



## Impacto ambiental de la cadena de producción de pollo de engorde bajo sistemas convencionales\*

### Environmental impact of the broiler production chain under conventional systems

*Felipe Portillo-Chávez<sup>1</sup>, Bernardo Vargas-Leitón<sup>1</sup>*

- \* Recepción: 14 de agosto, 2024. Aceptación: 26 de noviembre, 2024. Este estudio se desarrolló como parte de la tesis de Maestría en Producción Animal Sostenible del primer autor. Posgrado Regional en Ciencias Veterinarias Tropicales, Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica.
- <sup>1</sup> Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. [fportillo01@gmail.com](mailto:fportillo01@gmail.com) (<https://orcid.org/0009-0003-9368-309X>), [bernardo.vargas.leiton@una.cr](mailto:bernardo.vargas.leiton@una.cr) (autor para correspondencia, <https://orcid.org/0000-0002-1778-9672>).

### Resumen

**Introducción.** La producción de pollo de engorde es una actividad de creciente importancia económica a nivel mundial, pero que conlleva un impacto ambiental significativo. **Objetivo.** Estimar el impacto ambiental de la cadena de producción de pollo de engorde bajo sistemas convencionales. **Materiales y métodos.** Se utilizó la metodología de análisis de ciclo de vida (ACV) “de la cuna a la puerta”. Los parámetros de base se obtuvieron de una granja avícola ubicada en el cantón de San Ramón, Alajuela, Costa Rica, entre enero y diciembre de 2021. La unidad funcional del ACV fue una tonelada métrica de carne de pollo (tM CP) y se consideraron las categorías de impacto ambiental incluidas en el sistema ReCiPe 2016 v.1.1, con factores de caracterización en nivel de punto medio, bajo una perspectiva jerarquista. **Resultados.** Los impactos ambientales estimados, en unidades equivalentes por tM CP, fueron los siguientes: calentamiento global, 5208 kg CO<sub>2</sub>; acidificación terrestre, 52,6 kg SO<sub>2</sub>; eutrofización marina, 4,19 kg N; eutrofización de agua dulce, 2,47 kg P; uso de la tierra, 5238 m<sup>2</sup> año cultivo; consumo de agua, 3962 m<sup>3</sup>; ecotoxicidad terrestre, 1831 kg 1,4-DCB; ecotoxicidad marina, 2,79 kg 1,4-DCB; ecotoxicidad de agua dulce, 8,49 kg 1,4-DCB; toxicidad humana (cancerígena), 1,13 kg 1,4-DCB; toxicidad humana (no cancerígena), 84,4 kg 1,4-DCB; formación de partículas finas, 8,15 kg PM<sub>2.5</sub>; agotamiento de recurso fósil, 246,1 kg petróleo; formación de ozono (salud ecosistémica), 10,8 kg NO<sub>x</sub>; formación de ozono (salud humana), 10,7 kg NO<sub>x</sub>, y agotamiento de ozono estratosférico, 0,043 kg CFC11. **Conclusiones.** Los procesos con mayor contribución a los impactos ambientales evaluados en este estudio fueron la producción de alimentos, fertilizantes y combustibles, así como el manejo de los residuos de la granja. La mayor parte del impacto ambiental atribuible a la cadena de producción del pollo de engorde sucede fuera de Costa Rica.

**Palabras clave:** análisis de ciclo de vida, huella ecológica, calentamiento global, modelos de simulación.

### Abstract

**Introduction.** Broiler production is an activity of increasing economic importance worldwide, but it entails a significant environmental impact. **Objective.** To assess the environmental impact of conventional broiler production chain systems. **Materials and methods.** The life cycle analysis (LCA) methodology was used following a “cradle to



gate” approach. Base parameters were collected from a poultry farm located in San Ramón, Alajuela, Costa Rica, during the period January through December 2021. The LCA functional unit was defined as one metric ton of chicken meat (MT CM). Environmental impact categories were analyzed using the ReCiPe 2016 v.1.1 system, with characterization factors at the midpoint level under a hierarchical perspective. **Results.** The estimated environmental impacts, expressed in equivalent units per MT CM were as follows: global warming, 5208 kg CO<sub>2</sub>-eq; terrestrial acidification, 52.6 kg SO<sub>2</sub>-eq; marine eutrophication, 4.19 kg Neq; freshwater eutrophication, 2.47 kg P; land use, 5238 m<sup>2</sup> crop year; water consumption, 3962 m<sup>3</sup>; terrestrial ecotoxicity, 1831 kg 1,4-DCB; marine ecotoxicity, 2.79 kg 1,4-DCB; freshwater ecotoxicity, 8.49 kg 1,4-DCB; human toxicity (carcinogenic), 1.13 kg 1,4-DCB; human toxicity (non-carcinogenic), 84.4 kg 1,4-DCB; fine particulate matter formation, 8.15 kg PM<sub>2.5</sub>; fossil resource depletion, 246.1 kg oil; ozone formation (ecosystem health), 10.8 kg NO<sub>x</sub>; ozone formation (human health), 10.7 kg NO<sub>x</sub>, and stratospheric ozone depletion, 0.043 kg CFC11. **Conclusions.** The processes contributing most significantly to the environmental impacts evaluated in this study were the production of feed, fertilizers, and fuels, along with farm waste management. The majority of the environmental impact attributable to the broiler production chain occurs outside of Costa Rica’s borders.

**Keywords:** Life cycle analysis, ecological footprint, global warming, simulation models.

## Introducción

La producción avícola es un pilar importante de la alimentación humana y está experimentando un crecimiento continuo en todo el mundo (Costantini et al., 2021). En Costa Rica la avicultura contribuye con una producción equivalente a un 9,2 % de la producción pecuaria nacional (Secretaría Ejecutiva de Planificación Sectorial Agropecuaria [SEPSA], 2022). La producción de carne avícola en el país aumentó de 135 500 tM (toneladas métricas) en 2018 a 147 816 tM en 2021, lo que equivale a un incremento del 9 % (SEPSA, 2022).

La producción avícola convencional conlleva un impacto ambiental significativo, ya sea de manera directa o indirecta (Gržinić et al., 2023; Rodić et al., 2011). Algunos ejemplos de impactos directos son la mala gestión del estiércol, los flujos de residuos del procesamiento en plantas (sangre, huesos, plumas, etc.), cadáveres de aves, polvo, insectos, olores, etc. (Gerber et al., 2007). Los impactos indirectos se originan principalmente en la alta dependencia que tiene esta actividad de los cultivos forrajeros, los cuales contribuyen en gran medida a la emisión de gases de efecto invernadero, así como a problemas de acidificación y eutrofización (Gržinić et al., 2023).

Una forma de cuantificar el impacto ambiental de la cadena de producción del pollo de engorde es mediante análisis de ciclo de vida (ACV). Esta metodología permite identificar, caracterizar y medir los impactos ambientales asociados a cada una de las etapas del ciclo de vida de un producto (Guinée et al., 2011; Olivera et al., 2016). El ACV típico consta de cuatro fases: definición de los objetivos y alcance del estudio, análisis del inventario, evaluación del impacto e interpretación de resultados (International Organization for Standardization, 2006).

Una revisión de estudios basados en ACV reportó estimados de emisiones que oscilaron entre 3,7 y 6,9 kg de CO<sub>2</sub>-eq anuales por cada kg de carne de pollo (De Vries & De Boer, 2010). Investigaciones posteriores registraron valores de 2,93 (Kalhor et al., 2016) y 6,74 (Urrutia & Valenzuela, s. f.) kg de CO<sub>2</sub>-eq/kg de carne. En términos de kg de pollo vivo, se han reportado emisiones de 2,61 kg (Bengtsson & Seddon, 2013), 1,62 (González-García et al., 2014), 1,8 (Prudêncio da Silva et al., 2014), 2,1 (Prudêncio da Silva et al., 2014) y 1,28 (Putman et al., 2017) kg de CO<sub>2</sub> eq/kg de pollo vivo.

La contribución de la producción de carne de pollo a otros problemas ambientales, como acidificación y eutrofización, ha sido menos documentada y varía entre estudios. En una investigación basada en ACV se estimaron potenciales de acidificación y eutrofización de 74 kg de SO<sub>2</sub>-eq y 25,8 kg de PO<sub>4</sub>-eq, respectivamente, por tM de

carne de pollo en carcaza (Ogino et al., 2021). Otro análisis similar reportó valores de 22 kg SO<sub>2</sub>-eq y 16,5 kg PO<sub>4</sub>-eq por tM (Kiss et al., 2022). González-García et al. (2014) registraron impactos de 43,3 kg SO<sub>2</sub>-eq y 20,3 kg PO<sub>4</sub>-eq por tM, mientras que Putman et al. (2017) reportaron valores de 64 kg SO<sub>2</sub>-eq y 23,2 kg PO<sub>4</sub>-eq por tM, respectivamente.

En Costa Rica, no existen hasta el momento estimaciones sobre el impacto ambiental de la cadena de producción del pollo de engorde. Contar con este tipo de información es fundamental para identificar los procesos que más contribuyen a este impacto y que, por tanto, deberían recibir mayor atención. Por tal motivo, el objetivo del presente estudio fue estimar el impacto ambiental de la cadena de producción de pollo de engorde bajo sistemas convencionales.

## Materiales y métodos

### Ubicación del módulo de producción

Para el estudio de los procesos del ACV que ocurren en módulos de producción avícola en Costa Rica, el modelo se basó en parámetros obtenidos a partir de un sistema de producción local (Cuadro 1), de tipo convencional integrado. Este sistema consta de granjas de levante y producción para los progenitores del pollo, incubadoras, granja de engorde, fábrica de producción de alimentos y sala de matanza. La unidad se ubica en el cantón de San Ramón, región Central-Occidental del país, y aloja un aproximado de 1,2 millones de pollos de engorde por año, distribuidos en seis ciclos de producción. Los parámetros de eficiencia asumidos en el modelo correspondieron al periodo entre enero y diciembre de 2021. Para este periodo, la zona presentó un promedio de temperatura de 23,3 °C con una precipitación anual de 2480 mm y una humedad relativa de 95 %.

### Modelo de simulación

La evaluación del impacto ambiental se realizó mediante la metodología de ACV del tipo de “la cuna a la puerta” (Guinée et al., 2011; Olivera et al., 2016). La modelación del ciclo productivo del pollo de engorde se llevó a cabo por medio del programa computacional de código abierto OpenLCA 2.1.1 (GreenDelta, 2007). La unidad funcional asumida para el ACV se definió como una tonelada métrica de carne de pollo en carcaza (1 tM CP) al momento de salir de la sala de sacrificio.

El modelo diseñado inició con los procesos que involucran la producción y el procesamiento de los principales insumos empleados en la producción del pollo de engorde (alimentos, combustibles, electricidad). Luego, se integraron las etapas de crianza de las líneas genéticas a partir de los abuelos. Por último, se incluyeron los procesos directamente relacionados con las granjas de engorde y la sala de sacrificio.

Todos los procesos relacionados con la producción de alimentos incluidos en las dietas avícolas, así como los insumos requeridos para su producción, ocurren en el exterior. En el caso de Costa Rica, la mayoría de estos alimentos provienen de EE. UU., con algunas contribuciones fluctuantes y minoritarias de otros países (Cámara de Industriales de Alimentos Balanceados [CIAB], 2018). Para efectos de simplificación, el modelo asumió una única procedencia: EE. UU.

La información requerida para describir los procesos de producción externos se obtuvo de la Base de Datos del Inventario del Ciclo de Vida (National Renewable Energy Laboratory [NREL], 2012). Esta base provee información sobre los impactos ambientales generados durante la producción de cultivos, así como durante la extracción, refinamiento y uso de combustibles, electricidad y medios de transporte. Los principales parámetros técnicos asumidos en la producción de alimentos se describen en Portillo Chávez (2022).

**Cuadro 1.** Principales parámetros técnicos asociados con las fases de crianza y postura en los progenitores, y la fase de crianza del pollo de engorde. Costa Rica. 2021.

**Table 1.** Main technical parameters associated with the parent stock rearing and laying phases, and the broiler rearing phase. Costa Rica. 2021.

Parámetro	Unidad de medida	Machos	Hembras
Fase de crianza en los progenitores			
Duración del ciclo	d	168	168
Consumo total de alimento	kg	12,4	10,6
Consumo total de agua	l	24,7	21,1
Peso final (24 semanas)	kg	3,70	3,10
Conversión alimenticia	kg alim/kg peso	3,35	3,42
Mortalidad	%	5,0	4,4
Material de cama (por pollo)	kg	0,33	0,33
Pollinaza (cama + excretas por pollo)	kg	3,85	3,85
Fase de postura en los progenitores			
Relación hembras/macho	razón	11/1	
Densidad	aves/m <sup>2</sup>	4,5	
Duración del ciclo	semanas	41	
Porcentaje de postura	%	85	
Huevos incubables por gallina	n	180	
Consumo de alimento (por gallina alojada)	kg	41,2	
Peso promedio al descarte	kg	4,28	
Mortalidad	%	7,2 (H)/19,9 (M)	
Material de cama (por gallina alojada)	kg	2,46	
Pollinaza (Cama + excretas por gallina alojada)	kg	4,51	
Fase de producción del pollo de engorde			
Incubabilidad del huevo fértil	%	85	
Duración del ciclo de engorde	d	38	
Consumo de alimento por ciclo	kg	3,659	
Consumo de agua por ciclo	l	8,64	
Peso final (salida del galpón)	kg	2,1	
Conversión alimenticia	kg alim/kg peso	1,74	
Peso final (en carcaza, sala de cosecha)	kg	1,49	
Mortalidad	%	4,21	
Material de cama (granza de arroz por pollo)	kg	0,22	
Pollinaza (cama + excretas por pollo)	kg	1,56	

La base de datos contempla, además, procesos productivos que describen módulos convencionales de producción avícola en EE. UU. (Putman et al., 2017). Estos fueron integrados al modelo para estimar el impacto ambiental provocado durante la producción de las líneas puras o reproductores primarios (abuelos), de las cuales se derivan las líneas parentales (progenitores) que originan el pollo de engorde utilizado en Costa Rica. Los progenitores son transportados por vía aérea hasta el país inmediatamente después de su nacimiento.

La versión final del modelo de simulación consistió en 95 procesos y 361 flujos, relacionados con diferentes etapas de la cadena de producción del pollo de engorde. Se contemplaron los procesos que ocurren desde los puntos

de extracción de materias primas hasta la salida de la sala de matanza. A partir de estas fuentes, se estableció el nivel de uso de recursos y los niveles de emisión de distintos contaminantes durante todas las fases de la cadena de producción avícola.

### Metodología de evaluación de impacto

Las categorías de impacto ambiental incluidas en este estudio se establecieron con base en el sistema ReCiPe 2016 v.1.1 (Huijbregts et al., 2017), utilizando factores de caracterización evaluados en el nivel de punto medio, bajo una perspectiva jerarquista (Huijbregts et al., 2017). Los factores de caracterización en este nivel se ubican en algún lugar a lo largo de la vía del impacto, y la perspectiva jerarquista se basa en un consenso científico con respecto al marco temporal y la plausibilidad de los mecanismos de impacto (Huijbregts et al., 2017).

Las categorías de impacto ambiental incluidas en el estudio fueron las siguientes: calentamiento global, acidificación (terrestre), eutrofización (agua dulce y marina), uso de la tierra, consumo de agua, ecotoxicidad (terrestre, marina y de agua dulce), toxicidad humana (efectos cancerígenos y no cancerígenos), formación de materiales particulados finos, formación de ozono (troposférico), agotamiento de ozono (estratosférico) y agotamiento de recursos fósiles. Para analizar el origen y la distribución de los impactos ambientales, los 95 procesos del modelo de simulación fueron agrupados en ocho categorías afines: producción de los alimentos o nutrientes; producción de combustibles; producción de fertilizantes; producción de electricidad; transporte; granjas o módulos de producción aviar; producción de material de cama, y procesos posgranja.

### Unidades de referencia y factores de caracterización de impactos

El nivel de uso de recursos o la emisión de contaminantes se estimó inicialmente en función de unidades de referencia específicas para cada proceso. Luego, estos impactos se sumaron para todos los procesos contemplados en la cadena de producción. Posteriormente, se transformaron a unidades estandarizadas mediante factores de caracterización, y se escalaron con relación a la unidad funcional (1 tM CP).

El impacto en la categoría de calentamiento global se determinó de acuerdo con los lineamientos de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) para la estimación de gases de efecto invernadero (GEI) y el uso de energía fósil en cadenas de producción avícola (Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership [LEAP], 2014). Estos lineamientos se basan en las normas del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006), con ampliaciones específicas para el sector avícola. El potencial de calentamiento global se expresó en kg de CO<sub>2</sub> equivalentes (CO<sub>2</sub>-eq), cuyo efecto se evaluó sobre un horizonte de 100 años.

En esta categoría, los factores de caracterización utilizados para 1 kg de metano (CH<sub>4</sub>) y de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) fueron 34 y 298 kg de CO<sub>2</sub>-eq, respectivamente (Huijbregts et al., 2017). Además, se incorporaron factores de caracterización para otras 185 sustancias (Huijbregts et al., 2017). Las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O procedentes del estiércol en los galpones se calcularon utilizando las fórmulas IPCC de nivel 2 (LEAP, 2014). Las emisiones de metano entérico CH<sub>4</sub> procedentes de las aves se estimaron mediante factores de 0,333 (pollo), 0,921 (polla levante) y 1,773 (gallina postura) g CH<sub>4</sub> por ciclo completo, derivados de LEAP (2014). Las emisiones de N<sub>2</sub>O de la pollinaza aplicada en campo se obtuvieron a partir de IPCC (2006).

Las emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> provenientes de los residuos de carcasas enterradas en fosa se determinaron a partir de las estimaciones de Yuan et al. (2012), lo que resultó en factores de emisión de 0,049 kg CO<sub>2</sub> y 0,065 kg de CH<sub>4</sub> por cada kg de ave muerta. Para calcular la emisión de CH<sub>4</sub> del cultivo de arroz, fuente del material de cama, se aplicó un factor de ajuste de 0,27 para condiciones de secano con lluvia regular (IPCC, 2006). En la producción

de electricidad a partir de fuentes hidroeléctricas en Costa Rica, el factor de emisión asumido fue de 0,2 kg CO<sub>2</sub>-eq por kWh (Instituto Meteorológico Nacional, 2015).

El impacto en la categoría de acidificación (terrestre) se expresó en términos de kg de SO<sub>2</sub> equivalentes. La emisión al aire de 1 kg de amoníaco (NH<sub>3</sub>), nitratos (NO<sub>3</sub>), sulfatos (SO<sub>3</sub>), ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) y dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) corresponden a 1,96, 0,27, 0,80, 0,65 y 0,36 kg de SO<sub>2</sub>-eq, respectivamente. Las emisiones de NH<sub>3</sub> provenientes del estiércol en las galeras de pollos de engorde se calcularon utilizando factores de 17 (pollos), 46 (pollas levante) y 78 (gallinas postura) g NH<sub>3</sub>/ave por ciclo completo (Russ & Schaeffer, 2018). Las emisiones de NH<sub>3</sub> generadas del estiércol aplicado en el campo se asumieron con un factor equivalente a 50 % del utilizado para los galpones, con base en IPCC (2006).

El potencial de eutrofización en agua dulce o marina se estimó en kg equivalentes de fósforo (P-eq) o nitrógeno (N-eq), respectivamente, y los factores de caracterización se tomaron de Huijbregts et al. (2017). Para 1 kg de PO<sub>4</sub>, se asumieron factores de 0,033 kg P-eq al aplicarse al suelo y 0,33 kg P-eq al agua. Para 1 kg NH<sub>3</sub>, se consideraron factores de 0,10, 0,24 y 0,82 kg N-eq, aplicados al suelo agrícola, al agua dulce y al agua marina, respectivamente. Para pollinaza aplicada en campo, se asumieron contenidos de 1,5 % (P) y 0,5 % (N) en el estiércol, con factores de 0,10 (P) y 0,079 (N) kg-eq por kg de P (o N) aplicado al suelo.

La categoría de uso de la tierra se cuantificó en términos de m<sup>2</sup> × año equivalentes de terreno dedicado a un cultivo de tipo anual (Huijbregts et al., 2017). El impacto ambiental causado por el cambio en el uso de la tierra (LUC, por sus siglas en inglés) (Davis et al., 2014) asociado al cultivo de soya se incorporó mediante un factor de emisión de 2,351 kg CO<sub>2</sub> por kg de soya, derivado del enfoque Una-Soya (MacLeod et al., 2013). En el caso del maíz, se utilizó un factor similar de 0,78 kg CO<sub>2</sub> por kg de maíz, obtenido como promedio de los factores calculados para la producción de cereales en nueve países (Hörtenhuber et al., 2018).

El uso de agua se midió en términos de m<sup>3</sup> de agua consumida (m<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O- eq) por m<sup>3</sup> de agua extraída (Huijbregts et al., 2017). Este indicador considera tanto el agua que se restituye (p. ej. agua de lavado) como aquella que no retorna a los depósitos naturales (p. ej. evapotranspiración en cultivos). En el presente estudio, el agua requerida por los cultivos se obtuvo de Mekonnen y Hoekstra (2011), quienes contemplan tres tipos de agua: verde (lluvia), azul (subsuelo o superficie utilizada para irrigación) y gris (agua fresca requerida para asimilar la carga de contaminantes).

El estudio incorporó categorías de impacto que evalúan el potencial de toxicidad de una sustancia, tanto a nivel del ecosistema (ecotoxicidad acuática o terrestre) como a nivel humano (efectos cancerígenos o no cancerígenos). En todos los casos, la unidad de referencia correspondió a los kg de 1,4-diclorobenceno (1,4-DCB) emitidos por unidad funcional de producto. Se utilizaron factores de caracterización que estiman el efecto toxicológico potencial de 10 899 sustancias emitidas al suelo, 13 538 emitidas al agua dulce y 2258 emitidas al agua marina, así como 443 sustancias tóxicas no cancerígenas y 608 sustancias tóxicas cancerígenas (Huijbregts et al., 2017).

La categoría de impacto que cuantifica el potencial de formación de partículas finas (PM, por sus siglas en inglés) de una determinada actividad se expresó en kg equivalentes de partículas finas <2,5 um (kg PM<sub>2,5</sub>-eq) emitidos al aire. Se asumieron factores de caracterización para distintas sustancias, según Huijbregts et al. (2017), tales como NH<sub>3</sub> (0,24), NO<sub>x</sub> (0,11), SO<sub>2</sub> (0,29), NO (0,17), NO<sub>2</sub> (0,11), NO<sub>3</sub> (0,08), S (0,39), SO<sub>x</sub> (0,29) y SO<sub>3</sub> (0,23). Las emisiones de PM provenientes de la pollinaza aplicada en campo se derivaron a partir de Münch et al. (2020), quienes reportaron un factor de emisión de 8,37 kg PM<sub>10</sub> por ha. En el cálculo se asumió una tasa de aplicación de 4 tM de pollinaza seca por ha de terreno agrícola.

El agotamiento de recursos fósiles se cuantificó en términos de kg equivalentes de petróleo. Este se define como la relación entre el contenido energético más alto de un recurso fósil y el contenido energético del petróleo crudo (Huijbregts et al., 2017). Se utilizaron factores de caracterización de 0,84 (gas natural), 0,42 (carbón duro o carbón bituminoso), 0,42 (carbón marrón o lignito) y 0,22 (turba).

La formación fotoquímica oxidante de ozono se estimó a partir del potencial de formación de ozono troposférico para una determinada sustancia, y se expresó en kg equivalentes de  $\text{NO}_x$  (Huijbregts et al., 2017). El sistema utilizado incorporó factores de caracterización para 169 sustancias distintas. Por último, el potencial de agotamiento del ozono (ODP) estratosférico se cuantificó en términos de kg equivalentes de clorofluorocarbono-1 (kg CFC-11-eq) considerando factores de caracterización para 22 sustancias.

### Asignación de impactos, normalización e incertidumbre

Los impactos ambientales de procesos con múltiples productos fueron asignados utilizando criterios físicos basados en masa (Domínguez Aldama et al., 2023). En la producción de maíz, soya y trigo, todo el impacto ambiental fue atribuido a la producción del grano. En el procesamiento posterior de la soya en harina y aceite, se llevó a cabo una atribución física por masa, asignando un 80,5 % del impacto a la harina y un 19,5 % al aceite. En el procesamiento del trigo, se efectuó una atribución física por masa, atribuyendo un 77 % del impacto a la harina, un 14 % al salvado y un 9 % a otros derivados (harinillas, salvadillo).

La granza de arroz utilizada como material de cama es un subproducto obtenido del cultivo del arroz a nivel local. Se realizó una atribución física de impacto, asignando un 70 % al grano de arroz, un 20 % a la paja de arroz y el 10 % restante a la granza. La pollinaza (o gallinaza) se consideró como un residuo de los módulos avícolas, dado que su valor económico es bajo en relación con la actividad principal de la cual se deriva. En el modelo, el impacto ambiental de la pollinaza fue atribuido en su totalidad al ciclo de producción del pollo de engorde.

En el proceso de refinamiento de combustibles fósiles derivados del petróleo, también se efectuó una asignación física de impactos basada en masas. Se atribuyeron impactos mayoritarios de 42,1 % a la gasolina y 21,9 % al diesel. Impactos minoritarios se atribuyeron al combustible fueloil residual (4,9 %, embarcaciones), al gas licuado de petróleo (2,7 %, equipo industrial), al kerosene (9,1 %, aviones) y a otros (19,3 %).

Se utilizaron factores de normalización para representar el impacto total de una determinada categoría ambiental en una región y año de referencia (Olivera et al., 2016). Los factores de normalización utilizados corresponden a valores estimados de impacto ambiental por persona promedio a nivel mundial para el año 2010 (European Commission Joint Research Centre, 2017). Cada uno de los impactos estimados por el ACV se dividió entre el factor respectivo para obtener un impacto en escala normalizada.

Se realizó una estimación del grado de incertidumbre (IPPC, 2006) asociado al calentamiento global. La incertidumbre se determinó con base en 10 000 iteraciones de simulación estocástica (Montecarlo), generadas a partir de distribuciones de probabilidad asumidas para las variables más influyentes en esta categoría de impacto. Las distribuciones y los estimados de variabilidad asumidos se establecieron con base en recomendaciones del IPCC para incorporación de incertidumbre en estimación de emisiones de GEI (IPCC, 2006).

Se asumió una distribución normal con desviación estándar equivalente a un 20 % de la media respectiva ( $X \pm \text{DE } 20\%$ ) para emisiones de GEI provenientes de animales o estiércol en las granjas, del transporte, de la producción de alimentos, del material de cama, de los combustibles, de los fertilizantes y de la electricidad. Se consideraron distribuciones normales de  $X \pm \text{DE } 30\%$  para emisiones de GEI de la pollinaza aplicada en el campo,  $X \pm \text{DE } 1\%$  para consumo total de alimento y  $X \pm \text{DE } 10\%$  para GEI en el proceso de empaque de alimentos. Se establecieron distribuciones uniformes con intervalos de variación de  $X \pm 10\%$  para distancias de transporte interno en EE. UU. o para distancias internacionales, y  $X \pm 20\%$  para distancias internas en Costa Rica.

## Resultados

Los principales componentes que conforman el análisis de inventario para el ciclo de vida de pollo de engorde se resumen en el Cuadro 2. La producción de 1 tM CP requiere un alto número de pollos finalizados (671) y

**Cuadro 2.** Inventario de flujos requeridos para obtener una tonelada métrica de carne de pollo en carcaza (1 tM CP). Costa Rica. 2021.

**Table 2.** Inventory of input and output flows required to produce one metric ton of chicken carcass meat (1 MT CM). Costa Rica. 2021.

Flujo	Escala	Cantidad
Requerimiento de pollos finalizados	Unidades	671
Peso de pollos vivos finalizados	Kg	1409
Huevos incubados (para pollo de engorde)	Unidades	700
Huevos fértiles para incubar	Unidades	824
Pollas para producción de huevo fértil (madres)	Unidades	4,53
Gallos para producción de huevo fértil (padres)	Unidades	0,49
Hembras para producción de huevo fértil (abuelas)	unidades	9,51
Machos para producción de huevo fértil (abuelos)	unidades	1,67
Huevos fértiles para producción de líneas puras	unidades	30,2
Desecho por mortalidad (pollos y reproductores)	kg	18,5
Consumo de maíz (en grano)	kg	1792
Consumo de soya (en grano)	kg	677
Consumo de trigo (en grano)	kg	37,4
Consumo de fertilizante (nitrógeno)	kg	30,5
Consumo de fertilizante (fosfato)	kg	12,8
Consumo de fertilizante (potasio)	kg	18,7
Consumo de enmiendas (cal)	kg	64,6
Consumo de alimento balanceado (pollo de engorde)	kg	2454
Consumo de alimento balanceado (otras etapas)	kg	315
Producción de pollinaza (cama + excretas)	kg	1139
Consumo de material de cama	kg	169
Consumo de electricidad	kWh	1197
Consumo de combustible (por equipo industrial)	m <sup>3</sup>	20,6
Consumo de aceite crudo (petróleo, en extracción)	kg	155
Consumo de carbón bituminoso (en mina)	kg	77,3
Consumo de gas natural (en extracción)	kg	48,8
Consumo de transporte fluvial	tKm	4679
Consumo de transporte marítimo	tKm	8909
Consumo de transporte terrestre	tKm	599
Consumo de transporte aéreo	tKm	3,9

huevos incubables (824), mientras que el número de reproductores es bajo. Se requieren más de 2500 kg de granos, principalmente de maíz, y un aproximado de 126 kg de fertilizantes o enmiendas. Además, se consumen 281 kg de recursos fósiles y más de 14 000 tkm de transporte.

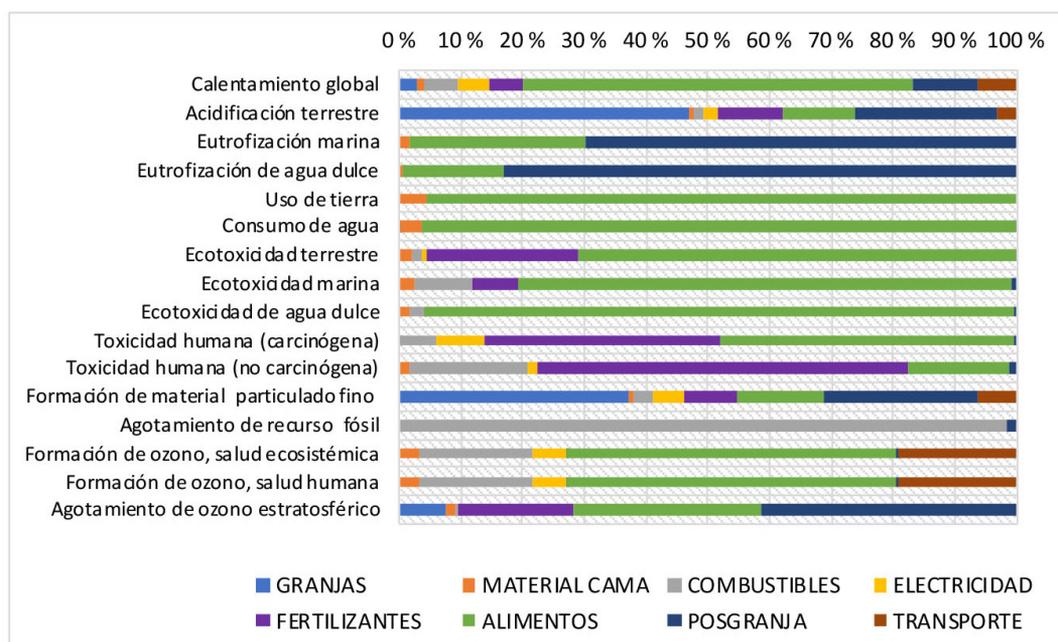
### Calentamiento global, acidificación y eutrofización

En la categoría de calentamiento global, se estimó una emisión de 5208 kg CO<sub>2</sub>-eq tM CP (Cuadro 3). Más del 60 % de esta emisión correspondió a la producción de alimentos, seguida por los procesos posgranja (11 %). Las demás contribuciones fueron menores del 10 % (Figura 1).

**Cuadro 3.** Estimados de impacto ambiental, absolutos (por tM CP) y normalizados, para la cadena de producción de pollo de engorde con base en la metodología ReCiPe 2016 v.1.1. Costa Rica. 2021.

**Table 3.** Environmental impact estimates, absolute (per MT CM) and normalized, for the broiler production chain based on the ReCiPe 2016 v.1.1 methodology. Costa Rica. 2021.

Categoría de impacto	Unidad de referencia (equivalente)	Valor absoluto	Factor de normalización (ILCD-2010)	Valor normalizado
Calentamiento global	kg CO <sub>2</sub>	5208	7987	0,65
Acidificación terrestre	kg SO <sub>2</sub>	52,6	41,0	1,28
Eutrofización marina	kg N	4,19	4,61	0,91
Eutrofización de agua dulce	kg P	2,47	0,65	3,81
Uso de tierra	m <sup>2</sup> a cultivo	5238	6173	0,85
Consumo de agua	m <sup>3</sup>	3962	266,7	14,9
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DCB	1831	1036	1,77
Ecotoxicidad marina	kg 1,4-DCB	2,79	1,03	2,70
Ecotoxicidad de agua dulce	kg 1,4-DCB	8,49	1,23	6,92
Toxicidad humana (cancerígena)	kg 1,4-DCB	1,13	2,77	0,41
Toxicidad humana (no cancerígena)	kg 1,4-DCB	84,4	149,0	0,57
Formación de partículas finas	kg PM2.5	8,15	25,6	0,32
Agotamiento de recurso fósil	kg petróleo	246,1	980,4	0,25
Formación de ozono, salud ecosistémica	kg NOx	10,8	17,8	0,61
Formación de ozono, salud humana	kg NOx	10,7	20,6	0,52
Agotamiento de ozono estratosférico	kg CFC11	0,043	0,060	0,73



**Figura 1.** Contribución relativa (%) de los principales procesos productivos ligados a la cadena de producción del pollo de engorde dentro de cada categoría de impacto ambiental. Costa Rica. 2021.

**Figure 1.** Relative contribution (%) of the main production processes linked to the broiler production chain within each environmental impact category. Costa Rica. 2021.

El principal GEI emitido a lo largo del ciclo de producción del pollo fue el CO<sub>2</sub> (73,6 %), seguido por el N<sub>2</sub>O (22,3 %), con aportes menores de CH<sub>4</sub> (3,8 %) (Cuadro 4). Las emisiones de CO<sub>2</sub> correspondieron primordialmente a procesos que involucran la quema de combustibles fósiles y el cambio en el uso de la tierra (LUC). La emisión de N<sub>2</sub>O se asoció principalmente a procesos de uso de combustibles, aplicación de fertilizantes (o pollinaza) y las emisiones producidas por las aves en las granjas. El CH<sub>4</sub> se emite en cantidades menores tanto por las aves en los módulos de producción (metano biogénico) y como en procesos que utilizan combustibles fósiles.

**Cuadro 4.** Componentes con aportes principales a cada categoría de impacto ambiental, según el sistema RECIPE 2016 v.1.1. Costa Rica. 2021.

**Table 4.** Components with main contributions to each environmental impact category, according to the RECIPE 2016 v.1.1 system. Costa Rica. 2021.

Categoría de impacto	Contribuciones principales
Calentamiento global	Dióxido de carbono (73,6 % = 56 % cambio en el uso de la tierra + 17,6 % otros), óxido nitroso (22,6 %), metano fósil (2,7 %), metano biogénico (1,1 %).
Acidificación terrestre	Amonio (88,1 %), óxidos de nitrógeno (7,3 %), óxidos de azufre (4,6 %).
Eutrofización marina	Nitratos (69,7 %), Nitrógeno (30,3 %).
Eutrofización de agua dulce	Estiércol aplicado en campo (82,9 %), fósforo (17,1 %).
Uso de tierra	Áreas de cultivo: soya (52,3 %), maíz (40,4 %), arroz (4,3 %), trigo (3,0 %).
Consumo de agua	Lluvia (57,2 %), pozo (34,0 %), río (8,6 %), otros (0,2 %).
Ecotoxicidad terrestre	130 sustancias, entre ellas: atrazina (48,1 %), cobre (17,8 %), glifosato (7,8 %), metolaclor (4,7 %), esfenvalerato (3,1 %), otros (18,5 %).
Ecotoxicidad marina	130 sustancias, entre ellas: clorpirifós (34 %), atrazina (23,2 %), esfenvalerato (10 %), bario (7,8 %), otros (25 %).
Ecotoxicidad de agua dulce	130 sustancias, entre ellas: clorpirifós (45,9 %), atrazina (29,7 %), metolaclor (6,3 %), terbufós (5,0 %), otros (14,8 %).
Toxicidad humana (cancerígena)	40 sustancias, entre ellas: atrazina (34,8 %), arsénico (29,1 %), cianazina (10,1 %), níquel (8,7 %), cromo (5,5 %), otros (11,8 %).
Toxicidad humana (no cancerígena)	97 sustancias, entre ellas: arsénico (49 %), bario (17,9 %), acefato (7,4 %), plomo (5,6 %), cadmio (5,6 %), otros (14,5 %).
Formación de material particulado fino	Amonio (69,7 %), óxidos de nitrógeno (NO/NO <sub>2</sub> , 14,3 %), óxidos de azufre (SO, SO <sub>2</sub> , 8,6%), otros PM(<10 um/<2,5 um, 7,4%).
Agotamiento de recurso fósil	Petróleo crudo (67,8 %), carbón (20,7 %), gas natural (11,5 %).
Formación de ozono, salud ecosistémica	24 sustancias, entre ellas: óxidos de nitrógeno (98,2 %), otros (1,8 %).
Formación de ozono, salud humana	24 sustancias, entre ellas: óxidos de nitrógeno (98,9 %), otros (1,1 %).
Agotamiento de ozono estratosférico	Óxidos de nitrógeno (100 %).

En lo concerniente al impacto de acidificación (terrestre), los procesos de granja (47 %) y posgranja (23,1 %) fueron los que tuvieron mayor participación (Figura 1). También se observaron aportes importantes de los procesos de producción de alimentos y fertilizantes. Este impacto corresponde primordialmente a las emisiones de amonio provenientes del estiércol en los módulos de producción, de la pollinaza aplicada en campos agrícolas y del fertilizante químico aplicado en cultivos de alimentos (Cuadro 4).

El impacto de eutrofización (agua marina y dulce) es causado principalmente por los procesos posgranja y producción de alimentos (Cuadro 4). Este impacto corresponde a la aplicación de pollinaza en campos agrícolas y fertilizantes en cultivos. En el caso del agua marina el impacto mayor es por parte de nitratos provenientes de los fertilizantes aplicados al cultivo (Cuadro 4).

## Uso de la tierra, agua y recursos fósiles

El estimado de superficie agraria requerida para producir 1 tM CP fue de 5238 m<sup>2</sup> (Cuadro 3). Este valor corresponde principalmente al área ocupada por la soya (52 %) y el maíz (40 %) (Cuadro 4). También se obtienen contribuciones minoritarias del trigo, que representa una baja participación en las dietas, y del arroz, del que solo se utiliza el subproducto (granza para material de cama).

En relación con el consumo de agua, el estimado obtenido en nuestro estudio fue de 3962 m<sup>3</sup> por tM CP (Cuadro 3). La mayor parte de este consumo tiene lugar durante la fase de producción de alimentos (96 %), y corresponde mayormente al estimado de agua de lluvia que se pierde por evapotranspiración en los cultivos (agua verde), así como al agua de irrigación proveniente de pozos o ríos (agua azul) (Cuadro 4). Un valor menor (3,6 %) correspondió a la producción de arroz, que provee el material de cama, mientras que la contribución relativa del agua utilizada en los galpones (consumo, lavado) y otros procesos representó menos del 0,5 % del consumo total (Cuadro 3).

El agotamiento de recursos fósiles fue una categoría ligada casi exclusivamente a la producción de combustibles y solo marginalmente a los procesos posgranja (Figura 1). Si bien estos recursos se extraen para la producción del combustible, su utilización o consumo se da a lo largo de toda la cadena de producción, en los procesos que así lo requieran. Esto sucede particularmente en las fases de producción de alimento, el transporte y los módulos de producción (Figura 1).

## Otras categorías de impacto

Los impactos ambientales relacionados con ecotoxicidad (terrestre, marina o de agua dulce) correspondieron principalmente a los procesos de producción de alimentos, producción de fertilizantes y producción de combustibles (Figura 1). Estos también mostraron un papel preponderante en los impactos asociados a toxicidad humana (cancerígena o no cancerígena) (Figura 1). Los procesos vinculados a la producción de electricidad también aportan de manera importante a este impacto (Figura 1).

En la producción de alimentos, se utilizan diversos tipos de pesticidas que contienen ingredientes activos con efectos potencialmente tóxicos y/o ecotóxicos. Entre las sustancias con una contribución más relevante a estas categorías de impacto se identificaron la atrazina, el metolaclor, el esfenvalerato, el glifosato, el terbufós, el clorpirifós y el acefato (Cuadro 4). Otras sustancias presentaron contribuciones minoritarias.

En lo concerniente a la categoría de formación de materiales particulados finos, los procesos asociados ocurren primordialmente en los módulos avícolas y posgranja, seguidos por la producción de alimento, fertilizantes y transporte (Figura 1). Las emisiones vinculadas a este impacto fueron principalmente el amonio proveniente del estiércol en galpones o aplicado en campo (Cuadro 4). Los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) o azufre (SO<sub>x</sub>) que se liberan en el transporte mediante procesos de combustión también aportaron en menor grado a este impacto (Cuadro 4).

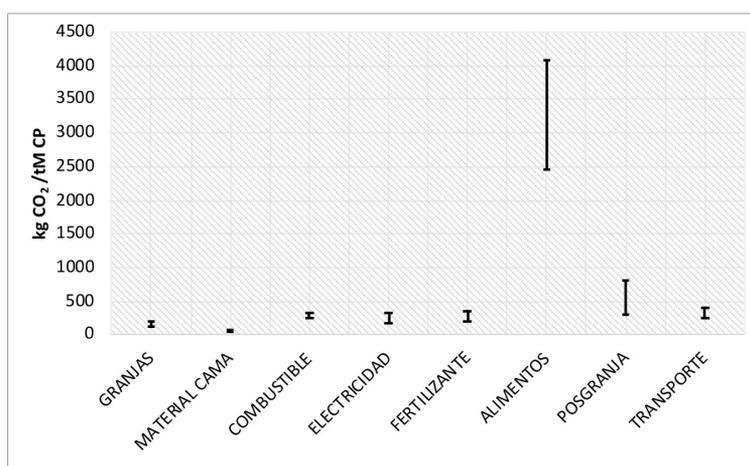
Los impactos asociados con formación de ozono troposférico correspondieron principalmente a los procesos de producción de alimentos, combustibles y transporte (Figura 1). Las emisiones causantes de este impacto fueron primordialmente los óxidos de nitrógeno producidos durante la combustión (Cuadro 4). Se observaron contribuciones minoritarias de otras múltiples sustancias.

La categoría de agotamiento del ozono estratosférico estuvo ligada tanto a los procesos posgranja como a la producción de alimentos y de fertilizantes. En este estudio, el principal causante de este impacto fue el óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (Cuadro 4). Este gas se emite durante los procesos de combustión que ocurren a lo largo de la cadena de producción del pollo.

### Normalización, incertidumbre y origen geográfico de las emisiones

Según los resultados del proceso de normalización de impactos, las categorías ambientales con mayor desviación sobre la norma respectiva fueron consumo de agua, ecotoxicidad del agua dulce, eutrofización de agua dulce, ecotoxicidad marina, acidificación y ecotoxicidad terrestre (Cuadro 3). Las demás categorías, incluso el calentamiento global, presentaron valores normalizados por debajo de la unidad, es decir, menores a la norma de referencia utilizada. La categoría con el menor impacto normalizado fue la de agotamiento de recurso fósil.

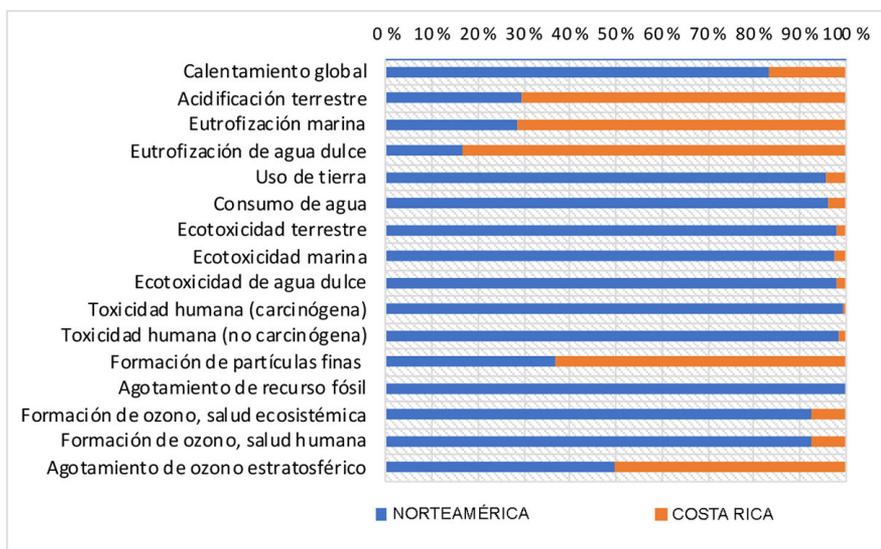
El intervalo de incertidumbre de 95 % para el estimado de calentamiento global osciló entre 4322 y 6057 kg CO<sub>2</sub>-eq tM CP (Figura 2). Los procesos que más contribuyeron a la incertidumbre en este estudio corresponden a la producción de alimentos (IC95 %: 2457- 4078 kg CO<sub>2</sub> tM CP) y los procesos posgranja (IC95 %: 309- 805 kg CO<sub>2</sub> tM CP) (Figura 2). Los demás procesos solo aportaron de manera marginal.



**Figura 2.** Intervalos de incertidumbre del 95 % asociados a emisiones de GEI (kg CO<sub>2</sub> equivalentes/tM CP), provenientes de distintos procesos ligados a la cadena de producción del pollo de engorde. Costa Rica. 2021.

**Figure 2.** 95 % confidence intervals associated with GHG emissions (kg CO<sub>2</sub> equivalent/MT CP), from different processes linked to the broiler production chain. Costa Rica. 2021.

Los resultados del ACV mostraron que, en nueve de las dieciséis categorías ambientales evaluadas, la mayor parte del impacto tiene lugar en Norteamérica (Figura 3), donde se produce la gran mayoría de los insumos utilizados en esta actividad. Las únicas categorías en las que se observó un mayor impacto a nivel local fueron las de acidificación, eutrofización y formación de partículas finas. Estas categorías tienen en común una estrecha relación con los procesos posgranja, en particular con las emisiones del estiércol en galpones y su aplicación posterior en campos agrícolas. Sin embargo, como se indicó previamente, dichas emisiones presentan un alto grado de incertidumbre en este estudio.



**Figura 3.** Contribución relativa (%) de la región geográfica (Norteamérica vs. Costa Rica) a cada uno de los impactos ambientales evaluados para la cadena de producción del pollo de engorde. Costa Rica. 2020.

**Figure 3.** Relative contribution (%) of the geographic region (North America vs. Costa Rica) to each of the environmental impacts evaluated for the broiler production chain. Costa Rica. 2020.

## Discusión

La producción de pollo de engorde bajo sistemas convencionales depende en gran parte de insumos que no se generan localmente, sino que se importan (MacLeod et al., 2013). Esto se demostró en el presente estudio, dado que la mayoría de los procesos (76) que constituyen el modelo diseñado ocurren en Norteamérica, mientras que los restantes (19) suceden a nivel local. La disponibilidad de la base de datos administrada por el NREL fue esencial, ya que aportó parámetros técnicos de las zonas donde se originan los insumos.

El impacto estimado (5208 kg CO<sub>2</sub>-eq tM CP) se encuentra dentro del rango registrado en análisis previos. Por ejemplo, las emisiones de GEI reportadas por De Vries y De Boer (2010), transformadas a la escala del presente estudio, oscilaron entre 3700 y 6900 kg de CO<sub>2</sub>-eq por cada tM CP. Investigaciones posteriores registraron valores de 2930 (Kalhor et al., 2016) y 6740 (Urrutia & Valenzuela, s. f.) kg de CO<sub>2</sub>-eq tM CP. Otros estudios reportaron valores equivalentes a 2610 (Bengtsson & Seddon, 2013), 1620 (González-García et al., 2014), 2060 (Prudêncio da Silva et al., 2014) y 1280 (Putman et al., 2017) kg de CO<sub>2</sub>-eq tM de pollo vivo.

En la gran mayoría de los ACV realizados en pollo de engorde, la contribución principal al calentamiento global proviene de la producción de alimentos (Costantini et al., 2021). En este análisis, una parte mayoritaria (56 %) de las emisiones de GEI corresponde al factor de cambio en el uso de la tierra (LUC), el cual se basó en la tendencia global del área dedicada al cultivo de soya y maíz. En la producción del pollo de engorde, es importante contabilizar el impacto de LUC, debido a que las superficies cultivadas con soya y maíz a nivel mundial se han incrementado de manera consistente, a una tasa de 3,74 y 2,74 millones de hectáreas por año durante las dos últimas décadas (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2023).

Un enfoque alternativo sugiere que los factores de emisión para LUC deben ser específicos para la zona donde se producen los cultivos (MacLeod et al., 2013). Siguiendo este enfoque, el factor de emisión ligado a LUC sería cercano a cero para el presente estudio, ya que durante los últimos 20 años no se ha observado un aumento significativo en las áreas dedicadas a la producción de soya o maíz en EE. UU. (FAO, 2023). Esta modificación, según los resultados obtenidos en el presente estudio, reduciría el impacto estimado en esta categoría a un valor de 2293 kg CO<sub>2</sub>-eq tM CP.

Gran parte de las diferencias entre investigaciones se debe a la inclusión o exclusión del factor de emisión ligado a LUC (Costantini et al., 2021; MacLeod et al., 2013). Un análisis de diez estudios de ACV en producción de carne de pollo mostró que el impacto promedio sin considerar el LUC fue de 2620 kg de CO<sub>2</sub>-eq tM CP, en comparación con 4610 kg CO<sub>2</sub>-eq cuando dicho factor se incluyó (MacLeod et al., 2013). Ambos resultados son congruentes con los valores obtenidos en el presente análisis.

Las estimaciones de impacto de la producción de carne de pollo sobre otras categorías ambientales son más escasas en la literatura. El valor de acidificación estimado en esta investigación (52,6 kg SO<sub>2</sub>-eq tM CP) se encuentra en un rango similar al registrado en varios estudios previos, por ejemplo, 43,3 kg (González-García et al., 2014) y 41,8 kg (Kalhor et al., 2016). Otras investigaciones han reportado valores como 74 kg (Ogino et al., 2021), 91 kg (Putman et al., 2017) y 22 kg (Kiss et al., 2022) SO<sub>2</sub>-eq tM CP.

Con relación a la eutrofización, los estudios de ACV previos (González-García et al., 2014; Kiss et al., 2022; Ogino et al., 2021) no diferencian entre eutrofización marina o de agua dulce. Los valores registrados tienden a ser mayores al obtenido en esta investigación (2,47 kg P, Cuadro 3) una vez convertidos a la escala utilizada (kg P = kg PO<sub>4</sub> × 0,333). Se reportaron valores de 8,1 (González-García et al., 2014), 5,5 (Kiss et al., 2022) y 8,6 kg (Ogino et al., 2021) kg de P-eq por tM CP. Otro estudio que utilizó un sistema de evaluación similar registró un valor de 4,8 kg de P-eq por tM CP (Kalhor et al., 2016), más congruente con el presente análisis.

Las diferencias entre investigaciones para los impactos de acidificación y eutrofización pueden deberse a varias causas, tales como el uso de distintos tipos de fertilizante, niveles variables de aplicación o diversas prácticas de manejo del estiércol (González-García et al., 2014; Kalhor et al., 2016; Ogino et al., 2021). Asimismo, existen algunas diferencias considerables en factores de caracterización utilizados por distintos sistemas de evaluación, los cuales en muchos casos también están sujetos a un alto grado de incertidumbre (Huijbregts et al., 2017). Estos sistemas se actualizan constantemente, incorporando (o modificando) las categorías de impacto y mejorando los factores de caracterización (Huijbregts et al., 2017).

Los nitratos se producen principalmente por la lixiviación del nitrógeno ocurrida en el proceso de aplicación de fertilizante (orgánico o inorgánico) en el campo, proceso asociado al desplazamiento de sustancias solubles en el suelo, lo cual sucede con mayor frecuencia en climas húmedos (Ferrari Noll, 2018). En el presente estudio, este impacto tiene un alto grado de incertidumbre, debido a que las condiciones climáticas y edáficas de las fincas en que se utiliza este recurso son muy heterogéneas.

En cuanto a la categoría de uso de la tierra, el impacto estimado es mayor al valor de 3200 m<sup>2</sup> registrado por Putman et al. (2017). De Vries y De Boer (2010) reportaron un rango de valores entre 8100 y 9900 m<sup>2</sup> de terreno por tM CP, mayores a esta investigación. Las diferencias pueden estar ligadas a las condiciones asumidas para el terreno de siembra, a la producción por área y al manejo asumido para los cultivos, factores que dependen de la región y el nivel de intensificación (NREL, 2012).

Los estimados previos de consumo de agua reportados por distintos ACV de la cadena del pollo son altamente variables. Mekonnen y Hoekstra (2012) estimaron un requerimiento promedio de 2873 m<sup>3</sup> tM CP, mientras que Putman et al. (2017) registraron un valor de 113,2 m<sup>3</sup> tM CP. Estos valores son menores que los del presente estudio, lo que se debe en gran parte a diferencias metodológicas, ya que estos análisis no consideran el agua de lluvia que se evapora desde los cultivos (agua verde). En esta investigación, se utilizó el concepto de “huella de agua” con base en los datos generados por Mekonnen y Hoekstra (2011).

El nivel de uso de irrigación (agua azul) es también variable entre estudios, porque está en función del tipo de cultivo, las condiciones ambientales, el tipo de suelo y la eficiencia en los sistemas de irrigación (Mekonnen & Hoekstra, 2011). En el caso de este análisis, los cultivos de soya y maíz en EE. UU. hacen un uso intensivo de la irrigación (NREL, 2012). Esto contribuyó a incrementar significativamente el impacto en esta categoría.

En relación con el agotamiento de recursos fósiles, el impacto estimado (246 kg-eq petróleo) es menor al valor de 296 kg-eq tM CP reportado por Thoma y Putman (2020). En este estudio, el recurso fósil más explotado fue el petróleo, seguido por el carbón y el gas natural. En Costa Rica, prácticamente el 100 % de los componentes del alimento balanceado utilizado en la producción avícola y ganadera en general proviene del exterior (CIAB, 2018). Durante el año 2017, arribaron al país 37 barcos con materias primas a granel, y se importaron en total 781 903 tM de maíz amarillo, 309 898 tM de frijol de soya y 66 451 tM de harina de soya (CIAB, 2018).

Las categorías de impacto relacionadas con toxicidad (al ambiente o al ser humano) son de inclusión relativamente reciente en los sistemas de evaluación ambiental y se encuentran en etapa experimental (Huijbregts et al., 2017). Distintos sistemas de caracterización de impacto ambiental pueden diferir en las unidades de referencia utilizadas (Guinée et al., 2011). Por estas razones, son muy escasas las investigaciones previas de ACV en la cadena del pollo de engorde que incluyen estas categorías, y no se encontraron estimados comparables a los obtenidos en el presente estudio. No obstante, el uso intensivo de pesticidas en la producción de la soya ha sido mencionado como uno de los principales problemas ambientales ligados a la producción avícola (Costantini et al., 2021).

Se identificaron diversas sustancias potencialmente nocivas que son utilizadas en la cadena de producción del pollo de engorde, principalmente en la etapa de producción de alimentos. La atrazina y el metolaclor son herbicidas de uso frecuente en agricultura, clasificados como ligeramente tóxicos en humanos, pero con ecotoxicidad alta en peces, crustáceos y anfibios, y ligera en aves e insectos (Lewis et al., 2016). El glifosato es otro herbicida de uso frecuente para control posemergente de malezas anuales y perennes. Es clasificado como ligeramente tóxico para humanos, pero de toxicidad alta en peces y crustáceos, mediana en aves, y ligera en insectos (Lewis et al., 2016).

Sustancias como el clorpirifós, el esfenvalerato y el acefato son insecticidas utilizados para el control de plagas en agricultura (Lewis et al., 2016). El clorpirifós es un organofosforado clasificado como moderadamente tóxico por su efecto en humanos, pero de toxicidad extrema para peces, crustáceos y anfibios, y alta para aves e insectos (Lewis et al., 2016). El esfenvalerato, por su parte, es clasificado como ligeramente tóxico en humanos, pero extremadamente tóxico para anfibios, peces e invertebrados acuáticos; altamente tóxico para abejas, y ligeramente tóxico para aves o animales domésticos. Por último, el acefato también es clasificado como ligeramente tóxico en humanos, de toxicidad ligera para peces o anfibios, y mediana para crustáceos, aves e insectos (Lewis et al., 2016).

Entre las sustancias identificadas en este estudio con potenciales efectos tóxicos para los humanos se encuentran los metales pesados como cobre (Cu), plomo (Pb), níquel (Ni), mercurio (Hg), cadmio (Cd), cromo (Cr), arsénico (As) y bario (Ba) (Huijbregts et al., 2017). Algunos de estos elementos son requeridos por los organismos vivos en cantidades trazas para ciertos procesos biológicos. Sin embargo, pueden causar efectos tóxicos, incluso cancerígenos, cuando se exceden los límites (Alengebawy et al., 2021).

Para el caso del presente estudio, los metales pesados identificados se emiten principalmente en procesos asociados a la producción de combustibles, electricidad, fertilizantes o material de empaque (posgranja). Una fuente agrícola muy relevante de metales pesados como Cr, Cd, Cu, Zn, Ni, Mn y Pb son los fertilizantes inorgánicos, mientras que otros como Cu, Zn, Cd, Pb y As se encuentran en los pesticidas (Srivastava et al., 2017). La minería y el transporte también son importantes fuentes emisoras de metales pesados, entre ellos Ni, Cd, Pb, Cu, Zn, Hg y Cr (Srivastava et al., 2017).

Los materiales particulados (PM) pueden ser emitidos directamente (partículas primarias) o formarse en la atmósfera a través de reacciones químicas de gases (partículas secundarias), como dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y ciertos compuestos orgánicos (Cambra-López et al., 2010). En la producción ganadera, los sistemas intensivos de aves y cerdos son las principales fuentes de emisión de PM, con aportes aproximados del 50 % y 30 %, respectivamente, del total emitido por la agricultura en Europa (Cambra-López et al., 2010).

El polvo emitido en granjas de pollo de engorde contiene aproximadamente un 92 % de materia seca; en su composición química predomina la proteína cruda (60 %), seguida por grasa (9 %) y fibra (4 %). El calcio, derivado del alimento, es el elemento inorgánico más común, seguido por magnesio y pequeñas cantidades de cobre, hierro y zinc (Gržinić et al., 2023). Los niveles de PM medidos en granjas avícolas y porcinas suelen ser más altos en establecimientos de pollos de engorde en comparación con otras especies animales, probablemente debido al uso de material de cama (Cambra-López et al., 2010).

Las categorías de impacto ligadas al ozono son también de inclusión relativamente reciente en los sistemas de evaluación ambiental, y algunos sistemas de caracterización de impacto difieren en las unidades de referencias utilizadas (Guinée et al., 2011; Huijbregts et al., 2017). Los estudios previos de ACV en la cadena del pollo de engorde que incluyen estas categorías son escasos. Por esta razón, no se encontraron estimaciones comparables con los resultados de la presente investigación.

Los impactos normalizados obtenidos evidencian las categorías ambientales en las que la producción de pollo de engorde genera un estrés más marcado sobre el ambiente. El alto consumo de agua en las actividades agrícolas es el principal causante de que el valor normalizado de esta actividad se desvíe de manera tan marcada con respecto a las demás categorías de impacto. Como se indicó previamente, esto es resultado de la consideración del agua de lluvia dentro del cálculo, según la metodología de Mekonnen y Hoekstra (2011). Dado que la producción del pollo de engorde es una actividad altamente dependiente de la producción de cultivos (Gerber et al., 2007), es congruente que los valores normalizados de las categorías de eutrofización, acidificación y ecotoxicidad resalten sobre las demás.

La incertidumbre en este estudio se asoció principalmente a la falta de información detallada acerca del nivel real de las emisiones de GEI generadas en distintos procesos, como los factores de emisión atribuidos al cambio en el uso de la tierra, los patrones de emisión de la pollinaza o las emisiones relacionadas con la producción de insumos. Los procesos vinculados al comportamiento animal (reproducción, crecimiento, alimentación) presentaron baja incertidumbre, ya que estos son particularmente uniformes en la actividad avícola y se registran con un alto nivel de precisión.

## Conclusiones

Este estudio constituye la primera estimación integral del impacto ambiental de la cadena de producción de pollo de engorde en Costa Rica bajo un sistema convencional. Los eslabones de la cadena que pueden considerarse como áreas críticas, por su mayor contribución a distintos impactos ambientales, son los relacionados con la producción de alimentos, la producción de combustibles y el manejo de los residuos. La mayoría de estos procesos ocurren fuera del territorio nacional.

Se evidenció la necesidad de contar con información más precisa y actualizada, especialmente en lo referente a los niveles de emisión de diversas sustancias empleadas a lo largo de la cadena productiva. El sistema de evaluación utilizado (ReCiPe 2016 v.1.1) no es exhaustivo y se encuentra en constante evolución. Además, se requiere avanzar en la elaboración de bases de datos y factores de caracterización adaptados al contexto local.

Los resultados obtenidos ofrecen una base para el diseño de propuestas de mitigación orientadas a un desarrollo más sostenible de esta actividad económica. Las principales propuestas de mitigación derivadas de esta investigación se describen en el documento seminal (Portillo Chávez, 2022).

## Conflictos de interés

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

## Referencias

- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., & Wang, M.-Q. (2021). Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), Article 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Bengtsson, J., & Seddon, J. (2013). Cradle to retailer or quick service restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia. *Journal of Cleaner Production*, 41, 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.09.034>
- Cámara de Industriales de Alimentos Balanceados. (2018). *Situación actual de alimentos balanceados. Informe anual, 2018, Costa Rica*. [https://www.ciabcr.com/charlas/Nutri%e3%b3n%20Animal%202018/Charlas/Carl\\_Oroz.pdf](https://www.ciabcr.com/charlas/Nutri%e3%b3n%20Animal%202018/Charlas/Carl_Oroz.pdf)
- Cambra-López, M., Aarnink, A. J. A., Zhao, Y., Calvet, S., & Torres, A. G. (2010). Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environmental Pollution*, 158(1), 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.011>
- Costantini, M., Ferrante, V., Guarino, M., & Bacenetti, J. (2021). Environmental sustainability assessment of poultry productions through life cycle approaches: A critical review. *Trends in Food Science & Technology*, 110, 201–212. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.01.086>
- Davis, S. J., Burney, J. A., Pongratz, J., & Caldeira, K. (2014). Methods for attributing land-use emissions to products. *Carbon Management*, 5(2), 233–245. <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.913867>
- De Vries, M., & De Boer, I. J. M. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128(1-3), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>
- Domínguez Aldama, D., Grassauer, F., Zhu, Y., Ardestani-Jaafari, A., & Pelletier, N. (2023). Allocation methods in life cycle assessments (LCAs) of agri-food co-products and food waste valorization systems: Systematic review and recommendations. *Journal of Cleaner Production*, 421, Article 138488. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138488>
- European Commission Joint Research Centre. (2017). Global normalisation factors for the environmental footprint and life cycle assessment. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/88930>
- Ferrari Noll, L. A. (2018). *Lixiviación de fosfatos y nitratos a partir de fertilizantes inorgánicos y orgánicos bajo lluvia simulada* [Tesis de licenciatura, Escuela Agrícola Panamericana]. Repositorio Biblioteca Digital Wilson Popenoe. <https://bdigital.zamorano.edu/handle/11036/6370>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2023). *FAOSTAT: Food and agriculture data*. [FAOSTAT]. <https://www.fao.org/faostat/en/>
- Gerber, P., Opio, C., & Steinfeld, H. (2007, November 5-7). *Poultry production and the environment – a review* [Paper presentation]. Poultry in the 21<sup>st</sup> Century: Avian influenza and beyond, Rome, Italy. <https://www.fao.org/4/i0323e/i0323e00.htm>
- González-García, S., Gomez-Fernández, Z., Dias, A. C., Feijoo, G., Moreira, M. T., & Arroja, L. (2014). Life Cycle Assessment of broiler chicken production: A Portuguese case study. *Journal of Cleaner Production*, 74, 125–134. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.067>

- GreenDelta. (2007). *OpenLCA* (Version 2.1.1) [Computer software]. GreenDelta. <https://www.openlca.org/openlca/>
- Gržinić, G., Piotrowicz-Cieślak, A., Klimkowicz-Pawlas, A., Górny, R. L., Ławniczek-Wałczyk, A., Piechowicz, L., Olkowska, E., Potrykus, M., Tankiewicz, M., Krupka, M., Siebielec, G., & Wolska, L. (2023). Intensive poultry farming: A review of the impact on the environment and human health. *Science of The Total Environment*, 858, Article 160014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160014>
- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., & Rydberg, T. (2011). Life cycle assessment: Past, present, and future. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>
- Hörtenhuber, S. J., Theurl, M. C., Piringer, G., & Zollitsch, W. J. (2018). Consequences from land use and indirect/direct land use change for CO<sub>2</sub> emissions related to agricultural commodities. In L. Loures (Ed.), *Land use: Assessing the past, envisioning the future* (pp. 73–90). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.80346>
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- Instituto Meteorológico Nacional. (2015). *Factores de emisión. Gases de efecto invernadero* (5<sup>a</sup> ed.). <http://cglobal.imn.ac.cr/documentos/publicaciones/factoresemision/factoresemision2015/offline/download.pdf>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006). *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html>
- International Organization for Standardization. (2006). *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework* (ISO Standard n.º 14040:2006). <https://www.iso.org/obp/ui/en/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:en>
- Kalhor, T., Rajabipour, A., Akram, A., & Sharifi, M. (2016). Environmental impact assessment of chicken meat production using life cycle assessment. *Information Processing in Agriculture*, 3(4), 262–271. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2016.10.002>
- Kiss, N. E., Tamás, J., Elbeltagi, A., & Nagy, A. (2022). Life cycle assessment of the environmental impact of broiler chicken production. *Natural Resources and Sustainable Development Journal*, 12(1), 163–172. <https://doi.org/10.31924/nrsd.v12i1.097>
- Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Warner, D. J., & Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050–1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>
- Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership. (2014). *Greenhouse gas emissions and fossil energy demand from poultry supply chains: Guidelines for quantification*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://openknowledge.fao.org/items/9205d224-9bf0-4f52-a627-a06c252044c4>
- MacLeod, M., Gerber, P., Mottet, A., Tempio, G., Falcucci, A., Opio, C., Vellinga, T., Henderson, B., & Steinfeld, H. (2013). *Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains - A global life cycle assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/4/i3460e/i3460e00.htm>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2011). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5), 1577–1600. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011>

- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2012). A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*, 15(3), 401–415. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8>
- Münch, S., Papke, N., Thiel, N., Nübel, U., Siller, P., Roesler, U., Biniash, O., Funk, R., & Amon, T. (2020). Effects of farmyard manure application on dust emissions from arable soils. *Atmospheric Pollution Research*, 11(9), 1610–1624. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.06.007>
- National Renewable Energy Laboratory. (2012). *U. S. Life Cycle Inventory Database: Comprehensive environmental data on the lifecycle impacts of energy technologies*. <https://www.nrel.gov/lci>
- Ogino, A., Oishi, K., Setoguchi, A., & Osada, T. (2021). Life cycle assessment of sustainable broiler production systems: Effects of low-protein diet and litter incineration. *Agriculture*, 11(10), Article 921. <https://doi.org/10.3390/agriculture11100921>
- Olivera, A., Cristobal, S., & Saizar, C. (2016). Análisis de ciclo de vida ambiental, económico y social: Una herramienta para la evaluación de impactos y soporte para la toma de decisiones. *Innotec Gestión*, 7, 20–27.
- Portillo Chávez, F. (2022). *Estimación del impacto ambiental de un sistema convencional de producción de pollo de engorde en Costa Rica* [Tesis de maestría, Universidad Nacional]. Repositorio Académico Institucional de la Universidad Nacional. <https://repositorio.una.ac.cr/handle/11056/28696>
- Prudêncio da Silva, V., van der Werf, H. M. G., Soares, S. R., & Corson, M. S. (2014). Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, 133, 222–231. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.011>
- Putman, B., Thoma, G., Burek, J., & Matlock, M. (2017). A retrospective analysis of the United States poultry industry: 1965 compared with 2010. *Agricultural Systems*, 157, 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.07.008>
- Rodić, V., Perić, L., Đukić-Stojčić, M., & Vukelić, N. (2011). The environmental impact of poultry production. *Biotechnology in Animal Husbandry*, 27(4), 1673–1679. <https://doi.org/10.2298/BAH1104673R>
- Russ, A., & Schaeffer, E. (2018). *Ammonia emissions from broiler operations higher than previously thought* [Research report]. The Environmental Integrity Project. <https://environmentalintegrity.org/wp-content/uploads/2017/02/Ammonia-Report.pdf>
- Secretaría Ejecutiva de Planificación Sectorial Agropecuaria. (2022). *Boletín Estadístico Agropecuario n.º 32. Serie cronológica 2018-2021*. <https://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/BEA-0032.PDF>
- Srivastava, V., Sarkar, A., Singh, S., Singh, P., de Araujo, A. S. F., & Singh, R. P. (2017). Agroecological responses of heavy metal pollution with special emphasis on soil health and plant performances. *Frontiers in Environmental Science*, 5, Article 64. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00064>
- Thoma, G., & Putman, B. (2020). *Broiler production system life cycle assessment: 2020 update* [Research report]. Resilience Services. [https://www.nationalchickencouncil.org/wp-content/uploads/2021/09/Broiler-Production-System-LCA\\_2020-Update.pdf](https://www.nationalchickencouncil.org/wp-content/uploads/2021/09/Broiler-Production-System-LCA_2020-Update.pdf)
- Urrutia, J., & Valenzuela, R. (s. f.). *Huella de carbono: herramienta para el mejoramiento de la competitividad climática en las exportaciones chilenas*. Dirección General de Relaciones Económicas Internacionales. <https://www.chilecarne.cl/web2021/wp-content/uploads/ESTUDIO-PROCHILE-DE-HUELLA-DE-CARBONO.pdf>
- Yuan, Q., Saunders, S. E., & Bartelt-Hunt, S. L. (2012). Methane and carbon dioxide production from simulated anaerobic degradation of cattle carcasses. *Waste Management*, 32(5), 939–943. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.015>