociada a un cultivo de hortensias en La Ceja del Tambo (Antioquia-Colombia) mediante el Análisis de Ciclo de Vida. *Gestión y Ambiente*. <https://doi.org/10.15446/ga.v20n2>.
- Agnusdei, G. P., & Coluccia, B. (2022). *Sustainable Agrifood Supply Chains Review: A Circular Economy Perspective*. *Science of the Total Environment*, 824, 153704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153704>
- Alhashim, R., Deepa, R., & Anandhi, A. (2021a). Environmental impact assessment of agricultural production using lca: A review. *Climate*, 9(11). <https://doi.org/10.3390/CLI9110164>
- Alhashim, R., Deepa, R., & Anandhi, A. (2021b). Environmental Impact Assessment of Agricultural Production Using LCA: A Review. *Climate 2021, Vol. 9, Page 164*, 9(11), 164. <https://doi.org/10.3390/CLI9110164>
- Audouin, M., & de Wet, B. (2012). Sustainability thinking in environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30(4), 264–274. <https://doi.org/10.1080/14615517.2012.742695>
- Avalos, L. C., & Núñez, V. É. (2018). Implementación del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), como estrategia para evaluar impactos ambientales en la ingeniería. *Jóvenes En La Ciencia*, 4.
- Barbosa, G. L., Almeida Gadelha, F. D., Kublik, N., Proctor, A., Reichelm, L., Weissinger, E., Wohlleb, G. M., & Halden, R. U. (2015). Comparison of land, water, and energy requirements of lettuce grown using hydroponic vs. Conventional agricultural methods.

International Journal of Environmental Research and Public Health, 12(6), 6879–6891.
<https://doi.org/10.3390/IJERPH120606879>

Beer, J., Muschler, R., Kass, D., & Somarriba, E. (1997). Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems*, 38(1–3), 139–164.
<https://doi.org/10.1023/A:1005956528316/METRICS>

Bessou, C. (2016). Impactos ambientales de productos de aceite de palma: ¿Qué podemos aprender del Análisis de Ciclo de Vida? *Palmas*, 37, 225–234.
<https://doi.org/10.56866/ISSN.0121-2923>

Bidstrup, M. (2015). Life cycle thinking in impact assessment-Current practice and LCA gains. *Environmental Impact Assessment Review*, 54, 72–79.
<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.05.003>

BIRF, & AIF. (2022). *Banco Mundial*. Banco Mundial. <https://www.bancomundial.org/es/topic>

Blomsma, F., Pieroni, M., Kravchenko, M., Pigosso, D. C. A., Hildenbrand, J., Kristinsdottir, A. R., Kristoffersen, E., Shabazi, S., Nielsen, K. D., Jönbrink, A. K., Li, J., Wiik, C., & McAloone, T. C. (2019). Developing a circular strategies framework for manufacturing companies to support circular economy-oriented innovation. *Journal of Cleaner Production*, 241. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118271>

Boulard, T., Raeppe, C., Brun, R., Lecompte, F., Hayer, F., Carmassi, G., & Gaillard, G. (2011). Environmental impact of greenhouse tomato production in France. *Agronomy for Sustainable Development* 2011 31:4, 31(4), 757–777.
<https://doi.org/10.1007/S13593-011-0031-3>

Boulard, T., Raeppe, C., Brun, R., Lecompte, F., Hayer, F., Carmassi, G., & Gaillard, G. (2020). Environmental impact of greenhouse tomato production in France. *HAL Open Science*. <https://doi.org/10.1007/s13593>

Brentup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production.

European Journal of Agronomy, 20(3), 247–264. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00024-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00024-8)

Chan, I. U., Sánchez, F., Castillo, D., Contreras Magaña, E., & Corona Sáez, T. (2005). EFFECT OF PLANT DENSITY AND FRUIT THINNING ON TOMATO YIELD AND FRUIT SIZE. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 28(1), 33.

Clark, M., & Tilman, D. (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AA6CD5>

D'Amico, A., De Boni, A., Ottomano Palmisano, G., Acciani, C., & Roma, R. (2023). Environmental analysis of soilless tomato production in a high-tech greenhouse. *Cleaner Environmental Systems*, 11, 100137. <https://doi.org/10.1016/J.CESYS.2023.100137>

De Anda, J., & Shear, H. (2017). Potential of Vertical Hydroponic Agriculture in Mexico. *Sustainability*, 9. <https://doi.org/10.3390/su9010140>

Dimas, N. R., Cano Ríos, P., Figueroa Viramontes, U., Gil, A. P., Favela Chávez, E., De Paul Álvarez Reyna, V., Márquez Hernández, C., & Moreno Reséndez, A. (2008). Tomato production in greenhouse using vermicompost as substrate. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 31(3), 265–272.

Ellen MacArthur Foundation. (2020). Financing the Circular Economy: Capturing the Opportunity. <https://ellenmacarthurfoundation.org/financing-the-circular-economy>

FAO. (2018). *WHAT IS A SUSTAINABLE FOOD SYSTEM? WHY TAKE A FOOD SYSTEMS APPROACH? CHANGING FOOD SYSTEMS*.

FAO. (2024). *World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2024*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cd2971en>

Farvardin, M., Taki, M., Gorjian, S., Shabani, E., & Sosa-Savedra, J. C. (2024). Assessing the Physical and Environmental Aspects of Greenhouse Cultivation: A Comprehensive

Review of Conventional and Hydroponic Methods. *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 1273, 16(3), 1273. <https://doi.org/10.3390/SU16031273>

Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>

Gallardo, R. K. (2024). The Environmental Impacts of Agriculture: A Review. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 18(1–2), 165–235. <https://doi.org/10.1561/101.00000166>

Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.12.048>

Gheewala, S. H., Silalertruksa, T., Nilsalab, P., Mungkung, R., Perret, S. R., & Chaiyawannakarn, N. (2014). Water Footprint and Impact of Water Consumption for Food, Feed, Fuel Crops Production in Thailand. *Water* 2014, Vol. 6, Pages 1698-1718, 6(6), 1698–1718. <https://doi.org/10.3390/W6061698>

Gruda, N. S. (2019). Increasing Sustainability of Growing Media Constituents and Nutrients in Greenhouse Horticulture. *Sustainability*, 11(22), 6363. <https://doi.org/10.3390/su11226363>

Hendricks, P. (2012). *Life cycle assessment of greenhouse tomato (Solanum lycopersicum L.) production in Southwestern Ontario*. University of Guelph.

Hercher-Pasteur, J., Loiseau, E., Sinfort, C., & Hélias, A. (2021). Identifying the resource use and circularity in farm systems: Focus on the energy analysis of agroecosystems. *Resources, Conservation and Recycling*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105502>

Hoof, B. Van, Núñez, G., & De Miguel, C. (2022). *Metodología para la evaluación de avances en la economía circular en los sectores productivos de América Latina y el Caribe*. www.cepal.org/apps

IAEA. (2019). *Informe anual del OIEA*.

Inglese, M. (2022). *Life Cycle Assessment of organic and conventional conserved crushed tomatoes for the Swedish market*. [https://www.slu.se/en/subweb/library/publish-](https://www.slu.se/en/subweb/library/publish-tomatoes-for-the-Swedish-market)

ISO. (2006). *ISO 14040:2006* (2006th ed.). www.iso.org/standard/45491.html <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/sist/fd15a9a8-acf5-491d-9fd1-b158c07376c1/iso-14040-2006>

Jurgilevich, A., Birge, T., Kentala-Lehtonen, J., Korhonen-Kurki, K., Pietikäinen, J., Saikku, L., & Schösler, H. (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability (Switzerland)*, 8(1). <https://doi.org/10.3390/su8010069>

Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221–232. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2017.09.005>

Krstić, M., et al. (2023b). The impact of eco-labeling on sustainable consumer behavior: Evidence from emerging economies. *Sustainability*, 15(10), 8045.

Kuo, N. W., Hsiao, T. Y., & Yu, Y. H. (2005). A Delphi-matrix approach to SEA and its application within the tourism sector in Taiwan. *Environmental Impact Assessment Review*, 25(3), 259–280. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.09.007>

Lenka, S., & Coumar, V. (2016). Impact of Fertilizers use on Environmental Quality. In *Society for Fertilizers and Environmental*. <https://www.researchgate.net/publication/298388032>

Liantas, G., Chatzigeorgiou, I., Ravani, M., Koukounaras, A., & Ntinis, G. K. (2023). Energy Use Efficiency and Carbon Footprint of Greenhouse Hydroponic Cultivation Using Public Grid and PVs as Energy Providers. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 1024, 15(2), 1024. <https://doi.org/10.3390/SU15021024>

Li, S., & Kallas, Z. (2021). Meta-analysis of consumers' willingness to pay for sustainable food products. *Appetite*, 163, 105239. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2021.105239>

- Llamas, Ramón., & Chico, D. (2010). *The water footprint and virtual water exports of spanish tomatoes*. Fundación Marcelino Botín.
- Lloyd, S. M., & Ries, R. (2007). Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: A survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 161–179.
<https://doi.org/10.1162/JIEC.2007.1136>;JOURNAL:JOURNAL:15309290;ISSUE:ISSUE:DOI
- Lozano, J. T. (2009). *Manual de Producción de Tomate Bajo Invernadero* (H. Escobar & R. Lee, Eds.; 2nd ed., Vol. 1). Cuadernos del Centro de Investigaciones y Asesorías Agroindustriales.
- Luna-Fletes, J. A., Can-Chulim, Á., Cruz-Crespo, E., Bugarín-Montoya, R., & Goreti Valdivia-Reynoso, M. (2018). INTENSIDAD DE RALEO Y SOLUCIONES NUTRITIVAS EN LA CALIDAD DE TOMATE CHERRY THINNING INTENSITY AND NUTRIENT SOLUTIONS ON THE QUALITY OF CHERRY TOMATO. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 41(1), 59–66.
- Maaoui, M., Boukchina, R., & Hajjaji, N. (2021). Environmental life cycle assessment of Mediterranean tomato: case study of a Tunisian soilless geothermal multi-tunnel greenhouse. *Environment, Development and Sustainability*, 23(2), 1242–1263.
<https://doi.org/10.1007/s10668-020-00618-z>
- Manzanares, V., & Manuel, V. (2014). EXTERNALIDADES Y MEDIOAMBIENTE. *Revista Iberoamericana de Organización de Empresas y Marketing*, 1(1).
- Mongeon, J., Kwofie, E. M., & Aidoo, R. (2025). Analysis of sustainability assessments to understand modeling trends and habits in the Agri-food industry: A Canadian case study. *Environmental Impact Assessment Review*, 114.
<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2025.107959>
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Roesch, A., Faist-Emmenegger, M., Rossi, V., Sébastien, H., & Agroscope,). (2019). World Food LCA Database Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. In *Quantis: Vol. 3.5* (1st ed.). www.agroscope.admin.ch

- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E., & Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140, 399–409. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.06.071>
- Page, G., Ridoutt, B., & Bellotti, B. (2012). Carbon and water footprint tradeoffs in fresh tomato production. *Journal of Cleaner Production*, 32, 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.036>
- Perevochtchikova, M. (2013a). La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y Política Pública*, 22(2), 283–312. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-10792013000200001&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Perevochtchikova, M. (2013b). La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y Política Pública*, 22(2), 283–312. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-10792013000200001&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Perevochtchikova, M. (2013c). La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y Política Pública*, 22.
- Pomoni, D. I., Koukou, M. K., Vrachopoulos, M. G., & Vasiliadis, L. (2023). A Review of Hydroponics and Conventional Agriculture Based on Energy and Water Consumption, Environmental Impact, and Land Use. In *Energies* (Vol. 16, Issue 4). MDPI. <https://doi.org/10.3390/en16041690>
- Pratt, L., & Ortega, J. M. (2019). *Protected Agriculture in Mexico: Building the Methodology for the First Certified Agricultural Green Bond*. <https://doi.org/10.18235/0001705>
- Ramírez-Cando, L. J., Mora-Ochoa, Y. I., Freire-Sanchez, A. S., & Medina-Rodriguez, B. X. (2025). Life Cycle Sustainability Assessment of Agriproducts in Latin America: Overview Based on Latent Dirichlet Allocation. *Sustainability* 2025, Vol. 17, Page 4954, 17(11), 4954. <https://doi.org/10.3390/SU17114954>

- Rojas-Rishor, A., Flores-Velazquez, J., Villagran, E., & Aguilar-Rodríguez, C. E. (2022). Valuation of Climate Performance of a Low-Tech Greenhouse in Costa Rica. *Processes* 2022, Vol. 10, Page 693, 10(4), 693. <https://doi.org/10.3390/PR10040693>
- Rossato, D. A., Brazil, D., & Briggs, R. (2022). *The turning point: A new economic climate in south America*.
- Sagarnaga, V. L. M., Salas, G. J. M., & Aguilar, Á. J. (2018). *Metodología para estimar costos, ingresos y viabilidad financiera y económica en unidades representativas de producción*. (|, Vol. 1).
- Schoumans, O. F., Bouraoui, F., Kabbe, C., Oenema, O., & van Dijk, K. C. (2015). Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, 44(2), 180–192. <https://doi.org/10.1007/S13280-014-0613-9/FIGURES/4>
- SIACON. (2023). *Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta*. DOF. <https://www.gob.mx/siap/documentos/siacon-ng-161430>
- SIAP. (2023). *Panorama Agroalimentario 2023*. <https://www.gob.mx/siap>
- Socarrás, A. Y., Terry, A. A., & Sánchez, I. A. (2018). Evaluación del impacto ambiental en la producción de tomate en sistema de cultivo protegido. *Agrotecnia de Cuba*, 42, 91–98.
- Soria-Ruiz, J., Fernández-Ordoñez, Y. M., Medina-García, G., Quijano-Carranza, J. A., Ramírez-Guzmán, M. E., Aguilar-Marcelino, L., & Vazquez-Siller, L. M. (2021). Agriculture in Latin America: Recent Advances and Food Demands by 2050. *Springer Optimization and Its Applications*, 185, 139–154. https://doi.org/10.1007/978-3-030-84156-0_7
- Taufique, K. M., et al. (2019). Integrating the role of eco-labels and consumer trust in sustainable consumption. *Journal of Business Research*, 101, 123-134.
- Torres Pineda, I., Lee, Y. D., Kim, Y. S., Lee, S. M., & Park, K. S. (2021). Review of inventory data in life cycle assessment applied in production of fresh tomato in greenhouse. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 282). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124395>

- Tukker, A. (2000). Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. In *Environmental Impact Assessment Review* (Vol. 20). www.elsevier.com/locate/eiar
- UNEP, Benoît, N., C., T., M., N., S., E., E., S., T., R. G., S., B., M., V., S., L., A., F., & M., A. G. (2020). *Guidelines for social life cycle assesment of products and organizations 2020*.
- Velasco-Muñoz, J. F., et al. (2022). Circular economy implementation in the agricultural sector: A systematic review. *Journal of Cleaner Production*, 345, 131765. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131765>
- Wang, L., Norford, L., Arkin, A., Niu, G., de Souza, S. V., Zahid, A., Shih, P. M., Piette, M. A., & Ganapathysubramanian, B. (2025). Finding sustainable, resilient, and scalable solutions for future indoor agriculture. *Npj Science of Plants* 2025 1:1, 1(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/S44383-025-00006-4>
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L. J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J. A., De Vries, W., Majele Sibanda, L., ... Murray, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447–492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

4. VARIABILIDAD AMBIENTAL EN SISTEMAS HIDROPÓNICOS DE TOMATE BAJO INVERNADERO: UN ANÁLISIS COMPARATIVO MEDIANTE ACV Y UNIDADES REPRESENTATIVAS*

Resumen

Se analizó el desempeño ambiental de una Unidad Representativa de Producción (URP) frente a tres unidades comerciales de tomate (*Solanum lycopersicum*) bajo invernadero mediante Análisis de Ciclo de Vida (ACV). El objetivo fue identificar patrones de impacto y evaluar la variabilidad ambiental en sistemas con tecnología similar. La metodología se basó en la norma ISO 14040, el método ReCiPe Midpoint (H) y la base de datos Ecoinvent 3.1. Los resultados indican que las categorías de cambio climático, uso de agua, ecotoxicidad y eutrofización concentran las mayores cargas ambientales. Las categorías estructurales mostraron estabilidad (cambio climático, $CV \approx 5\%$), mientras que las operativas presentaron alta dispersión (ecotoxicidad, $CV \approx 19\%$; eutrofización marina, $CV \approx 98\%$). Se identificó que la infraestructura polimérica genera un impacto base relativamente constante, mientras que el manejo del riego y la nutrición determinan la variabilidad del sistema. Los resultados sugieren que la URP puede utilizarse como referencia para el análisis comparativo del desempeño ambiental en sistemas hidropónicos.

Palabras clave: Análisis de ciclo de vida, Impacto ambiental, Tomate hidropónico, Sostenibilidad agrícola.

ENVIRONMENTAL VARIABILITY IN GREENHOUSE HYDROPONIC TOMATO SYSTEMS: A COMPARATIVE ANALYSIS USING LCA AND REPRESENTATIVE PRODUCTION UNITS

Abstract

The environmental performance of a Representative Production Unit (RPU) was analyzed against three commercial greenhouse tomato (*Solanum lycopersicum*) production units using Life Cycle Assessment (LCA). The objective was to identify impact patterns and evaluate environmental variability in systems with similar technological conditions. The methodology followed ISO 14040, the ReCiPe Midpoint (H) method, and the Ecoinvent 3.1 database. Results indicate that climate change, water use, ecotoxicity, and eutrophication account for the highest environmental loads. Structural categories showed low variability (climate change, $CV \approx 5\%$), whereas operational categories exhibited high dispersion (ecotoxicity, $CV \approx 19\%$; marine eutrophication, $CV \approx 98\%$). Polymer-based infrastructure was identified as a constant baseline impact, while irrigation and nutrient management were the main drivers of variability. Results suggest that RPUs can be used as a reference for comparative environmental performance analysis in hydroponic systems.

Keywords: Life cycle assessment, Environmental impact, Hydroponic tomato, Benchmarking, Agricultural sustainability.

4.1. INTRODUCCIÓN

La producción hidropónica de tomate bajo invernadero ha experimentado una expansión significativa en las últimas décadas debido a su capacidad para estabilizar rendimientos, optimizar el uso del agua y responder a mercados con altos requerimientos de calidad, inocuidad y continuidad en el suministro (Soria-Ruiz et al., 2021). Este modelo productivo ha adquirido especial relevancia en regiones donde las condiciones climáticas, la presión sobre los recursos naturales y la creciente demanda de alimentos de alto valor agregado han favorecido la adopción de sistemas intensivos y altamente tecnificados (Dias et al., 2017; Moreno et al., 2008). No obstante, esta intensificación productiva conlleva una fuerte dependencia de insumos industriales, energía y materiales sintéticos, lo que se traduce en impactos ambientales relevantes que no siempre son considerados cuando la evaluación del sistema se limita a indicadores productivos o económicos (Torrellas et al., 2013).

En este contexto, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se ha consolidado como una herramienta robusta para la evaluación integral de los impactos ambientales asociados a sistemas agrícolas, al permitir la cuantificación de cargas ambientales a lo largo de todo el proceso productivo y facilitar comparaciones consistentes entre alternativas tecnológicas y esquemas de manejo (Villagrán et al., 2024). En sistemas hidropónicos, el uso del ACV resulta particularmente pertinente debido a la complejidad de los flujos de materiales y energía involucrados, así como a la diversidad de configuraciones técnicas y prácticas de manejo que coexisten entre unidades productivas aparentemente similares (Almeida et al., 2014). Esta heterogeneidad hace necesario contar con enfoques que permitan analizar el desempeño ambiental de manera sistemática y comparable.

A pesar del creciente número de estudios de Análisis de Ciclo de Vida aplicados a sistemas hortícolas bajo invernadero, muchos de estos análisis se desarrollan a partir de estudios de caso individuales, lo que limita la comprensión de la variabilidad ambiental existente entre unidades productivas que operan bajo condiciones tecnológicas comparables (Clune et al., 2017). Esta situación dificulta identificar en qué

medida las diferencias ambientales observadas responden a características estructurales del sistema o a decisiones operativas asociadas al manejo agronómico.

Al mismo tiempo, los estudios de impacto ambiental basados en ACV suelen ser altamente específicos del contexto productivo en el que se desarrollan y demandan una elevada cantidad de información detallada, lo que limita su replicabilidad y su aplicación directa en regiones con escasa disponibilidad de inventarios locales o con una alta variabilidad productiva (Braumann & Tilman, 2006). Esta situación dificulta la extrapolación de resultados y reduce la utilidad práctica de los estudios cuando se busca apoyar la toma de decisiones a escala regional o sectorial. En este sentido, la incorporación de enfoques como las Unidades Representativas de Producción (URP) se plantea como una alternativa metodológica para ampliar el alcance analítico y mejorar la comparabilidad de los estudios ambientales, al construir escenarios técnicamente validados que permiten contextualizar y comparar el desempeño ambiental de distintos sistemas productivos (Sagarnaga et al., 2018). Dicha implementación no solo actúa como un modelo técnico de referencia, sino que funciona como un filtro analítico necesario para distinguir la variabilidad operativa de las cargas ambientales estructurales del sistema hidropónico regional (Suh et al., 2004). Este enfoque permite que el benchmarking ambiental sea aplicable a escala sectorial, superando la limitación de los estudios de caso aislados.

Bajo esta perspectiva, la comparación ambiental entre unidades hidropónicas reales adquiere especial relevancia, ya que permite identificar con mayor claridad las diferencias asociadas al nivel tecnológico y a las prácticas de manejo, así como reconocer los puntos críticos del proceso productivo que concentran las mayores cargas ambientales (Brentrup et al., 2004). Además, este tipo de análisis comparativo contribuye a comprender la magnitud de la variabilidad ambiental existente entre sistemas productivos que operan bajo un mismo sistema productivo general, pero con estrategias técnicas diferenciadas (Suazo-López et al., 2025; Torrellas et al., 2013)

En consecuencia, el presente estudio tiene como objetivo comparar el desempeño ambiental de una unidad representativa de producción de tomate en hidroponía con tres unidades de producción con este sistema mediante un ACV, con el fin de evaluar

la variabilidad ambiental entre sistemas reales, fortalecer la interpretación de los resultados de impacto y orientar acciones técnicas para mejorar el desempeño ambiental de la producción hidropónica. La pregunta central que guía este estudio es: ¿en qué medida la variabilidad ambiental entre unidades hidropónicas con tecnología similar responde a factores estructurales o a decisiones operativas de manejo?

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se construyó una unidad de producción representativa para el sistema de producción de tomate con hidroponía en tecnología básica, posteriormente se analizaron tres unidades hidropónicas de producción de tomate bajo invernadero que operan con distintos niveles de tecnificación y manejo agronómico. A partir de la recopilación sistemática de información técnica y operativa de cada unidad productiva, así como de la construcción de una URP, se aplicó el ACV conforme a los lineamientos establecidos en la norma ISO 14040 (ISO, 2006), con el propósito de evaluar de manera homogénea su desempeño ambiental. Este enfoque permitió establecer un marco metodológico consistente para la comparación entre las unidades productivas, así como para la identificación de las categorías de impacto y de los procesos del sistema que concentran las mayores contribuciones ambientales.

4.2.1. Construcción de la Unidad Representativa de Producción (URP)

La URP fue construida como un modelo técnico de referencia destinado a sintetizar las características operativas predominantes de los sistemas hidropónicos de producción de tomate bajo invernadero en la región de estudio. Su formulación se basó en la integración sistemática de información proveniente de tres fuentes principales: revisión de literatura técnica y científica especializada, entrevistas directas con productores y responsables técnicos de unidades productivas, y validación mediante un panel de expertos con experiencia en producción hidropónica bajo condiciones protegidas.

A partir de estas fuentes se identificaron los principales componentes estructurales y operativos que definen el funcionamiento de un sistema productivo representativo, incluyendo el nivel de automatización, la capacidad productiva, la orientación del mercado, la infraestructura disponible y el tipo de manejo técnico implementado. La integración de estos elementos permitió establecer una configuración productiva representativa del sistema hidropónico regional, sin corresponder de forma exacta a una unidad productiva específica. El proceso general de integración de información y estructuración técnica utilizado para la construcción de la URP se presenta de manera esquemática en la Figura 4.1.



Figura 4.1. Proceso de construcción de la URP.

Fuente: Elaboración propia.

La información integrada en la URP fue posteriormente traducida en parámetros técnicos y productivos representativos, los cuales sirvieron como base para la construcción de los inventarios de ciclo de vida. De esta manera se estableció un marco metodológico de referencia que facilita la comparación con las unidades productivas reales evaluadas, reduciendo la influencia de particularidades operativas individuales y asegurando consistencia en la evaluación ambiental posterior.

4.2.2. Descripción de las unidades de producción hidropónica a comparar

Las tres unidades hidropónicas de producción de tomate bajo invernadero analizadas se localizan en una misma región productiva (Estado de México), con el propósito de reducir la influencia de variaciones climáticas y condiciones contextuales externas sobre el análisis. La toma de datos se realizó durante un periodo de tres meses en 2024. Las unidades seleccionadas presentan diferencias en su nivel de tecnificación, infraestructura y manejo agronómico, lo que permitió establecer un marco comparativo basado en configuraciones productivas contrastantes dentro de un mismo contexto regional. Cabe señalar que las tres unidades productivas cuentan con una superficie aproximada de media hectárea, lo que contribuye a mantener condiciones comparables de escala productiva entre los sistemas evaluados.

Todas las unidades operan bajo un sistema hidropónico con solución nutritiva y cubiertas plásticas, compartiendo características generales relacionadas con el cultivo y el esquema productivo. Sin embargo, difieren en aspectos operativos relevantes, como el grado de automatización del riego y la fertilización, el control de variables ambientales (temperatura y humedad relativa principalmente), la configuración de la infraestructura y las prácticas de manejo técnico. Estas diferencias, sintetizadas en la Figura 4.2, permiten describir cada unidad en función de su nivel de automatización, capacidad productiva, orientación de mercado, infraestructura disponible y tipo de manejo agronómico implementado.

	 Invernadero 1	 Invernadero 2	 Invernadero 3
 Automatización	• Sistema de riego análogo • Medidor temperatura • Ventilas manuales • Sin recolección de lixiviados • Cálculo de riego por especificaciones técnicas	• Sistema de riego computarizado • Sensores de temperatura, humedad, pH, CE y humedad de suelo incorporados al sistema de riego • Ventilas automáticas • Sin recolección de lixiviados (Aunque está en consideración a futuro) • Riego definido por fase fenológica, clima y sensores	• Sistema de riego análogo • Sensores de temperatura, humedad, pH, CE y humedad de suelo independientes • Ventilas manuales • Sin recolección de lixiviados • Riego definido por fase fenológica, clima y sensores
 Rendimiento (ton/ha)	95	120	110
 Mercado	Central de abastos local	Cadena de supermercado y exportación	Central de abastos y distribuidora de supermercado
 Infraestructura	• Ventila cenital sin contraviento • Carga media-alta • Controlador digital-análogo • Válvulas mecánicas • Electricidad doméstica • 2 tanques de mezcla • 1 Bodega • Termohigrómetro digital	• Ventila cenital con contraviento • Carga alta • Controlador computarizado interconectado • Válvulas automáticas • Electricidad industrial • 4 tanques con agitadores • 3 Bodegas • Iluminación blanca • Ventilas cenitales y laterales	• Ventila cenital sin contraviento • Carga media-alta • Controlador digital-análogo • Válvulas mecánicas • Electricidad doméstica • 3 tanques de mezcla • 2 Bodegas • Termohigrómetro y potenciómetros

Figura 4.2. Caracterización de las unidades productivas.

Fuente: Elaboración propia

La información técnica y operativa de cada invernadero se obtuvo a partir de registros productivos, observación directa en campo y entrevistas con los responsables de las unidades. Estos datos constituyeron la base para la elaboración de los inventarios de ciclo de vida, asegurando que los flujos de entrada y salida representaran de manera fiel las condiciones reales de operación de cada sistema. El alcance del estudio se limita a la caracterización ambiental de las unidades productivas, por lo que no se consideran aspectos económicos o financieros asociados a inversiones en infraestructura, equipamiento o tecnología.

4.2.3. Alcance del estudio, límites del sistema y unidad funcional

El alcance del estudio se definió mediante la aplicación del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) conforme a los lineamientos establecidos en la norma ISO 14040 (ISO, 2006), considerando como objetivo principal la comparación del desempeño ambiental entre

una URP y tres unidades hidropónicas comerciales de producción de tomate bajo invernadero. El análisis adoptó una perspectiva de cuna a puerta (cradle-to-gate), que comprende los procesos desde la adquisición de insumos hasta la salida del producto del sistema productivo. Este enfoque es frecuente en estudios comparativos de sistemas agrícolas y permite concentrar la evaluación en la fase productiva, evitando introducir variabilidad asociada a etapas posteriores de logística y distribución. (Zhu & Miller, 2025). La exclusión de las etapas de post-cosecha y transporte se justifica para evitar la introducción de variabilidad e incertidumbre ajenas al manejo agronómico (Villagrán et al., 2024), ya que los procesos logísticos y de distribución dependen de dinámicas externas que podrían enmascarar los impactos derivados específicamente de la infraestructura y el nivel tecnológico de los invernaderos (Torrellas et al., 2012).

Los límites del sistema incluyeron la producción y el suministro de insumos agrícolas, tales como fertilizantes, sustratos y energía eléctrica, así como las actividades asociadas al manejo del cultivo dentro del invernadero, incluyendo riego, nutrición y labores operativas. Estos procesos se consideraron como los flujos de entrada y salida relevantes asociados a la producción y, por lo tanto, forman parte del sistema analizado.

Quedaron excluidos del análisis los procesos posteriores a la salida del producto del invernadero, como el empaque, transporte, distribución, comercialización y consumo final. De igual forma, no se incluyeron las etapas relacionadas con la construcción de la infraestructura permanente del invernadero (cimentaciones, estructuras de acero galvanizado de larga vida útil) ni la fabricación de equipos especializados. No obstante, se integraron dentro de los límites aquellos materiales poliméricos y componentes sujetos a reposición periódica por desgaste operativo, tales como cubiertas plásticas, sistemas de conducción de riego y materiales de tutorado, al ser flujos directamente imputables al ciclo productivo anual. Estas exclusiones se establecieron con el fin de mantener la coherencia del análisis comparativo y concentrar la evaluación en las diferencias operativas entre las unidades productivas. Para los materiales poliméricos sujetos a reposición periódica, como cubiertas, componentes plásticos de conducción y materiales de tutorado, la carga ambiental se prorrateó en función de su vida útil

estimada dentro del sistema productivo. En el caso del polipropileno, se asumió una amortización a tres años, con el fin de evitar la sobreestimación de su contribución anual dentro del inventario.

La unidad funcional se definió como la producción de una tonelada de tomate fresco obtenido bajo condiciones hidropónicas, lo que permitió la comparación directa del desempeño ambiental entre las tres unidades evaluadas. Los límites del sistema considerados para el análisis se presentan de manera esquemática en la Figura 4.3.



Figura 4.3. Límites del sistema de la producción

Fuente: Elaboración propia basado en ISO 14040

4.2.4. El inventario del Análisis de Ciclo de Vida

El inventario de ciclo de vida (ICV) constituye la fase donde se cuantifican los flujos de masa y energía que sostienen la actividad productiva (Guinée, 2002). En esta investigación, la URP no solo funciona como un referente de comparación, sino como la arquitectura estructural que organiza el inventario; su diseño permitió mapear de manera estandarizada cada etapa del proceso productivo, garantizando que tanto el modelo de referencia como las unidades comerciales fueran evaluadas bajo un mismo esquema de entradas y salidas. Esta estandarización es crucial para asegurar que la heterogeneidad tecnológica de los invernaderos no introduzca sesgos en la fase de recopilación de datos, permitiendo una base técnica consistente para la identificación de los procesos críticos del sistema.

Para cada unidad productiva, se integró el registro de los insumos agrícolas, portadores energéticos y balances hídricos correspondientes. El levantamiento se enfocó en capturar la totalidad de los componentes que definen el manejo operativo del cultivo, incluyendo el régimen de nutrición vegetal, las estrategias de protección fitosanitaria y los requerimientos de infraestructura, asegurando así una visión integral del ciclo productivo dentro de los límites establecidos.

Los datos se organizaron en perfiles específicos para INV1, INV2, INV3 y la URP, facilitando el análisis detallado de sus particularidades operativas. En este contexto, la definición de la producción de una tonelada de tomate fresco como UF es el pilar que permite la normalización de los resultados.. Esta aproximación permite identificar con precisión cómo los distintos niveles de tecnificación influyen en la carga ambiental del sistema.

Los valores correspondientes a los flujos de entrada y salida por hectárea de producción considerados en el inventario se presentan en la Tabla 4.1.

Cuadro 4.1. Inventario del Análisis de Ciclo de Vida

	URP	INV 1	INV 2	INV 3	Unidad
Proceso					
<i>Preparación del invernadero</i>					
Entradas					
Agua	1040	1060	945	980	L
Polietileno de baja densidad	420	431	415	420	kg
PVC de baja densidad	100	110	102	105	m
Electricidad	3.22	3.18	3.14	3.12	kWh
Desinfectante	0.25	1	1.25	1	L
Fibra de coco	1150	1100	1040	1070	kg
Bolsas de plástico	610	615	604	607	kg
Polipropileno	66	68	64	62	kg
Jabón	0.5	1	0.5	0.5	kg
Salidas					
Drenajes	150	150	100	120	L
Rastrojos	500	520	500	500	kg
<i>Siembra, manejo del cultivo y cosecha</i>					
Entradas					
Nitrato de calcio	389.5	402	370	385	kg
Nitrato de potasio	204.7	200	205	207	kg
Sulfato de Magnesio	301.3	313	290	280	kg
Sulfato de Potasio	63.4	65	60	60	kg
Ácido sulfúrico	9.2	12	10	10	L
Fosfato monoamónico	54	52	50	52	kg
Electricidad	350	360	345	300	kWh
Agua	317.2	325	330	315	m3
Pesticidas	6	5	10	6	kg
Salidas					
Drenaje	79.3	81	50	70	L
<i>Cosecha</i>					
Salidas					
Merma	8	10	5	5	t

Fuente: Elaboración propia

4.2.5. Evaluación de Impacto del Ciclo de Vida

La Evaluación de Impacto del Ciclo de Vida (EICV) se realizó utilizando el software OpenLCA como plataforma de modelación. Para la caracterización de los impactos ambientales se empleó el método ReCiPe 2016 Midpoint (H), el cual permite evaluar categorías de impacto a nivel intermedio, facilitando una interpretación más directa de los resultados y reduciendo la incertidumbre asociada a los procesos de agregación

propios de los enfoques de punto final. Este método ha sido ampliamente utilizado en estudios agrícolas y agroalimentarios debido a su capacidad para interpretar de manera consistente las categorías de impacto ambiental y facilitar la comparación entre sistemas productivos (Huijbregts et al., 2016).

La modelación de los inventarios se respaldó mediante el uso de la base de datos Ecoinvent versión 3.1, seleccionando procesos representativos y consistentes con las condiciones tecnológicas de los sistemas evaluados.

La aplicación de la EICV permitió obtener los perfiles de impacto ambiental de cada unidad productiva y de la URP, los cuales constituyen la base para el análisis comparativo y la interpretación de la variabilidad ambiental entre los sistemas evaluados. Adicionalmente, se realizó un análisis de contribución para identificar los insumos y procesos con mayor participación en las categorías de impacto prioritarias. Para ello, se desagregaron los resultados del modelo por procesos e insumos relevantes dentro de OpenLCA y posteriormente se agruparon según su función dentro del sistema productivo. Con base en esta información se elaboraron gráficos comparativos para las categorías de mayor relevancia ambiental y diagramas de Sankey, con el fin de representar de manera integrada la relación entre entradas materiales, procesos operativos y categorías de impacto.

4.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.3.1. Variabilidad y consistencia del desempeño ambiental en sistemas hidropónicos bajo invernadero

El cuadro 4.2 presenta los resultados del ACV para la URP y las tres unidades hidropónicas evaluadas, expresados por unidad funcional y organizados según las categorías de impacto del método ReCiPe Midpoint (H).

Cuadro 4.2. Resultados del ACV

Nombre	Resultados de la evaluación de impacto				Unidad equivalente
	URP	INV 1	INV 2	INV 3	
Acidificación terrestre	0.261	0.229	0.55	0.34	kg SO ₂
Cambio climático	81.75	84.568	74.02	78.86	kg CO ₂
Ecotoxicidad: agua dulce	1.50	1.055	1.84	1.64	kg 1,4-DCB
Ecotoxicidad: marina	91.64	93.708	82.84	81.86	kg 1,4-DCB
Ecotoxicidad: terrestre	86.41	88.257	81.49	79.06	kg 1,4-DCB
Recursos energéticos no renovables y fósiles	38.64	34.739	32.25	33.94	kg oil
Eutrofización: agua dulce	0.019	0.0168	0.016	0.015	kg P
Eutrofización: marina	0.008	0.002	0.006	0.032	kg N
Toxicidad humana: cancerígeno	21.03	21.876	22.97	22.82	kg 1,4-DCB
Toxicidad humana: No cancerígeno	176.6	172.67	153.69	153.10	kg 1,4-DCB
Radiación ionizante	8.99	8.76	8.15	8.012	kBq Co-60
Uso de suelo	1.96	1.34	1.66	1.25	m ² *a crop
Recursos materiales: minerales metálicos	0.09	0.02	0.04	0.02	kg Cu
Agotamiento de la capa de ozono	0.005	0.001	0.001	0.001	kg CFC-11
Formación de partículas	0.26	0.14	0.12	0.10	kg PM _{2.5}
Formación de oxidantes fotoquímicos: salud humana	0.52	0.41	0.36	0.20	kg NO _x
Formación de ozono fotoquímico: ecosistemas terrestres	0.64	0.22	0.37	0.21	kg NO _x
Uso de agua	84.31	81.247	71.584	75.20	m ³

Fuente: Elaboración propia

En términos generales, los resultados evidencian que la producción hidropónica de tomate bajo invernadero genera impactos distribuidos en múltiples categorías ambientales, asociados principalmente al uso intensivo de insumos agrícolas, energía y materiales auxiliares. Esta configuración productiva se traduce en cargas ambientales relevantes en categorías como cambio climático, ecotoxicidad y consumo de recursos, lo cual coincide con lo reportado en estudios de ACV aplicados a sistemas agrícolas intensivos (Garofalo et al., 2017; Notarnicola et al., 2017).

En la categoría de cambio climático, los valores obtenidos varían entre 74.02 y 84.57 kg CO₂ eq por tonelada de tomate producido, lo que indica una dispersión limitada entre las unidades evaluadas. La cercanía entre los valores estimados para la URP y los observados en los invernaderos reales confirma su capacidad para representar la estructura promedio del sistema productivo. Este comportamiento sugiere que la URP captura adecuadamente los componentes estructurales del sistema, permitiendo diferenciar con mayor claridad la variabilidad atribuible a decisiones operativas de manejo. En este sentido, su uso como referencia metodológica fortalece la interpretación comparativa del desempeño ambiental entre unidades productivas. Este patrón coincide con lo reportado en la literatura, donde las emisiones de gases de efecto invernadero están dominadas por procesos asociados al consumo energético y a la producción de fertilizantes minerales (Sanyé-Mengual et al., 2015).

Una tendencia similar se observa en la categoría de recursos energéticos no renovables y fósiles, que presenta un coeficiente de variación cercano al 7 %. Este nivel de variabilidad relativamente bajo sugiere que el consumo energético del sistema está determinado principalmente por la configuración tecnológica general del invernadero y por procesos operativos compartidos.

En contraste, algunas categorías muestran una mayor sensibilidad a diferencias en el manejo agronómico. La ecotoxicidad en agua dulce presenta un coeficiente de variación cercano al 19 %, lo que refleja una mayor dispersión entre unidades productivas. En particular, el valor registrado en INV2 supera al observado en las demás unidades, lo que sugiere una mayor influencia del manejo de fertilizantes y productos fitosanitarios en esta categoría.

Las categorías relacionadas con eutrofización también reflejan la influencia del manejo de nutrientes dentro del sistema productivo. Mientras que la eutrofización en agua dulce presenta una dispersión moderada (CV cercano al 8 %), la eutrofización marina muestra una variabilidad considerablemente mayor (CV cercano al 98 %), lo cual se asocia principalmente a la baja magnitud absoluta de los flujos involucrados. En este sentido, es importante considerar que el coeficiente de variación puede sobreestimar la dispersión relativa en variables con valores cercanos a cero, por lo que este resultado debe interpretarse con cautela desde una perspectiva metodológica.

Por su parte, categorías como uso de suelo y formación de partículas presentan coeficientes de variación cercanos al 18 % y 39 %, respectivamente, lo que sugiere una influencia combinada de factores estructurales del sistema productivo y de prácticas específicas de manejo. La cercanía entre los valores estimados para la URP y los observados en los invernaderos reales confirma además la utilidad de esta unidad representativa como referencia metodológica para describir el desempeño ambiental promedio del sistema. Al mismo tiempo, las diferencias observadas en determinadas categorías permiten identificar aquellas dimensiones del sistema que son más sensibles al manejo agronómico, proporcionando una base para el análisis detallado de los factores explicativos presentado en la siguiente sección. Para profundizar en estas relaciones, a continuación, se analizan los vínculos entre insumos, procesos y categorías de impacto ambiental.

4.3.2. Procesos e insumos dominantes en la generación de impactos ambientales

La Figura 4.4 presenta un análisis comparativo de las principales categorías de impacto ambiental en las unidades evaluadas, lo que permite identificar diferencias en el desempeño ambiental entre los sistemas productivos. El análisis se construyó a partir de la información del inventario de ciclo de vida y de la interpretación de las relaciones entre insumos, procesos operativos y categorías de impacto ambiental descritas en las secciones anteriores.

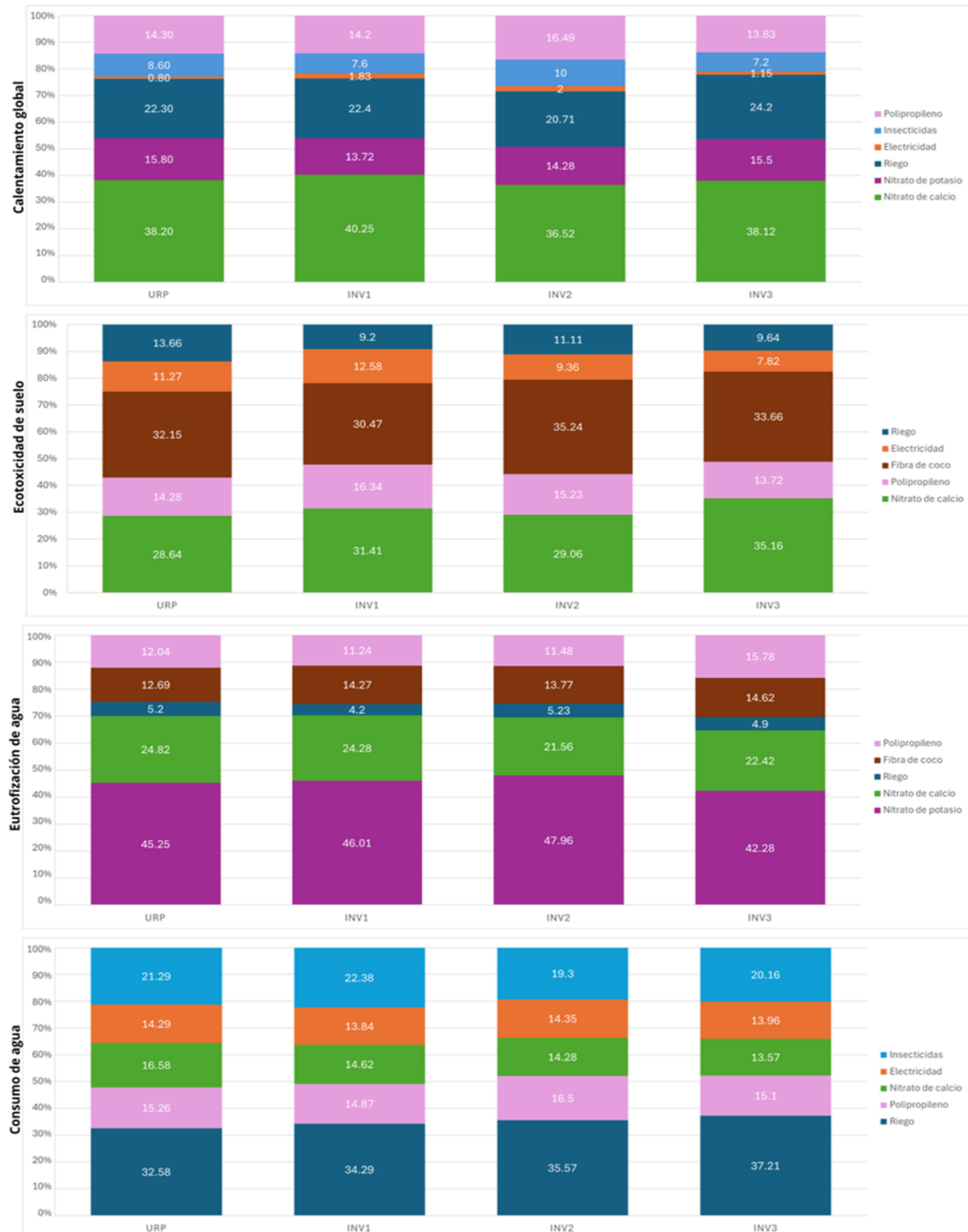


Figura 4.4. Análisis comparativo de las 4 categorías de impacto ambiental en los 3 invernaderos.

Fuente: Elaboración propia.

La figura muestra que el impacto en la categoría de calentamiento global está determinado primordialmente por la carga química acumulada, donde el nitrato de calcio y el nitrato de potasio representan, en conjunto, más del 50 % de la participación en todas las unidades. Esta dominancia de los fertilizantes minerales sobre los componentes operativos coincide con lo reportado por Notarnicola et al., (2017) quienes señalan que la producción industrial de insumos nitrogenados constituye una de las fuentes de emisiones de gases de efecto invernadero más relevantes en la agricultura intensiva. Es significativo observar que, aunque el uso de plásticos (polipropileno) figura en el tercer puesto de contribución con aproximadamente un 14 %, este impacto debe interpretarse bajo un esquema de amortización a tres años. Esta dilución temporal del impacto ambiental de la infraestructura polimérica sugiere que, mientras se optimice la durabilidad y el mantenimiento de los materiales plásticos, su relevancia dentro del perfil ambiental anual será mucho menor que la del consumo continuo de fertilizantes. Por lo tanto, el incentivo técnico debe orientarse no solo a la reducción del uso de plásticos, sino a prolongar su vida útil mediante estrategias que favorezcan una amortización a tres, cuatro o más años, evitando la reposición frecuente de materiales de corta duración que no permiten dicha dilución del impacto.

Respecto a la ecotoxicidad terrestre, los gráficos de barras muestran una jerarquía inesperada donde la fibra de coco y el nitrato de calcio son los principales responsables, sumando conjuntamente más del 60 % del impacto total. La notable participación de la fibra de coco (aprox. 32-35 %) evidencia que el uso de sustratos orgánicos no garantiza una neutralidad ambiental, debido a que los procesos de extracción, tratamiento y transporte transoceánico necesarios para su disposición generan emisiones potencialmente tóxicas. Este comportamiento se alinea con lo expuesto por (D'Amico et al., (2023), quien subraya que las categorías de toxicidad en sistemas intensivos están fuertemente influenciadas por el volumen y la procedencia de los insumos, donde incluso los materiales "naturales" pueden presentar huellas de ecotoxicidad considerables dependiendo de su cadena de suministro.

En cuanto a la eutrofización de agua el impacto responde casi exclusivamente al manejo de la solución nutritiva, con los nitratos concentrando cerca del 70 % de la

carga ambiental. Este resultado refleja la sensibilidad del sistema hidropónico a la formulación y dosificación de nutrientes, un fenómeno ampliamente documentado por Hasler et al., (2015), quien vincula la generación de cargas potenciales de nitrógeno y fósforo con la intensidad del régimen de fertilización. La magnitud observada en esta categoría subraya que la eficiencia en la gestión de la solución nutritiva y el control riguroso de los efluentes son los factores operativos determinantes para reducir las asimetrías ambientales entre invernaderos con niveles de tecnificación similares.

Finalmente, en la categoría de consumo de agua, los resultados permiten distinguir entre la demanda directa del cultivo y el impacto hídrico indirecto de los insumos. Mientras que el riego directo representa aproximadamente el 35 % del impacto, existe una contribución significativa asociada a la producción de insecticidas y plásticos, llegando los agroquímicos a representar hasta un 22.3 % en el INV1. Esta distribución es consistente con el enfoque de huella hídrica de Gheewala et al., (2014) que integra tanto el consumo de agua en campo como el agua virtual requerida para la fabricación de los materiales e insumos de la cadena agroalimentaria. En consecuencia, la optimización hídrica en hidroponía debe abordar no solo la eficiencia técnica del riego, sino también la reducción de la dependencia de agroquímicos y la gestión eficiente de la infraestructura plástica.

4.3.3. Integración de flujos entre insumos, procesos e impactos ambientales

Con el propósito de integrar y sintetizar la relación sistémica entre las entradas materiales, los procesos operativos y las categorías de impacto ambiental, se emplearon diagramas de Sankey para visualizar los flujos dominantes dentro del sistema evaluado. Esta representación facilita la interpretación de agroecosistemas complejos al mostrar simultáneamente la relación entre los flujos de materiales y energía y sus efectos ambientales asociados. En la Figura 4.5 se presenta esta arquitectura integrada para la URP y las unidades comerciales, vinculando los insumos principales con los procesos del cultivo, los cuales convergen en las categorías de impacto de mayor relevancia identificadas.

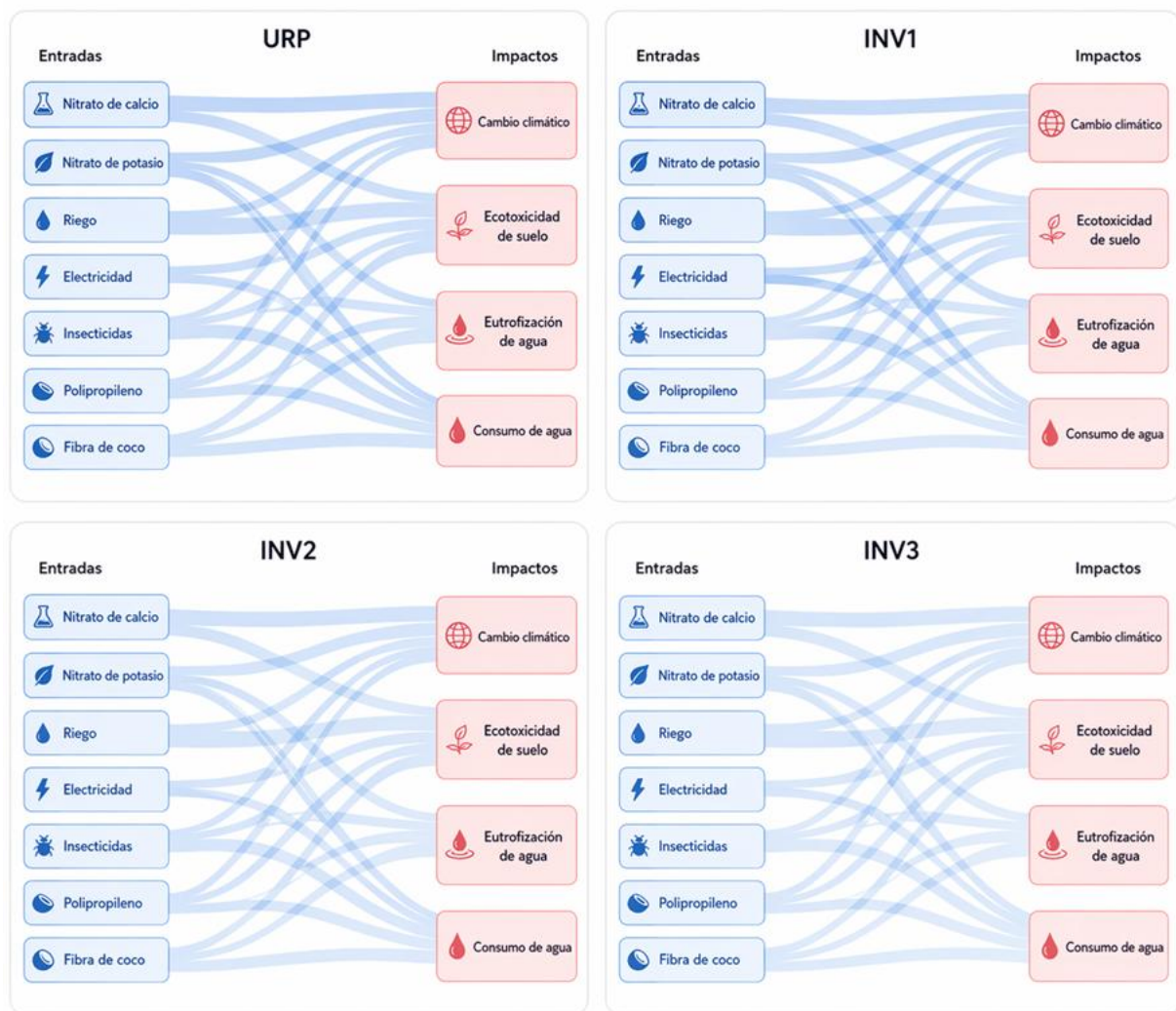


Figura 4.5. Diagrama Sankey de los flujos entre insumos, procesos productivos y categorías de impacto ambiental del sistema hidropónico

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la figura, la estructura de los flujos revela que la producción hidropónica opera bajo una lógica de dependencia crítica de nodos multisectoriales. Esta representación facilita la interpretación de agroecosistemas complejos al mostrar simultáneamente la magnitud de los flujos de materiales y energía y su convergencia en efectos ambientales específicos.

Desde una perspectiva analítica, los diagramas visualizan la división entre las cargas ambientales estructurales y operativas. Mientras que los insumos asociados a la infraestructura, como el polipropileno, generan flujos de impacto constantes y

predecibles en todas las unidades, la densidad de los flujos provenientes de la gestión nutricional y el control fitosanitario exhibe una variabilidad que responde directamente al nivel de tecnificación y manejo agronómico. Este fenómeno evidencia que la configuración técnica del invernadero actúa como un filtro que determina la trayectoria de las emisiones hacia compartimentos ambientales específicos. Por ejemplo, en el INV2, la mayor intensidad relativa del flujo asociado a nitratos sugiere una contribución importante de la gestión nutrimental dentro de las categorías vinculadas a eutrofización, lo que puede estar relacionado no solo con la cantidad aplicada, sino con la forma en que el sistema distribuye, aprovecha o pierde dichos nutrientes.

El papel determinante de los fertilizantes minerales y la energía eléctrica se fundamenta en su capacidad para influir de manera concurrente en diversas categorías de impacto ambiental. Esta naturaleza multisectorial indica que estos insumos actúan como los principales vectores de presión dentro del sistema, distribuyendo sus cargas a través de múltiples dimensiones del perfil ambiental de forma simultánea. Dicha interacción evidencia que la optimización de la solución nutritiva y del consumo energético posee un efecto multiplicador en la mitigación de impactos, afectando positivamente al cambio climático y a la eutrofización de manera conjunta. En contraste, el agua de riego presenta una trayectoria lineal hacia el consumo de agua, lo que sugiere que la mejora en esta dimensión depende de intervenciones tecnológicas directas y no de sinergias multisectoriales. Este análisis sugiere que la sostenibilidad del sistema hidropónico no reside en la modificación de flujos aislados, sino en el control de los elementos donde convergen la mayor cantidad de interacciones materiales y procesos operativos.

Bajo esta perspectiva, el análisis integrado mediante diagramas de flujo corrobora una de las rutas más relevantes para la mitigación de impactos se localiza en la intervención de los nodos de nutrición y energía. La estabilidad observada en la jerarquía de los flujos entre la Unidad Representativa de Producción y las unidades comerciales indica que el perfil ambiental está anclado a la estructura técnica del sistema básico analizado. En última instancia, la optimización de estos puntos estratégicos permite que las decisiones de manejo agronómico se traduzcan en

mejoras sustanciales y medibles en todas las dimensiones ambientales del sistema de producción, asegurando una mayor compatibilidad entre la eficiencia hídrica característica de la hidroponía y las demandas de sostenibilidad global.

4.3.4. Implicaciones metodológicas y alcances del análisis ambiental

Los resultados obtenidos permiten identificar diversos elementos relevantes para la interpretación ambiental de los sistemas hidropónicos evaluados. Aunque el inventario de ciclo de vida se construyó principalmente a partir de información primaria recopilada directamente en las unidades productivas analizadas, algunos procesos asociados a la producción de insumos agrícolas y materiales fueron representados mediante datos secundarios provenientes de la base de datos Ecoinvent. Esta práctica es común en estudios de ACV y permite representar procesos de la cadena de suministro para los cuales no existe información primaria disponible. No obstante, es importante considerar que estos inventarios genéricos pueden reflejar condiciones tecnológicas o geográficas distintas a las del sistema productivo analizado.

El análisis se concentró en la fase productiva del sistema hidropónico bajo invernadero, lo que permitió evaluar con mayor detalle las diferencias operativas entre las unidades productivas y su relación con las categorías de impacto ambiental identificadas. Esta delimitación del sistema facilitó el análisis comparativo entre invernaderos con configuraciones tecnológicas similares, aunque la ampliación de los límites del sistema hacia etapas posteriores de la cadena agroalimentaria podría aportar una perspectiva más completa del desempeño ambiental del sistema productivo.

Asimismo, el análisis comparativo se desarrolló a partir de un conjunto específico de unidades productivas que operan bajo condiciones tecnológicas y regionales similares. Este enfoque permitió observar patrones de comportamiento ambiental consistentes entre sistemas comparables y evaluar la utilidad de la Unidad Representativa de Producción como herramienta de referencia para interpretar la variabilidad observada entre invernaderos. La incorporación de un mayor número de unidades o de sistemas ubicados en diferentes regiones podría contribuir a ampliar el alcance de este tipo de evaluaciones.

Futuras investigaciones podrían explorar con mayor detalle el efecto de diferentes estrategias de manejo agronómico, así como incorporar indicadores complementarios relacionados con eficiencia energética, gestión de nutrientes o enfoques de economía circular. Este tipo de aproximaciones permitiría ampliar la comprensión del desempeño ambiental de la producción.

4.4. CONCLUSIONES

La investigación demuestra que la variabilidad ambiental en los sistemas hidropónicos de tomate está determinada primordialmente por las decisiones de manejo operativo y no por la configuración estructural. Mientras que la infraestructura polimérica y los sistemas de riego constituyen una carga ambiental base relativamente constante en el modelo de tecnología básica, prácticas como la formulación de la solución nutritiva y el control de efluentes actúan como los principales vectores de asimetría ambiental entre unidades productivas.

El análisis comparativo mostró que INV2 presentó el mayor valor en la categoría de ecotoxicidad en agua dulce, mientras que en otras categorías su desempeño fue intermedio o incluso menor respecto a otras unidades. Dado que los resultados se expresaron por unidad funcional (1 t de tomate fresco), las diferencias observadas reflejan directamente el desempeño ambiental relativo de cada sistema, independientemente de su rendimiento absoluto por hectárea. En este sentido, los resultados sugieren que una mayor tecnificación no garantiza una reducción homogénea en todas las categorías de impacto, por lo que la optimización del manejo nutrimental y fitosanitario sigue siendo un factor clave para mejorar el desempeño ambiental.

La implementación de la Unidad Representativa de Producción se consolida como una herramienta que trasciende la referencia técnica al actuar como un nexo entre la especificidad de los estudios de caso y la complejidad de los diagnósticos regionales. Este enfoque permite integrar la heterogeneidad operativa de zonas geográficas extensas sin la necesidad de ejecutar inventarios de ciclo de vida exhaustivos para cada unidad individual, proceso que suele verse limitado por la escasa disponibilidad

de datos locales y la alta demanda de recursos en campo. Al sintetizar los parámetros técnicos y operativos predominantes mediante fuentes validadas, la URP reduce significativamente la dependencia de información primaria dispersa y facilita la construcción de escenarios ambientales que representan de manera aproximada y metodológicamente validada las condiciones predominantes del sistema productivo analizado. Esta capacidad de homogeneización metodológica mejora la comparabilidad entre sistemas y aporta una base técnica útil para orientar estrategias de evaluación ambiental y diseño de instrumentos de mejora sectorial.

En última instancia, la URP proporciona una base de información escalable que permite orientar las estrategias de sostenibilidad hacia los puntos críticos del sistema productivo regional, asegurando que las intervenciones técnicas sean compatibles con los imperativos de la sostenibilidad ambiental global.

LITERATURA CITADA

- Aguirre-López, M.-A., Alzate, J. A., & Cano, N. A. (2017). Evaluación de la carga ambiental asociada a un cultivo de hortensias en La Ceja del Tambo (Antioquia-Colombia) mediante el Análisis de Ciclo de Vida. *Gestión y Ambiente*. <https://doi.org/10.15446/ga.v20n2>.
- Alhashim, R., Deepa, R., & Anandhi, A. (2021). Environmental Impact Assessment of Agricultural Production Using LCA: A Review. *Climate 2021, Vol. 9, Page 164*, 9(11), 164. <https://doi.org/10.3390/CLI9110164>
- Almeida, J., Achten, W. M. J., Verbist, B., Heuts, R. F., Schrevens, E., & Muys, B. (2014). Carbon and water footprints and energy use of greenhouse tomato production in Northern Italy. *Journal of Industrial Ecology*, 18(6), 898–908. <https://doi.org/10.1111/jiec.12169>
- Audouin, M., & de Wet, B. (2012). Sustainability thinking in environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30(4), 264–274. <https://doi.org/10.1080/14615517.2012.742695>
- Avalos, L. C., & Núñez, V. É. (2018). Implementación del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), como estrategia para evaluar impactos ambientales en la ingeniería. *Jóvenes en la Ciencia*, 4.
- Beer, J., Muschler, R., Kass, D., & Somarriba, E. (1997). Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems*, 38(1–3), 139–164. <https://doi.org/10.1023/A:1005956528316/METRICS>
- Bidstrup, M. (2015). Life cycle thinking in impact assessment-Current practice and LCA gains. *Environmental Impact Assessment Review*, 54, 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.05.003>
- BIRF, & AIF. (2022). *Banco Mundial*. Banco Mundial. <https://www.bancomundial.org/es/topic>

- Boulard, T., Raeppele, C., Brun, R., Lecompte, F., Hayer, F., Carmassi, G., & Gaillard, G. (2020). Environmental impact of greenhouse tomato production in France. *HAL Open Science*. <https://doi.org/10.1007/s13593>
- Braumann, H., & Tilman, A. (2006). The Hitch Hiker's Guide to LCA - An orientation in LCA methodology and application. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2), 142–142. <https://doi.org/10.1065/LCA2006.02.008>
- Brentrup, F., Kü, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. (2001). Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. En *European Journal of Agronomy* (Vol. 14). www.elsevier.com/locate/eja
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20(3), 247–264. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00024-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00024-8)
- Chan, I. U., Sánchez, F., Castillo, D., Contreras Magaña, E., & Corona Sáez, T. (2005). EFFECT OF PLANT DENSITY AND FRUIT THINNING ON TOMATO YIELD AND FRUIT SIZE. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 28(1), 33.
- Clark, M., & Tilman, D. (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AA6CD5>
- Clune, S., Crossin, E., & Verghese, K. (2017). Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production*, 140, 766–783. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>
- D'Amico, A., De Boni, A., Ottomano Palmisano, G., Acciani, C., & Roma, R. (2023). Environmental analysis of soilless tomato production in a high-tech greenhouse. *Cleaner Environmental Systems*, 11, 100137. <https://doi.org/10.1016/J.CESYS.2023.100137>

- De Anda, J., & Shear, H. (2017). Potential of Vertical Hydroponic Agriculture in Mexico. *Sustainability*, 9. <https://doi.org/10.3390/su9010140>
- Dias, G. M., Ayer, N. W., Khosla, S., Van Acker, R., Young, S. B., Whitney, S., & Hendricks, P. (2017). Life cycle perspectives on the sustainability of Ontario greenhouse tomato production: Benchmarking and improvement opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 140, 831–839. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.039>
- Dimas, N. R., Cano Ríos, P., Figueroa Viramontes, U., Gil, A. P., Favela Chávez, E., De Paul Álvarez Reyna, V., Márquez Hernández, C., & Moreno Reséndez, A. (2008). Tomato production in greenhouse using vermicompost as substrate. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 31(3), 265–272.
- FAO. (2024a). *Estrategia de la FAO sobre el cambio climático 2022–2031*. FAO ; <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cc2274es>
- FAO. (2024b). *World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2024*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cd2971en>
- Farvardin, M., Taki, M., Gorjian, S., Shabani, E., & Sosa-Savedra, J. C. (2024). Assessing the Physical and Environmental Aspects of Greenhouse Cultivation: A Comprehensive Review of Conventional and Hydroponic Methods. *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 1273, 16(3), 1273. <https://doi.org/10.3390/SU16031273>
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Garofalo, P., D’Andrea, L., Tomaiuolo, M., Venezia, A., & Castrignanò, A. (2017). Environmental sustainability of agri-food supply chains in Italy: The case of the whole-peeled tomato production under life cycle assessment methodology. *Journal of Food Engineering*, 200, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2016.12.007>

- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.12.048>
- Gheewala, S. H., Silalertruksa, T., Nilsalab, P., Mungkung, R., Perret, S. R., & Chaiyawannakarn, N. (2014). Water Footprint and Impact of Water Consumption for Food, Feed, Fuel Crops Production in Thailand. *Water* 2014, Vol. 6, Pages 1698-1718, 6(6), 1698–1718. <https://doi.org/10.3390/W6061698>
- Hasler, K., Bröring, S., Omta, S. W. F., & Olf, H. W. (2015). Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *European Journal of Agronomy*, 69, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.001>
- Hendricks, P. (2012). *Life cycle assessment of greenhouse tomato (Solanum lycopersicum L.) production in Southwestern Ontario*. University of Guelph.
- Hoof, B. Van, Núñez, G., & De Miguel, C. (2020). Metodología para la evaluación de avances en la economía circular en los sectores productivos de América Latina y el Caribe. *Desarrollo productivo*. www.cepal.org/apps
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & van Zelm, R. (2016). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2016 22:2, 22(2), 138–147. <https://doi.org/10.1007/S11367-016-1246-Y>
- IAEA. (2019). *Informe anual del OIEA*.
- Inglese, M. (2022). *Life Cycle Assessment of organic and conventional conserved crushed tomatoes for the Swedish market*. <https://www.slu.se/en/subweb/library/publish->
- ISO. (2006). *ISO 14040:2006* (2006a ed.). www.iso.org/iso/standards/catalog/standards/sist/fd15a9a8-acf5-491d-9fd1-b158c07376c1/iso-14040-2006

- Jurgilevich, A., Birge, T., Kentala-Lehtonen, J., Korhonen-Kurki, K., Pietikäinen, J., Saikku, L., & Schösler, H. (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability (Switzerland)*, 8(1). <https://doi.org/10.3390/su8010069>
- Kuo, N. W., Hsiao, T. Y., & Yu, Y. H. (2005). A Delphi-matrix approach to SEA and its application within the tourism sector in Taiwan. *Environmental Impact Assessment Review*, 25(3), 259–280. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.09.007>
- Lenka, S., & Coumar, V. (2016). Impact of Fertilizers use on Environmental Quality. En *Society for Fertilizers and Environmental*. <https://www.researchgate.net/publication/298388032>
- Llamas, Ramón., & Chico, D. (2010). *The water footprint and virtual water exports of spanish tomatoes* (Fundación Marcelino Botín, Ed.; Vol. 8). Fundación Marcelino Botín. www.fundacionmbotin.org
- Lloyd, S. M., & Ries, R. (2007). Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: A survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 161–179. <https://doi.org/10.1162/JIEC.2007.1136>;JOURNAL:JOURNAL:15309290;ISSUE:ISSUE:DOI
- Lozano, J. T. (2009). *Manual de Producción de Tomate Bajo Invernadero* (H. Escobar & R. Lee, Eds.; 2a ed., Vol. 1). Cuadernos del Centro de Investigaciones y Asesorías Agroindustriales.
- Luna-Fletes, J. A., Can-Chulim, Á., Cruz-Crespo, E., Bugarín-Montoya, R., & Goreti Valdivia-Reynoso, M. (2018). INTENSIDAD DE RALEO Y SOLUCIONES NUTRITIVAS EN LA CALIDAD DE TOMATE CHERRY THINNING INTENSITY AND NUTRIENT SOLUTIONS ON THE QUALITY OF CHERRY TOMATO. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 41(1), 59–66.
- Maaoui, M., Boukchina, R., & Hajjaji, N. (2021). Environmental life cycle assessment of Mediterranean tomato: case study of a Tunisian soilless geothermal multi-tunnel greenhouse. *Environment, Development and Sustainability*, 23(2), 1242–1263. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00618-z>

- Manzanares, V., & Manuel, V. (2014). EXTERNALIDADES Y MEDIOAMBIENTE. *Revista Iberoamericana de Organización de Empresas y Marketing*, 1(1).
- Mikulčić, H., Wang, X., Duić, N., & Dewil, R. (2020). Environmental problems arising from the sustainable development of energy, water and environment system. *Journal of Environmental Management*, 259, 109666. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109666>
- Mongeon, J., Kwofie, E. M., & Aidoo, R. (2025). Analysis of sustainability assessments to understand modeling trends and habits in the Agri-food industry: A Canadian case study. *Environmental Impact Assessment Review*, 114. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2025.107959>
- Moreno, R. A., Aguilar, D. J., & Luévano, G. A. (2008). Características de la Agricultura Protegida y su entorno en México. *AgEcon Serch*.
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Roesch, A., Faist-Emmenegger, M., Rossi, V., Sébastien, H., & Agroscope,). (2019). World Food LCA Database Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. En *Quantis*: 3.5 (1a ed.). www.agroscope.admin.ch
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E., & Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140, 399–409. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.06.071>
- Page, G., Ridoutt, B., & Bellotti, B. (2012). Carbon and water footprint tradeoffs in fresh tomato production. *Journal of Cleaner Production*, 32, 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.036>
- Pedalà, M. C., Traverso, M., Prestigiacomo, S., Covais, A., & Gugliuzza, G. (2023). Life Cycle Assessment of Tomato Cultivated in an Innovative Soilless System. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 15669, 15(21), 15669. <https://doi.org/10.3390/SU152115669>

- Perevochtchikova, M. (2013a). La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y Política Pública*, 22.
- Perevochtchikova, M. (2013b). La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y política pública*, 22(2), 283–312. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-10792013000200001&lng=es&nrm=iso&tling=es
- Pomoni, D. I., Koukou, M. K., Vrachopoulos, M. G., & Vasiliadis, L. (2023). A Review of Hydroponics and Conventional Agriculture Based on Energy and Water Consumption, Environmental Impact, and Land Use. En *Energies* (Vol. 16, Número 4). MDPI. <https://doi.org/10.3390/en16041690>
- Pratt, L., & Ortega, J. M. (2019). *Protected Agriculture in Mexico: Building the Methodology for the First Certified Agricultural Green Bond*. <https://doi.org/10.18235/0001705>
- Ramírez-Cando, L. J., Mora-Ochoa, Y. I., Freire-Sanchez, A. S., & Medina-Rodriguez, B. X. (2025). Life Cycle Sustainability Assessment of Agriproducts in Latin America: Overview Based on Latent Dirichlet Allocation. *Sustainability* 2025, Vol. 17, Page 4954, 17(11), 4954. <https://doi.org/10.3390/SU17114954>
- Rojas-Rishor, A., Flores-Velazquez, J., Villagran, E., & Aguilar-Rodríguez, C. E. (2022). Valuation of Climate Performance of a Low-Tech Greenhouse in Costa Rica. *Processes* 2022, Vol. 10, Page 693, 10(4), 693. <https://doi.org/10.3390/PR10040693>
- Rossato, D. A., Brazil, D., & Briggs, R. (2022). *The turning point: A new economic climate in south America*.
- Sagarnaga, V. L. M., Salas, G. J. M., & Aguilar, Á. J. (2018). *Metodología para estimar costos, ingresos y viabilidad financiera y económica en unidades representativas de producción*. ([, Vol. 1).
- Sanyé-Mengual, E., Oliver-Solà, J., Montero, J. I., & Rieradevall, J. (2015). An environmental and economic life cycle assessment of rooftop greenhouse (RTG)

- implementation in Barcelona, Spain. Assessing new forms of urban agriculture from the greenhouse structure to the final product level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(3), 350–366. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0836-9>
- Schoumans, O. F., Bouraoui, F., Kabbe, C., Oenema, O., & van Dijk, K. C. (2015). Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, 44(2), 180–192. <https://doi.org/10.1007/S13280-014-0613-9/FIGURES/4>
- SIACON. (2023). *Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta*. DOF. <https://www.gob.mx/siap/documentos/siacon-ng-161430>
- SIAP. (2023). *Panorama Agroalimentario 2023*. <https://www.gob.mx/siap>
- Socarrás, A. Y., Terry, A. A., & Sánchez, I. A. (2018). Evaluación del impacto ambiental en la producción de tomate en sistema de cultivo protegido. *Agrotecnia de cuba*, 42, 91–98.
- Soria-Ruiz, J., Fernández-Ordoñez, Y. M., Medina-García, G., Quijano-Carranza, J. A., Ramírez-Guzmán, M. E., Aguilar-Marcelino, L., & Vazquez-Siller, L. M. (2021). Agriculture in Latin America: Recent Advances and Food Demands by 2050. *Springer Optimization and Its Applications*, 185, 139–154. https://doi.org/10.1007/978-3-030-84156-0_7
- Suazo-López, F., Hernández-Aguilar, C., Ramírez-Arias, J. A., Zepeda-Bautista, R., & Domínguez-Hernández, M. E. (2025). Sustainability analysis of the greenhouse tomato (*Solanum lycopersicum* L.) production system. *Journal of Applied Biology and Biotechnology*, 13(2), 32–43. <https://doi.org/10.7324/JABB.2025.211953>
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G. J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., Jolliet, O., Klann, U., Krewitt, W., Moriguchi, Y., Munksgaard, J., & Norris, G. (2004). System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. En *Environmental Science and Technology* (Vol. 38, Número 3, pp. 657–664). <https://doi.org/10.1021/es0263745>

- Torrellas, M., Antón, A., & Montero, J. I. (2013). An environmental impact calculator for greenhouse production systems. *Journal of Environmental Management*, 118, 186–195. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.011>
- Torres Pineda, I., Lee, Y. D., Kim, Y. S., Lee, S. M., & Park, K. S. (2021). Review of inventory data in life cycle assessment applied in production of fresh tomato in greenhouse. En *Journal of Cleaner Production* (Vol. 282). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124395>
- Tukker, A. (2000). Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. En *Environmental Impact Assessment Review* (Vol. 20). www.elsevier.com/locate/eiar
- UNEP, Benoît, N., C., T., M., N., S., E., E., S., T., R. G., S., B., M., V., S., L., A., F., & M., A. G. (2020). *Guidelines for social life cycle assesment of products and organizations 2020*.
- Villagrán, E., Romero-Perdomo, F., Numa-Vergel, S., Galindo-Pacheco, J. R., & Salinas-Velandia, D. A. (2024). Life Cycle Assessment in Protected Agriculture: Where Are We Now, and Where Should We Go Next? *Horticulturae*, 10(1), 15. <https://doi.org/10.3390/HORTICULTURAE10010015/S1>
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L. J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J. A., De Vries, W., Majele Sibanda, L., ... Murray, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447–492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

5. CONCLUSIONES GENERALES

La presente investigación permitió demostrar que la evaluación ambiental de la producción hidropónica de tomate bajo invernadero requiere avanzar más allá de los indicadores convencionales de productividad y rentabilidad. Aunque estos sistemas han sido promovidos por su capacidad para intensificar la producción y mejorar el uso de ciertos recursos, su verdadero desempeño solo puede comprenderse cuando se incorporan las cargas ambientales generadas a lo largo del ciclo productivo. En este sentido, la tesis aporta una forma de interpretar la horticultura protegida no únicamente como un sistema de alto rendimiento, sino como un modelo agroindustrial complejo cuya sostenibilidad depende de la relación entre eficiencia técnica, presión ambiental y capacidad de gestión.

Uno de los aprendizajes centrales es que la sostenibilidad de los sistemas hidropónicos no puede atribuirse únicamente al nivel tecnológico de la infraestructura. La tecnología constituye una condición importante, pero no suficiente. La eficiencia ambiental surge de la interacción entre diseño productivo, manejo agronómico, control operativo y uso racional de los insumos. Por ello, la transición hacia sistemas más sostenibles no debe entenderse solo como incorporación de equipamiento o sustitución de materiales, sino como una transformación en la forma en que se administra el metabolismo completo de la unidad de producción.

A partir de estos resultados obtenidos se puede entender cómo es que la economía circular puede adquirir un significado más concreto dentro de la horticultura intensiva. La circularidad no debe limitarse al reciclaje de residuos ni a la adopción aislada de prácticas ambientalmente favorables, sino que debe entenderse como una forma de reorganizar los flujos de materia, energía, agua e insumos dentro del sistema productivo. En este sentido, la investigación muestra que el ACV y los CRA pueden funcionar como herramientas para traducir la circularidad desde un concepto general hacia criterios medibles de desempeño. Esta traducción es fundamental, porque permite distinguir entre acciones que solo aparentan sostenibilidad y estrategias que realmente reducen cargas ambientales por unidad de producto.

El vínculo entre esta investigación y la economía circular se encuentra precisamente en esa capacidad de medición. Un sistema no es circular solo porque reutiliza un residuo o incorpora una tecnología verde, sino porque reduce su dependencia de entradas externas, prolonga el valor de los materiales, disminuye pérdidas y evita trasladar impactos de una etapa a otra del proceso. Por ello, los estudios futuros sobre circularidad en agricultura protegida deberán apoyarse en metodologías capaces de verificar si las estrategias propuestas generan mejoras ambientales reales. La circularidad requiere indicadores, límites de sistema claros y criterios de comparación que permitan evaluar su efectividad de manera empírica.

En consecuencia, esta tesis abre una ruta para futuras investigaciones orientadas a construir indicadores de circularidad específicos para sistemas hidropónicos bajo invernadero. Estos estudios podrían integrar el análisis de recirculación de soluciones nutritivas, eficiencia hídrica, vida útil de materiales, valorización de residuos, dependencia energética, sustitución de insumos y costos ambientales evitados. Asimismo, será necesario ampliar los límites del sistema para incorporar etapas posteriores a la cosecha, como empaque, distribución, consumo y disposición final, con el fin de comprender la circularidad no solo dentro de la unidad productiva, sino a lo largo de la cadena agroalimentaria.

Finalmente, el aprendizaje más relevante de esta investigación es que la sostenibilidad no puede ser tratada como un atributo añadido al sistema productivo, sino como un criterio de eficiencia que debe incorporarse desde su diseño y operación. La producción hidropónica bajo invernadero tiene potencial para contribuir a una agricultura más controlada, intensiva y eficiente, pero ese potencial solo podrá consolidarse si sus impactos son medidos, interpretados y gestionados de forma integral, donde el desempeño ambiental pueda evaluarse con la misma seriedad que el rendimiento productivo o la rentabilidad económica.