

UNIVERSIDAD NACIONAL
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO
POSGRADO EN CIENCIAS VETERINARIAS TROPICALES



**ESTIMACION DEL IMPACTO AMBIENTAL DE UN SISTEMA
CONVENCIONAL DE PRODUCCION DE POLLO DE ENGORDE
EN COSTA RICA**

Felipe Portillo Chávez

Heredia, Noviembre 2022

Tesis sometida a consideración del Tribunal Examinador del Posgrado Regional en
Ciencias Veterinarias Tropicales para optar al grado de *Magíster Scientiae* en
Producción Animal Sostenible.

**ESTIMACION DEL IMPACTO AMBIENTAL DE UN SISTEMA
CONVENCIONAL DE PRODUCCION DE POLLO DE ENGORDE
EN COSTA RICA**

Felipe Portillo Chávez

Tesis presentada para optar al grado de *Magíster Scientiae* en Producción Animal Sostenible. Cumple con los requisitos establecidos por el Sistema de Estudios de Posgrado de la Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica.

MIEMBROS DEL TRIBUNAL EXAMINADOR

M.Sc. Randall Gutiérrez Vargas
Representante del Consejo Central de Posgrado

M.Sc. Sandra Estrada König
Coordinador del posgrado o su representante

Ph.D. Bernardo Vargas Leitón
Tutor de tesis

Ph.D. César Solano Patiño
Miembro del Comité Asesor

M.Sc. Marvin Jaroht Solano López
Miembro del Comité Asesor

Felipe Portillo Chávez
Sustentante

RESUMEN GENERAL

El presente estudio se realizó con el objetivo de estimar el impacto ambiental de un sistema convencional de producción de pollo de engorde en Costa Rica.

En el primer capítulo se describen las características del modelo de simulación diseñado para representar la cadena de producción del pollo de engorde. El modelo consistió de 95 procesos distribuidos de la siguiente manera: 16 procesos relacionados con el uso o cambio de uso de la tierra y la producción de alimentos (cultivo, procesamiento, mezclado en planta), 29 procesos relacionados con la producción de combustibles (extracción, procesamiento, refinado y combustión), 10 procesos relacionados con la producción de fertilizantes (extracción en planta y almacenamiento), 7 procesos relacionados con la producción de electricidad, 13 procesos relacionados con transporte (terrestre, fluvial, marítimo y aéreo, solo emisiones directas), 10 procesos relacionados con módulos de producción aviar (granjas de abuelos, levante y postura de reproductores, incubadoras, pollos), 2 procesos relacionados con producción de material de cama (virutas de madera, granza de arroz), y 8 procesos relacionados con actividades post-granja (manejo de mortalidad, manejo de pollinaza, sala de matanza y empaque). De acuerdo con el modelo, para producir 1 TM de carne de pollo se requieren, entre otros recursos: 5238 m² de terreno agrícola, 3962 m³ de agua, 671 pollos vivos finalizados, 824 huevos fértiles para incubar, 4,5/0,5 hembras/machos progenitores, 1792 kg de maíz, 677 kg de soya, 2769 kg de alimento balanceado, 126,6 kg de fertilizante y enmiendas, 1197 kWh de electricidad, 155 kg de petróleo crudo, 20,6 m³ de combustible para equipo industrial y 14190 tkm de servicios de transporte.

En el segundo capítulo se describe el uso del modelo de simulación para evaluar el impacto ambiental de la cadena de producción del pollo de engorde mediante un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) del tipo “de la cuna a la puerta”. La unidad funcional del ACV fue una tonelada métrica de carne de pollo (TM CP) y las categorías de impacto incluidas se establecieron con base en el sistema ReCiPe 2016 v.1.1, con factores de caracterización evaluados en el nivel de punto medio y bajo una perspectiva jerarquista. Los impactos ambientales estimados, en unidades equivalentes por TM CP, fueron los siguientes: calentamiento global: 5208 kg CO₂, acidificación terrestre: 52,6 kg SO₂, eutrofización marina: 4,19 kg N, eutrofización de agua dulce: 2,47 kg P, uso de la tierra: 5238 m² año cultivo, consumo de agua: 3962 m³, 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_{2.5}, agotamiento de recurso fósil: 246,1 kg petróleo, formación de ozono (salud ecosistémica): 10,8 kg NO_x, formación de ozono (salud humana): 10,7 kg NO_x, y agotamiento de ozono estratosférico: 0,043 kg CFC11.

De acuerdo a los resultados del modelo los impactos ambientales más significativos asociados a la producción de carne de pollo correspondieron a las categorías de consumo de agua, eutrofización, acidificación y ecotoxicidad de agua dulce y marina. Los principales causantes de la mayoría de los impactos ambientales evaluados fueron los procesos relacionados con producción de cultivos, así como la producción y uso de combustibles y fertilizantes (químicos y orgánicos).

GENERAL ABSTRACT

The present study was carried out with the objective of developing a representative simulation model of the production cycle of a conventional broiler production system in Costa Rica.

The first chapter describes the characteristics of the simulation model designed to represent the broiler production chain. The model consisted of 95 processes distributed as follows: 16 processes related to the land use or land use change and food production (cultivation, processing, feed milling and mixing), 29 processes related to fuel production (extraction, processing, refining and combustion), 10 processes related to the production of fertilizers (plant extraction and storage), 7 processes related to the production of electricity, 13 processes related to transportation (land, river, sea and air, only direct emissions), 10 processes related to poultry production modules (primary breeders, breeders/ raising and hatching eggs production, hatcheries, broilers), 2 processes related to the production of bedding (wood chips, rice husks), and 8 processes related to post-farm activities (mortality management, chicken manure management, slaughter and packaging). According to the model, to produce 1 MT of chicken meat, among other resources are required: 5,238 m² of agricultural land, 3,962 m³ of water, 671 live chickens, 824 fertile eggs for hatching, 4.5/0.5 parent hens/ cocks, 1792 kg of maize, 677 kg of soybeans, 2769 kg of balanced feed, 126.6 kg of fertilizer and amendments, 1197 kWh of electricity, 155 kg of crude oil, 20.6 m³ of fuel for industrial equipment and 14,190 tkm of transportation services.

The second chapter describes the use of the simulation model to assess the environmental impact of chicken meat production under a conventional production system in Costa Rica. The estimation was carried out using the Life Cycle Analysis (LCA)

methodology under a “cradle to gate” approach. The functional unit of the LCA was a metric ton of chicken meat (MT CM) and the impact categories included were established based on the ReCiPe 2016 v.1.1 system, with characterization factors evaluated at the midpoint level under a hierarchical perspective. The estimated environmental impacts, in equivalent units per MT CM, were the following: global warming: 5208 kg CO₂, terrestrial acidification: 52.6 kg SO₂, marine eutrophication: 4.19 kg N, freshwater eutrophication: 2.47 kg P, land use: 5238 m² crop year, water consumption: 3962 m³, 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_{2.5}, fossil resource depletion: 246.1 kg oil, ozone formation (ecosystem health): 10.8 kg NO_x, ozone formation (human health): 10.7 kg NO_x, and stratospheric ozone depletion: 0.043 kg CFC11.

According to the results the most significant environmental impacts associated to chicken meat production corresponded to the categories of water consumption, eutrophication, acidification and fresh and marine water ecotoxicity. The main causes of most of the environmental impacts evaluated were the processes related to crop production, as well as the production and use of fuels and fertilizers (chemical and organic).

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado Regional en Ciencias Veterinarias Tropicales, por permitirme realizar el presente trabajo.

A mi familia. Mi esposa y mi hija por su amor y comprensión. Por el apoyo para seguir adelante en esta tarea que estaba pendiente de realizar.

Muy en especial al PhD. Bernardo Vargas Leitón por la calidad de persona que es y por toda la ayuda y orientación para plasmar este documento tan importante.

A los PhD. César Solano Patiño y al M.Sc. Jaroht Solano López por su apoyo en la lectura de la tesis.

A los compañeros del Posgrado por haber compartido un periodo importante en la sede de la Universidad.

DEDICATORIA

Este trabajo se lo dedico en forma muy especial a mi esposa Ileana, ya que en forma incondicional me dio el espacio y apoyo para seguir adelante con esta tarea y en todos los aspectos de mi vida.

INDICE

RESUMEN GENERAL	III
GENERAL ABSTRACT.....	V
AGRADECIMIENTOS.....	VII
DEDICATORIA.....	VIII
LISTA DE TABLAS.....	XI
LISTA DE FIGURAS	XII
DESCRIPTORES.....	XIII
ANTECEDENTES	14
1. DEFINICIÓN Y JUSTIFICACIÓN DEL PROBLEMA.....	14
2. TENDENCIAS EN PRODUCCIÓN Y CONSUMO DEL POLLO DE ENGORDE	15
3. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (A.C.V)	17
4. PRINCIPALES IMPACTOS AMBIENTALES LIGADOS A LA PRODUCCIÓN AVÍCOLA	19
4.1 CALENTAMIENTO GLOBAL POR EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI).....	21
4.2 ACIDIFICACIÓN Y EUTROFIZACIÓN	23
4.3 USO DE LA TIERRA.....	26
4.4 USO Y AGOTAMIENTO DEL AGUA.....	27
4.5 EMISIÓN DE SUSTANCIAS TÓXICAS	28
4.6 EMISIÓN DE MATERIAL PARTICULADO (PM).....	31
4.7 OTROS IMPACTOS AMBIENTALES.....	32
LITERATURA CITADA.....	34
OBJETIVOS DEL ESTUDIO	41
CAPÍTULO 1. MODELO DE SIMULACION PARA ANALISIS DE CICLO DE VIDA EN UN SISTEMA CONVENCIONAL DE PRODUCCION DE POLLO DE ENGORDE EN COSTA RICA.....	42
RESUMEN	43
ABSTRACT	44
INTRODUCCIÓN.....	45

MATERIALES Y MÉTODOS	47
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	52
CONCLUSIONES.....	68
LITERATURA CITADA	69
CAPÍTULO 2. ANALISIS DE CICLO DE VIDA EN UN SISTEMA CONVENCIONAL DE PRODUCCION DE POLLO DE ENGORDE EN COSTA RICA.....	73
RESUMEN	74
ABSTRACT	75
INTRODUCCIÓN.....	76
MATERIALES Y MÉTODOS	78
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	86
CONCLUSIONES.....	98
LITERATURA CITADA	100
CONCLUSIONES GENERALES	105
RECOMENDACIONES GENERALES	107
ASOCIADAS A LA MITIGACIÓN DE RIESGOS AMBIENTALES EN LA CADENA PRODUCTIVA.....	107
ASOCIADAS A LA OPTIMIZACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN	109
ANEXOS.....	111
ANEXO 1. GUÍA DE FORMATO. REVISTA AGRONOMÍA MESOAMERICANA.	111

LISTA DE TABLAS

CAPITULO 1

Tabla 1. Principales parámetros técnicos asociados a los procesos de producción de cultivos primarios utilizados en la elaboración de alimento para aves (con base en 1 TM= 1000 kg de grano ^a , según información disponible en (NREL, 2012).....	55
Tabla 2. Composición de las dietas del alimento balanceado utilizado en las distintas fases dentro del ciclo de producción del pollo de engorde	56
Tabla 3. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de crianza de los reproductores primarios (abuelos) que dan origen a los progenitores del pollo de engorde (en EE. UU, con base en Putman et al., 2017 y Aviagen, 2019)	58
Tabla 4. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de postura de los reproductores primarios (abuelos) que dan origen a los progenitores del pollo de engorde (en EE. UU, con base en Putman et al., 2017 y Aviagen, 2019)	58
Tabla 5. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de crianza de los progenitores del pollo de engorde (en Costa Rica, con base en registros de la unidad de producción de referencia).....	60
Tabla 6. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de postura en los progenitores del pollo de engorde (en Costa Rica, con base en registros de la unidad de producción de referencia).....	60
Tabla 7. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de producción del pollo de engorde (en Costa Rica, con base en registros de la unidad de producción de referencia).....	61
Tabla 8. Principales distancias de transporte asumidas en los procesos relacionados con la cadena de producción del pollo de engorde	63
Tabla 9. Inventario de flujos (consumo o producción) para obtener una unidad funcional de producto (1 TM CP).....	65

CAPITULO 2

Tabla 1. Impactos ambientales (por TM CP) estimados para la cadena de producción de pollo de engorde con base en la metodología ReCiPe 2016 v.1.1 (NIPHE, 2017)	87
Tabla 2. Componentes con aportes principales a cada impacto ambiental evaluado, según el sistema ReCiPe 2016 v. 1.1 (NIPHE, 2017).....	90

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 1

Figura 1. Flujograma simplificado del ciclo de vida en la producción pollo de engorde bajo un sistema convencional en costa rica	48
Figura 2. Vista parcial del modelo de simulación para análisis de ciclo de vida de un sistema convencional de producción del pollo de engorde en Costa Rica desarrollado en software de código abierto OpenLCA, v.1.10.3 (GreenDelta, 2007)	53

CAPITULO 2

Figura 1. Contribución relativa (%) de los principales procesos productivos de la cadena de producción del pollo de engorde dentro de cada categoría de impacto ambiental	88
Figura 2. Intervalos de incertidumbre (IC95%) para emisiones de GEI (kg CO ₂ equivalentes/ TM CP), provenientes de distintos procesos de la cadena de producción del pollo de engorde.....	97
Figura 3. Contribución relativa (%) de la región geográfica (Norte América vs. Costa Rica) a cada uno de los impactos ambientales evaluados para la cadena de producción l pollo de engorde.	98

DESCRIPTORES

Carne de Pollo

Impacto Ambiental

Análisis de Ciclo de Vida

Producción Avícola

Modelos de Simulación

ANTECEDENTES

1. Definición y justificación del problema

La industria avícola juega un papel muy importante en la alimentación de una población mundial en constante crecimiento. La producción de proteína proveniente de la carne de pollo posee una serie de ventajas que le permiten competir con otros tipos de carnes y posicionarse como uno de los productos alimenticios de mayor demanda (FAO, 2013). La carne de pollo es un producto considerado más saludable en relación con otros tipos de carne, ya que presenta una calidad consistentemente alta y es baja en grasas saturadas (González Jiménez, 2013). Por otra parte, es un producto asequible en términos económicos, por lo que contribuye a la dieta de las personas con bajos ingresos.

De acuerdo con proyecciones demográficas recientes, se prevé que para el año 2050 habrá más de nueve mil millones de personas en el mundo. La gran mayoría de este crecimiento demográfico tendrá lugar en los países en desarrollo y cerca del 70% de la población vivirá en las áreas urbanas, comparado con un 49% que lo hace en la actualidad (FAO, 2009).

En el año 2019 se produjeron 97,8 millones de toneladas de pollo a nivel mundial, un 2,3% más que en el 2018 (Castello, 2019). Se espera que la carne de aves de corral se mantendrá como el principal motor de la producción de carne en el periodo 2020-2029, aunque con una tasa de crecimiento más lenta que en el decenio anterior. El ciclo corto de la producción avícola permite a los productores responder con rapidez a las señales del mercado y a la vez realizar mejoras rápidas en los aspectos de genética, sanidad animal y prácticas de alimentación (OCDE-FAO, 2019).

Es innegable la contribución del sector avícola en la producción de alimento, pero esta producción conlleva a impactos ambientales de proporciones importantes. La producción avícola afecta negativamente al medio ambiente de diversas maneras, por ejemplo debido a la mala gestión del estiércol y la basura, los flujos de residuos del procesamiento plantas (sangre, huesos, plumas, etc.), cadáveres de aves, polvo, insectos, olores, etc. (Gerber et al., 2008; Rodic et al., 2011). Además, la producción avícola intensiva, a través de su alta dependencia de los cultivos forrajeros, es también responsable de la emisión de gases de efecto invernadero, acidificación y eutrofización.

A medida que la población mundial sigue aumentando, el sector ganadero enfrenta el gran desafío de cómo producir alimentos utilizando un conjunto finito de recursos y a su vez con un menor impacto al medio ambiente (Putman et al., 2017). La cuantificación de los distintos tipos de impactos ambientales incurridos a lo largo de la cadena de producción del pollo de engorde es de vital importancia; ya que permite identificar las áreas más prioritarias en las que se debe trabajar para generar alternativas de mitigación de impactos que conduzcan a una producción más sostenible.

En Costa Rica, la producción avícola es altamente dependiente de la importación de insumos del exterior, sobre todo en lo referente a los alimentos. Esta importación masiva de materias primas para la industria avícola y ganadera en general representa no solo un alto costo económico, sino también ambiental. No existen hasta el momento estimaciones locales sobre el impacto ambiental de la cadena de producción del pollo de engorde. Mediante el presente estudio se pretende estimar el impacto ambiental que conlleva la producción de carne de pollo en un sistema de producción convencional ubicado en Costa Rica, considerando todas las etapas desde la producción de los principales insumos hasta la salida del producto empacado de la sala de matanza.

2. Tendencias en producción y consumo del pollo de engorde

Actualmente la carne de pollo es la más consumida a nivel mundial, ya que se trata de un alimento sano, nutritivo y de precio asequible, estatus que ha sido acentuado por la actual situación económica (González, 2013; OCDE-FAO 2019). Históricamente, los precios más bajos de los productos avícolas han contribuido a convertir a la carne de aves en la preferida, sobre todo para los consumidores de los países en desarrollo (OCDE-FAO 2019).

El incremento global en el consumo de la carne de pollo ha causado un aumento paralelo de alrededor de 2,3% anual en la producción mundial de carne avícola (Harlan, 2008; Boari et al., 2014; Evans, 2014; OCDE-FAO, 2019), de modo que en años recientes, la producción de carne aviar superó a la producción de carne porcina. La producción crecerá rápidamente en los países con excedentes de producción de cereales forrajeros, como Brasil, y se prevé que después de 2019 habrá un rápido crecimiento en Asia (OCDE-FAO, 2019). Para el año 2030 la producción de carne avícola se habrá duplicado (Harlan, 2008).

El continente americano es líder en producción avícola a nivel mundial, con una producción de 38,4 millones de toneladas anuales equivalentes a un incremento de 3% anual a partir del año 2000 (Rojas, 2013). Estados Unidos es líder en la producción avícola en el mundo, produciendo 16,9 millones de toneladas de carne de pollo al año. Después de Estados Unidos, los principales países productores de pollo en América son: Brasil, México, Argentina, Perú, Canadá y Colombia.

En los países centroamericanos el consumo anual per cápita de carne de pollo aumentó de 19,8 kilos en el 2008 a 25,9 kilos en el 2016; dicho crecimiento fue impulsado principalmente por Panamá (Central América Data, 2017). Dentro de la región, Costa Rica ocupa el segundo lugar en consumo, con 29,5 kg per cápita, por encima de la carne de res y cerdo (CIAB, 2018; Vargas-Céspedes et al., 2018). La tendencia al alza en el consumo regional de carne de pollo ha sido constante en los últimos años, creciendo de 814 mil toneladas en 2008 hasta 1,2 millones de toneladas en 2016.

La producción de carne de pollo en Costa Rica ha tenido un crecimiento muy dinámico en la última década, con un crecimiento anual de casi 4 mil TM (Gutiérrez, 2012). En el 2019 se produjeron 145 000 TM de carne de pollo, equivalentes a un 9,2% de la producción pecuaria nacional (SEPSA, 2020). A nivel local, existen tres compañías principales productoras de carne de pollo, que producen en conjunto un aproximado de 74 millones de pollos por año, manejados de forma intensiva (WATTgeNet, 2013; CIAB 2018). Estas tres grandes empresas son: Corporación PIPASA (ahora Cargill-Meats) con 57 millones de pollos, DIP-CMI (Pollo Rey o División industrial Pecuaria), que produce alrededor de 8 millones de pollos, y la división avícola de Wal-Mart, con una producción de 9 millones de pollos (Vargas-Céspedes et al., 2018).

En Costa Rica se ha dado un alto desarrollo de la comercialización de carne de pollo fresca, lo que vino a cambiar los hábitos de consumo desde hace 20 años. Una de las características particulares de la avicultura costarricense es el sistema de productores integrados, mediante el cual las empresas establecen contratos de producción con una gran cantidad de productores individuales (Vargas-Céspedes et al., 2018). De esta manera los productores reciben los pollitos, el alimento y la asesoría por parte de las empresas; las cuales a su vez compran las aves al final del periodo de crecimiento. Esta integración ha permitido además obtener mejores rendimientos productivos por animal y por granja.

3. Análisis de Ciclo de Vida (A.C.V)

El análisis del ciclo de vida (ACV) es una metodología que intenta identificar, cuantificar y caracterizar los diferentes impactos ambientales asociados a cada una de las etapas del ciclo de vida de un producto (De Vries y De Boer, 2010; Olivera et al. 2016). El objetivo del ACV se enfoca básicamente en el rediseño de productos bajo el criterio de que los recursos energéticos y materias primas no son ilimitados y que, normalmente, se utilizan más rápido de cómo se reemplazan o cómo surgen nuevas alternativas. Por tal motivo, la conservación de recursos privilegia la reducción de la cantidad de residuos generados a través del producto, pero ya que éstos se seguirán produciendo, el ACV plantea manejar los residuos en una forma sustentable desde el punto de vista ambiental minimizando todos los impactos asociados con el sistema de manejo (De Vries y De Boer, 2010).

El ACV típico consta de cuatro fases: definición de los objetivos y el alcance, análisis del inventario, evaluación del impacto e interpretación de resultados (Ihobe, 2009; Olivera et al., 2016).

En la primera fase del ACV, se define el objetivo y el uso previsto del estudio, así como el alcance de acuerdo con los límites del sistema, la unidad funcional y los flujos dentro del ciclo de vida, la calidad exigida a los datos, y los parámetros tecnológicos y de evaluación (Ihobe, 2009). En la fase de Inventario de Ciclo de Vida (ICV) se recogen los datos correspondientes a las entradas y salidas para todos los procesos del sistema de producto (Ihobe, 2009). En la fase de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), el inventario de entradas y salidas es transformado a indicadores de potenciales impactos ambientales al medio ambiente, a la salud humana y a la disponibilidad de recursos naturales (Thomassen et al., 2008). Por último, en la fase de interpretación del ACV los resultados del ICV y el EICV son interpretados de acuerdo con el objetivo y alcance demarcados inicialmente. En esta fase se realiza un análisis de los resultados y se establecen las conclusiones (Ihobe, 2009). En algunos casos se incluyen además las fases opcionales de estandarización (normalización) y ponderación de los impactos, las cuales permiten comparar y definir la importancia relativa de los distintos impactos ambientales analizados.

Las fases descritas anteriormente han sido normadas por la Organización Internacional para la Estandarización (ISO) mediante la publicación de la serie de estándares ISO -14000

(ISO, 2006). La Norma ISO 14040 describe el estándar general del ACV; mientras que la norma ISO 14041 se refiere a la necesidad de objetivos y alcances claramente definidos, así como de la generación de un inventario del ACV; en la norma ISO 14042 se hace referencia a los posibles impactos ambientales, mientras que en la ISO 14043 se explica la interpretación necesaria a realizar por el ACV (ISO, 2006; SEMARNAT, 2006).

Posteriormente, en la norma 14044 los pasos anteriores y otros opcionales; como normalización y ponderación; fueron ampliados y redefinidos. Se denomina normalización a la conversión de los resultados de la caracterización a unidades globales neutras (Olivera et al., 2016). La ponderación es la conversión de los resultados de los valores caracterizados a una unidad común que permita sumarlos, multiplicándolos por su factor de ponderación (Olivera et al., 2016).

Una característica distintiva del ACV es que los impactos ambientales se expresan en relación con una unidad funcional, que se establece a partir de la función principal de un sistema de producción, expresado en términos cuantitativos (De Boer, 2003). Otro aspecto importante dentro del ACV es el proceso de asignación o atribución, que se refiere al método utilizado para distribuir los diferentes impactos ambientales entre los diferentes productos y/o coproductos que se originan a lo largo de la cadena de producción (ISO, 2006). Se describen tres principales métodos de asignación: la asignación económica, la asignación física (por ejemplo, la asignación por masa) y la expansión del sistema (ISO, 2006). Los resultados del ACV en base a diferentes métodos de asignación no pueden compararse directamente (Thomassen et al., 2008).

En términos generales, hay dos tipos principales de impacto ambiental que se consideran durante el ACV de un producto: el uso de recursos, como la tierra, el agua o los combustibles fósiles, y la emisión de contaminantes, tales como amoníaco o metano (Guinée et al., 2011). La emisión de contaminantes a su vez puede separarse en diferentes categorías, tales como el cambio climático, la acidificación y la eutrofización de los ecosistemas, o la ecotoxicidad humana y terrestre.

Los ACV también pueden clasificarse en función de la cantidad y complejidad de los procesos contemplados (Ihobe, 2009). En el ACV “de la cuna a la tumba” se incluyen todas las entradas/salidas de los procesos que participan a lo largo de todo el ciclo de vida del producto, desde la extracción de materias primas y el procesamiento de los materiales necesarios para la manufactura de componentes, el uso del producto y finalmente su

reciclaje y/o la gestión final (Olivera et al., 2016). Se puede incluir además el transporte, almacenaje, distribución y otras actividades intermedias entre las fases del ciclo de vida, cuando estas tienen la relevancia suficiente.

Un segundo tipo de ACV se denomina “de la cuna a la puerta”, cuando el alcance del sistema se limita a las entradas/salidas desde que se obtienen las materias primas hasta que el producto se pone en el mercado, a la salida de la planta de producción (Olivera et al., 2016). Por último, un tercer tipo de ACV se denomina “de la puerta a la puerta” cuando solo se tienen en cuenta las entradas/salidas del sistema productivo en los procesos de fabricación (Olivera et al., 2016).

Paralelamente, se han desarrollado una gran variedad de metodologías de evaluación de impacto ambiental basadas en ACV, cuya finalidad es identificar, clasificar y cuantificar los diferentes impactos ambientales que pueden estar ligados a una determinada actividad productiva (JRC/IES, 2010). Estas metodologías difieren en el tipo y cantidad de impactos considerados, según sea el énfasis deseado, así como en las técnicas de estandarización (normalización) y ponderación de estos impactos. Una de las metodologías más utilizadas es la denominada ReCiPe (Goedkoop et al., 2008). Esta metodología se ha refinado de manera paulatina y su versión más reciente se denomina ReCiPe 2016 v1.1 (NIPHE, 2017), que incorpora un total de 18 categorías ambientales (Tabla 1). Para cada categoría se cuantifica el impacto ambiental en base a unidades de referencia estandarizadas o equivalentes. Otra particularidad de este sistema es que incorpora factores de caracterización tanto a nivel global (promedios mundiales) como regionalizados, por ejemplo a nivel de país o continente. En la siguiente sección se describen algunas de estas categorías de impacto y su relación con la actividad avícola en general.

4. Principales impactos ambientales ligados a la producción avícola

El incremento en el consumo de productos avícolas (huevos y carne de pollo) a nivel mundial ha conllevado aumentos marcados en la producción anual de estas aves; y por ende también en los efectos ambientales adversos que están ligados a esta actividad productiva (Gerber et al., 2008; Rodic et al., 2011). La producción de carne de pollo y la actividad avícola en general, contribuyen en mayor o menor grado, con diferentes tipos de impactos ambientales, entre los más importantes se señalan los siguientes.

Tabla 1. Categorías de impacto ambiental incluidas en el sistema ReCiPe 2016 v1.1-Punto Medio^a (NIPHE, 2017) y sus correspondientes unidades de referencia

<u>Categoría de Impacto</u>	<u>Unidad de referencia</u>
Cambio climático	kg equivalentes de Dióxido de Carbono (kg CO ₂ -eq) al aire
Acidificación terrestre	kg equivalentes de Dióxido de Azufre (kg SO ₂ -eq) al aire
Eutrofización	kg equivalentes de:
(a) Marina	(a) Nitrógeno (kg N-eq) al océano
(b) Agua Dulce	(b) Fósforo (kg P-eq) al agua dulce,
Uso de la tierra	m ² × año de tierra de cultivo (m ² yr cultivo- eq)
Uso de agua	m ³ agua consumida (m ³ H ₂ O- eq)
Ecotoxicidad	kg equivalentes de 1,4-DicloroBenzeno (kg 1,4 DCB-eq)
(a) Terrestre	a) al suelo industrial
(b) Agua dulce	b) al agua dulce
(c) Marina	c) al océano
Toxicidad humana	
(a) Cancerígenos	a) y b) kg equivalentes de 1,4-DicloroBenzeno (kg 1,4 DCB- eq) al aire urbano
(b) No Cancerígenos	
Formación de partículas finas	kg equivalentes de partículas finas <2.5 um (kg PM2.5-eq) al aire
Agotamiento de recurso mineral	kg equivalentes de Cobre (kg Cu-eq)
Agotamiento de recurso fósil	kg equivalentes petróleo crudo (kg Petróleo-eq)
Formación fotoquímica de ozono (troposférico)	
a) salud ecosistémica	a) y b) kg equivalentes de ozono (kg NO _x -eq) ^b al aire
b) salud humana	
Agotamiento del ozono (estratosférico)	kg equivalentes de Clorofluorocarbono-11 (kg CFC-11-eq) al aire
Radiación ionizante	kilobecquerel equivalentes de Cobalto-60 (/kBq Co-60-eq) al aire

^aLos métodos de evaluación ambiental de Punto Medio (Midpoint) son aquellos que evalúan el impacto en un momento más temprano a lo largo de la cadena de causa-efecto, antes de que se alcance el punto final (EndPoint), lo que se refleja en las unidades de referencia y los factores de caracterización que se utilizan (NIPHE, 2017).

^bEl ozono no se emite directamente a la atmósfera, sino que se forma como resultado de reacciones fotoquímicas de óxidos de nitrógeno NO_x (p.e, NO, NO₂, NO₃) y Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos del Metano (NMVOC).

4.1 Calentamiento global por emisión de gases de efecto invernadero (GEI)

Se conoce como efecto invernadero a la propiedad que poseen algunos gases componentes de la atmósfera, de origen natural o antropógeno, para absorber y emitir radiaciones del espectro infrarrojo emitidas por la superficie de la tierra, por la propia atmósfera o por las nubes (IPCC, 2013).

El vapor de agua (H₂O), el dióxido de carbono (CO₂), el óxido nitroso (N₂O), el metano (CH₄) y el ozono (O₃) son los gases de efecto invernadero primarios de la atmósfera terrestre (IPCC, 2013). La emisión de estas radiaciones que es devuelta hacia la superficie terrestre causa un incremento de la temperatura superficial media, fenómeno conocido como calentamiento global. El calentamiento global es considerado actualmente uno de los problemas ambientales prioritarios a nivel mundial.

A nivel mundial, el Protocolo para Gases de Efecto Invernadero (GHG Protocol) es la metodología más utilizada para evaluar las emisiones a nivel de países o industrias (IPCC, 2007). Esta metodología fue desarrollada por el Instituto Mundial de Recursos (World Resources Institute) y por el Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sustentable (World Business Council for Sustainable Development), y fue estandarizado y protocolizado por la Organización Internacional de Normalización (ISO) (SEMARNAT, 2006; IPCC, 2007). El potencial de calentamiento global de una determinada actividad o proceso se expresa generalmente en términos de kg de CO₂ equivalentes (CO₂-eq, Tabla 1). En agricultura, las emisiones de N₂O predominan sobre el CH₄ (Williams et al., 2006). En el sistema ReCiPe se evalúa el efecto de las emisiones sobre un horizonte de 100 años, siendo que 1 kg de metano (CH₄) y de óxido nitroso (N₂O) corresponden a 34 y 298 kg de CO₂-eq, respectivamente.

En la actividad avícola las emisiones de dióxido de carbono se producen directamente por la quema de combustibles fósiles durante la producción y el sacrificio de animales, y el transporte de productos procesados y refrigerados, pero también de manera más importante a través del uso de la tierra y el cambio de uso de la tierra para producción de cultivos requeridos en la fabricación de concentrados (Gerber et al., 2008; McLeod et al., 2013; FAO 2016).

El comercio internacional de carne avícola también genera importantes emisiones, estimándose un aproximado de 256 000 toneladas de CO₂, que equivalen a un 51% de las emisiones totales de CO₂ producidas por el transporte marítimo de comercio de carne

(Gerber et al., 2008). Del mismo modo, los alimentos animales tienen que recorrer grandes distancias hasta el lugar donde son utilizados. Aún así el transporte es una pequeña parte del impacto ambiental, dado que la mayor parte de la huella de carbono se genera en el lugar de origen, por el uso de agroquímicos, deforestación y expansión del área agrícola.

En términos globales, la actividad avícola produce un estimado de 606 millones de toneladas de CO₂-eq de emisiones de GEI, que representan el 8% de las emisiones del sector pecuario (FAO, 2013). Dentro de esta actividad, la producción de alimentos contribuye con cerca del 57% de las emisiones provenientes de las cadenas de suministro de pollos y huevos, con un 21,1% adicional relacionado con la expansión del cultivo de soya en el caso de la carne, y otro 12,7% en el caso de los huevos. Las emisiones provenientes del estiércol representan el 20% de las emisiones en el caso de los huevos, pero sólo el 6% en el caso de los pollos de engorde. Las emisiones debidas al consumo de energía, incluida la energía directa, el CO₂-eq proveniente de los piensos y el CO₂-eq proveniente de las operaciones posteriores a la granja, representan entre el 35% y el 40% de las emisiones totales (FAO, 2013).

A partir de una revisión de distintos ACV realizada por De Vries y De Boer (2010) las emisiones reportadas para el proceso de producción de carne de pollo oscilaron entre 3,7 y 6,9 kg de CO₂ eq anuales por cada kg de carne de pollo. Otros valores reportados en estudios posteriores fueron 4,4 (Mosley, 2014), 6,74 (Urrutia y Valenzuela, 2014) y 2,93 (Kalhor et al., 2016) kg de CO₂ eq/ kg de carne. Otros estudios han reportado emisiones en términos de kg de pollo vivo, con valores de 3,12 (Baumgartner et al., 2008), 1,8 (Da Silva et al., 2012), 2,19 (Da Silva et al., 2012), 2,61 kg (Bengtsson y Seddon, 2013), 1,62, (González-García, 2014), y 1,28 (Putman et al., 2017) kg de CO₂ eq/ kg de pollo vivo.

La contribución relativa de las distintas fases de producción a estas emisiones es variable. Según un estudio realizado por Katajajuuri (2008), las fases de producción de alimentos y las granjas de los pollos son los eslabones de la cadena de producción donde se produce la mayor parte del impacto ambiental. En términos de potencial de calentamiento global, la producción de alimentos representó un 36% del impacto total, mientras que las granjas de pollo de engorde el 29%. En un ACV realizado en Chile por Urrutia y Valenzuela (2014), se determinó que 6,1 kg de CO₂-eq se emitieron durante el proceso de materias primas, 0,45 kg en el procesamiento del producto y 0,20 kg en el transporte, para un total de 6,74 kg de CO₂-eq por kg de pollo de engorde.

Entre las actividades de producción y/o extracción ganadera, la carne de pollo es considerada como la segunda fuente de proteína menos contaminante después de la pesca (Sepúlveda, 2011). Se estima que para producir un kilo de carne de pollo produce entre 3,7 y 6,9 kg de CO₂-eq (De Vries y De Boer, 2010), mientras que en la producción de un kilo de carne de vacuno se generan entre 14 y 32 kg de CO₂ equivalentes. Esto se debe a varios factores, entre ellos la alta eficiencia reproductiva y cortos intervalos generacionales de las aves de corral; aunados a una mejor conversión de alimento y una muy baja producción de metano (Van der Sluis, 2007).

En Costa Rica no se encontraron estudios previos que cuantifiquen el nivel de emisiones de la producción de pollo de engorde. En relación con el total de emisiones nacionales la producción agropecuaria contribuye con un 37%, donde las emisiones de N₂O representan 54% en CO₂ equivalentes. En segundo lugar, participa el metano (CH₄), con 40% del total de las emisiones de CO₂ equivalente (MAG, 2014).

4.2 Acidificación y Eutrofización

La acidificación es un cambio de equilibrio químico, que puede ser de origen natural o antropogénico, y que conlleva un aumento en la concentración de elementos ácidos y por consiguiente una disminución en el pH del suelo (o agua), lo que puede tener una variedad de efectos directos e indirectos sobre el crecimiento de las plantas (FAO/GTIS, 2016; Hudson, 2017). Para casi todas las especies de plantas, existe un nivel óptimo de acidez claramente definido. Una desviación grave de este nivel óptimo es perjudicial para ese tipo específico de especie y se denomina acidificación (NIPHE, 2017). La deposición atmosférica de sustancias inorgánicas, como sulfatos, nitratos y fosfatos, provocan un cambio de acidez en el suelo (NIPHE, 2017). Con respecto a los océanos la acidificación es causada por la absorción de dióxido de carbono (CO₂) de la atmósfera, que en gran parte puede ser de origen antropogénico, debido principalmente a la quema de combustibles fósiles (IPCC, 2017).

En agricultura, las principales fuentes de acidificación son las emisiones de amoníaco, junto con el dióxido de azufre (SO₂) de la quema de combustibles fósiles (van der Sluis, 2007; FAO/GTIS, 2016). El amoníaco contribuye a la acidificación, a pesar de ser alcalino, ya que cuando se deposita o se emite a la atmósfera se oxida a ácido nítrico. En el sistema ReCiPe el potencial de acidificación (terrestre) de un proceso o actividad se cuantifica en términos de kg de SO₂ equivalentes (Tabla 1), siendo que 1 kg de amoníaco

(NH₃), nitratos (NO₃) y dióxido de nitrógeno (NO₂) emitidos al aire equivalen a 1,96, 0,27 y 0,36 kg de SO₂ equivalentes, respectivamente.

Por otro lado, la eutrofización es el proceso mediante el cual un ecosistema acuático (agua dulce o marina) recibe un aporte excesivo de nutrientes inorgánicos, principalmente Nitrógeno (N) y Fósforo (P), procedentes de actividades antropogénicas, lo que causa un aumento desmesurado en la población de microorganismos y algas (Chislock et al., 2013; Olivera et al., 2016; NIPHE, 2017). En agua dulce el nutriente limitante es el fósforo, mientras que en agua marina lo constituye el nitrógeno (NIPHE, 2017). La proliferación de algas provoca un enturbiamiento del agua, que impide que la luz penetre hasta el fondo del ecosistema. La actividad consume el oxígeno disuelto, modificando las condiciones del medio ambiente restringiendo la vida bajo la superficie; y a consecuencia de ello, la vegetación no puede realizar la fotosíntesis y muere, generando que otros microorganismos, como bacterias, se alimenten de la materia muerta, consumiendo el oxígeno que necesitaban peces y moluscos (Chislock et al., 2013).

Las principales fuentes agrícolas de eutrofización son los nitratos (NO₃) y fosfatos (PO₄), que se lixivian al agua, y las emisiones de amoníaco (NH₃) al aire (van der Sluis, 2007; NIPHE, 2017). En el sistema ReCiPe el potencial de eutrofización, en agua dulce, de 1 kg de fostato (PO₄) aplicado a un suelo agrícola es de 0,033 kg P-eq, mientras que 1 kg NH₃ tiene un potencial de eutrofización (marina) de 0,104 kg N-eq.

La cadena de producción avícola contribuye de manera importante a los problemas de acidificación y eutrofización, principalmente durante la fase de producción de cultivos forrajeros como maíz, soya y trigo, que pueden constituir más del 90% de la dieta de las aves. También existe una contribución directa desde las granjas, debido a la producción de excretas y desechos. La producción de cultivos forrajeros y las granjas de pollos de engorde, representan más del 80% de todos los efectos de la eutrofización y acidificación creados por la cadena de producción avícola (Campos et al., 2018).

La agricultura de cultivos forrajeros hace un uso intensivo de fertilizantes químicos nitrogenados. Un alto porcentaje de fertilizantes nitrogenados es destinado a la producción de alimentos para animales, principalmente maíz y soya, que cubren extensas superficies en los trópicos y áreas templadas, demandando altas dosis de este tipo de fertilizantes (Steinfeld et al., 2009). Una considerable proporción de los nutrientes aportados por los fertilizantes no son utilizados por las plantas, sino que pueden lixiviarse y filtrarse hacia

las fuentes de agua, causando problemas de eutrofización. Por otra parte, la aplicación y acumulación excesiva de compuestos nitrogenados puede derivar en problemas de acidificación del suelo.

A su vez, las unidades de producción avícola intensiva también pueden crear problemas de polución, debido a la gran cantidad de sustancias contaminantes que, si no son manejadas de manera adecuada, pueden impactar de manera negativa el medio ambiente (Costa y Urgel, 2000). Los animales criados en sistemas de producción intensiva consumen una cantidad considerable de proteínas y otras sustancias que contienen nitrógeno en sus dietas. La conversión de nitrógeno de la dieta en productos animales es relativamente ineficiente, se excreta del 50 al 80 por ciento del nitrógeno, principalmente en forma de compuestos orgánicos como inorgánicos (Gerber et al., 2008).

El estiércol de aves de corral contiene cantidades considerables de nutrientes como nitrógeno, fósforo, además de otras sustancias como hormonas, antibióticos, patógenos y metales pesados, que se introducen a través de los piensos (Steinfeld et al., 2009). Las emisiones de nitrógeno del estiércol adoptan cuatro formas principales: amoníaco (NH_3), dinitrógeno (N_2), óxido nitroso (N_2O) y nitrato (NO_3). La lixiviación y la escorrentía de estas sustancias tiene el potencial de resultar en la contaminación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos (Gerber et al., 2008).

Por su parte, el fósforo es un elemento esencial para el crecimiento animal. A diferencia del nitrógeno, el fósforo es relativamente estable una vez que se adhiere a las partículas del suelo y no se filtra a través del suelo al agua subterránea (Gerber et al. 2008). No presenta ningún riesgo ambiental excepto como nutriente; ya que limita la actividad biológica en los recursos hídricos y se acumula en el suelo cuando se aplica en exceso. Las emisiones de fósforo del estiércol se producen principalmente en forma de fosfato (P_2O_5).

Cuando la gallinaza se aplica al terreno en forma indiscriminada y continua, ocasiona en primera instancia una acción mecánica, provocando una compactación por taponamiento de los poros del suelo y disminuyendo la capacidad de drenaje del terreno (Casas-Rodríguez et al., 2020). Posteriormente comienza una acción química en donde se presenta una degradación estructural del suelo, ocasionada por el alto contenido de sales y nutrientes. Como consecuencia de la acumulación progresiva de los residuos, se genera una acción biológica consistente en el desarrollo de microorganismos potencialmente patógenos para los animales y el hombre. Finalmente, el exceso de material orgánico y

nutrientes puede ocasionar una disminución del oxígeno en el medio dificultando la mineralización del nitrógeno; de otra parte, las plantas absorben nitrógeno en cantidades mayores a las que pueden asimilar, presentándose una acumulación como por ejemplo de nitratos, que puede generar problemas de intoxicaciones.

El impacto estimado de la producción de carne de pollo sobre las categorías de acidificación y eutrofización varía considerablemente entre distintos estudios. En un estudio comparativo basado en ACV se estimaron potenciales de acidificación y eutrofización de 61 kg de SO₂-eq y 26 kg de PO₄-eq, respectivamente, por tonelada de carcaza de pollo (Van der Sluis, 2007). Otro estudio similar (Williams et al., 2006) reportó valores de 173 kg SO₂-eq y 49 kg PO₄-eq por tonelada de carcaza de pollo. En ambos estudios se identificó un menor impacto ambiental de la producción de carne de pollo, seguida por la carne de cerdo y oveja, y más atrás la carne bovina. González-García et al. (2014) reportaron impactos de 43,3 kg SO₂-eq y 24,4 kg PO₄-eq por tonelada de carne de pollo, mientras que Putman et al. (2017) reportaron valores de 91 kg SO₂-eq y 40,8 kg N-eq, respectivamente.

4.3 Uso de la tierra

Los cambios en el uso de suelo y la cubierta vegetal, debido a la expansión de actividades antrópicas, generan impactos negativos en la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos y contribuyen en los procesos de cambio climático (NIPHE, 2017). La producción ganadera y agrícola en general hacen un uso intensivo del recurso tierra, en muchos casos en detrimento de las zonas boscosas, aproximadamente un 67% de las tierras agrícolas se destina actualmente a la producción de pastos y pienso de ganado (Steinfeld et al., 2009).

La producción del cultivo de la soya, una de las materias primas principales para la producción de alimentos animales, se encuentra en constante crecimiento a nivel mundial (WWF, 2014). La soya es una oleaginosa que se caracteriza por su alto nivel proteínico y de grasas, por lo que constituye una excelente fuente de nutrición para la ganadería. En los últimos 50 años la producción mundial de soya ha crecido diez veces, de 27 a 269 millones de toneladas (WWF, 2014). Entre 1994 y 2004, la tierra dedicada a la producción de soya en América Latina se duplicó hasta alcanzar 39 millones de hectáreas (Altieri y Pengué, 2006). En América Central se ha eliminado el 40% del bosque en los últimos 40 años para producción de pastos y en los Estados Unidos, un 80% de la cosecha de cereales es

destinada a la alimentación 8000 millones de animales. Las implicaciones de la producción de soya en países de América Latina como Brasil, Argentina, Uruguay, ha sido la deforestación de bosques, pérdida de biodiversidad debido al monocultivo y el incremento de plagas (Altieri y Pengue, 2006).

En el sistema ReCiPe el nivel de uso de la tierra por parte de una actividad se cuantifica en términos de $m^2 \times \text{año}$ equivalentes de terreno dedicado a un cultivo de tipo anual (Tabla 1). En una revisión de estudios basados en ACV realizada por De Vries y De Boer (2010) se reportó que para la producción de 1 kg de pollo se requieren entre 8,1 y 9,9 m^2 de terreno, mientras que para 1 kg de carne de cerdo se requieren entre 8,9 y 12,1 m^2 y para 1 kg de carne de vacuno entre 27 y 49 m^2 . La producción de un kilo de carne de vacuno en general requiere más superficie agraria y más consumo de energía fósil (Gerber et al., 2008).

4.4 Uso y agotamiento del agua

El agua constituye al menos el 50% de la mayoría de los organismos vivos y tiene un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas (Steinfeld et al., 2009). El sector agrícola y ganadero es el principal consumidor de agua dulce. En el año 2000 la agricultura utilizó el 70 por ciento del agua mundial disponible y fue responsable del 93 por ciento de su agotamiento (Steinfeld et al., 2009).

El consumo de agua es el uso de agua de tal manera que esta se evapora, se incorpora a los productos, se transfiere a otras cuencas hidrográficas o se desecha en el mar (NIPHE, 2017). Por lo tanto, el agua que se ha consumido ya no está disponible en la cuenca de origen para humanos ni para los ecosistemas. El consumo de agua por el ganado en general y todos los procesos del sector pecuario, desde la producción de alimentos hasta la distribución, contribuyen directamente en el agotamiento del recurso hídrico.

En el sistema ReCiPe se incluye una categoría de impacto relacionada con el consumo de agua de una determinada actividad, que se mide en términos de m^3 de agua consumida por m^3 de agua extraída, para una determinada actividad productiva (Tabla 1). Este indicador considera tanto el agua que se restituye (p.e agua de lavado) como aquella que no retorna a los depósitos naturales (p.e evapotranspiración en cultivos). Se estima que la producción de una tonelada de carne de pollo en sistemas industriales requiere en promedio 2873 m^3 de agua, mientras que para carne bovina, caprina, ovina y porcina los requerimientos promedio estimados para estos sistemas son de 10244, 2863, 5623 y 5225

m³ por tonelada de cada producto, respectivamente (Mekonnen y Hoekstra, 2012; Ritchie y Roser, 2015).

En la producción de cultivos forrajeros el consumo de agua es intensivo. Se ha estimado que la producción de una tonelada de soya, maíz y trigo requieren un promedio de 2145, 1222 y 1827 m³ de agua respectivamente (Mekonnen y Hoekstra, 2011). La evapotranspiración es el principal mecanismo mediante el cual los cultivos y los pastos agotan los recursos hídricos, y se calcula que los cuatro principales cultivos destinados a la alimentación animal: cebada, maíz, trigo y soya, contribuyen entre un 10 y 11% del total de agua evapotranspirada en las áreas de cultivo en regadío o en secano (Steinfeld et al., 2009).

La producción pecuaria, especialmente en las granjas industrializadas, también requieren considerables cantidades de agua para los servicios de limpieza de las unidades de producción, lavado de los animales, instalaciones de enfriamiento de los animales y sus productos (leche) y eliminación de los desechos (Steinfeld et al., 2009).

4.5 Emisión de sustancias tóxicas

La producción animal y agrícola en general está ligada en mayor o menor grado a la producción de sustancias o desechos que, al ser liberados al ambiente, pueden tener efectos adversos inmediatos o a largo plazo (Gerber et al., 2008). Estos contaminantes pueden ser de tipo primario, cuando se vierten desde los focos de emisión hacia el ambiente, o secundarios, cuando se forman en el ambiente por reacciones químicas tales como síntesis, oxidación, fotólisis o hidrólisis.

El sistema de evaluación ReCiPe incorpora varias categorías 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, este impacto se expresa en relación a una unidad de referencia, que corresponde a un kg de 1,4-diclorobenceno (1,4-DCB) emitidos por unidad funcional de producto (Tabla 1). El 1,4-DCB se utiliza como sustancia de referencia dividiendo el impacto potencial calculado de la sustancia química respectiva por el impacto potencial del 1,4-DCB emitido, ya sea al aire urbano para la toxicidad humana, al agua dulce para ecotoxicidad de agua dulce, al agua de mar para ecotoxicidad marina y al suelo industrial para ecotoxicidad terrestre (NIPHE, 2017). De esta manera, se han obtenido factores de caracterización que

estiman el potencial efecto toxicológico de una gran cantidad de sustancias sobre la salud humana y del ecosistema en general (NIPHE, 2017).

La producción intensiva de alimentos, tal y como se realiza actualmente, conlleva al uso de muchas sustancias que pueden ejercer efectos tóxicos. Entre las más comunes están los pesticidas, los metales pesados, los disolventes organoclorados o los residuos de fármacos, como antimicrobianos u hormonas (Steinfeld et al., 2009).

En avicultura, los elementos traza, tales como arsénico, cobalto, cobre, hierro, manganeso, selenio y zinc, pueden ser introducidos en las dietas, ya sea de forma involuntaria, a través de piensos contaminados, o voluntariamente como aditivos utilizados para satisfacer las necesidades de los animales o, en proporciones mucho mayores, como medicamentos veterinarios o promotores del crecimiento (Gerber et al., 2008). En consecuencia, el estiércol de estos animales contiene cantidades apreciables de metales potencialmente tóxicos como arsénico, cobre y zinc. Estos elementos se acumulan en el suelo y en el agua, donde modifican el pH y pueden entrar en la cadena trófica a través del agua o ser absorbidos por algunas plantas. Forman complejos estables con moléculas orgánicas, lo que afecta al funcionamiento de las células y a los sistemas vitales de animales y plantas. Asimismo, pueden provocar alteraciones genéticas, daños en la reproducción y cáncer.

Los pesticidas son utilizados de manera intensiva en la agricultura y la ganadería. Los herbicidas e insecticidas se utilizan para el control de plagas en los cultivos. En establecimientos avícolas, se utilizan por ejemplo para control de parásitos y vectores de enfermedades, o para protección contra depredadores. Indistintamente de su lugar de uso, pueden causar contaminación cuando ingresan a las aguas subterráneas y superficiales (Gerber et al., 2008). Las moléculas activas o sus productos de degradación ingresan a los ecosistemas en estado de solución, emulsión, o unidas a las partículas del suelo, y en algunos casos, pueden afectar los usos de las aguas superficiales y subterráneas. Los organoclorados tienden a evaporarse con facilidad y tardan mucho en degradarse, acumulándose en plantas y animales, algunos inclusive pueden tener acción cancerígenos o ser disruptores endocrinos.

Por otra parte, una porción importante de los medicamentos utilizados en ganadería no se degrada en el cuerpo del animal sino que termina en el ambiente. Se han identificado residuos de medicamentos, incluidos antibióticos y hormonas, en varios ambientes

acuáticos como las aguas subterráneas, las aguas superficiales, y el agua de grifo (Gerber et al., 2008; Steinfeld et al., 2009). El uso intensivo de hormonas puede causar efectos indeseados en los cultivos y posibles desórdenes endocrinos en los humanos y en la naturaleza; mientras que el uso indiscriminado de antimicrobianos promueve la proliferación de bacterias resistentes (Steinfeld et al., 2009).

Se estima que un 78% de la contaminación de las vías fluviales con contaminantes ricos en nutrientes es causada por la agricultura (AgroAnalytics, 2020). La mayor parte del agua potable y de uso en la ganadería retorna al ambiente en forma de estiércol y aguas residuales. Las excretas del ganado contienen cantidades de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio), así como residuos de medicamentos, metales pesados y patógenos. Si estos llegan al agua o se acumulan en el suelo pueden incurrir en una grave amenaza al medio ambiente (Gerber et al., 2008).

Los mecanismos de contaminación del recurso hídrico pueden dividirse en fuentes puntuales y no puntuales (Steinfeld et al., 2009). Las fuentes puntuales son descargas observables, específicas y localizadas en la masa de agua, por ejemplo desde sistemas de producción ganadera, corrales de engorde, plantas de elaboración de alimentos o plantas de elaboración de agroquímicos. La contaminación de fuentes no puntuales se caracteriza por una carga difusa de contaminantes, generalmente en áreas extensas como pastizales.

Las plantas de cosecha también pueden contribuir a la contaminación del agua y medio ambiente a través de la descarga de aguas residuales (Gerber et al., 2008; Steinfeld et al., 2009). Como muchas otras actividades de procesamiento de alimentos, la necesidad de higiene y control de calidad en el procesamiento de carne da como resultado un alto uso de agua y consecuentemente altos niveles de generación de aguas residuales (Gerber et al., 2008). Las actividades de procesamiento de aves de corral requieren grandes cantidades de agua de alta calidad para la limpieza y el enfriamiento del proceso. El uso típico de agua en los mataderos de aves de corral varía entre 6 y 30 m³ por tonelada de producto. En los mataderos de aves de corral se consumen grandes cantidades de agua para operaciones de eviscerado, limpieza y lavado (Gerber et al., 2008). Estas aguas residuales generalmente tienen una alta demanda bioquímica (DBO) y química (DQO) de oxígeno, debido a la presencia de materiales orgánicos como sangre, grasa, carne y excretas.

4.6 Emisión de material particulado (PM)

Material particulado (PM) es el término genérico que denota la contaminación atribuida a una mezcla de partículas finas, sólidas, divididas o suspendidas en el aire (Cambra-López et al., 2010; Olivera et al., 2016). El PM pueden ser emitido directamente (partículas primarias), o también puede formarse en la atmósfera a través de reacciones químicas de gases (partículas secundarias), como dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x) y ciertos compuestos orgánicos (Cambra-López et al., 2010). Estos compuestos orgánicos pueden ser emitidos tanto por fuentes naturales, como árboles y vegetación, como por fuentes artificiales antropogénicas, por ejemplo en procesos industriales y gases de escape de vehículos de motor. Dentro de la producción ganadera, los sistemas intensivos de aves y cerdos son las principales fuentes de emisión de PM, contribuyendo con aproximadamente el 50% (aves) y 30% (cerdos) de las emisiones totales de PM de la agricultura en Europa (Cambra-López et al., 2010).

Los PM se subdividen a su vez en PM₁₀, que son partículas inhalables, tales como el polvo, la suciedad, el hollín o el humo, con diámetros de 10 micrómetros o menores; y PM_{2.5}, que son partículas finas respirables, con diámetros de 2.5 micrómetros o menores. Los PM_{2.5}, por su reducido tamaño, pueden penetrar profundamente en los pulmones y en algunos casos incluso llegar al torrente sanguíneo (EPA, 2004).

El sistema de evaluación ReCiPe incorpora una categoría de impacto que cuantifica el potencial de formación de PM de una determinada actividad, expresada en términos de kg equivalentes de partículas finas <2.5 µm (kg PM_{2.5}-eq) emitidos al aire. Entre los principales precursores de PM_{2.5} se encuentran el NH₃, los óxidos de nitrógeno (NO, NO₂, NO₃) y SO₂.

El material particulado de los establecimientos ganaderos consiste de hasta un 90% de materia orgánica, principalmente de partículas primarias de origen biológico, directamente emitidos por la ganadería, que contienen microorganismos (hongos, bacterias, virus, toxinas y alérgenos) y otras sustancias tales como pienso, partículas de piel y partículas fecales (Cambra-López et al., 2010). Los factores que afectan los niveles de PM en los establos de ganado están relacionados con el tipo de alojamiento y alimentación, tipo de animal y factores ambientales.

Los niveles de PM medido en granjas avícolas son generalmente más altos en comparación con otras especies animales, probablemente debido al uso de material de cama

(Cambra-López et al., 2010). En granjas avícolas de engorde, el plumón, los cristales minerales de la orina y la basura son las principales fuentes de PM. En granjas de postura, la piel, las plumas, las heces, la orina, el pienso y la basura se encuentran entre las fuentes más importantes de PM presentes en el material de cama (Cambra-López et al., 2010).

El material particulado también puede adsorber gases irritantes, especialmente NH_3 y compuestos olorosos. Los componentes bioactivos también se pueden encontrar adheridos a las PM, tales como endotoxinas, antibióticos, alérgenos, ácaros del polvo y betaglicanos, lo que aumenta el potencial de riesgo a la salud, sobretodo si tienen acceso a las vías respiratorias más profundas (Cambra-López et al., 2010). El olor asociado con las operaciones avícolas proviene de productos de desecho frescos y en descomposición como estiércol, cadáveres, plumas y material de cama (Gerber et al., 2008). Este olor no es causado por un solo compuesto, sino que es el resultado de una gran cantidad de compuestos contribuyentes, incluidos el amoníaco (NH_3), los compuestos orgánicos volátiles (VOC) y el sulfuro de hidrógeno (H_2S) (Gerber et al., 2008). De los varios compuestos a base de estiércol que producen olor, el más comúnmente reportado es el amoníaco. El gas amoníaco tiene un olor fuerte y penetrante y puede actuar como irritante cuando está presente en concentraciones elevadas.

4.7 Otros impactos ambientales

Algunas de las metodologías más recientes de ACV incorporan varias categorías de impacto ambiental adicionales a las descritas anteriormente, entre ellas las siguientes:

Agotamiento de recursos fósiles. Los combustibles fósiles (petróleo, carbón, gas natural) constituyen recursos naturales no renovables formados mediante procesos de descomposición de la materia orgánica que tienen lugar a lo largo de millones de años (Denchak, 2018). Estos combustibles constituyen la materia prima para múltiples procesos industriales, constituyendo un 85% del consumo energético primario mundial en el 2018. Para el año 2015, se estimó que las reservas existentes de carbón, gas natural y petróleo podrían perdurar solamente 114, 52,8 y 50,7 años, respectivamente, aunque sin considerar el descubrimiento y extracción de nuevas fuentes a futuro (Ritchie, 2017).

Por otro lado, los procesos de extracción, refinamiento y utilización de combustibles fósiles implican de manera inherente la producción de óxidos de carbono, que en conjunto contribuyen a un 75% de las emisiones de carbono provenientes de las actividades humanas (Denchak, 2018). Otros impactos ambientales asociados al uso de los

combustibles fósiles son la degradación del suelo, la contaminación del agua y las emisiones tóxicas. En el caso de sistema de evaluación ReCiPe esta categoría de impacto se cuantifica en términos de kg equivalentes de petróleo, que se define como la relación entre el contenido energético más alto de un recurso fósil y el contenido energético del petróleo crudo.

Agotamiento de recursos minerales. Los recursos minerales constituyen un recurso natural no renovable conformado principalmente por materiales inorgánicos que se encuentran en la corteza terrestre. En el caso del sistema ReCiPe esta categoría de impacto se cuantifica como un Potencial de Mineral Excedente (SOP, Vieira et al., 2016), que se cuantifica en términos de kg equivalentes de Cobre. El SOP expresa la cantidad extra promedio de mineral que se requeriría producir en el futuro debido a la extracción actual de un determinado recurso mineral (Vieira et al., 2016). La extracción primaria de un recurso mineral conduce a una disminución de la concentración de ese recurso en todo el mundo, que a su vez provocará un aumento de la cantidad de mineral producido por kilogramo de recurso mineral extraído.

Formación fotoquímica de Ozono (troposférico): El ozono troposférico es un gas que se forma por la interacción de la luz solar, particularmente la luz ultravioleta, con hidrocarburos y óxidos de nitrógeno, que son emitidos por las chimeneas y los tubos de escape de los automóviles, constituyendo el principal ingrediente del “smog” o niebla tóxica (EPA, 2003). El ozono no se emite directamente a la atmósfera, pero se forma como resultado de reacciones fotoquímicas de NOx y compuestos orgánicos volátiles sin metano (NMVOC). A nivel del suelo el ozono es, por lo tanto, un contaminante del aire, que es dañino para respirar y afecta cultivos, árboles y otra vegetación (NIPHE, 2017). En el caso de sistema de evaluación ReCiPe esta categoría de impacto se cuantifica a partir del potencial de formación de ozono para una determinada sustancia, y se expresa en kg equivalentes de óxidos de nitrógeno (NOx).

Agotamiento de ozono (estratosférico). En la estratosfera, el ozono es producido naturalmente, donde tiene un papel preponderante como protector contra la acción de los rayos ultravioleta (EPA, 2003). Sin embargo, esta capa está siendo destruida gradualmente por sustancias químicas artificiales, tales como los clorofluorocarbonos (CFC), hidroclorofluorocarbonos (HCFC), halones, bromuro de metilo, carbono tetracloruro y metilcloroformo. Estas sustancias se usaban anteriormente y a veces todavía se utilizan en refrigerantes, agentes espumantes, extintores de incendios, solventes, pesticidas y

propelentes de aerosoles. En el caso de sistema de evaluación ReCiPe se incorpora una categoría para cuantificar el potencial de agotamiento del ozono (ODP), expresado en términos de kg equivalentes de clorofluorocarbono-11 (CFC-11), que se interpreta como la disminución integrada en el tiempo de la concentración estratosférica de ozono en un horizonte temporal finito.

Emisión de radiación ionizante. La radiación ionizante es un tipo de energía liberada por los átomos en forma de ondas electromagnéticas (rayos gamma o rayos X) o partículas (partículas alfa y beta, o neutrones) (Olivera et al., 216). La radiación ionizante produce cambios químicos en las células y daña el ADN, lo que aumenta el riesgo de padecer de ciertas afecciones, como el cáncer. En el caso de sistema de evaluación ReCiPe (NIPHE, 2017) esta categoría de impacto se denomina Potencial Ionizante de Radiación (IRP), y se expresa en términos de equivalentes kilobecquerel de Cobalto-60 emitidos al aire.

LITERATURA CITADA

- Altieri, M., y W. Pengue. 2006. La soya transgénica en América Latina: una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socioecológica. *Biodiversidad* 47:14-18.
- AgroAnalytics. 2020. El impacto ambiental de la producción de alimentos: un reto para el mundo. <https://www.agroanalytics.com.mx/2020/10/24/el-impacto-ambiental-de-la-produccion-de-alimentos-un-reto-para-el-mundo/> (Consultado 10 Mar. 2021).
- Baumgartner, D.U., L. de Baan, and T. Nemeck. 2008. European grain legumes environment-friendly animal feed: life cycle assessment of pork, chicken meat, egg and milk production. Grain legumes Integrated Project Report, Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zürich.
- Bengtsson, J., and J. Seddon J. 2013. Cradle to retailer or quick service restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia. *J. Clean. Prod.* 41:291-300.
- Boari, R., N. Chuard, V. Fernández, y P. Pouiller. 2014. Mercado de ganados y carnes proyecciones 2023 OCDE-FAO. <http://www.agroindustria.gob.ar/site/ganaderia/bovinos/05=Mercados/04=Carnes/archivos/000003=Mercado%20internacional%20de%20carnes/000001-proyecci%C3%B3n%20CDE%20FAO%20carnes%202014-2023.pdf> (Consultado 24 Feb. 2020).

- Campos, I., L. Valente, E. Matos, P. Marqués, y F. Freired. 2018. Rendering de Subproductos Avícolas: Utilización en Nutrición Animal. NutriNews. <https://nutricionanimal.info/rendering-de-subproductos-avicolas-utilizacion-en-nutricion-animal/> (Consultado 10 Mar. 2021).
- Castello, F. 2019. 100 M. Récord histórico para la carne de pollo. Avicultura.com <https://avicultura.com/100-m-record-historico-para-el-pollo/> (Consultado 15 de Abr. 2021).
- Cambra López, M., J.A. Aarnink, Y. Zhao, S. Calvet, y A.G. Torres. 2010. Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environ. Pollut.* 158:1-17.
- Casas Rodríguez, S., y L. Guerra Casas. 2020. La gallinaza, efecto en el medio ambiente y posibilidades de reutilización. *Rev. Prod. Anim.* 32 (Epub 12-Dic-2020).
- CentralAmericaData. 2017. Crece el Consumo de Carne de Pollo en Centro America. https://www.centralamericadata.com/es/article/home/Crece_el_consumo_de_carne_de_pollo_en_Centroamerica (Consultado 3 de May. 2021).
- Chislock, M. F., E. Doster, R.A. Zitomer, y A.E. Wilson. 2013. Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4(4):10.
- CIAB (Cámara de Industriales de Alimentos Balanceados). 2018. Informe anual. Situación actual de alimentos balanceados 2018. Costa Rica. 32p.
- Costa, A., y O. Urgel. 2000. El nuevo reto de los purines. EDIPOR, p. 24.
- da Silva, V.P.J., E. Cherubini, y S.R. Soares. 2012. Comparison of two production scenarios of chickens consumed in France. In: Corson, M.S., van der Werf, H.M.G. (Eds.), *Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012)*, 1-4 October 2012. INRA, Rennes, France, pp. 542-547. Saint Malo, France.
- De Boer, I.J.M. 2003. Review environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Prod. Sci.* 80: 69-77.
- De Vries, M., and I.J.M. de Boer. 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 128: 1-11.

- Denchak, M. 2018. Fossil Fuels: The Dirty Facts. <https://www.nrdc.org/stories/fossil-fuels-dirty-facts> (Consultado 01 Oct. 2021).
- EPA (Environmental Protection Agency-USA). 2003. Ozone: Bad nearby, Good up high. EPA-451/K-03-001.
- EPA (Environmental Protection Agency-USA). 2004. Air quality criteria for particulate matter, vol. II of II. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C., 1148 pp.
- Evans, T. 2014. Tendencias avícolas mundiales 2014: Europa incrementa su participación en la producción de pollo. <http://www.elsitioavicola.com/articles/2637/tendencias-avacolas-mundiales-2014-europa-incrementa-su-participacion-en-la-produccion-mundial-de-pollo/> (Consultado 24 Feb. 2020).
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2009. La agricultura mundial en la perspectiva del año 2050. Foro de expertos de alto nivel FAO. Roma. 12-13 de Oct. 2009. FAO. Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2013. Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería: una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. Roma.
- FAO/GTIS. 2015. Estado mundial del recurso suelo (EMRS) – Resumen Técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo, Roma, Italia.
- Gerber, P., C. Opio, and H. Steinfeld. 2008. Poultry production and the environment – a review. In: Poultry in the 21st Century. Avian influenza and beyond. International Poultry Conference. Bangkok, November 2007. pp. 391-405.
- Goedkoop M., R. Heijungs, M.A.J. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs, and R. van Zelm. 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and endpoint levels. First edition. Report i: Characterization. the Netherlands: Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- González Jiménez, E. 2013. Análisis de la situación actual del consumo de pollo certificado frente al blanco en Navarra. Navarra, España. <https://academica.unavarra.es/xmlui/handle/2454/6906> (Consultado 24 Feb. 2020).

- González García, S., Z. Gómez Fernández, A.C Dias, G. Feijoo, M.T. Moreira, and L. Arroja. 2014. Life cycle assessment of broiler chicken production: a Portuguese case study. *J. Clean. Prod.* 74:125-134.
- Guinée, J.B., R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonamici, T. Ekvall, and T. Rydberg. 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. *Environ. Sci. Technol.* 45:90-96.
- Gutiérrez, E. 2012. Sanidad e inocuidad pecuaria en Centroamérica y República Dominicana: una agenda prioritaria de políticas e inversiones. San José, Costa Rica. http://www.ruta.org/docs_Estudio_Sanidad_Inocuidad/Informe%20Nacional%20-%20Costa%20Rica.pdf (Consultado 24 Feb. 2020).
- Hudson, A. 2017. Acidificación de los océanos: ¿qué es y cómo detenerla?. <https://www1.undp.org/content/undp/es/home/blog/2017/3/14/Ocean-Acidification-What-it-means-and-how-to-stop-it.html>. (Consultado 15 oct. 2020).
- Ihobe (Sociedad pública de gestión ambiental). 2009. Análisis del ciclo de vida y huella de carbono: dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto. Bilbao, España. <http://www.eurespplus.net/sites/default/files/resource/An%C3%A1lisis%20de%20Ciclo%20de%20Vida%20y%20Huella%20de%20Carbono.pdf> (Consultado 27Feb. 2020).
- Harlan, D. 2008. Poultry production and the environment – a review. In: Poultry in the 21st Century. Avian influenza and beyond. International Poultry Conference. Bangkok, November 2007. Pp. 325-327.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/> (Consultado Feb. 2020)
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Fourth Assessment Report: Climate Change. Acaso las actividades humanas son la causa de los incrementos del dióxido de carbono atmosférico y otros gases de efecto invernadero durante la era industrial? http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wgl/es/faq-7-1.html
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. Glosario. Cambio Climático 2013. Bases físicas. Contribución de grupo de trabajo al quinto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático.

- ISO (International Organization for Standardization). 2006. Environmental management: the ISO 14 000 family of international standards ISO standard collection [CD]. Genève, Switzerland.
- JRC/IES (European Commission/Institute for Environment and Sustainability). 2010. International Reference Life Cycle Data System -ILCD. Analysis of existing environmental impact assessment methodologies. 115 p.
- Katajajuuri, J.M. 2008. Experiences and improvement possibilities - LCA case study of broiler chicken production. Proceedings of the 6th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. November 12–14, Zurich, Switzerland
- Kalhor, T., A. Rajabipour, A. Akram, and M. Sharifi. 2016. Environmental impact assessment of chicken meat production using life cycle assessment. *Inf. Process. Agric.* 3:262–271.
- MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería). 2014. Plan de acción para el cambio climático y la gestión agroambiental.
- McLeod, M., P. Gerber, A. Mottet, G. Tempio, A. Falcucci, C. Opio, T. Vellinga, B. Henderson, and H. Steinfeld. 2013. Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains - A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Mekonnen, M.M., and A. Y. Hoekstra. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15:1577-1600.
- Mekonnen, M.M., and A. Y. Hoekstra. 2012. A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems* 15:401-415.
- Mosley, M. 2014. Cerdo, pollo o res: Qué carne hay que comer para ser más ecológico? http://www.bbc.com/mundo/noticias/2014/08/140820_ciencia_carne_consumo_mas_ecologico_np (Consultado 27 Feb. 2106).
- NIPHE (National Institute for Public Health and the Environment). 2017. ReCiPe 2016 v1.1. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. Bilthoven, The Netherlands. 201 p.
- OCDE/FAO. 2019. OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2019-2028. OECD Publishing. París/Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Roma. <https://doi.org/10.1787/7b2e8ba3-es>.

- Olivera, A., S. Cristóbal, y C. Saizar. 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.
- Putman, B., G. Thomab, J. Burek, and M. Matlock. 2017. A retrospective analysis of the United States poultry industry: 1965 compared with 2010. *Agric. Systems* 157:107-117.
- Ritchie, H., and M. Roser. 2015. Water use and stress. <https://ourworldindata.org/water-use-stress> (Consultado 10 Feb. 2021)
- Ritchie, H. 2017. How long before we run out of fossil fuels?. <https://ourworldindata.org/how-long-before-we-run-out-of-fossil-fuels>
- Rodic, V., Peric, L., Dukic-Stojcic, M., and N. Vukelic. 2011. The environmental impact of poultry production. *Biotechnol. Anim. Husb.* 27:1673-1679.
- Rojas, S. 2013. Estudio técnico y financiero para la producción de pollos de engorde en Santa Cruz, Bolivia. Tesis Ing., Zamorano, Tegucigalpa, Honduras.
- SEPSA (Secretaría Ejecutiva de Planificación Sectorial Agropecuaria). 2020. Boletín Estadístico Agropecuario #30. 138 p.
- Sepúlveda, C. 2011. Análisis de la percepción y disposición a pagar por la huella de carbono de leche luida en consumidores de la ciudad de Valdivia. Tesis Ing. Agr. Facultad de Cs Agrarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia. 46 p.
- SEMARNAT (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. Documento guía de la herramienta para la estimación de gases de efecto invernadero para el sector productivo de celulosa y papel de México. Versión 1.0. México.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, y C. de Haan. 2009. La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones. Traducción española de la edición inglesa de la obra “Livestock’s Long Shadow” (FAO, 2006) 465 p. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/011/a0701s/a0701s00.htm>
- Thomassen, M.A., R. Dalgaard, R. Heijungs, and I.J.M. De Boer. 2008. Attributional and consequential LCA of milk production. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13:339-349.

- Urrutia, J., y R. Valenzuela. 2014. Huella de Carbono: Herramienta para el mejoramiento de la competitividad climática en las exportaciones chilenas. Seminario: Huella de Carbono, Nuevos Desafíos para el Sector. Chile.
- Van der Sluis, W. 2007. Intensive poultry production better for global warming. *World Poultry*. 23:28-31.
- Vargas Céspedes, A., K. Serrano Chaves, W. Watler, M. Morales, y R. Vignola. 2018. Prácticas efectivas para la reducción de impactos por eventos climáticos en Costa Rica. Ficha técnica Sector Productivo Avícola. Estudio CATIE/MINAE/DCC/Adaptation Fund/Fundecooperación. 94 p.
- Vieira, M.D.M., T.C. Ponsioen, M. Goedkoop, M.A.J. Huijbregts. 2016. Surplus ore potential as a scarcity indicator for resource extraction. *J. Indust. Ecol.* 21:381-390.
- Williams, A.G., S. Audsley, E., and D.L. Sandars. 2006. Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. *Aspects of Applied Biology* 79:19-23.
- WWF. 2014. El crecimiento de la soja: Impactos y soluciones. International, Gland, Suiza. 50 p.

OBJETIVOS DEL ESTUDIO

Objetivo General

- Estimar el impacto ambiental de un sistema convencional de producción de pollo de engorde en Costa Rica mediante un modelo de simulación basado en la metodología de Análisis de Ciclo de Vida

Objetivos específicos

- Caracterizar la cadena de producción de pollo de engorde en Costa Rica considerando las fases desde la producción de los principales insumos hasta la salida del pollo de la sala de matanza.
- Diseñar un modelo de simulación representativo del ciclo de vida del pollo de engorde en un sistema de producción convencional ubicado en la región Central-Occidental de Costa Rica, incorporando las fases entre la producción de los principales insumos hasta la salida del pollo de la sala de matanza.
- Estimar los principales impactos ambientales que suceden a lo largo de las diferentes etapas del ciclo de producción de un sistema convencional de producción de pollo de engorde en Costa Rica.
- Identificar los puntos críticos responsables de mayor impacto ambiental dentro de la cadena de producción del pollo de engorde en Costa Rica.
- Recomendar alternativas de mitigación para los principales impactos ambientales que suceden dentro de la cadena de producción del pollo de engorde en Costa Rica.

**CAPÍTULO 1. MODELO DE SIMULACION PARA ANALISIS DE
CICLO DE VIDA EN UN SISTEMA CONVENCIONAL DE
PRODUCCION DE POLLO DE ENGORDE EN COSTA RICA**

Felipe Portillo Chávez

RESUMEN

El presente estudio se realizó con el objetivo de desarrollar un modelo de simulación representativo del ciclo de producción de un sistema convencional de producción de pollo de engorde en Costa Rica. El modelo consistió de 95 procesos distribuidos de la siguiente manera: 16 procesos relacionados con el uso o cambio de uso de la tierra y la producción de alimentos (cultivo, procesamiento, mezclado en planta), 29 procesos relacionados con la producción de combustibles (extracción, procesamiento, refinado y combustión), 10 procesos relacionados con la producción de fertilizantes (extracción en planta y almacenamiento), 7 procesos relacionados con la producción de electricidad, 13 procesos relacionados con transporte (terrestre, fluvial, marítimo y aéreo, solo emisiones directas), 10 procesos relacionados con módulos de producción aviar (granjas de abuelos, levante y postura de reproductores, incubadoras, pollos), 2 procesos relacionados con producción de material de cama (virutas de madera, granza de arroz), y 8 procesos relacionados con actividades post-granja (manejo de mortalidad, manejo de pollinaza, sala de matanza y empaque). De acuerdo con el modelo, para producir 1 TM de carne de pollo se requieren, entre otros recursos: 5238 m² de terreno agrícola, 3962 m³ de agua, 671 pollos vivos finalizados, 824 huevos fértiles para incubar, 4,5/0,5 hembras/machos progenitores, 1792 kg de maíz, 677 kg de soya, 2769 kg de alimento balanceado, 126,6 kg de fertilizante y enmiendas, 1197 kWh de electricidad, 155 kg de petróleo crudo, 20,6 m³ de combustible para equipo industrial y 14190 tkm de servicios de transporte. El modelo diseñado provee una herramienta de base para evaluar el impacto ambiental mediante un análisis de ciclo de vida del tipo “de la cuna a la puerta” en dicho sistema de producción.

Palabras claves: modelo de simulación, inventario de ciclo de vida, pollo de engorde

ABSTRACT

The present study was carried out with the objective of developing a representative simulation model of the production cycle of a conventional broiler production system in Costa Rica. The model consisted of 95 processes distributed as follows: 16 processes related to the land use or land use change and food production (cultivation, processing, feed milling and mixing), 29 processes related to fuel production (extraction, processing, refining and combustion), 10 processes related to the production of fertilizers (plant extraction and storage), 7 processes related to the production of electricity, 13 processes related to transportation (land, river, sea and air, only direct emissions), 10 processes related to poultry production modules (primary breeders, breeders/ raising and hatching eggs production, hatcheries, broilers), 2 processes related to the production of bedding (wood chips, rice husks), and 8 processes related to post-farm activities (mortality management, chicken manure management, slaughter and packaging). According to the model, to produce 1 MT of chicken meat, among other resources are required: 5,238 m² of agricultural land, 3,962 m³ of water, 671 live chickens, 824 fertile eggs for hatching, 4.5/0.5 parent hens/ cocks, 1792 kg of maize, 677 kg of soybeans, 2769 kg of balanced feed, 126.6 kg of fertilizer and amendments, 1197 kWh of electricity, 155 kg of crude oil, 20.6 m³ of fuel for industrial equipment and 14,190 tkm of transportation services. The designed model can be used as a tool to estimate the environmental impact through a life cycle analysis.

Keywords: simulation model, life cycle inventory, broilers

INTRODUCCIÓN

Dentro del campo de la producción de alimentos de origen animal, la actividad avícola es sin duda uno de los sectores con crecimiento más acelerado, en gran parte impulsada por factores tales como el crecimiento demográfico, el aumento del poder adquisitivo y la intensificación de los procesos de urbanización (FAO, 2013). En el año 2019 la industria avícola acaparó cerca del 39% de la producción mundial de carne, y se prevé que para el 2022, el incremento anual en el consumo de carne de pollo en los países en desarrollo será un 2,8%, mayor que el esperado para consumo de carne de cerdo (2,2%) y de res (1,9%) (OCDE/FAO, 2019). Asimismo, se estima que para el año 2050 habrá un incremento de un 73% en el consumo de proteína animal (FAO, 2009).

La producción avícola convencional conlleva un impacto ambiental que se ve reflejado de diversas formas, ya sea de manera directa, por una mala gestión del estiércol, los flujos de residuos del procesamiento en plantas (sangre, huesos, plumas, etc.), cadáveres de aves, polvo, insectos, olores, etc.; o también de manera indirecta, debido a su alta dependencia de los cultivos forrajeros, que contribuyen en gran medida a la emisión de gases de efecto invernadero, así como a problemas de acidificación y eutrofización (Gerber et al., 2008; Rodic et al., 2011).

A nivel mundial, se estima que las cadenas de suministro de pollo producen 58 millones de toneladas de huevos y 72 millones de toneladas de carne por año (MacLeod et al., 2013). En términos globales, se estima que la actividad avícola produce un estimado de 606 millones de toneladas de CO₂-eq de gases de efecto invernadero, que representan el 8% de las emisiones del sector pecuario (MacLeod et al., 2013). Sin considerar el factor de uso y cambio de uso de la tierra, la contribución del sector avícola a los GEI representa un 2% dentro del sector ganadero y un aproximado de 0.3% dentro de todas las emisiones antropogénicas (Gerber et al., 2008). La intensidad de emisión media del pollo se estima en 5,4 kg CO₂-eq / kg de carne y 3,7 kg CO₂-eq / kg huevos.

La producción de alimentos contribuye con cerca del 57% de las emisiones provenientes de las cadenas de suministro de pollos y huevos, con un 21,1% adicional relacionado con la expansión del cultivo de soya, en el caso de la carne, y otro 12,7%, en el caso de los huevos (MacLeod et al., 2013). Las emisiones provenientes del estiércol representan el 20% de las emisiones en el caso de los huevos, mientras que para los pollos de engorde se estima en un 6%. Las emisiones debidas al consumo de energía, incluida la

energía directa, el CO₂-eq proveniente de los piensos y el CO₂-eq proveniente de las operaciones posteriores a la granja, representan entre el 35% y el 40% de las emisiones totales (FAO, 2013).

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es actualmente la metodología de uso más frecuente para identificar, caracterizar y cuantificar los diferentes impactos ambientales asociados a cada una de las etapas del ciclo de vida de un producto (ISO, 2006; De Vries y De Boer, 2010; Guinée et al. 2011; Olivera et al., 2016). El ACV típico consta de cuatro fases: definición de los objetivos y alcance del estudio, el análisis del inventario, la evaluación del impacto, y por último la interpretación de resultados (Ihobe, 2009).

En la primera fase del ACV, se define el objetivo y el uso previsto del estudio, así como los límites del sistema, la unidad funcional y los flujos por incluir, la calidad exigida a los datos, y los parámetros tecnológicos de evaluación (Ihobe, 2009). En la fase de Inventario de Ciclo de Vida (ICV) se recogen los datos correspondientes a las entradas y salidas para todos los procesos del sistema de producto (FFA, 2003). En la fase de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), el inventario de entradas y salidas es transformado a indicadores de potenciales impactos ambientales al medio ambiente, a la salud humana y a la disponibilidad de recursos naturales (Thomassen et al., 2008). Por último, en la fase de interpretación del ACV los resultados del ICV y el EICV son interpretados de acuerdo con el objetivo y alcance marcados inicialmente; para finalmente realizar un análisis de los resultados y definición de conclusiones (Ihobe, 2009).

En Costa Rica, la producción avícola es altamente dependiente de la importación de insumos del exterior, sobre todo en lo referente a los alimentos (CIAB, 2018). Esta importación masiva de materias primas para la industria avícola y ganadera en general, representa no solo un alto costo económico, sino también ambiental. No existen hasta el momento estimaciones locales sobre el impacto ambiental de la cadena de producción del pollo de engorde.

El objetivo del presente estudio fue construir un modelo representativo de la cadena de producción correspondiente a un sistema convencional de producción de pollo de engorde en Costa Rica. Este modelo servirá de base para un ACV de tipo “de la cuna a la puerta” (Olivera et al. 2016), que permita evaluar el impacto ambiental que conlleva la producción de carne de pollo en Costa Rica, considerando todas las etapas, desde la producción de los principales insumos, hasta la salida del pollo de la sala de matanza.

MATERIALES Y MÉTODOS

Delimitación del sistema bajo estudio

El ACV por realizar corresponde al denominado de “la cuna a la puerta” (Olivera et al., 2016), por lo que el modelo diseñado consideró los procesos que tienen lugar desde la producción y procesamiento de los principales insumos empleados en la producción del pollo de engorde (alimentos, combustibles, electricidad), continuando con las etapas de crianza de las líneas genéticas, a partir de los abuelos, los cuales dan origen a los progenitores del pollo utilizado en las granjas de engorde y procesado finalmente en la sala de matanza (Figura 1). La unidad funcional asumida para el ACV se definió como 1 tonelada métrica de carne de pollo (1 TM CP=1000 kg) en carcaza al momento de salir de la sala de matanza.

La modelación se realizó mediante el programa computacional de código abierto OpenLCA 1.10 (GreenDelta, 2007). En esta herramienta, un ciclo productivo (p.e producción de carne de pollo) es descrito mediante *procesos*, que se definen como conjuntos de actividades que están interconectadas mediante flujos y que interactúan para transformar entradas en salidas (GreenDelta, 2020). Los flujos son todas las entradas y salidas de productos, materiales y energía, desde o hacia los procesos en el sistema bajo estudio (GreenDelta, 2020). Estos flujos también incluyen las posibles emisiones de distintos tipos de elementos (p.e partículas o gases) que pueden desembocar en el aire, el suelo o el agua (Figura 1). Los *procesos* que tienen lugar a lo largo del ciclo de vida de una actividad productiva (p.e producción de carne de pollo) pueden ser creados por el usuario o pueden ser importados desde diferentes bases de datos especializadas en ACV.

Cada *proceso* se identifica además con un flujo de salida principal o de referencia, que es de tipo cuantitativo. Por consiguiente, dentro de cada proceso las distintas entradas o salidas se expresan en relación al flujo principal de referencia, determinando de esta manera la eficiencia del proceso, así como también su contribución al impacto ambiental incurrido en la elaboración de una unidad funcional de producto. El modelo opera bajo el concepto de conservación de balance de masa, es decir, la masa que entra en un sistema debe salir del sistema o acumularse dentro del sistema (GreenDelta, 2020).

Para este estudio, la modelación se realizó tomando en consideración los principales lineamientos estipulados por FAO para la estimación de GEI y uso de energía fósil, tanto en cadenas de producción avícola (FAO, 2016a), como en cadenas de producción de

alimentos (FAO, 2016b). Estos lineamientos están basados en las normas IPCC (IPCC, 2006), pero con ampliaciones específicas para el sector avícola.

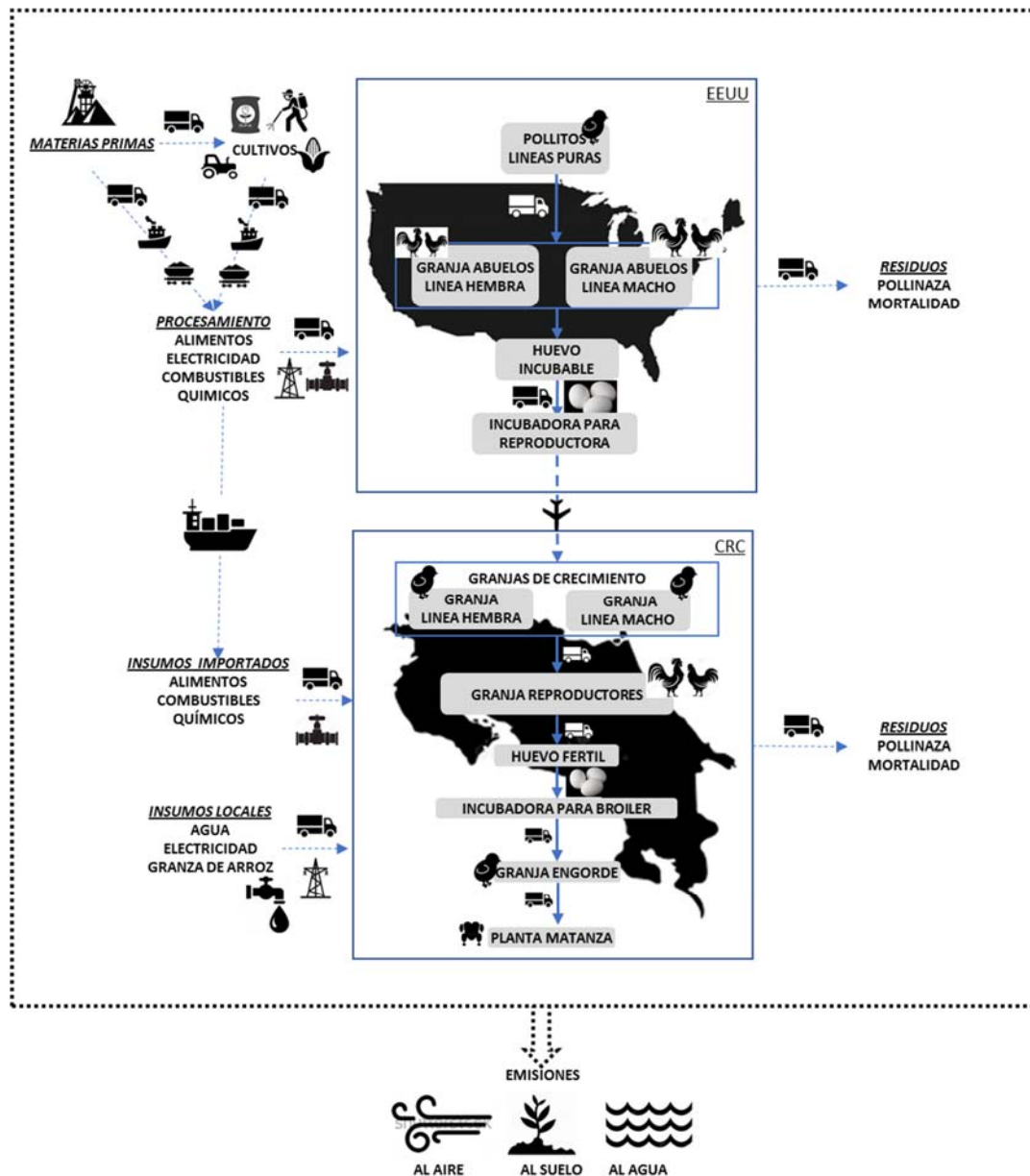


Figura 1. Flujograma simplificado del ciclo de vida en la producción de pollo de engorde bajo un sistema convencional en Costa Rica

Procesos que ocurren en Norte América

En congruencia con la situación prevaleciente en la avicultura convencional de pollo de engorde, todos los procesos relacionados con la producción de los principales alimentos incluidos en las dietas avícolas (maíz, soya, trigo, aditivos) ocurren fuera de Costa Rica, y por ende también la producción y/o uso de los principales insumos requeridos en la obtención de dichos alimentos, tales como: tierra, agua, fertilizantes, combustibles fósiles (gas natural, gasolina, diesel, gas propano) y electricidad. Para el caso específico de la producción avícola en Costa Rica, la gran mayoría de estos alimentos provienen de EE.UU., con algunas contribuciones fluctuantes y minoritarias de otros países, principalmente de Sur América (CIAB, 2018). Para efectos de simplificación, el modelo asumió una única procedencia (EE. UU.).

La información requerida para describir estos procesos se obtuvo de la Base de Datos de Inventario para el Ciclo de Vida, administrada por el Laboratorio Nacional de Energía Renovable de los Estados Unidos (NREL, 2012). Esta base de datos permitió obtener información más confiable y precisa sobre los diferentes impactos ambientales incurridos durante la producción de cultivos utilizados en la producción avícola (maíz, soya, trigo), así como también durante la extracción, refinamiento, y uso de combustibles, electricidad y medios de transporte (terrestre, fluvial, marítimo o aéreo).

Con respecto a los alimentos, el modelo asumió que la producción de los cultivos se llevó a cabo mediante una combinación de métodos de labranza convencional, reducida y de conservación; en proporciones acordes a las prácticas observadas a nivel de campo. Para la fertilización, irrigación y uso de productos pesticidas se utilizaron datos promedio de la zona central-este de los Estados Unidos, donde se encuentran los principales estados productores de cereales. El uso de agua por los cultivos se obtuvo a partir de las estimaciones realizadas por Mekonnen y Hoekstra (2011), bajo condiciones de irrigación.

Con relación a los combustibles (aceite, gas natural, diesel, gasolina), el modelo contempló los procesos de extracción, refinamiento y transporte, tanto a nivel de Norteamérica, como a nivel internacional. En cuanto a la electricidad, el modelo asumió una matriz de producción eléctrica basada en diferentes fuentes. Para Norteamérica, la producción se asumió basada en plantas que operan con gas natural, carbón bituminoso, biomasa o aceite combustible residual (fuel oil).

La base de datos NREL (2012) contempla además varios procesos productivos desarrollados por investigadores de la Universidad de Arkansas, en los cuales se describen

módulos convencionales de producción avícola en EE.UU (Putman et al., 2017). Estos procesos fueron integrados al modelo para estimar el impacto ambiental incurrido en la producción de las líneas puras o reproductores primarios (abuelos), de las que se derivan las líneas parentales (progenitores) que dan origen al pollo de engorde utilizado en Costa Rica. No se consideraron generaciones previas (bisabuelos) dado que su impacto a nivel del producto final es mínimo (Putman et al., 2017). Los progenitores del pollo de engorde son transportados por vía aérea hasta Costa Rica inmediatamente después de nacer, con tan solo 1 día de edad (Figura 1).

Procesos que ocurren en Costa Rica

Para el estudio de los procesos del ACV que ocurren a nivel de Costa Rica, el modelo se basó principalmente en parámetros de producción obtenidos a partir de una unidad de referencia, correspondiente a un sistema de producción real de tipo convencional integrado, que 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 (Figura 1). La granja de engorde de la cual se obtuvieron los parámetros para el modelo se ubica en la región Central-Occidental de Costa Rica y aloja un aproximado de 1,2 millones de pollos de engorde por año, distribuidos en 6 ciclos de producción.

Los pollos criados en el sistema de explotación utilizado como referencia corresponden a la línea denominada Cobb-500 (Cobb-Vantress, 2020; Vargas-Céspedes et al., 2018). Los cálculos de distintos índices productivos, así como del nivel de uso de distintos insumos, se obtuvieron con base en registros de un año completo de producción facilitados por la unidad de producción. Entre los insumos considerados en el modelo se contabilizaron: alimentos, agua (para consumo y limpieza), transporte y combustibles, electricidad (de fuentes hidroeléctricas), material de cama (a base de granza de arroz cultivado localmente), y químicos utilizados en limpieza y desinfección de módulos.

Una gran parte de estos insumos proceden del exterior (EE. UU.). En el caso de las materias primas para producción de alimentos, estas son recibidas en el puerto (Caldera, Puntarenas) y transportadas hasta la fábrica de concentrados, donde se producen las dietas utilizadas posteriormente en las distintas granjas. En el caso de los combustibles producidos en el exterior y utilizados a nivel local, el modelo consideró el impacto ambiental adicional causado por el transporte internacional (marítimo) e interno (oleoducto) de los productos.

Disposición y manejo de la mortalidad y la pollinaza

El modelo asumió diferentes sistemas de manejo de mortalidad, según el país donde se ubicaron los módulos de producción. En los sistemas de producción de EE.UU., donde se ubican las granjas de productores primarios (abuelos), la mortalidad se distribuyó entre cuatro distintos tipos de manejo: incineración (46,6%), entierro en fosa (32,9%), composteo (18,1%) y rendering (2,4%) (NREL, 2012; Putman et al., 2017). A nivel local (CRC), donde se ubican las granjas de reproductores y pollos de engorde, solo se consideró el entierro en fosa, según se practica en la unidad de producción utilizada como referencia.

Con respecto al material utilizado como “cama”, en los sistemas de producción de EEUU se asumió el uso de viruta de madera (NREL, 2012), mientras que a nivel local (CRC) se asumió el uso de granza de arroz, que es el material utilizado en el sistema de producción de referencia. En ambos casos el modelo consideró los procesos involucrados en la obtención de ambos productos. Con relación a la pollinaza (material de cama+excretas), resultante en los procesos de producción, se asumió un manejo uniforme, que consistió en su recolección al final de cada ciclo de producción, después de lo cual se somete a un tratamiento de calentamiento y secado. Este material es vendido a intermediarios, para su transporte y posterior utilización como fertilizante orgánico en terrenos dedicados a la producción agrícola (Figura 1).

Transporte

El transporte de mercancías (alimentos, combustibles, animales, etc) juega un papel preponderante a lo largo de todas las diferentes etapas de la cadena de producción del pollo de engorde (FAO, 2016a). En el presente estudio el nivel de uso de transporte se cuantificó en términos de toneladas-kilómetro (tkm)¹ siguiendo los principales lineamientos estipulados por FAO para evaluaciones de impacto ambiental en la cadena de producción avícola (FAO, 2016a) y en la producción de cultivos (FAO, 2016b).

En el caso de los alimentos, tales como el maíz en grano y la harina de soya y/o trigo, el modelo asumió que fueron transportados siguiendo rutas estándares (Denicoff et al., 2014a, 2014b), principalmente por vía fluvial, desde el estado de Illinois hasta el puerto

¹ Tonelada-kilómetro (tkm): Es una unidad de medida de transporte que representa el desplazamiento de una tonelada de mercancía (incluido el embalaje y la tara de la unidad) por un modo de transporte determinado (carretera, ferrocarril, aire, mar, vías navegables interiores, tuberías, etc.) sobre una distancia de un kilómetro.

de embarque internacional (New Orleans, Louisiana), para ser enviados posteriormente por vía marítima hasta el puerto de destino en Costa Rica (Caldera, Puntarenas), y de aquí a la fábrica de alimentos, donde es mezclado y balanceado, para ser enviado finalmente a las granjas.

En el estudio no se consideraron trayectos de transporte sin mercancía, p.e. recorridos de regreso a los puertos de embarque de alimentos u otra mercadería, ni tampoco se consideraron factores relacionados con la eficiencia del transporte, tales como niveles de carga, estado de las vías, estado de los medios de transporte, etc).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estructura general del modelo

La versión final del modelo de simulación consistió de 95 procesos y 361 flujos, relacionados con diferentes etapas de la cadena de producción del pollo de engorde, desde los puntos de extracción de materias primas hasta la salida de la sala de matanza (Figura 2).

La mayoría de los procesos simulados (76) ocurrieron bajo condiciones de producción reportadas para EE.UU., mientras que los restantes (19) ocurren a nivel local (CRC). Esta estructura del modelo es congruente con la realidad de la avicultura convencional, tanto en Costa Rica como a nivel mundial, donde la mayoría de los insumos utilizados en la producción del pollo de engorde no son producidos a nivel local, sino que provienen del exterior (McLeod et al., 2013).

Se realizó una agrupación de actividades afines, de la que se obtuvieron 10 procesos relacionados directamente con los módulos de producción avícola, 16 con la producción de alimentos, 10 con producción de fertilizantes, 29 con extracción y refinamiento de combustibles, 13 con transporte, 7 con producción de electricidad, 2 con producción de material de cama, y 8 con procesos post-granja (manejo de mortalidad y residuos, sala de matanza, empaque del producto).

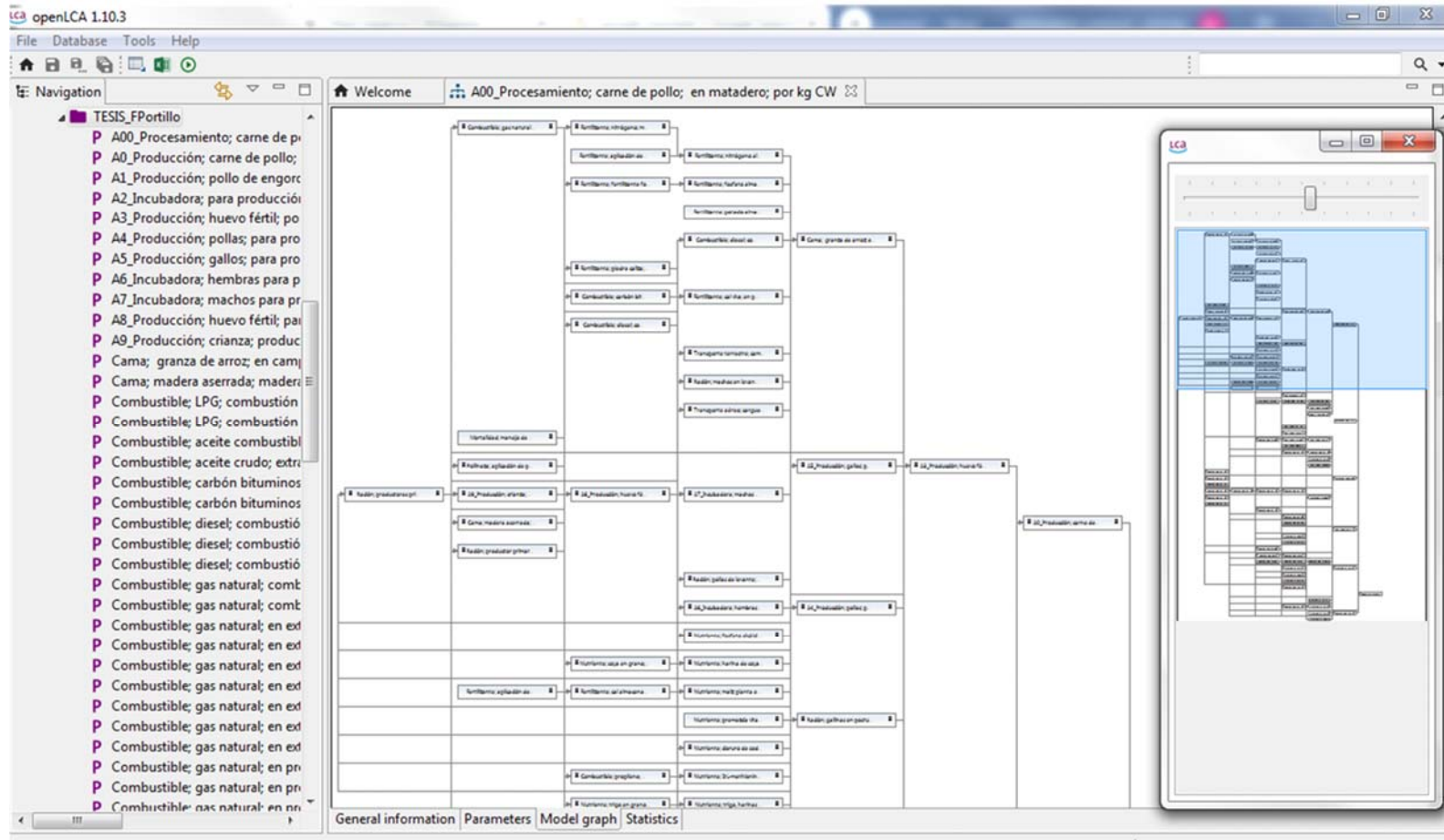


Figura 2. Vista parcial del modelo de simulación para Análisis de Ciclo de Vida de un sistema convencional de producción del pollo de engorde en Costa Rica desarrollado en software de código abierto OpenLCA, v.1.10.3 (GreenDelta, 2007)

Los sistemas convencionales especializados de pollos de engorde representan actualmente el 81% de la producción total de carne de aves de corral, y se encuentran particularmente concentrados en países de América Latina y el Caribe, América del Norte, así como en el este y sudeste de Asia (McLeod et al., 2013). En conjunto, estas regiones representan alrededor del 70% de la producción mundial de carne de pollo. En Costa Rica, las explotaciones dedicadas al pollo de engorde se encuentran ubicadas principalmente en tres regiones: Huetar Norte, Central Occidental y Central Oriental (Vargas-Céspedes et al., 2018).

Parámetros de eficiencia en la producción de principales alimentos

Los principales índices técnicos de eficiencia en la producción de los cultivos utilizados para la alimentación de las aves se muestran en la Tabla 1. Los datos corresponden a valores observados en la zona central-este de EE.UU. (Minnesota, Wisconsin, Michigan, Ohio, Indiana, Illinois, Missouri y Iowa).

En términos generales el maíz demanda menos cantidad de los distintos recursos (tierra, agua, combustibles, electricidad) por unidad de producto en comparación con la soya y el trigo. En el presente caso, esto está ligado claramente a la menor producción de grano por hectárea asumida para la soya y el trigo, en comparación con el maíz (Tabla 1). Los niveles de producción asumidos en este estudio corresponden a periodos anteriores al año 2010, por lo que se encuentran por debajo del promedio actual reportado para estos cultivos en los estados de la zona central-este de EE.UU, que fueron de 10654 (D.E 657) kg/ha para maíz, 3036 (D.E 304) kg/ha para soya y 3986 (D.E 327) kg/ha para trigo (USDA, 2020), aun así son representativos de los sistemas de producción intensivos que imperan en esta región.

En la producción de cultivos forrajeros el consumo de agua de irrigación es intensivo. La evapotranspiración es el principal mecanismo mediante el cual los cultivos y los pastos agotan los recursos hídricos, y se calcula que los cuatro principales cultivos destinados a la alimentación animal: cebada, maíz, trigo y soya, contribuyen entre un 10 y 11% del total de agua evapotranspirada en las áreas de cultivo en regadío o en secano (Steinfeld et al., 2009).

Los datos de consumo de distintos tipos de agua (verde, azul y gris) corresponden a sistemas de producción intensivos e irrigados, según las estimaciones de Mekonnen et al. (2012). Las proporciones de distintos tipos de agua difieren entre los tres cultivos,

principalmente debido a la productividad asumida, así como a las características de crecimiento de cada cultivo. En el caso del maíz el mayor consumo de agua verde se justifica a razón de su mayor superficie de evapotranspiración.

Tabla 1. Principales parámetros técnicos asociados a los procesos de producción de cultivos primarios utilizados en la elaboración de alimento para aves (con base en 1 TM= 1000 kg de grano^a, según información disponible en (NREL, 2012)^b

<u>Entradas</u>	<u>Maíz</u>	<u>Soya</u>	<u>Trigo</u>
Terreno en labranza convencional (m ²)	427	956	1141
Terreno en labranza reducida (m ²)	287	813	1195
Terreno en labranza de conservación (m ²)	468	2278	1837
Consumo de Agua Verde ^c (m ³)	1590	595	679
Consumo de Agua Azul ^c (m ³)	294	926	926
Consumo de Agua Gris ^c (m ³)	212	85	263
Herbicida (kg)	0,27	0,55	0,13
Insecticida (kg)	0,01	0,02	0,01
Fertilizante nitrogenado (kg NH ₄ NO ₃)	15,1	0,4	28,5
Fertilizante fostatado (kg P ₂ O ₅)	6,0	1,8	10,3
Fertilizante potásico (kg K ₂ O)	8,2	5,0	3,8
Enmienda (Cal)	0,82	92,1	18,7
Combustible Diesel (l)	6,9	14,3	17,2
Combustible Gasolina (l)	1,9	4,5	3,9
Combustible Gas natural (m ³)	3,1	1,3	-
Combustible LPG (l)	4,9	1,3	-
Electricidad (kWh)	12,2	25,0	6,8

^a La productividad asumida por cultivo fue de 8460 kg/ha (maíz), 2471 kg/ha (soya) y 2396 kg/ha (trigo).

^b De acuerdo con NREL (2012) los parámetros reportados para estos cultivos provienen de diversas entidades y fuentes dentro de EE.UU., tales como: Agencia de Protección Ambiental (EPA), Departamento de Agricultura (USDA), Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS), Servicio de Investigación Económica (ERS), Servicio de Geología (USGS), Inventario de Recursos Naturales (NRI), Bases de datos de Estadísticas Agrícolas y Centro Nacional para Alimentación y Agricultura. En la mayoría de los casos los parámetros reportados corresponden a periodos anteriores a 2010.

^c Para este estudio se utilizaron los consumos de agua estimados por Mekonnen y Hoekstra (2011). Se denomina agua verde al agua de lluvia que se evapora en el cultivo, agua azul se refiere al agua obtenida del subsuelo (p.e pozos) o de fuentes superficiales (p.e ríos), principalmente para uso de irrigación, y agua gris se refiere al agua fresca requerida para asimilar la carga de contaminantes incurrida por la actividad productiva.

Con relación a las dietas utilizadas, el maíz fue el principal componente en las distintas fases de producción (Tabla 2), constituyendo entre un 45 y 69% de la ración. El maíz y la soya contribuyeron en conjunto cerca del 90% de la ración del pollo de engorde. El trigo contribuyó con un menor porcentaje, oscilando entre 2 y el 46%.

Las dietas utilizadas actualmente en la producción convencional de carne avícola están altamente estandarizadas alrededor del mundo (McLeod et al., 2013), con algunas diferencias entre regiones. El maíz constituye generalmente la principal fuente energética y el mayor componente de las dietas avícolas, con una contribución promedio de 53% a nivel de explotaciones globales. Para la región de América Latina, el contenido promedio es de 70% (McLeod et al., 2013).

Tabla 2. Composición de las dietas del alimento balanceado utilizado en las distintas fases dentro del ciclo de producción del pollo de engorde

Componente de la dieta	Reprod. Primarios (Abuelos) ^a (EE.UU)		Progenitores (CRC)			Producción (CRC)
	Crianza	Reprod.	Pollas ^b (levante)	Gallos ^c (levante)	Gallinas ^d (postura)	Pollo ^e (engorde)
	Maíz	51,93	58,43	56,34	45,50	69,34
Harina de Soya	14,13	19,43	14,85	5,20	16,52	25,00
Harinilla de trigo	30,59	4,59	21,65	36,70	2,02	
Salvado de Trigo	-	-	-	10,00	-	
Harina Sangre y Hueso	-	5,80	-	-	-	3,00
Sebo	-	1,92	1,97	-	1,66	5,00
Carbonato de Calcio	1,95	9,25	2,36	1,70	8,11	-
Fosfato dicálcico	0,80	0,10	0,95	0,28	0,40	0,37
Cloruro de Sodio	0,33	0,24	0,50	0,33	0,50	0,73
Premezcla vitamínica	0,10	0,10	0,45	0,10	0,45	0,22
DL-Methionina	0,17	0,12	0,50	0,17	0,50	0,51
L-Lisina	0,00	0,00	0,43	0,02	0,50	0,17
Otros	1,40	0,56	2,83	0,90	2,35	2,00

^aCon base en procesos descritos en la base de datos NREL (2012) e información suplementaria en Putman et. al (2017)

^bComposición nutricional de dietas pollas levante: (0 a 4 semanas: 2850 kcal/kg, 19 % proteína; 5 a 15 semanas: 2700 kcal/kg, 14.5% proteína; 16 sem a 1er huevo: 2800 kcal/kg, 15 % proteína).

^cComposición nutricional de dietas machos levante: 2700 kcal/kg, 13% proteína. ^dComposición nutricional dietas gallinas en postura: 2800 kcal/kg, 15% proteína, calcio 1.2 – 3.2% ^eComposición nutricional dieta pollo de engorde: 3300 kcal/kg, 21% proteína,

La soya es una oleaginosa que se caracteriza por su alto nivel proteínico y de grasas, por lo que constituye una excelente fuente de nutrición para la ganadería (WWF, 2014). La harina, que es el producto final del 75% de la soya mundial, se usa principalmente como fuente proteica en la alimentación animal (WWF, 2014). El contenido promedio de soya en dietas para pollos de engorde es de 23% a nivel global, y de 28% a nivel de América Latina (McLeod et al., 2013). En Costa Rica, el 83% de la harina de soya que se utiliza es procesada localmente a base del frijol de soya importado, mientras que el restante 17% se importa como harina desde el origen (CIAB 2018). La soya es uno de los alimentos más utilizados para la alimentación animal, lo que ha provocado que en los últimos 50 años la producción mundial de soya haya crecido diez veces, de 27 a 269 millones de toneladas (WWF, 2014). En América del Sur el área de tierra dedicada a la soya creció de 17 millones de hectáreas en 1990 a 46 millones de hectáreas en el 2010 (WWF, 2014). En gran parte este crecimiento ha sido a expensas de grandes extensiones de zona boscosa, principalmente en la región de América del Sur.

Parámetros de eficiencia en las fases de producción avícola

En las tablas 3 y 4 se presentan algunos de los principales parámetros de producción asumidos en las fases de crianza y postura de los reproductores primarios (abuelos), de los cuales se obtienen los progenitores del pollo de engorde. Los valores observados son característicos de los sistemas de producción avícola de carne, que se encuentran entre los más eficientes para la producción de alimento de origen animal.

Los programas de mejoramiento genético en producción avícola operan a nivel global en sistemas altamente concentrados e integrados verticalmente, donde más del 90% de la población mundial de aves de corral es gestionada por solo tres empresas (Van Eenennaam et al., 2014).

Tabla 3. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de crianza de los reproductores primarios (abuelos) que dan origen a los progenitores del pollo de engorde (en EE. UU, con base en Putman et al. 2017 y Aviagen, 2019)^a

<u>Parámetro</u>	<u>Escala</u>	<u>Línea Materna</u>	<u>Línea Paterna</u>
Duración del ciclo	semanas	21	21
Peso Final (Sem 21)	kg	3,150 (M)	3,230 (M)
		2,320 (H)	2,575 (H)
Conversión alimenticia	Kg alim/kg peso	3,21 (M)	3,46 (M)
		3,57 (H)	3,53 (H)
Consumo de Agua	l/ave	19,3 (M)	21,4 (M)
		15,8 (H)	17,4 (H)
Mortalidad + Descartes	%	4,5	4,5
Material de Cama	Kg/ave	0,28	0,28

Tabla 4. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de postura de los reproductores primarios (abuelos) que dan origen a los progenitores del pollo de engorde (en EE. UU, con base en Putman et al. 2017 y Aviagen, 2019)^a

<u>Parámetro</u>	<u>Escala</u>	<u>Línea Materna</u>	<u>Línea Paterna</u>
Duración del ciclo productivo	semanas	41	41
Edad de descarte	semanas	65	65
Huevos totales / gallina alojada	n	176,5	102,9
Huevos incubables/ gallina alojada	n	161,5	91,6
Pollos/gallina alojada	n	126,6	65,9
Edad al 5% de producción	semanas	25	25
Porcentaje Incubabilidad ^b acum.	%	78,4	72,0
Porcentaje Producción al Pico	%	84,5	59,6
Peso a 25 semanas	kg	3,850 (M)	3,850(M)
		2,960 (H)	3,300 (H)
Peso a descarte	kg	4,685 (M)	4,990 (M)
		3,940 (H)	4,565 (H)
Mortalidad	%	11	10
Material de Cama (por gallina alojada)	kg	0,066	0,066
Pollinaza Cama+excretas (por gall. alojada)	kg	16,4	16,4

^a Valores en Putman et al. (2017) fueron modificados debido a que corresponden a diferente línea genética con respecto a la utilizada en el presente estudio

^b Estos porcentajes de incubabilidad se dividen entre 2 a la hora de calcular los requerimientos para el inventario en el ACV, ya que en ambas líneas se descartan los individuos del sexo no deseado al nacimiento.

Estos programas de cría implican generalmente cruces entre cuatro líneas de abuelos, conocidas como reproductores primarios, que a su vez proceden de la selección realizada en dos generaciones anteriores: los bisabuelos y las parvadas élite de fundación (APHIS, 2011). Cada línea es seleccionada para una gran variedad de rasgos que afectan la producción, tales como salud, crecimiento, fertilidad; diferenciándose según sea su contribución a las líneas parentales (Katanbaf y Hardiman, 2010). Estos reproductores primarios dan origen a los progenitores (líneas parentales F1), que finalmente se cruzan para producir los pollos de engorde utilizados en la fase final de la cadena. Esta estrategia de mejoramiento busca maximizar las ventajas de la selección y los cruzamientos en el producto final de la cadena, que es el pollo de engorde. La totalidad de las granjas de reproductores primarios generalmente son propiedad de las empresas de mejoramiento genético, así como también la mayoría de las granjas dedicadas a las líneas parentales (APHIS, 2011).

En el sistema convencional investigado en el presente estudio, los progenitores del pollo de engorde ingresan al país por vía aérea (Figura 1) con 1 día de edad, y son criados a nivel local en módulos separados hasta 20 semanas de edad (Tabla 5). Generalmente, a lo largo de este periodo se identifican 5 etapas de manejo diferenciado: crianza (0-4 semanas), inicio (4-8 semanas), mantenimiento (8-12 semanas), crecimiento controlado (12-16 semanas) y crecimiento acelerado (16-20 semanas) (Cobb-Vantress, 2020).

Posteriormente, machos y hembras se reúnen en un mismo módulo para iniciar el ciclo de apareamiento y postura, el cual se extiende por un periodo de aproximadamente 41 semanas, desde la semana 25 hasta la 65 (Tabla 6). Los parámetros obtenidos en el sistema de referencia utilizado en el presente estudio son congruentes con los valores meta recomendados por la empresa productora de la línea genética respectiva, que estipula un peso meta aproximado de 3130 g al inicio de la postura (semana 25), y de 4210 g al final (semana 65); mientras que para el macho la meta de peso es de 3675 g al inicio y 4915 g al final (Cobb-Vantress, 2020). Las metas propuestas de incubabilidad del huevo son de 77,2 % en semana 30, incrementándose hasta 89% en semana 40; y finalizando en 80.1% alrededor de la semana 60, las cuales son congruentes con el valor de 85% (promedio general) obtenido en el presente estudio.

Tabla 5. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de crianza de los progenitores del pollo de engorde (en Costa Rica, con base en registros de la unidad de producción de referencia)

	<u>Escala</u>	<u>Machos</u>	<u>Hembras</u>
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

Tabla 6. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de postura en los progenitores del pollo de engorde (en Costa Rica, con base en registros de la unidad de producción de referencia)

<u>Parámetro</u>	<u>Escala</u>	<u>Valor asumido</u>
Relación Hembras/Macho	razón	11/1
Densidad	aves/m ²	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
Consumo de alimento (por docena huevos)	kg	2,74
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

Los huevos fértiles obtenidos en el proceso anterior son llevados posteriormente a incubación por 21 días para dar origen al pollo de engorde. El pollo es transferido a la granja de engorde, donde es criado bajo métodos convencionales siguiendo las

recomendaciones de la línea genética respectiva (Cobb-Vantress, 2013), hasta alcanzar un peso promedio de 2,1 kg con una edad de 38 días (Tabla 7). De aquí es transportado a la sala de matanza, donde es procesado y empacado para su envío a mercado.

Tabla 7. Principales parámetros técnicos asociados con la fase de producción del pollo de engorde (en Costa Rica, con base en registros de la unidad de producción de referencia)

<u>Parámetro según ciclo</u>	<u>Escala</u>	<u>Valor asumido</u>
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, salida de sala de cosecha)	kg	1,49
Mortalidad	%	4,21
Material de Cama (Granza de arroz/por pollo) ^a	kg	0,22
Pollinaza (cama+excretas) por pollo	kg	1,56

^aLos parámetros asumidos en la producción del arroz que da origen a la granza, a nivel de CRC, fueron: productividad de 3787 kg/ha, con requerimientos (por cada TM) de: 334 m³ de agua, 0,90 kg de herbicida, 0,02 kg de insecticida, 23,8 kg de fertilizante N, 5,2 kg de fertilizante P, 4,5 kg de fertilizante K, 6,9 kg de enmiendo (cal), 48,6 l de diesel, 5,4 m³ de gas natural, 2,9 l de combustible LPG, y 50,1 kWh de electricidad

^bEquivalente a un 71% de rendimiento en carcaza

En Costa Rica existen tres compañías principales productoras de carne de pollo, que producen en conjunto un aproximado de 74 millones de pollos por año, manejados de forma intensiva (CIAB, 2018). Estas tres grandes empresas son: Corporación PIPASA (ahora Cargill-Meats) con 57 millones de pollos, DIP-CMI (Pollo Rey o División industrial Pecuaria), que produce alrededor de 8 millones de pollos, y la división avícola de Wal-Mart, con una producción de 9 millones de pollos (Vargas-Céspedes et al., 2018).

En la región Central-Occidental de Costa Rica, la crianza del pollo de engorde se divide generalmente en 4 fases: el preinicio, que se extiende por aproximadamente ocho días a partir del momento que ingresa el pollo procedente de la incubadora con un día de

nacido; posteriormente el inicio, con una duración de trece días, seguida por la fase de desarrollo que se alarga por nueve días, y por último la etapa de engorde o finalizado con una duración de siete días (Vargas-Céspedes et al., 2018). Sin embargo, según los requerimientos del mercado la parvada se puede sacar antes o después para obtener un peso menor o mayor según la demanda del consumidor.

A nivel mundial, los sistemas convencionales de crianza del pollo de engorde están bastante estandarizados. La edad de cosecha oscila entre 40 y 44 días, con un peso que varía entre 2 y 2,47 kg y tasas de mortalidad desde 3,0 hasta 5,9% (McLeod et al., 2013). En la región de América Latina el peso promedio a cosecha es de 2,5 kg con una edad de 44 días, una mortalidad del 3% y una incubabilidad del 80%. En el caso del presente estudio, el pollo producido es utilizado principalmente por la industria del pollo frito, por lo cual la edad y peso a cosecha es generalmente menor a 40 días, ya que la venta al mercado respectivo es por unidad, y no por peso.

En general, los sistemas de producción de pollo de engorde son altamente eficientes. Los programas de mejora genética están incrementando la eficiencia de la producción de carne a una tasa de entre un 2% y un 3% anual (Van Eenennaam et al., 2014). En los Estados Unidos, las tasas de crecimiento y el rendimiento de la carne de pechuga continúan mejorando en 0,74 días y 0,5% por año para un pollo de engorde de 2,27 kg, respectivamente, mientras que la tasa de conversión alimenticia (kg de alimento necesarios para obtener un kg de crecimiento) está disminuyendo en 0,025 por año (Van Eenennaam et al., 2014).

En el sistema de producción utilizado como referencia para el presente estudio, se practica un vacío sanitario de catorce días después de sacar la totalidad de los pollos al sacrificio, durante el cual se saca la pollinaza del galpón, se procesa y se comercializa como abono orgánico para fertilizar los cultivos o para alimentar el ganado (Vargas-Céspedes et al., 2018). Seguidamente se lavan y limpian pisos, paredes, comederos y bebederos, se procede a hacer una desinfección para eliminar microorganismos infecciosos mediante el uso de productos químicos y además se realiza una fumigación con insecticidas para disminuir la población de insectos que resultan dañinos para los pollos (Vargas-Céspedes et al., 2018).

Parámetros de transporte de mercancías

Con relación al transporte de mercancías, en la tabla 8 se presentan algunos de los principales recorridos que se asumieron para los distintos procesos que ocurren a lo largo de la cadena de producción del pollo de engorde. Cabe destacar que, en la gran mayoría de las regiones con producción avícola intensiva, los principales insumos utilizados (alimentos, fertilizantes, combustibles), no se producen localmente, por lo que deben ser transportados en muchos casos a través de miles de kilómetros, por vía terrestre, fluvial, marítima y aérea (McLeod et al., 2013). En el caso de los combustibles el transporte por oleoductos juega también un papel importante.

Tabla 8. Principales distancias de transporte asumidas en los procesos relacionados con la cadena de producción del pollo de engorde

<u>Mercancía</u>	<u>Trayecto (Origen / Destino)</u>	<u>País</u>	<u>Distancia (km)</u>
Alimentos	Granjas agrícolas (Rock Island, Illinois)/ Puerto Marítimo (New Orleans, Louisiana)	EE. UU.	2000 ^a
Alimentos	Puerto embarque (New Orleans, EEUU) / Puerto destino (Caldera, CRC)	Internacional	3500 ^a
Alimentos	Fábrica de Alimentos / Granjas avícola	CRC	30
Aves	Aeropuerto (Kansas, EEUU / Aeropuerto (Alajuela, CRC)	Internacional	3420 ^a
Aves	Aeropuerto CRC/ Granjas de Levante	CRC	20
Aves	Incubadora / Granja avícola	CRC	40
Aves	Granja avícola/ Sala de matanza	CRC	10,5
Combustibles	Puerto destino (Moín, Limón) / Plantel Hidrocarburos (vía oleoducto)	CRC	150
Pollinaza	Granjas avícolas / Fincas agrícolas	CRC	38

^a Distancias obtenidas con base en rutas estándares de trasiego fluvial, marítimo y aéreo (fuente: Carbon Care, 2021)

El transporte terrestre de alimentos a nivel de Norte América se realiza principalmente por dos alternativas: tren de carga o camiones de carga (simples o articulados), ambos impulsados por combustible diesel. El transporte fluvial de alimentos se realiza en flotillas (convoys) de 15 o más barcazas sin motor, que son remolcadas por un solo bote impulsado principalmente por combustible fuel-oil residual. En EE.UU., las

vías fluviales juegan un papel preponderante en el transporte de grano de exportación, principalmente desde los estados de la región central-este hacia los puertos de embarque internacional (Denicoff et al., 2014a,b). Este medio de transporte es utilizado por su mayor eficiencia en el uso de combustibles, en comparación con los trenes de carga o los camiones articulados. El transporte marítimo de alimentos se realiza en cargueros (graneleros) impulsados principalmente por combustible fuel-oil residual.

El transporte internacional de los progenitores, con un día de edad, se realiza por vía aérea, mientras que el transporte terrestre de aves hacia y desde las granjas se realiza en camiones de carga de mediano tamaño. Por otra parte, el transporte de combustibles es realizado en buques petroleros que operan mayormente a base de combustible fueloil, mientras que el transporte terrestre se realiza mediante oleoductos o camiones de carga.

Inventario de flujos para producción de una unidad funcional

La tabla 9 resume los principales componentes que conforman el análisis de inventario para el ciclo de vida (ICV) de pollo de engorde, evaluado en función de una tonelada métrica de carne en carcaza, en el punto de salida de sala de cosecha.

Una de las razones por las cuales la producción de la carne de pollo ha adquirido tanto auge es debido a sus altos niveles de eficiencia (FAO, 2013); lo que se aprecia al cuantificar el inventario de flujos por unidad funcional. En términos de población animal, la producción del pollo de engorde presenta una estructura piramidal muy pronunciada (Van Eenennaam et al., 2014), por lo tanto solo una reducida cantidad de reproductores (padres y abuelos) son necesarios para obtener una tonelada de carne de pollo en el mercado. En este sentido, la producción avícola es altamente intensiva, de tal manera que por cada reproductor de las líneas puras se pueden llegar a obtener más de 4000 pollos de engorde, en un periodo que tarda alrededor de tres años (Van Eenennaam et al., 2014).

Tabla 9. Inventario de flujos (consumo o producción) para obtener una unidad funcional de producto (1 TM CP)

<u>Flujo</u>	<u>Escala</u>	<u>Cantidad</u>
Requerimiento de Pollos finalizados	unidad	671
Peso de pollos vivos finalizados	kg	1409
Huevos incubados (para pollo engorde)	unidad	700
Huevos fértiles para incubar	unidad	824
Pollas para producción de huevo fértil (madres)	unidad	4,53
Gallos para producción de huevo fértil (padres)	unidad	0,49
Hembras para producción de huevo fértil (abuelas) US	unidad	9,51
Machos para producción de huevo fértil (abuelos) US	unidad	1,67
Huevos fértiles para producción de líneas puras	unidad	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 agua	m ³	3962
Requerimiento de área de terreno (para cultivos)	m ²	5238
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 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 ³	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

En el presente estudio la relación obtenida de pollos finalizados por reproductor es menor para los reproductores primarios (abuelos) que para los progenitores. Esto sucede debido a que en la selección de cada progenitor (padre o madre) se deben descartar los individuos del sexo no deseado, que constituyen aproximadamente un 50%. En estos procesos también se debe considerar la intensidad de selección, sobretodo al escoger los machos antes del apareamiento, donde cerca de un 30% adicional son descartados (Katandaf y Hardiman, 2012; Putman et al., 2017) .

En términos de alimentos, los resultados del modelo de simulación indican un requerimiento de 2507 kg de grano/ TM CP, de los cuales la mayor parte (71.5%) lo constituye el maíz, seguido por la soya (27%). González-García et al. (2014) reportaron un requerimiento de 2400 kg de alimento /TM CP, ligeramente menor al del presente estudio, no obstante, en dicho estudio no se consideraron los reproductores que dieron origen al pollo de engorde.

Según el modelo, la superficie agraria requerida para producir 1 TM CP fue de 5238 m² (Tabla 9). Este valor es muy similar al reportado por van der Sluis (2017), quienes estimaron un valor de 6400 m². Putman et al. (2017) reportaron un valor de 3200 m² por TM, mientras que, en una revisión de estudios de ACV realizada por De Vries y De Boer (2010), se reportó un rango de valores entre 8100 y 9900 m² de terreno/ TM CP. Las diferencias entre estudios pueden estar ligadas mayormente a las condiciones asumidas para el terreno de siembra, así como la producción por área y el manejo asumido para los cultivos, factores que dependen de la región de origen y el nivel de intensificación del sistema de producción.

El requerimiento de agua obtenido a partir del modelo fue de 3962 m³ por TM CP (Tabla 9). La mayor parte de este consumo tiene lugar durante la fase de producción de alimentos, mayormente por la evapotranspiración de los cultivos (agua verde), y por el agua de irrigación (agua azul), según se describió previamente. En general, a nivel de las granjas y sala de cosecha también se requieren cantidades importantes de agua, ya sea para el consumo de las aves, los servicios de limpieza y el procesamiento durante la matanza (Gerber et al., 2008; Steinfeld et al., 2009).

Un estudio realizado por Mekonnen et al. (2012) estimó que la producción de 1 TM CP en sistemas industriales requiere en promedio 2873 m³ de agua, mientras que para carne bovina, caprina, ovina y porcina los estimados respectivos fueron de 10244, 2863, 5623 y 5225 m³ por tonelada de cada producto. Putman et al. (2017) reportaron un valor de 113,2

m³ / TM CP, no obstante, dicho estudio solo consideró el agua de irrigación en cultivos (agua azul). Por su parte, Wiedemann et al. (2012) reportaron un valor aún menor, de 127 m³/TM CP. Diversos estudios reportan valores muy diferentes de consumo de agua, debido a que, en la mayoría de los casos, no se considera el agua de lluvia que se evapora desde los cultivos (agua verde). En el presente estudio, se optó por utilizar el concepto de “huella de agua” (Mekonnen et al., 2011, 2012) que realiza una evaluación más integral del uso de este recurso. El nivel de uso de irrigación (agua azul) es también variable porque está en función de las condiciones ambientales donde se desarrolla el cultivo, así como del tipo de suelo.

En relación al uso de transporte, el modelo estimó un requerimiento total de 14187 tKm por TM CP, de los cuales el mayor componente corresponde al transporte marítimo internacional de mercancías (62,8%), seguido por el transporte interno fluvial (33%) o terrestre (4,2%) y por último el aéreo internacional (<0.1%). Es evidente que la mayor parte de este requerimiento se relaciona con el transporte de alimentos (maíz, soya, trigo, y aditivos). En Costa Rica, prácticamente el 100% de los componentes del alimento balanceado utilizado en la producción avícola y ganadera en general proviene del exterior. 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). En el mismo año, se produjeron a nivel local un total de 554 757 TM de alimento balanceado para la avicultura, equivalentes al 44,8% del total de alimento destinado a la ganadería (CIAB, 2018). Dentro del componente avícola, un 62% (344 891 TM) se destinó a la alimentación de pollos de engorde, y un 17,4% (60 030 TM) a las reproductoras pesadas (CIAB, 2018).

Pocos estudios de ACV en avicultura reportan estimados de uso de transporte. Kalhor et al. (2016) reportaron un estimado de 2021 tKm por concepto de transporte de alimento y 7 tKm por transporte de aves, ambos en relación a 1 TM de peso vivo de pollo finalizado. Claramente, los valores de uso de transporte están altamente ligados a la ubicación geográfica del sistema de producción, principalmente en relación a su distancia con respecto a las zonas donde se produce el alimento.

En cuanto al uso de energía, el modelo estimó un requerimiento total de 20,6 m³ de combustible para equipo industrial y 281,6 kg de recursos fósiles por TM CP, de los cuales 55,2% corresponden a aceite crudo (petróleo), 27,5% a carbón bituminoso y 17,3% a gas natural (Tabla 9). Asimismo, se estimó un uso de 1197 kWh de electricidad por TM de

carne de pollo. González-García et al. (2014) reportaron un valor menor, de 350 kWh/TM que contempló las fases de producción de alimento, granja de engorde y sala de cosecha. Leinonen et al. (2012) reportaron un estimado de 783 kWh / TM CP, mientras que Kahlor et al. (2016) reportaron valores de 980 y 684 kWh/TM de pollo vivo en épocas de invierno y verano, respectivamente. La energía eléctrica utilizada para los sistemas de calefacción, ventilación y aire acondicionado suele representar la mayor cantidad de energía eléctrica utilizada en las operaciones avícolas intensivas, abarcando las granjas e incubadoras (Gerber et al., 2008). La operación de maquinaria a nivel de fábrica de alimentos y en la sala de cosecha también contribuye a este valor.

El modelo estima también valores de uso de material de cama (169 kg /TM de carne) y de producción de pollinaza (1139 kg /TM de carne) (Tabla 9). Estos valores dependen ampliamente del material utilizado. A nivel local, el material utilizado actualmente es la granza de arroz, un subproducto que puede constituir hasta un 25% del arroz pilado (Diarra et al., 2021). Este material ha surgido como una alternativa al uso de viruta o serrín de madera, cuya disponibilidad se ha reducido considerablemente en la actualidad. La granza de arroz es todavía considerada en algunos lugares como un desecho del procesamiento del arroz, dado que su valor alimenticio se ve limitado por un alto contenido de lignina y sílice, no obstante, su alta disponibilidad y bajo precio en regiones donde se cultiva el arroz ha derivado en que sea utilizada como material de cama en avicultura, o también incinerada para producir energía (Diarra et al., 2021).

CONCLUSIONES

El modelo elaborado logra reflejar las principales características de la cadena de producción que lleva a la obtención de la carne de pollo en un sistema de producción convencional ubicado en Costa Rica. Se obtuvieron estimaciones del nivel de uso de los principales insumos a lo largo de la cadena, así como también de los volúmenes de productos y desechos en cada eslabón. El modelo evidencia que la producción convencional de carne de pollo es un sistema integrado verticalmente, con objetivos claramente definidos y estandarizados, donde la gran mayoría de los procesos que preceden a la granja de engorde ocurren fuera del país. El modelo también refleja el papel preponderante que juega la fase de producción de los componentes de la dieta, en la cual se consume la mayor parte de los recursos necesarios para obtener el producto final. El modelo constituye una herramienta valiosa para la evaluación del impacto ambiental mediante ACV de la producción de pollo de engorde.

LITERATURA CITADA

- APHIS-USDA (Animal and plant health inspection service-United States Department of Agriculture). 2011. Highlights of health and management practices on breeder chicken farms in the United States, 2010. 3 p.
- Aviagen. 2019. Ross 308 Grandparent stock: performance objectives. Booklet. 16 p.
- Carbon Care, 2021. Global CO₂ calculator for transport and logistics. Disponible en: <https://www.carboncare.org/en/> (Consultado 01 Feb 2021).
- CIAB (Cámara de Industriales de Alimentos Balanceado). 2018. Informe anual. Situación actual de alimentos balanceados 2018. Costa Rica. 32p.
- Cobb-Vantress. 2020. Cobb breeder management guide. 160 p.
- Cobb-Vantress. 2021. Cobb broiler management guide. 104 p.
- De Vries, M., and I.J.M. de Boer. 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livestock Sci.* 128: 1-11.
- Denicoff, M.R., M.E. Prater, and P. Bahisi. 2014a. Corn transportation profiles. United States Department of Agriculture (USDA). AMS transportation and marketing programs. 13 p.
- Denicoff, M.R., M.E. Prater, and P. Bahisi. 2014b. Soy transportation profiles. United States Department of Agriculture (USDA). AMS transportation and marketing programs. 13 p.
- Diarra, S., S. Lameta, F. Amosa, and S. Anand. 2021. Alternative bedding materials for poultry: availability, efficacy, and major constraints. *Frontiers in Vet. Med.* <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.669504>.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2013. Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería: una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. Roma.
- FAO. 2016a. Greenhouse gas emissions and fossil energy use from poultry supply chains: Guidelines for assessment. Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership. FAO, Rome, Italy.

- FAO. 2016b. Environmental performance of animal feeds supply chains: Guidelines for assessment. Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership. FAO, Rome, Italy.
- Gerber, P., C. Opio, y H. Steinfeld. 2008. Poultry production and the environment – a review. In: Poultry in the 21st Century. Avian influenza and beyond. International Poultry Conference. Bangkok, November 2007. pp. 391-405.
- GreenDelta. 2007. OpenLCA 1.10. Disponible en: <http://openlca.org> (Consultado: 01 Feb 2021).
- González García, S., Z. Gomez Fernández, A.C Dias, G. Feijoo, M.T., y L. Arroja. 2014. Life cycle assessment of broiler chicken production: a Portuguese case study. J. of Cleaner Production 74:125-134.
- Guinée, J.B., R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonamici, T. Ekvall, and T. Rydberg. 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. Environ. Sci. Technol. 45:90-96.
- Ihobe (Sociedad pública de gestión ambiental). 2009. Análisis del ciclo de vida y huella de carbono: dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto. Bilbao, España. <http://www.eurespplus.net/sites/default/files/resource/Anal%C3%A%20de%20Ciclo%20de%20Vida%20y%20Huella%20de%20Carbono.pdf> (Consultado 27 Feb. 2020).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/> (Consultado Feb. 2020)
- ISO (International Organization for Standardization). 2006. Environmental management: the ISO 14 000 family of international standards ISO standard collection [CD]. Genève, Switzerland.
- Katanbaf, M.F, and J.W. Hardiman. 2010. Primary broiler breeding—Striking a balance between economic and well-being traits. Poultry Sci. 89 :822-824.
- Leinonen, I., A.G. Willians, J. Wiseman, J. Guy, and I. Kyriazakis. 2012. Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems. Poultry Sci. 91:8-25.

- McLeod, M., P. Gerber, A. Mottet, G. Tempio, A. Falcucci, C. Opio, T. Vellinga, B. Henderson, and H. Steinfeld. 2013. Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains - A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Mekonnen, M.M., and A. Y. Hoekstra. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15:1577-1600.
- Mekonnen, M.M., and A. Y. Hoekstra. 2012. A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems* 15:401-415.
- National Institute for Public Health and the Environment (NIPHE). 2017. ReCiPe 2016 v1.1. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. Bilthoven, The Netherlands. 201 p.
- NREL (National Renewable Energy Laboratory). 2012. U.S. Life Cycle Inventory Database. Disponible en: <https://www.lcacommons.gov/nrel/search> (Consultado 01 Feb 2021).
- Olivera, A., S. Cristóbal, y C. Saizar. 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.
- Putman, B., G. Thomab, J. Burek, and M. Matlock. 2017. A retrospective analysis of the United States poultry industry: 1965 compared with 2010. *Agric. Systems* 157:107-117.
- Ritchie, H., and M. Roser. 2015. Water use and stress. <https://ourworldindata.org/water-use-stress> (Consultado 10 Feb. 2021)
- Rodic, V., L. Peric, M. Dukic-Stojcic, and N. Vukelic. 2011. The environmental impact of poultry production. *Biotech. Anim. Husb.* 27:1673-1679.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, y C. de Haan. 2009. La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones. Traducción española de la edición inglesa de la obra “Livestock’s Long Shadow” (FAO, 2006) 465 p. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/011/a0701s/a0701s00.htm>
- Thomassen, M.A., R. Dalgaard, R. Heijungs, and I.J.M. De Boer. 2008. Attributional and consequential LCA of milk production. *Inter. J. Life Cycle Assess.* 13: 339-349.

- USDA (United States Department of Agriculture). 2020. Crop production 2019 Summary. National Agriculture Statistics Service. 124 p.
- Van Eenennaam, A., K. Weigel, A. Young, M. Cleveland, and J.C.M. Dekkers. 2014. Applied Animal Genomics: Results from the field. *Annu. Rev. Anim. Biosci.* 2:105-139.
- Wiedemann, S.; E. McGahan, and G. Poad. 2012. Using life cycle assessment to quantify the environmental impact of chicken meat production. Rural Industries Research and Development Corporation. Australian Governments. 92 p.
- WWF. 2014. El crecimiento de la soja: Impactos y soluciones. International, Gland, Suiza. 50 p.

**CAPÍTULO 2. ANALISIS DE CICLO DE VIDA EN UN SISTEMA
CONVENCIONAL DE PRODUCCION DE POLLO DE ENGORDE
EN COSTA RICA**

Felipe Portillo Chávez

RESUMEN

El presente estudio se realizó con el objetivo de estimar el impacto ambiental que conlleva la producción de carne de pollo bajo un sistema de producción convencional en Costa Rica. La estimación se realizó mediante la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) del tipo “de la cuna a la puerta” basado en un modelo de simulación representativo de la cadena de producción del pollo de engorde. La unidad funcional del ACV fue una tonelada métrica de carne de pollo (TM CP) y las categorías de impacto incluidas se establecieron con base en el sistema ReCiPe 2016 v.1.1, con factores de caracterización evaluados en el nivel de punto medio y bajo una perspectiva jerarquista. Los impactos ambientales estimados, en unidades equivalentes por TM CP, fueron los siguientes: calentamiento global: 5208 kg CO₂, acidificación terrestre: 52,6 kg SO₂, eutrofización marina: 4,19kg N, eutrofización de agua dulce: 2,47 kg P, uso de la tierra: 5238 m² año cultivo, consumo de agua: 3962 m³, 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_{2.5}, agotamiento de recurso fósil: 246,1 kg petróleo, formación de ozono (salud ecosistémica): 10,8 kg NO_x, formación de ozono (salud humana): 10,7 kg NO_x, y agotamiento de ozono estratosférico: 0,043 kg CFC11. Los impactos más significativos correspondieron a las categorías de consumo de agua, eutrofización, acidificación y ecotoxicidad de agua dulce y marina. Los principales causantes de la mayoría de los impactos ambientales evaluados fueron los procesos relacionados con producción de cultivos, así como la producción y uso de combustibles y fertilizantes (químicos y orgánicos).

Palabras claves: Impacto ambiental, análisis de ciclo de vida, carne de pollo

ABSTRACT

The present study was carried out with the objective of estimating the environmental impact of chicken meat production under a conventional production system in Costa Rica. The estimation was carried out using the Life Cycle Analysis (LCA) methodology under a “cradle to gate” approach, based on a representative simulation model of the broiler production chain. The functional unit of the LCA was a metric ton of chicken meat (TM CM) and the impact categories included were established based on the ReCiPe 2016 v.1.1 system, with characterization factors evaluated at the midpoint level under a hierarchical perspective. The estimated environmental impacts, in equivalent units per MT CM, were the following: global warming: 5208 kg CO₂, terrestrial acidification: 52.6 kg SO₂, marine eutrophication: 4.19 kg N, freshwater eutrophication: 2.47 kg P, land use: 5238 m² crop year, water consumption: 3962 m³, 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_{2.5}, fossil resource depletion: 246.1 kg oil, ozone formation (ecosystem health): 10.8 kg NO_x, ozone formation (human health): 10.7 kg NO_x, and stratospheric ozone depletion: 0.043 kg CFC11. The most significant impacts corresponded to the categories of water consumption, eutrophication, acidification and ecotoxicity of fresh and marine water. The main causes of most of the environmental impacts evaluated were the processes related to crop production, as well as the production and use of fuels and fertilizers (chemical and organic).

Key words: Environmental impact, life cycle analysis, chicken meat

INTRODUCCIÓN

La producción de carne de pollo en Costa Rica ha tenido un crecimiento muy dinámico en la última década, con un crecimiento anual de casi 4 mil TM (Gutiérrez, 2012). En el 2019 se produjeron 145 000 TM de carne de pollo, equivalentes a un 9,2% de la producción pecuaria nacional (SEPSA, 2020). La avicultura constituye una de las actividades más relevantes para la economía costarricense, generando alrededor de 10 mil empleos directos y 50 mil indirectos.

El incremento en el consumo de productos avícolas (huevos y carne de pollo) a nivel nacional y mundial ha derivado en aumentos marcados en la producción anual de estas aves; y por ende también en los efectos ambientales adversos que están ligados al ciclo de vida de estos productos (Gerber et al., 2008; Rodic et al., 2011). En términos generales, hay dos tipos principales de impacto ambiental que se cuantifican durante el análisis de ciclo de vida (ACV) de un producto; por un lado se evalúa el nivel de uso de recursos, como la tierra, el agua o los combustibles fósiles; y por otro, la emisión de contaminantes, tales como amoníaco o metano (Guinée et al., 2011). La emisión de contaminantes a su vez puede separarse en diferentes categorías, tales como el cambio climático, la acidificación y la eutrofización de los ecosistemas, o la ecotoxicidad humana y terrestre.

En lo que respecta a consumo de recursos, se ha estimado que la producción de 1 kg de carne de pollo en sistemas convencionales requiere entre 8,1 y 9,9 m² de terreno (De Vries y De Boer, 2010), y un aproximado de 2873 litros de agua (Mekonnen y Hoekstra, 2012).

En lo concerniente a contaminantes, diversos estudios se han enfocado a cuantificar el impacto de la producción de carne de pollo sobre las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI). En la actividad avícola estas emisiones se producen directamente por la quema de combustibles fósiles durante la producción y el sacrificio de animales, o en el transporte de productos procesados y refrigerados; pero también de manera indirecta a través del Uso y Cambio de Uso de la Tierra (LULUC, por sus siglas en inglés) para producción de cultivos requeridos en la fabricación de concentrados (Gerber et al., 2008; Davis et al., 2014).

En una la revisión de distintos ACV realizada por De Vries y De Boer (2010), las emisiones de GEI reportadas para el proceso de producción de carne de pollo oscilaron

entre 3,7 y 6,9 kg de CO₂-eq anuales por cada kg de carne de pollo. Otros valores reportados en estudios posteriores fueron 4,4 (Mosley, 2014), 6,74 (Urrutia y Valenzuela, 2014) y 2,93 (Kalhor et al., 2016) kg de CO₂-eq/ kg de carne. Otros estudios han reportado emisiones en términos de kg de pollo vivo, con valores de 3,12 (Baumgartner et al., 2008), 1,8 (Da Silva et al., 2012), 2,19 (Da Silva et al., 2012), 2,61 kg (Bengtsson y Seddon, 2013), 1,62, (González-García, 2014), y 1,28 (Putman et al., 2017) kg de CO₂ eq/ kg de pollo vivo.

Las estimaciones de la contribución de la producción de carne de pollo sobre los problemas de acidificación y eutrofización varían considerablemente entre estudios. En un estudio basado en ACV se estimaron potenciales de acidificación y eutrofización de 61 kg de SO₂-eq y 26 kg de PO₄-eq, respectivamente, por TM de carne de pollo en carcaza (Van der Sluis, 2007). Otro estudio similar reportó valores de 173 kg SO₂-eq y 49 kg PO₄-eq por TM (Williams et al., 2006). González-García et al. (2014) reportaron impactos de 43,3 kg SO₂-eq y 24,4 kg PO₄-eq por TM, mientras que Putman et al. (2017) reportaron valores de 91 kg SO₂-eq y kg 40,8 N-eq, respectivamente.

Los estudios sobre la contribución de los sistemas industrializados de producción de alimento a la emisión de otros tipos de contaminantes son menos frecuentes. No obstante, la producción intensiva de alimentos, tal y como se realiza actualmente, conlleva al uso de muchas sustancias que pueden ejercer efectos tóxicos; entre las más comunes están los plaguicidas, los metales pesados, los disolventes organoclorados o los residuos de fármacos, como antimicrobianos u hormonas (Steinfeld et al., 2009).

En avicultura, los elementos traza, tales como arsénico, cobalto, cobre, hierro, manganeso, selenio y zinc, pueden ser introducidos en las dietas, ya sea de forma involuntaria, a través de piensos contaminados, o voluntariamente como aditivos utilizados para satisfacer las necesidades de los animales, o inclusive en proporciones mucho mayores, como medicamentos veterinarios o promotores del crecimiento (Gerber et al., 2008; Steinfeld et al., 2009). Los plaguicidas utilizados en establecimientos avícolas, por ejemplo para control de parásitos y vectores de enfermedades, o para protección contra depredadores, también pueden causar contaminación cuando ingresan a las aguas subterráneas y superficiales (Gerber et al., 2008).

En el capítulo 1 (esta tesis) se diseñó e implementó un modelo de análisis de ciclo de vida que permitió obtener estimaciones de inventario de entradas y salidas en cada uno de

los procesos de la cadena de producción del pollo de engorde. El objetivo del presente estudio fue utilizar este modelo para estimar diferentes tipos de impactos ambientales que conlleva la producción de carne de pollo bajo un sistema de producción convencional en Costa Rica, utilizando el sistema de evaluación ambiental denominado ReCiPe 2016 v.1.1 (NIPHE, 2017). Mediante esta evaluación se pretende identificar las áreas prioritarias y sugerir posibles alternativas de mitigación para estos impactos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Metodología de evaluación de impacto

Según se describió en el capítulo 1 (esta tesis), la evaluación de impacto ambiental se realizó utilizando la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), específicamente del tipo denominado de “la cuna a la puerta” (Guinée et al., 2011; Olivera et al., 2016). La modelación del ciclo productivo se realizó mediante el programa computacional de código abierto OpenLCA 1.10 (GreenDelta, 2007). La unidad funcional asumida para el ACV se definió como una tonelada métrica de carne de pollo (1 TM CP=1000 kg de pollo en carcaza) al momento de salir de la sala de matanza.

El alcance del estudio, así como las características principales del sistema de producción y el modelo empleado para representarlo, fueron descritas en el capítulo previo. En el presente capítulo, el modelo diseñado se utilizó para estimar el impacto ambiental de la actividad de producción de la carne de pollo. Las categorías de impacto ambiental incluidas en este estudio se establecieron con base en el sistema de evaluación de impactos ambientales ReCiPe 2016 v.1.1 (NIPHE, 2017), considerando factores de caracterización evaluados en el nivel de punto medio² y bajo una perspectiva jerarquista³.

² RECIPE 2016 v.1.1 permite realizar el ACV utilizando dos tipos de factores de caracterización, denominados de “punto medio” y de “punto final”, según el momento en que se evalúa su efecto en el ambiente (NIPHE, 2017). Los factores de caracterización en el nivel del punto medio se ubican en algún lugar a lo largo de la vía del impacto, generalmente en el punto después del cual el mecanismo ambiental es idéntico para todos los flujos ambientales asignados a esa categoría de impacto. Los factores de caracterización a nivel de punto final evalúan el impacto a nivel de tres áreas de protección, es decir, salud humana, calidad de los ecosistemas y escasez de recursos.

³ RECIPE 2016 v.1.1 permite realizar el ACV partiendo de tres distintas perspectivas: individualista, jerarquista e igualitaria (NIPHE, 2017). La perspectiva individualista se basa en intereses de corto plazo, tipos de impacto indiscutidos y optimismo tecnológico con respecto a la adaptación humana. La perspectiva jerarquista se basa en el consenso científico con respecto al marco temporal y la plausibilidad de los mecanismos de impacto. La perspectiva igualitaria es la perspectiva más precautoria, teniendo en cuenta el período de tiempo más largo y todas las vías de impacto para las que se dispone de datos.

Las categorías de impacto ambiental incluidas en el estudio fueron: 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. Se excluyeron las categorías de agotamiento de recursos minerales y emisión de radiación ionizante; por no contar con suficiente información al respecto en las bases de datos consultadas y porque estos impactos no están entre los más determinantes para la actividad productiva analizada.

Como se describió en el primer capítulo, la principal fuente de información para la estimación de los diferentes impactos ambientales incurridos en los distintos procesos fue la Base de Datos de Inventario para el Ciclo de Vida, administrada por el Laboratorio Nacional de Energía Renovable de los Estados Unidos (NREL, 2012), y la información adicional generada a partir de la unidad de producción avícola de referencia; así como también las distintas variables del entorno de producción local. A partir de estas fuentes se estableció el nivel de uso de recursos, y los niveles de emisión de distintos contaminantes, incurridos durante todas las fases de la cadena de producción avícola.

Para efecto de estudiar el origen y distribución de los impactos ambientales, los 95 procesos que constituyeron el modelo de simulación fueron agrupados en las siguientes categorías afines: producción de los alimentos o nutrientes (16 procesos: uso y cambio de uso de la tierra, cultivo, procesamiento, mezclado), producción de combustibles (29 procesos: extracción, proceso, refinado y combustión⁴), producción de fertilizantes (10 procesos: extracción en planta y almacenamiento), producción de electricidad (7 procesos), transporte⁵ (13 procesos: terrestre, fluvial, marítimo y aéreo, solo emisiones directas), módulos de producción aviar (10 procesos: granjas de abuelos, levante y postura de reproductores, incubadoras, pollos), producción de material de cama (2 procesos: virutas de madera, granza de arroz), y procesos post-granja (8 procesos: manejo de mortalidad, manejo de pollinaza, sala de matanza y empaque).

⁴ En esta categoría solo se considera la combustión que tiene lugar en el equipo industrial utilizado en el proceso de producción del combustible.

⁵ Para el presente estudio, el impacto ambiental del transporte incorporó el uso o quema del combustible respectivo, pero no su producción, que se consideró dentro de la categoría aparte “combustibles”.

Unidades de referencia y factores de caracterización de impactos

El nivel de uso de un recurso o emisión de un contaminante fue estimado inicialmente en términos de la unidad de referencia específica definida para cada proceso. Posteriormente, estos impactos fueron sumados para todos los procesos contemplados en la cadena de producción, luego transformados a unidades estandarizadas mediante los factores de caracterización incorporados en el sistema ReCiPe, y por último escalados en relación a la unidad funcional del ACV (1 TM CP).

En la categoría de calentamiento global el cálculo de emisiones se basó mayormente en la normativa IPCC, utilizando las metodologías de nivel 1 o 2 del IPCC (2006, 2007), contemplando los principales lineamientos estipulados para la estimación de GEI y uso de energía fósil, tanto en cadenas de producción avícola (FAO, 2016a), como en cadenas de producción de alimentos (FAO, 2016b). El potencial de calentamiento global se expresó en términos de kg de CO₂ equivalentes (CO₂-eq) y el efecto de las emisiones se evaluó sobre un horizonte de 100 años. Los factores de caracterización utilizados para 1 kg de metano (CH₄) y de óxido nitroso (N₂O) correspondieron a 34 y 298 kg de CO₂-eq, respectivamente (NIPHE, 2017). Además de estos gases el sistema ReCiPe incorpora factores de caracterización para otras 185 sustancias, tales como clorofluorocarbonos, hidroclorofluorocarbonos, hidrofluorocarbonos, bromocarbonos, hidrobromocarbonos y halones, especies totalmente fluoradas, alcoholes y éteres halogenados (NIPHE, 2017).

Las emisiones de CH₄ y N₂O procedentes del estiércol en los galpones se calcularon utilizando las fórmulas IPCC de nivel 2 (FAO, 2016a). Las emisiones de metano entérico CH₄ procedentes de las aves se calcularon mediante factores de 0,333 (pollo), 0,921 (polla levante) y 1,773 (gallina postura) g CH₄ por ciclo completo (crianza o postura), derivados a partir de FAO (2016a). Las emisiones de N₂O (volatilizado o lixiviado) de la pollinaza aplicada en campo se obtuvieron a partir de IPCC (2006; vol. 4).

Las emisiones de CH₄ y CO₂ provenientes de los residuos de carcasas enterradas en fosa se derivaron a partir de las estimaciones realizadas por Yuan et al. (2012), lo que resultó en factores de emisión de 0,049 kg CO₂ y 0,065 kg de CH₄ por cada kg de ave muerta.

Para el cálculo de la emisión de CH₄ 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 de fuentes hidroeléctricas a nivel de CRC, el factor de emisión asumido fue de 0,2 kg CO₂-eq por kWh (IMN, 2015).

El potencial de acidificación (terrestre) de un proceso o actividad se expresó en términos de kg de SO₂ equivalentes. De acuerdo con el sistema ReCiPe la emisión al aire de 1 kg de amoníaco (NH₃), nitratos (NO₃), sulfatos (SO₃), ácido sulfúrico (H₂SO₄) o dióxido de nitrógeno (NO₂) corresponden a 1,96, 0,27, 0,80, 0,65 y 0,36 kg de SO₂- eq, respectivamente. Las emisiones de NH₃ del estiércol en las galeras de pollos de engorde se calcularon utilizando un factor de 17 (pollos), 46 (pollas levante) y 78 (gallinas postura) g NH₃/ave por ciclo completo, derivado a partir de Russ y Schaeffer (2017). Las emisiones de NH₃ del estiércol (pollinaza o gallinaza) aplicado en el campo se asumieron con un factor equivalente a 50% del utilizado para los galpones, con base en relaciones observadas entre factores utilizados por el IPCC (2006, vol. 4).

El potencial de eutrofización en agua dulce o marina se expresó en términos de kg equivalentes de fósforo (P-eq) o nitrógeno (N-eq), respectivamente. El sistema ReCiPe provee factores de caracterización para distintos compuestos fosfóricos (o nitrogenados), sean estos aplicados al suelo o directamente al agua (fresca o marina). Por ejemplo, el potencial de eutrofización de agua fresca de 1 kg de fosfato (PO₄) aplicado a un suelo agrícola es de 0,033 kg P-eq, mientras que si es aplicado directamente al agua el factor es de 0,33 kg P-eq. De igual manera, 1 kg NH₃ tiene un potencial de eutrofización marina de 0,10, 0,24 o 0,82 kg N-eq, ya sea que se aplique al suelo agrícola, al agua fresca o al agua marina, respectivamente. En la estimación de eutrofización causada por la pollinaza aplicada en campo, se asumieron contenidos de 1,5% (P) y 0,5% (N) en el estiércol y se utilizaron factores de emisión 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 m²×año equivalentes de terreno dedicados a un cultivo de tipo anual (NIPHE, 2017). El sistema ReCiPe contempla factores de caracterización para cuatro diferentes usos de la tierra: bosque gestionado (0,30), pasturas (0,55), área artificial (0,73) y cultivos permanentes (0,70), además del uso de referencia (cultivos anuales, factor 1,0). Para el presente estudio solo se consideró el uso de la tierra incurrido en la producción de los principales alimentos de la dieta del pollo de engorde (soya, maíz, trigo), además del área dedicada a la producción

del arroz, que provee el subproducto (granza) utilizado como material de cama en las granjas.

Varios estudios de ACV en la cadena del pollo de engorde incluyen, además del uso de la tierra, una categoría adicional relacionada con el impacto ambiental atribuido al cambio en el uso de la tierra (LUC, por sus siglas en inglés) (Davis et al., 2014). En la producción del pollo de engorde es importante contabilizar este impacto, debido a que las áreas dedicadas al cultivo de 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 (FAOSTAT, 2021).

En el presente estudio el impacto ambiental del LUC asociado al cultivo de soya, se consideró de manera simplificada mediante un factor de emisión equivalente a 2,351 kg CO₂ por kg soya en grano, derivado del enfoque Una-Soya (One-Soy), a partir del estudio realizado por McLeod et al. (2013). Este enfoque establece que el aumento en el área dedicada a un cultivo contribuye al impacto global asociado con LUC, independientemente de la región del mundo donde ocurra. Este factor se calculó evaluando las emisiones atribuibles a LUC causada por los productos de soya comercializados a nivel mundial, divididas entre las exportaciones totales globales (McLeod et al., 2013). En el caso del maíz no se contó con un factor similar, por lo que se utilizó el factor de 0,78 kg CO₂ por kg maíz, obtenido a partir del promedio de los factores calculados para la producción de cereales en nueve países de América, Europa y Asia, según se reportó en el estudio por Hörtenhuber et al. (2018).

El uso de agua se midió en términos de m³ de agua consumida (m³ H₂O- eq) por m³ de agua extraída (NIPHE, 2017). Este indicador considera tanto el agua que se restituye (p.e agua de lavado) como aquella que no retorna a los depósitos naturales (p.e evapotranspiración en cultivos). En el presente estudio el agua requerida por los cultivos se obtuvo del estudio de Mekonnen y Hoekstra (2011), que considera tres tipos de agua: verde (agua de lluvia), azul (agua del subsuelo o superficie, para irrigación) y gris (agua fresca requerida para asimilar la carga de contaminantes).

El sistema de evaluación ReCiPe incorpora varias categorías 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 corresponde a los kg de 1,4-diclorobenceno (1,4-DCB)

emitidos por unidad funcional de producto. De esta manera, el impacto por unidad funcional se estima dividiendo el impacto potencial calculado de la sustancia química emitida entre el impacto potencial del 1,4-DCB, ya sea al aire urbano (toxicidad humana), al agua dulce (ecotoxicidad de agua dulce), al agua de mar (ecotoxicidad marina) o al suelo industrial (ecotoxicidad terrestre) (NIPHE, 2017). El sistema incorpora factores de caracterización que estiman el potencial efecto toxicológico de 10899 sustancias emitidas al suelo, 13538 emitidas al agua dulce y 2258 emitidas al agua marina, así como 443 sustancias tóxicas no cancerígenas y 608 sustancias tóxicas cancerígenas (NIPHE, 2017).

El sistema de evaluación ReCiPe incorpora una categoría de impacto que cuantifica el potencial de formación de partículas finas (PM, por sus siglas en inglés) de una determinada actividad, expresada en términos de kg equivalentes de partículas finas <2.5 um (kg PM_{2.5}-eq) emitidos al aire. Se incorporan factores de caracterización para distintas sustancias, tales como: NH₃ (0,24), NO_x (0,11), SO₂ (0,29), NO (0,17), NO₂ (0,11), NO₃ (0,08), S (0,39), SO_x (0,29) y SO₃ (0,23). Las emisiones directas de PM provenientes de la pollinaza aplicada en campo se derivaron a partir de las estimaciones realizadas por Münch et al. (2020), quienes reportaron un factor de emisión de 8,37 kg PM₁₀ 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, que se define como la relación entre el contenido energético más alto de un recurso fósil y el contenido energético del petróleo crudo (NIPHE, 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 cuantifica a partir del potencial de formación de ozono troposférico para una determinada sustancia, y se expresa en kg equivalentes de NO_x (NIPHE, 2017). El ozono no se emite directamente a la atmósfera, sino que se forma como resultado de reacciones fotoquímicas de NO_x (NO, NO₂, NO₃) y Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos del Metano (NMVOC, por sus siglas en inglés). El sistema incorpora factores de caracterización para 169 sustancias distintas. Por último, el potencial de agotamiento del ozono (ODP) estratosférico es expresado en términos de kg equivalentes de clorofluorocarbono-1 (kg CFC-11-eq), que se interpreta como la disminución integrada en el tiempo de la concentración estratosférica de ozono en un horizonte temporal finito. El sistema ReCiPe incorpora factores de caracterización para 22

sustancias diferentes, entre ellos clorofluorocarbonos, hidroclorofluorocarbonos, hidrofluorocarbonos, bromocarbonos, hidrobromocarbonos y halones.

Asignación de impactos ambientales en procesos con múltiples productos

En el modelo diseñado, los impactos ambientales de los procesos con múltiples productos fueron asignados utilizando criterios físicos basados en masa. En la producción del maíz, soya y trigo, todo el impacto ambiental fue atribuido a la producción del grano, dado que los residuos de cosecha no presentan un valor real de mercado. Sin embargo, en el caso del procesamiento posterior de la soya en harina y aceite, se realizó una atribución física por masa asignando un 80,5% del impacto a la harina y un 19,5% al aceite. De manera similar, en el caso del procesamiento del trigo, también se realizó una atribución física por masa asignando un 77% del impacto a la harina, un 14% al salvado y un 9% a los otros derivados (harinillas, salvadillo).

La granza de arroz utilizada como material de cama es un subproducto obtenido del cultivo del arroz a nivel local. Como tal, en el modelo 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, que fue el producto utilizado como cama en los establecimientos avícolas.

Para este estudio, la pollinaza (o gallinaza) se consideró como un residuo de los módulos avícolas, dado que su valor económico es bajo en relación a la actividad principal de la cual se deriva. La pollinaza es comercializada para ser utilizada como fertilizante en fincas agrícolas. La aplicación de la pollinaza en campo tiene un impacto ambiental considerable y en el modelo este impacto fue atribuido en su totalidad al ciclo de producción del pollo de engorde.

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

Normalización e incertidumbre

Se denomina normalización a la conversión de los impactos ambientales resultantes del ACV a unidades globales neutras (Olivera et al., 2016). Los factores de normalización representan el impacto total de una región de referencia para una determinada categoría de

impacto (por ejemplo, cambio climático, eutrofización, etc.) en un año de referencia (Sala et al., 2017). Los factores de normalización incorporados en el sistema Recipe corresponden a valores estimados de impacto ambiental por persona promedio a nivel mundial para el año 2010, equivalentes por lo tanto al concepto de “huella ambiental” o “huella ecológica”. De esta manera cada uno de los impactos estimados por el ACV en el presente estudio se dividió por el factor de normalización, con el fin de definir las áreas de impacto en las que la actividad respectiva se desvía de manera más marcada con respecto al impacto promedio global por persona.

Se realizó además un análisis de incertidumbre basado en 10000 iteraciones de simulación estocástica (Montecarlo), el cual se limitó exclusivamente a la categoría de calentamiento global. En este análisis se utilizaron distribuciones de probabilidad para representar las variables que, en el análisis de línea base, demostraron tener mayor importancia sobre esta categoría de impacto. Las distribuciones y los estimados de variabilidad (en desviaciones estándares) se establecieron con base en recomendaciones del IPCC para incorporación de incertidumbre en estimación de emisiones de GEI (IPCC, 2006). De esta manera, se asumió una distribución normal con desviación estándar equivalente a un 20% de la media respectiva ($X \pm DE20\%$) para estimar 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 asumieron distribuciones normales de $X \pm DE30\%$ para emisiones de GEI de la pollinaza aplicada en el campo, $X \pm DE1\%$ para consumo total de alimento por parte de los animales y $X \pm DE10\%$ para GEI en el proceso de empaque de alimentos. Se asumieron distribuciones uniformes con intervalos de variación de $X \pm 10\%$ para distancias internas en USA o distancias internacionales, y $X \pm 20\%$ para distancias internas en CRC.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calentamiento global, acidificación y eutrofización

La tabla 1 muestra los impactos (valores estimados y normalizados) obtenidos para las 16 categorías ambientales evaluadas mediante el ACV. En la categoría de calentamiento global se estimó una emisión de 5208 kg CO₂-eq TM CP, de la cual más del 60% es atribuida a la producción de alimentos, seguida por los procesos post-granja (11%), mientras que las demás contribuciones fueron menores del 10% (Figura 1). El principal GEI emitido a lo largo del ciclo de producción del pollo fue el CO₂ (73,6%), seguido por el N₂O (22,3%), y con aportes menores de CH₄ (3,8%) (Tabla 2). Las emisiones de CO₂ se relacionaron principalmente con procesos que involucran la quema de combustibles fósiles y además, con el cambio de uso de la tierra (LUC). La emisión de N₂O se relacionó principalmente con procesos que involucran uso de combustibles, aplicación de fertilizantes (o pollinaza), y las producidas por parte de las aves en las granjas. El CH₄ se emite en cantidades menores por las aves desde los módulos de producción (metano biogénico) y también en procesos que involucran el uso de combustibles fósiles.

Dentro de la producción de alimentos, una parte mayoritaria (56%) de las emisiones corresponde al factor de cambio de uso de la tierra (LUC, Tabla 2), el cual se basó en la tendencia global de área dedicada a soya y maíz. Enfoques alternos sugieren que los factores de emisión para LUC deben ser específicos para la zona donde se producen los cultivos (McLeod et al., 2013). Si se aplicara dicho enfoque, el factor de emisión ligado a LUC en este estudio sería cercano a cero, dado que en USA no se ha observado un incremento significativo durante los últimos 20 años en las áreas dedicadas a la producción de soya o maíz (FAOSTAT, 2021). Si se realizara el cálculo a partir de dicho enfoque, el impacto estimado en esta categoría se reduciría a 2293 kg CO₂-eq TM CP.

El impacto sobre calentamiento global estimado en el presente estudio se encuentra dentro del rango reportado por estudios previos. En la revisión de distintos ACV realizada por De Vries y De Boer (2010), las emisiones de GEI reportadas para el proceso de producción de carne de pollo, transformadas a la misma escala del presente estudio, oscilaron entre 3700 y 6900 kg de CO₂-eq por cada TM CP. Otros valores reportados en estudios posteriores fueron 4400 (Mosley, 2014), 6740 (Urrutia y Valenzuela, 2014) y 2930 (Kalhor et al., 2016) kg de CO₂-eq TM CP. Otros estudios han reportado emisiones en términos de pollo vivo, con valores de 3120 (Baumgartner et al., 2008), 1800 (Da Silva et

al., 2012), 2190 (Da Silva et al., 2012), 2610 (Bengtsson y Seddon, 2013), 1620 (González-García, 2014), y 1280 (Putman et al., 2017) kg de CO₂-eq TM de pollo vivo.

Tabla 1. Impactos ambientales (por TM CP) estimados para la cadena de producción de pollo de engorde con base en la metodología ReCiPe 2016 v.1.1 (NIPHE, 2017)

<u>Categoría de Impacto</u>	<u>Unidad de referencia (equivalente)</u>	<u>Valor estimado</u>	<u>Factor ILCD (2010)</u>	<u>Valor normalizado^a</u>
Calentamiento global	kg CO ₂	5208	7987	0,65
Acidificación terrestre	kg SO ₂	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 ² a cultivo	5238	6173	0,85
Consumo de agua	m ³	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

^a El valor normalizado corresponde a la división del valor estimado en unidades equivalentes por TM CP entre el factor de normalización respectivo, basado en ILCD-2010 (Sala et al., 2017)

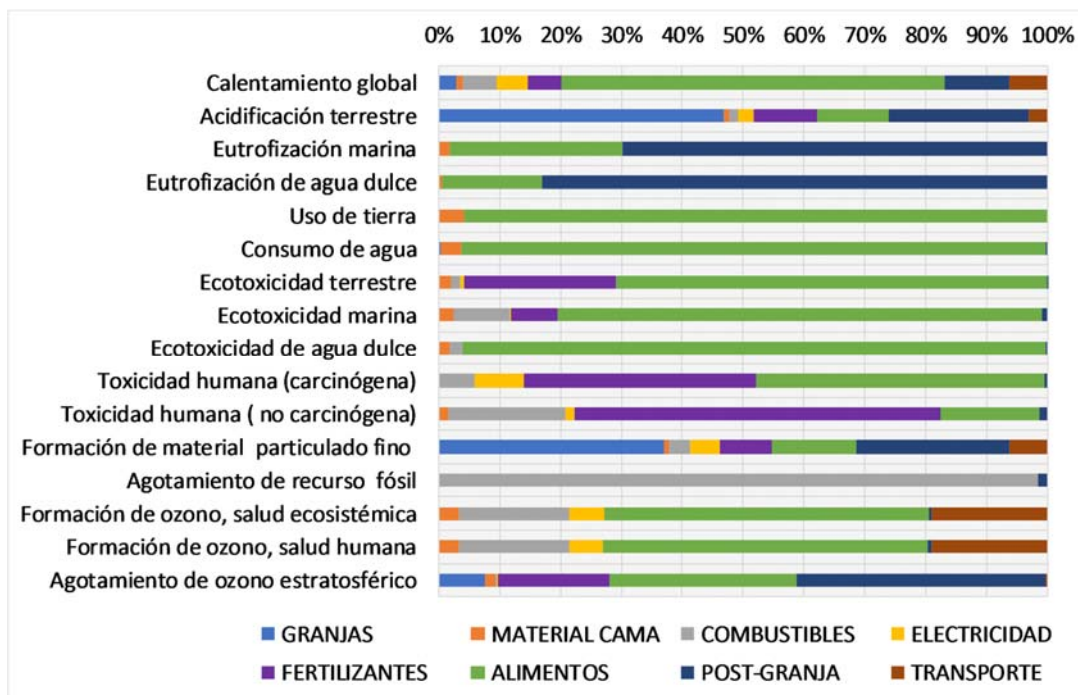


Figura 1. Contribución relativa (%) de los principales procesos productivos de la cadena de producción del pollo de engorde dentro de cada categoría de impacto ambiental

Según McLeod et al. (2013), el impacto promedio a nivel mundial de la producción de la carne de pollo es de 5400 kg CO₂-eq TM CP, valor muy similar al obtenido en el presente estudio. La variación en la intensidad de emisión de los alimentos, que está influenciada por el tipo y origen de las materias primas que componen la ración, explica gran parte de las diferencias regionales en la intensidad de las emisiones de la producción del pollo. Otra de las diferencias principales entre estudios radica en la inclusión o no del factor de emisión ligado a LUC. En una revisión de diez estudios de ACV realizada por McLeod et al. (2013), el impacto promedio sin incluir el factor de LUC se estimó en 2620 kg de CO₂-eq TM CP, mientras que al incluir LUC el impacto se incrementó hasta un valor de 4610 kg. Ambos resultados son muy congruentes con lo observado en el presente estudio.

En lo concerniente al impacto de acidificación (terrestre), los procesos de granja (47%) y post-granja (23,1%) fueron los que tuvieron mayor participación, con aportes también importantes de los procesos de producción de alimentos y fertilizantes (Figura 1). En el presente estudio, este impacto es atribuido principalmente a las emisiones de amonio provenientes del estiércol en los módulos de producción, de la pollinaza aplicada en

campos agrícolas, y también del fertilizante químico aplicado en cultivos de alimentos y (Tabla 2). El valor de 52,6 kg SO₂-eq TM CP (Tabla 1) estimado en el presente estudio se encuentra en un rango similar al reportado por varios estudios previos, por ejemplo 61 kg (Van der Sluis, 2007), 43,3 kg reportado por González-García et al. (2014) y 25,9 kg Kalhor et al. (2016). Otros estudios reportan valores mayores, como 173 kg (Williams et al., 2006) o 91 kg (Putman et al., 2017) SO₂-eq TM CP.

En el presente estudio, el impacto de eutrofización (agua marina y dulce) es causado principalmente por los procesos post-granja y producción de alimentos, donde se asocia a la aplicación de estiércol en campos agrícolas y fertilizantes en cultivos (Figura 1, Tabla 2). En el caso del agua marina el impacto mayor es por parte de nitratos provenientes de los fertilizantes aplicados al cultivo. Los nitratos se producen principalmente por la lixiviación del nitrógeno ocurrida en el proceso de aplicación de fertilizante (orgánico o inorgánico) en el campo. Se denomina lixiviación al desplazamiento de sustancias solubles o dispersables causado por el movimiento de agua en el suelo, y es, por lo tanto, característico de climas húmedos (Ferrari Noll, 2018). En el presente estudio, este impacto tiene un alto grado de incertidumbre debido a que depende de las condiciones del suelo, el clima y el estiércol. A nivel local, las condiciones prevalentes en las zonas donde se aplica el estiércol corresponden a suelos húmedos y con niveles de precipitación medios o altos, por lo que es posible que el nivel de lixiviación tienda a ser alto.

En el caso del agua dulce la mayor contribución a la eutrofización es por parte de compuestos fosforados contenidos en el estiércol, y en menor grado por parte del fertilizante químico (Tabla 2). Las emisiones atribuidas en este estudio a la aplicación de estiércol en campo también tienen un alto grado de incertidumbre, ya que no se contó con estudios que describan el comportamiento de este material (grano+estiércol) al ser aplicado bajo distintas condiciones climáticas y edáficas, razón por la cual se utilizaron los factores de emisión genéricos para aplicación de estiércol disponibles en Recipiente 2016 v1.1.

Tabla 2. Componentes con aportes principales a cada impacto ambiental evaluado, según el sistema RECIPE 2016 v. 1.1 (NIPHE, 2017)

<u>Categoría de Impacto</u>	<u>Contribuciones principales</u>
Calentamiento global	Dióxido de carbono (73,6% = 56% Cambio de uso de la tierra-LUC+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%), fosfato (17,1%).
Uso de tierra	Áreas de cultivo: soya (52,3%), maíz (40,4%), trigo (3,0%), arroz (4,3%).
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)	(no 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 ₂ 14,3%), óxidos de azufre (SO, SO ₂ 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 relación a la eutrofización, los estudios de ACV previos generalmente no diferencian entre ambos tipos de eutrofización, aunque los estimados reportados son expresados en su mayoría en términos de kg PO₄-eq, por lo que deben asociarse a eutrofización de agua dulce. Los estimados reportados, después de ser transformados a la escala utilizada en nuestro estudio (kg P= kg PO₄×0,333), tienden a ser mayores al obtenido (2,47 kg P, Tabla 1); con valores de 8,7 kg (Van der Sluis, 2007), 16,3 kg (Williams et al., 2006), y 8,1 kg de P-eq por TM CP (González-García et al., 2014). Kalhor et al. (2016), quienes utilizaron un sistema de evaluación similar a Recipe 2016 v.1.1, reportaron un valor de 4,8 kg de P-eq por TM CP, más congruente con el presente estudio.

Las diferencias entre estudios para los impactos de acidificación y eutrofización pueden deberse a varias causas, tales como diferentes tipos y niveles de fertilización, o distintas prácticas de manejo del estiércol. Asimismo, existen algunas diferencias considerables en factores de caracterización utilizados por distintos sistemas de evaluación, los que en muchos casos están sujetos a un alto grado de incertidumbre. Cabe mencionar que estos sistemas se actualizan constantemente, incorporando (o modificando) las categorías de impacto y mejorando los factores de caracterización (NIPHE, 2017).

Uso de la tierra, agua y recursos fósiles

El estimado de superficie agraria requerida para producir 1 TM CP fue de 5238 m² (Tabla 1). En el presente estudio este valor está ligado principalmente al área ocupada por la soya (52%) y el maíz (40%), con contribuciones minoritarias del trigo, que representa una menor participación en las dietas, y del arroz, siendo que de este último solo se utiliza el subproducto (granza para material de cama) (Tabla 2).

El valor obtenido en nuestro estudio es similar al reportado por van der Sluis (2017) quien estimó un valor de 6400 m², y es mayor al valor de 3200 m² reportado por Putman et al. (2017). En una revisión de estudios De Vries y De Boer (2010) reportaron un rango de valores entre 8100 y 9900 m² de terreno por TM CP, considerablemente mayores al presente estudio. Las diferencias entre estimados pueden estar ligadas mayormente a las condiciones asumidas del terreno de siembra, así como a la producción por área y el manejo asumido para los cultivos, factores que dependen de la región de origen y el nivel de intensificación del sistema de producción. Otro factor por considerar es que los niveles de productividad de los cultivos y la eficiencia de conversión de las aves mejoran

continuamente, por lo que estimados de este impacto obtenidos en diferentes años o décadas, pueden ser considerablemente diferentes.

En relación a la categoría de consumo del recurso agua, el estimado obtenido en nuestro estudio fue de 3962 m³ por TM CP (Tabla 1). La mayor parte de este consumo tiene lugar durante la fase de producción de alimentos (96%, Figura 1), y se asocia mayormente al estimado de agua de lluvia que se pierde por evapotranspiración en los cultivos (agua verde), y al agua de irrigación proveniente de pozos o ríos (agua azul, Tabla 2). Un valor menor (3,6%) se asocia 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 (Figura 1).

Los estimados de consumo de agua reportados por ACV previos de la cadena del pollo son altamente variables. Un estudio realizado por Mekonnen et al. (2012) estimaron que la producción de 1 TM CP en sistemas industriales requiere en promedio 2873 m³ de agua, mientras que Putman et al. (2017) reportaron un valor mucho menor de 113,2 m³ TM CP. Por su parte, Wiedemann et al. (2012) reportaron un valor también bajo, de 127 m³ TM CP. Los valores menores reportados por estos estudios se deben, en gran parte, a diferencias metodológicas, por ejemplo la mayoría de los estudios de ACV no consideran el agua de lluvia que se evapora desde los cultivos (agua verde). En el presente estudio, se optó por utilizar el concepto de “huella de agua”, con base en los datos generados por Mekonnen et al. (2011, 2012). El nivel de uso de irrigación (agua azul) es también variable entre estudios, porque está en función del tipo de cultivo y las condiciones ambientales donde se desarrollan, así como del tipo de suelo. La eficiencia en los sistemas de irrigación es otra variable que mejora continuamente. En el caso del presente estudio, los cultivos de soya y maíz en USA hacen un uso intensivo de la irrigación.

Por otra parte, el agotamiento de recursos fósiles fue una categoría asociada casi exclusivamente con la producción de combustibles y solo marginalmente con los procesos post-granja (Figura 1). Cabe aclarar que, si bien estos recursos se extraen para la producción del combustible, su utilización o consumo se da generalmente a lo largo de toda la cadena de producción, en los procesos que así lo requieren, particularmente en la fase de producción de alimento, transporte o en los módulos de producción. El valor obtenido en el presente estudio (246 kg eq petróleo, Tabla 1) es ligeramente menor al reportado por Thoma y Putman (2020), quienes estimaron un valor de 296 kg eq TM CP. En nuestro

estudio, el recurso fósil más explotado fue el petróleo, seguido por el carbón y el gas natural (Tabla 2).

Ecotoxicidad, toxicidad humana y formación de material particulado fino

Los impactos ambientales relacionados con ecotoxicidad (terrestre, marina o de agua dulce) estuvieron asociados principalmente con los procesos de producción de alimentos, y de manera importante con los procesos de producción de fertilizantes y/o combustibles (Figura 1). Estos procesos también mostraron un papel preponderante en los impactos asociados a toxicidad humana (cancerígena o no cancerígena), junto con procesos relacionados con la producción de electricidad, particularmente la que se produce en Norte América a partir de combustibles fósiles o biomasa.

En la producción de alimentos se utilizan diversos tipos de pesticidas que contienen ingredientes activos con efectos potencialmente tóxicos y/o ecotóxicos (Tabla 2). Entre las sustancias con una contribución más importante a estas categorías de impacto se identificaron la atrazina, el metolaclor, el esfenvalerato, el glifosato, el terbufós, el clorpirifós y el acefato (Tabla 2).

La atrazina y el metolaclor son herbicidas de uso frecuente en agricultura, clasificados según la EPA (Environmental Protection Agency, USA) como ligeramente tóxicos (categoría III) por su efecto potencial en humanos; aunque su nivel de ecotoxicidad se considera alto para peces, crustáceos y anfibios; y ligero para aves e insectos (IRET, 2021). El glifosato es otro herbicida no selectivo de uso frecuente para control post-emergente de malezas anuales y perennes en la presiembra de muchos cultivos; así como también en postsiembra, dirigido o en cultivos resistentes transgénicos. Es clasificado como ligeramente tóxico (categoría III) para humanos, pero de toxicidad alta en peces y crustáceos, mediana en aves y ligera en insectos (IRET, 2021).

Por su parte el clorpirifós, el esfenvalerato y el acefato son insecticidas utilizados para el control de plagas en agricultura (IRET, 2021). El clorpirifós es un organofosforado clasificado como moderadamente tóxico (categoría II) por su efecto en humanos; pero de toxicidad extrema para peces, crustáceos y anfibios; y alta para aves e insectos (IRET, 2021). El esfenvalerato es clasificado como ligeramente tóxico (categoría III) 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 (categoría III) en humanos, de

toxicidad ligera para peces o anfibios, y mediana para crustáceos, aves e insectos (IRET, 2021).

Entre las sustancias con potenciales efectos tóxicos para los humanos, además de los pesticidas ya mencionados, participan también con una contribución importante los denominados “metales pesados”, entre ellos el cobre (Cu), plomo (Pb), níquel (Ni), mercurio (Hg), cadmio (Cd), cromo (Cr), así como arsénico (As) y bario (Ba). Algunos de estos elementos son requeridos por los organismos vivos, en cantidades trazas, para ciertos procesos biológicos; pero pueden tener efectos tóxicos, inclusive cancerígenos, cuando se encuentran en cantidades que exceden los límites máximos (Alengebawy et al., 2021),

Para el caso de pollos de engorde, estas sustancias se emiten principalmente en procesos asociados a la producción de combustibles, electricidad, fertilizantes o material de empaque (post-granja) (Tabla 2). Una fuente agrícola muy importante 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 presentes en los pesticidas (Srivastava et al., 2017). La minería y el transporte son también importantes fuentes emisoras de metales pesados, tales como: Ni, Cd, Pb, Cu, Zn, Hg y Cr (Srivastava et al., 2017).

En lo concerniente a la categoría de formación de materiales particulados finos los procesos asociados ocurren principalmente en los módulos avícolas y post-granja, seguidos por la producción de alimento, fertilizantes y el transporte (Figura 1). De acuerdo con nuestros resultados, las emisiones asociadas con este impacto fueron principalmente el amonio proveniente del estiércol en galpones y aplicado en campo y, en menor grado, los óxidos de nitrógeno (NO_x) o azufre (SO_x) que se liberan en el transporte mediante procesos de combustión (Tabla 2).

Los materiales particulados (PM) pueden ser emitidos directamente (partículas primarias), o también puede formarse en la atmósfera a través de reacciones químicas de gases (partículas secundarias), como dióxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x) y ciertos compuestos orgánicos (Cambra-López et al., 2010). El dióxido de nitrógeno (NO_2) se forma como subproducto en los procesos de combustión a altas temperaturas, como en los vehículos motorizados y las plantas eléctricas. Es un gas tóxico, irritante y precursor de la formación de partículas de nitrato, estas a su vez conllevan a la producción de ácido y elevados niveles de PM-2.5 en el ambiente, afectando principalmente al sistema respiratorio.

Dentro de la producción ganadera, los sistemas intensivos de aves y cerdos son las principales fuentes de emisión de PM, contribuyendo con aproximadamente el 50% (aves) y 30% (cerdos) de las emisiones totales de PM de la agricultura en Europa (Cambra-López et al., 2010). Los niveles de PM se han medido en granjas avícolas y porcinas, siendo que generalmente son 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 anteriores son de inclusión relativamente reciente en los sistemas de evaluación ambiental, y algunas se encuentran en etapa experimental. Aunado a lo anterior, distintos sistemas de caracterización de impacto ambiental pueden diferir en las unidades de referencia utilizadas. Son muy escasos los estudios previos de ACV en la cadena del pollo de engorde que incluyen estas categorías, por lo que no se encontraron estimados comparables a los obtenidos en el presente estudio.

Categorías ambientales ligadas al ozono

Los impactos asociados con formación de ozono troposférico estuvieron dominadas principalmente por los procesos de producción de alimentos, combustibles y el transporte (Figura 1). Las emisiones causantes de este impacto fueron principalmente los óxidos de nitrógeno producidos durante la combustión; con contribuciones minoritarias de otras múltiples sustancias (Tabla 2). El ozono no se emite directamente a la atmósfera, sino que se forma como resultado de reacciones fotoquímicas de los óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles distintos del metano (NMVOC) (EPA, 2003). De tal manera, los NO_x son precursores del ozono; que constituye por lo tanto un contaminante del aire a nivel de la troposfera, que es dañino para respirar y afecta cultivos, árboles y otra vegetación (NIPHE, 2017).

Por otra parte, la categoría de agotamiento del ozono estratosférico estuvo ligada tanto a los procesos post-granja, como a la producción de alimentos y de fertilizantes (Figura 1). En este estudio, el principal causante de este impacto fue el óxido nitroso (N_2O), que es también un GEI; y que se emite durante los procesos de combustión que ocurren a lo largo de la cadena de producción del pollo. De manera interesante, el factor de caracterización del N_2O para esta categoría de impacto está entre los más bajos (1 kg N_2O = 0,011 kg CFC11-eq), razón por la cual este gas no se consideraba hasta hace poco entre los principales causantes de este impacto. Sin embargo, gracias a la reducción paulatina del

uso de los clorofluorocarburos (CFC) a nivel mundial, impulsada por el protocolo de Montreal (EPA, 2003), el N₂O hoy en día pasó a ser el principal causante del agotamiento del ozono estratosférico, sobretodo por ser un gas que se emite en grandes cantidades.

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. Los estudios previos de ACV en la cadena del pollo de engorde que incluyen estas categorías son escasos, por lo que no se encontraron estimados comparables a los obtenidos en nuestro estudio.

Normalización, incertidumbre y origen geográfico de las emisiones

La normalización de los impactos obtenidos sugiere que las categorías ambientales con mayor desviación sobre la norma respectiva, basada en la huella ambiental global promedio por persona estimada para el año 2010 (Sala et al. 2017), fueron: consumo de agua, ecotoxicidad del agua dulce, eutrofización de agua dulce, ecotoxicidad marina, acidificación y ecotoxicidad terrestre (Tabla 1). Las demás categorías, inclusive el calentamiento global, presentaron valores normalizados por debajo de la unidad, o sea menores a la norma de referencia utilizada. De alguna manera, los valores normalizados más altos reflejan las categorías ambientales en que la actividad de producción del pollo de engorde genera un estrés más marcado sobre el ambiente; sin embargo, esto no debe interpretarse como una comparación de impactos de distintas categorías, dado que dicho análisis estaría sujeto a una ponderación previa de la importancia relativa de las distintas categorías ambientales evaluadas.

El alto consumo de agua en las actividades agrícolas es sin duda el principal causante de que el valor normalizado de esta actividad se desvíe de manera 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. Por otra parte, como ya se describió, la producción del pollo de engorde es una actividad altamente dependiente de la producción de cultivos, por lo que es congruente que los valores normalizados de las categorías de eutrofización, acidificación y ecotoxicidad resalten sobre las demás; dado que estas categorías también se ven impactadas en gran parte por la agricultura.

En relación al análisis de incertidumbre, el intervalo de confianza de 95% para el estimado de calentamiento global osciló entre 4322 y 6057 kg CO₂-eq TM CP (Figura 2). La incertidumbre se define como la falta de conocimiento del valor real de una variable y

que se puede describir mediante una densidad de probabilidad (IPPC, 2006). Los procesos que más contribuyeron a la incertidumbre en este estudio corresponden a la producción de alimentos (IC95%: 2457- 4078 kg CO₂ TM CP) y los procesos post-granja (IC95%: 309- 805 kg CO₂ TM CP) (Figura 3). En un primer nivel, la incertidumbre en este estudio está principalmente asociada a la falta de información detallada sobre el nivel real de las emisiones de GEI que ocurren en distintos procesos, tales como: factores de emisión atribuidos al cambio de uso de la tierra (LUC) o patrones de emisión de la pollinaza (granza de arroz + excretas) en los galpones, y principalmente, bajo condiciones de campo. En un segundo nivel de incertidumbre, se encuentran las emisiones relacionadas con la producción de insumos tales como los combustibles o fertilizantes, sin embargo, al ser procesos industriales generalmente existe un mayor grado de control y medición. En el nivel más bajo de incertidumbre se encuentran los procesos relacionados con el comportamiento animal (reproducción, crecimiento, alimentación), ya que estos son particularmente uniformes en la actividad avícola y además se registran con un alto nivel de precisión.

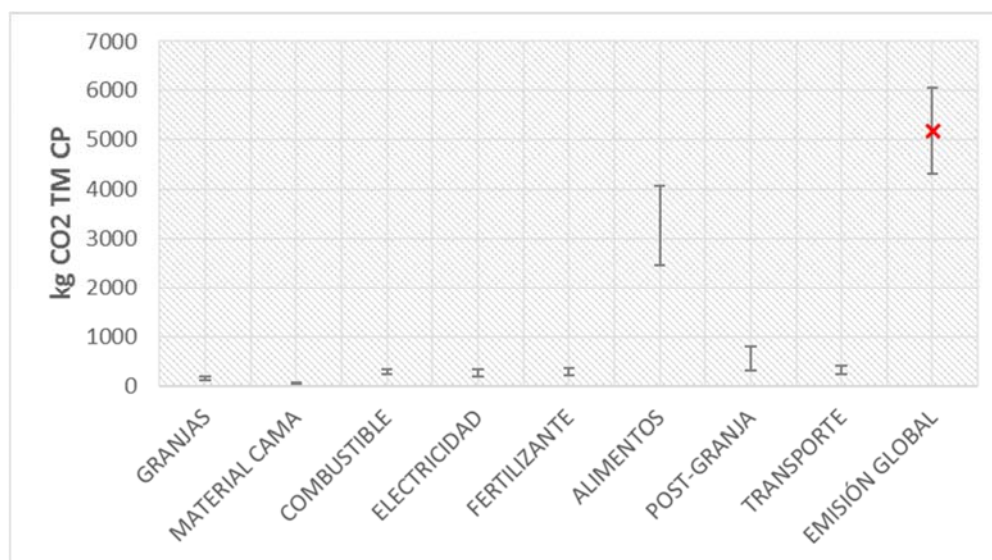


Figura 2. Intervalos de incertidumbre (IC95%) para emisiones de GEI (kg CO₂ equivalentes/ TM CP), provenientes de distintos procesos de la cadena de producción del pollo de engorde.

Por último, los resultados del ACV dejaron ver que, para 9 de las 16 categorías ambientales evaluadas, la mayor parte del impacto tiene lugar en USA (Figura 3), debido a que es ahí donde se producen la gran mayoría de los insumos utilizados en esta actividad productiva. Las únicas categorías en las que se observó un mayor impacto a nivel local

(CRC) fueron las de acidificación, eutrofización y formación de partículas finas (50% USA/CRC). Estas categorías tienen en común el estar fuertemente asociadas con los procesos post-granja, principalmente con las emisiones del estiércol en galpones y aplicado posteriormente en campos agrícolas. Sin embargo estas emisiones, como se comentó previamente, tienen un alto grado de incertidumbre en el presente estudio.

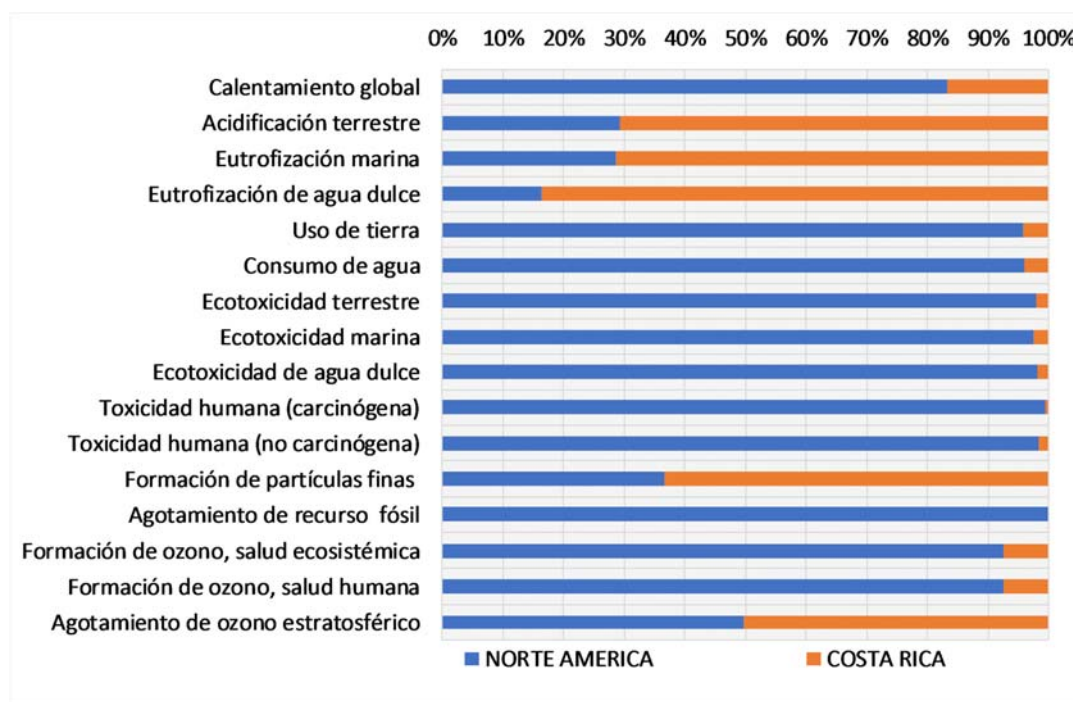


Figura 3. Contribución relativa (%) de la región geográfica (Norte América vs. Costa Rica) a cada uno de los impactos ambientales evaluados para la cadena de producción del pollo de engorde.

CONCLUSIONES

El análisis realizado permitió estimar de manera objetiva diferentes tipos de impactos ambientales que tienen lugar a lo largo de la cadena de producción cuyo producto final es la carne de pollo en Costa Rica. De acuerdo al análisis se concluye que el consumo de agua, la acidificación, la eutrofización, y la emisión de distintas sustancias tóxicas y ecotóxicas constituyen los impactos ambientales más destacados generados por esta actividad. Asimismo, se identificó que los procesos asociados a la producción de los alimentos son los que más contribuyen a estos impactos, debido a su alto consumo de agua, así como al uso de distintos tipos de pesticidas y de fertilizantes. Se observó además que la mayor parte de los impactos ambientales suceden en el exterior, dado que esta actividad

es altamente dependiente de insumos generados en el exterior. 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.

LITERATURA CITADA

- Alengebawy, A., S. Taha Abdelkhalek, S. Rana Qureshi, and W. Man-Qun. 2021. Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: ecological risks and human health implications. *Toxics* 9, 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Baumgartner, D.U., L. de Baan, and T. Nemeck. 2008. European grain legumes environment-friendly animal feed: life cycle assessment of pork, chicken meat, egg and milk production. Grain legumes Integrated Project Report, Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zürich.
- Bengtsson, J., and J. Seddon J. 2013. Cradle to retailer or quick service restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia. *J. Clean. Prod.* 41:291-300.
- Cambra López, M., J.A. Aarnink, Y. Zhao, S. Calvet, y A.G. Torres. 2010. Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environ. Pollut.* 158:1-17.
- da Silva, V.P.J., E. Cherubini, y S.R. Soares. 2012. Comparison of two production scenarios of chickens consumed in France. In: Corson, M.S., van der Werf, H.M.G. (Eds.), *Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012)*, 1-4 October 2012. INRA, Rennes, France, pp. 542-547. Saint Malo, France.
- Davis, S.J., J.A. Burney, J. Pongratz, and K. Caldeira. 2014. Methods for attributing land-use emissions to products. *Carbon Manag.* 5:233–245.
- De Vries, M., and I.J.M. de Boer. 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 128: 1-11.
- EPA (Environmental Protection Agency-USA). 2003. *Ozone: Bad nearby, Good up high.* EPA-451/K-03-001.
- FAO. 2016a. *Greenhouse gas emissions and fossil energy use from poultry supply chains: Guidelines for assessment.* Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership. FAO, Rome, Italy.
- FAO. 2016b. *Environmental performance of animal feeds supply chains: Guidelines for assessment.* Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership. FAO, Rome, Italy.

- FAOSTAT (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2021. FAOSTAT statistical database. [Rome] :FAO, 2021. (Consultado 24 Feb. 2020).
- Ferrari Noll, L. 2017. Lixiviación de fosfatos y nitratos a partir de fertilizantes inorgánicos y orgánicos bajo lluvia simulada. Proyecto de Graduación. Escuela Agrícola Panamericana. Zamorano, Honduras. 37 p.
- Gerber, P., C. Opio, and H. Steinfeld. 2008. Poultry production and the environment – a review. In: Poultry in the 21st Century. Avian influenza and beyond. International Poultry Conference. Bangkok, November 2007. pp. 391-405.
- González García, S., Z. Gomez Fernández, A.C Dias, G. Feijoo, M.T. Moreira, and L. Arroja. 2014. Life cycle assessment of broiler chicken production: a Portuguese case study. J. Clean. Prod. 74:125-134.
- GreenDelta. 2007. OpenLCA 1.10. Disponible en: <http://openlca.org> (Consultado: 01 Feb 2021).
- Guinée, J.B., R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonamici, T. Ekvall, and T. Rydberg. 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. Environ. Sci. Technol. 45:90-96.
- Gutiérrez, E. 2012. Sanidad e inocuidad pecuaria en Centroamérica y República Dominicana: una agenda prioritaria de políticas e inversiones. San José, Costa Rica. http://www.ruta.org/docs_Estudio_Sanidad_Inocuidad/Informe%20Nacional%20-%20Costa%20Rica.pdf (Consultado 24 Feb. 2020).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/> (Consultado 1 Feb. 2020)
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Fourth Assessment Report: Climate Change. Acaso las actividades humanas son la causa de los incrementos del dióxido de carbono atmosférico y otros gases de efecto invernadero durante la era industrial? http://www.ipcc.ch/publications_and_dataar4/wgl/es/faq-7-1.html
- IRET (Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas). 2021. Manual de plaguicidas Disponible en: <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/> (Consultado 1 Feb. 2021).

- Hörtenhuber, S.J., M.C. Theurl, G.Piringer, and W. Zollitsch. 2018. Consequences from land use and indirect/direct land use change for CO₂ emissions related to agricultural commodities. In: Land Use: Assessing the past, envisioning the future. IntechOpen. [doi: 10.5772/intechopen.80346](https://doi.org/10.5772/intechopen.80346)
- IMN (Instituto Meteorológico Nacional). 2015. Factores de emisión. Gases de efecto invernadero. 5ta. Ed. 9 p.
- Kalhor, T., A. Rajabipour, A. Akram, and M. Sharifi. 2016. Environmental impact assessment of chicken meat production using life cycle assessment. Inf. Process. Agric. 3:262–271.
- MacLeod, M., P. Gerber, A. Mottet, G. Tempio, A. Falcucci, C. Opio, T. Vellinga, B. Henderson, and H. Steinfeld. 2013. Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains - A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Mekonnen, M.M., and A. Y. Hoekstra. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Hydrol. Earth Syst. Sci. 15:1577-1600.
- Mekonnen, M.M., and A. Y. Hoekstra. 2012. A global assessment of the water footprint of farm animal products. Ecosystems 15:401-415.
- Mosley, M. 2014. Cerdo, pollo o res: Qué carne hay que comer para ser más ecológico? http://www.bbc.com/mundo/noticias/2014/08/140820_ciencia_carne_consumo_mas_ecologico_np (Consultado 27 Feb. 2020)
- Münch, S., N. Papke, N. Thiel, U. Nübel, P. Siller, U. Roesler, and T. Amon. 2020. Effects of farmyard manure application on dust emissions from arable soils. Atmospheric Pollution Research. 11:1610-1624.
- NREL (National Renewable Energy Laboratory). 2012. U.S. Life Cycle Inventory Database. Disponible en: <https://www.lcacommons.gov/nrel/search> (Consultado 01 Feb 2021).
- NIPHE (National Institute for Public Health and the Environment). 2017. ReCiPe 2016 v1.1. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. Bilthoven, The Netherlands. 201 p.

- Olivera, A., S. Cristóbal, y C. Saizar. 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.
- Putman, B., G. Thomab, J. Burek, and M. Matlock. 2017. A retrospective analysis of the United States poultry industry: 1965 compared with 2010. *Agric. Systems* 157:107-117.
- Rodic, V., Peric, L., Dukic-Stojcic, M., and N. Vukelic. 2011. The environmental impact of poultry production. *Biotechnol. Anim. Husb.* 27:1673-1679.
- Russ, A., and E. Schaeffer. 2017. Ammonia emissions from broiler operations higher than previously thought. The Environmental Integrity Project. Research report. 28 p.
- Sala, S., E. Crenna, M. Secchi, and R. Plant. 2017. Global normalisation factors for the Environmental Footprint and Life Cycle Assessment. Joint Research Centre (JRC) Technical report. 22 p.
- SEPSA (Secretaría Ejecutiva de Planificación Sectorial Agropecuaria). 2020. Boletín Estadístico Agropecuario #30. 138 p.
- Srivastava, V., A. Sarkar, S. Singh, P. Singh, and A. de Araujo. 2017. Agroecological responses of heavy metal pollution with special emphasis on soil health and plant performances. *Frontiers in environmental science.* 5, 64. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2017.00064/full>
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, y C. de Haan. 2009. La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones. Traducción española de la edición inglesa de la obra “Livestock’s Long Shadow” (FAO, 2006) 465 p. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/011/a0701s/a0701s00.htm>
- Thoma, G.; and B. Putman. 2020. Broiler production system life cycle assessment: 2020 update. Research report. Resilience Services. 25 p.
- Urrutia, J., y R. Valenzuela. 2014. Huella de Carbono: Herramienta para el mejoramiento de la competitividad climática en las exportaciones chilenas. Seminario: Huella de Carbono, Nuevos Desafíos para el Sector. Chile.
- Van der Sluis, W. 2007. Intensive poultry production better for global warming. *World Poultry.* 23:28-31.

- Wiedemann, S.; E. McGahan, and G. Poad. 2012. Using life cycle assessment to quantify the environmental impact of chicken meat production. Rural Industries Research and Development Corporation. Australian Governments. 92 p.
- Williams, A.G., S. Audsley, E., and D.L. Sandars. 2006. Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. *Aspects of Applied Biology* 79:19-23.
- Yuan, Q., S. Saunders, and S. Bartelt-Hunt. 2012. Methane and carbon dioxide production from simulated anaerobic degradation of cattle carcasses. *Waste Manag.* 32:939-943.

CONCLUSIONES GENERALES

- El modelo de simulación permitió una caracterización de los principales eslabones que conforman la cadena de producción del pollo de engorde que finaliza con la producción del pollo de engorde en Costa Rica. Esto permitió obtener una imagen integral de esta actividad y su impacto sobre el medio ambiente.
- El análisis realizado permitió obtener una estimación objetiva y pormenorizada de los principales impactos ambientales atribuidos a la cadena de producción del pollo de engorde bajo un sistema de producción convencional. La información recopilada y procesada en este estudio constituye la primera estimación del impacto ambiental integral de la producción de pollo de engorde en Costa Rica.
- El consumo de agua, la acidificación, la eutrofización, y la emisión de distintas sustancias tóxicas y ecotóxicas, resaltan entre los principales impactos ambientales generados por esta actividad.
- 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, destacándose principalmente la pollinaza.
 - El principal insumo del sistema de producción convencional de pollo de engorde es el alimento balanceado producido a base de cultivos forrajeros (principalmente soya y maíz), los cuales requieren de un alto consumo de agua, pesticidas, fertilizantes y combustibles.
 - La producción (y uso) de combustibles fósiles contribuye de manera significativa a las categorías de calentamiento global, formación de ozono troposférico, agotamiento de recursos fósiles, toxicidad humana y ecotoxicidad, representando uno de los principales riesgos ambientales de la actividad avícola.
 - El estiércol producido en los módulos avícolas y aplicado posteriormente en los campos constituye el residuo con mayor impacto ambiental de esta actividad productiva, dado que contribuye a varias categorías ambientales, tales como la acidificación, la eutrofización, la formación de material particulado y el agotamiento del ozono.

- Debido a su alta dependencia de insumos procedentes del exterior, la mayor parte del impacto ambiental atribuible a la producción del pollo de engorde sucede fuera de Costa Rica.
- El impacto de la producción del pollo de engorde sobre la categoría cambio climático, (y otras categorías) podría considerarse bajo si se compara con otros alimentos de origen animal, por ejemplo carne bovina. Este resultado se debe principalmente a la alta eficiencia de conversión alimenticia demostrada por esta especie. No obstante, el impacto ambiental de la actividad avícola en términos agregados a nivel mundial es sin duda alto y en constante crecimiento, principalmente debido a que el aumento de consumo de la carne de pollo a nivel mundial sobrepasa por mucho los aumentos en eficiencia productiva.

RECOMENDACIONES GENERALES

Asociadas a la mitigación de riesgos ambientales en la cadena productiva

Actualmente, existen diversas medidas técnicas que pueden ayudar a mitigar los distintos tipos de impactos ambientales que ocurren en diferentes eslabones de la cadena de producción del pollo de engorde. Seguidamente se mencionan aquellas que se consideran más pertinentes de acuerdo con los resultados evidenciados en el presente estudio.

Optimización de prácticas agrícolas (basado en Gerber et al., 2008).

- Las mayores oportunidades en este campo se asocian a la promoción de prácticas más amigables con el medio ambiente, tales como: Labranza Mínima (reducida o de conservación), Manejo Integrado de Plagas (MIP) y Buenas Prácticas Agropecuarias (BPA). Al respecto existe suficiente experiencias y conocimiento que debe incorporarse de manera generalizada a la producción de cultivos forrajeros tales como la soya o el maíz.
- Las prácticas de Labranza Mínima reducen la pérdida de nutrientes, mejoran la estabilidad hídrica y reducen la erosión, la escorrentía y la lixiviación.
- Entre los enfoques de MIP recomendados están el uso de variedades resistentes a plagas, controles mecánicos y biológicos, y, por último, controles químicos, incluidos pesticidas sintéticos y botánicos; procurando evitar al máximo el uso de productos con altos nivel de ecotoxicidad y toxicidad humana.
- Con relación a las BPA es importante procurar que los agroquímicos y los fertilizantes orgánicos o inorgánicos se apliquen en cantidades, tiempos y métodos adecuados a los requerimientos agronómicos de cada cultivo y a las condiciones ambientales de la región y época.
- Otras prácticas que protegen el recurso hídrico son: selección de cultivos/cultivares apropiados, mejores métodos de siembra, riego dirigido y oportuno en los períodos de crecimiento más sensibles, riego por goteo o cosecha de agua de lluvia.

Optimización de manejo del estiércol y desechos de mortalidad (basado en Gerber et al., 2008).

- El estiércol debe almacenarse en edificios cerrados durante uno o dos meses antes de su aplicación, procurando un secado adecuado (con máquina o esparcido).

- Es necesario optimizar el tiempo y tasa de aplicación del estiércol en el campo. Debe aplicarse en la época correcta del año y en condiciones ambientales adecuadas para evitar pérdidas en las aguas superficiales, las aguas subterráneas y la atmósfera.
- Existen varias alternativas al entierro en fosa de las aves muertas (utilizado a nivel local), tales como la incineración, el rendering o el composteo. El uso de fosas de entierro debe hacerse tomando en consideración distancias apropiadas con respecto a fuentes de agua.

Optimización de las dietas avícolas (basado en Gerber et al., 2008 y Steinfeld et al., 2009).

- Adecuar las dietas a los requerimientos nutricionales de las aves en sus diferentes etapas de producción y crecimiento para reducir la cantidad de nutrientes excretados, por ejemplo: alimentación por etapas, alimentación separada por sexo o formulación de alimentos en función de los nutrientes disponibles.
- Uso de dietas bajas en proteínas suplementadas con aminoácidos y dietas bajas en fósforo con fosfatos inorgánicos de alta digestibilidad
- Mejorar la digestibilidad de los alimentos y la biodisponibilidad de los nutrientes mediante el uso de enzimas suplementarias en la dieta, como la fitasa, o alimentos modificados genéticamente de alta digestibilidad, como el maíz con bajo contenido de fitato, y aminoácidos sintéticos y minerales traza de alta digestibilidad.

Optimización de la gestión ambiental en la actividad avícola.

- Promover la migración paulatina de la actividad avícola hacia el uso de fuentes de energía más sostenibles, tales como electricidad de fuentes hidroeléctricas, o el uso de medios de transporte bajos en emisiones.
- Incorporar criterios ambientales en la importación de insumos, tales como: optimización de rutas y minimización de distancias de recorrido, restringir fuentes alimenticias producidas en regiones con altas tasas de conversión de bosques a cultivos forrajeros (pe. Sur América), restringir uso de pesticidas/agroquímicos de mayor impacto en ecotoxicidad y toxicidad humana.
- Promover los sistemas de eco-certificación ambiental dentro de la actividad avícola. Al respecto ya existen varias iniciativas a nivel mundial, como las promovidas por <http://foodalliance.org/>, el cual establece requisitos tales como: prohibición del uso de

antibióticos y arsénico como aditivos alimenticios, estándares mínimos para protección del suelo y agua, y estándares de bienestar animal y de la mano de obra.

Asociadas a la optimización de la metodología de evaluación

Existen varias acciones que podrían implementarse para obtener resultados más precisos y representativos de los distintos impactos ambientales relacionados con la actividad evaluada, entre ellas:

- Promover investigaciones orientadas a una medición más detallada de las emisiones, por ejemplo determinación a nivel local de las emisiones ocurridas en los galpones, determinación de la composición y patrones de degradación (en galpones y en el campo) de la pollinaza.
- Existe una alta variabilidad e incertidumbre asociada a algunas de las emisiones evaluadas en el presente estudio, tales como las atribuidas al cambio de uso de la tierra (LUC), o las emisiones procedentes del estiércol aplicado en campo. Por esta razón es necesario reportar no solo valores promedio de impacto ambiental, sino también los rangos (IC95%) asociados a estos valores. En el presente estudio este análisis de incertidumbre se circunscribió a la categoría de Calentamiento Global, pero sería pertinente ampliarlo a las demás categorías utilizando la misma metodología.
- El modelo diseñado puede ser adaptado de manera relativamente sencilla para estimar el impacto ambiental de la producción del pollo de engorde a nivel nacional. Esta información sería valiosa para la implementación de medidas a nivel del sector.
- En el cálculo del balance de emisiones de GEI, el presente estudio no incluye el secuestro de carbono por parte de los cultivos forrajeros, lo cual es práctica común, aunque cuestionable, en la mayoría de los ACV convencionales que se realizan actualmente. Por otra parte, el estudio tampoco incluyó otras contribuciones que podrían ser significativas en la estimación de los distintos impactos, tales como la fabricación y el mantenimiento de bienes de capital o equipo industrial. Sin embargo, esta es también la práctica usual en los ACV.
- Algunos estudios basados en ACV consideran la pollinaza como un subproducto de la actividad avícola, dado su valor económico. De tal manera, el impacto ambiental de la actividad se distribuye entre el producto principal (carne de pollo) y el subproducto (pollinaza). Bajo este enfoque el impacto ambiental de la pollinaza aplicada en campo

no correspondería a la actividad avícola, sino que es atribuida a los cultivos en los que se utiliza como fertilizante. En el presente estudio se consideró más apropiado (y acorde a la realidad), declarar la pollinaza como un residuo del sistema avícola, con un impacto ambiental que debe ser atribuido a la misma actividad de la cual se originó (ya sea dentro o fuera de la granja).

ANEXOS

Anexo 1. Guía de formato. Revista Agronomía Mesoamericana.

INSTRUCTIVO PARA LOS AUTORES

La revista Agronomía Mesoamericana dio inicio durante la XXXV Reunión del Programa Cooperativo Centroamericano para el Mejoramiento de Cultivos y Animales (PCCMCA) efectuada en Honduras en 1989. Nació con el objetivo de difundir los resultados de investigación que se exponen durante cada reunión anual. El primer volumen se publicó y distribuyó en 1990, durante la XXXVI Reunión del PCCMCA en El Salvador. Actualmente tiene como objetivo difundir información científica, mediante la publicación de artículos, comunicaciones cortas, notas técnicas, análisis y comentarios, informaciones técnicas y revisiones bibliográficas; relacionada con las ciencias agroalimentarias y realizada en cualquier parte del mundo, con importancia para zonas tropicales y subtropicales, especialmente Mesoamérica y El Caribe.

Con base en las normas de la revista Agronomía Mesoamericana, los autores de los trabajos científicos, cuentan con los siguientes derechos sobre los escritos: presentarlo en público, preparar trabajos derivados, reproducirlos y distribuirlos. Los usuarios pueden mencionar la información de los trabajos (siempre y cuando se indique la cita correspondiente, de otro modo se comete plagio) cuando se hace con propósitos específicos en la enseñanza y la investigación.

La fecha de recibido del trabajo se dará a partir del cumplimiento del Instructivo a los Autores y la Guía Formato, los cuales se pueden solicitar a los correos electrónicos pccmca@gmail.com o pccmca@ucr.ac.cr; o bien puede consultarlos en la revista electrónica en la dirección <http://revistas.ucr.ac.cr/index.php/agromeso>

Todos los trabajos sometidos a publicación en la revista Agronomía Mesoamericana solo podrán ingresar por la revista electrónica, los autores deben suscribirse en la dirección <http://revistas.ucr.ac.cr/index.php/agromeso/user/register>. Además, los trabajos deben ser originales, inéditos y no podrán ser propuestos total o parcialmente a otra revista. Toda publicación será divulgada en formatos físicos y electrónicos, incluido Internet, con base en la normativa de divulgación y cesión de derechos por parte de los autores.

La revista Agronomía Mesoamericana no realiza cobro alguno por los conceptos de envíos, edición y publicación. Los encargados de revisar cada trabajo serán al menos dos expertos o pares árbitros externos, con experiencia en la temática; estos se seleccionan con base en su formación académica y publicaciones en revistas científicas.

Los árbitros analizarán los trabajos para determinar la validez de los objetivos propuestos, la metodología empleada y los resultados obtenidos, así como su impacto o aporte a la ciencia. Se les dará un mes para emitir los resultados de la revisión. Si este proceso se atrasa, se enviarán a otros especialistas y se le indicará al autor(es) si están de acuerdo en esperar más tiempo o podrán retirar su trabajo del proceso de edición. Una vez que el trabajo es aprobado, se envía la versión final a los autores para que lo revisen y den su aprobación en plazo máximo de cinco días hábiles.

El Consejo Editorial se reserva el derecho de clasificación de los trabajos, según el impacto y contenido de los mismos.

Tipos de publicaciones aceptadas a partir del volumen 28(2) del 2017

- **Artículo:** proviene de una investigación profunda y detallada, con avances en el conocimiento, es novedoso, con todos los elementos de un artículo, incluidos título, nombre completo de los autores con sus respectivas afiliaciones, resumen y su “abstract”, debidamente traducido, palabras clave, introducción, materiales y métodos, resultados, discusión, conclusiones y literatura citada (no debe omitir las citas relevantes y recientes). Debe incluir un número apropiado de cuadros y figuras relevantes y sustanciosas que demuestren la profundidad del estudio y resalten los méritos del trabajo para su publicación en una revista indizada. Es un texto de carácter académico que exige el cumplimiento de normas específicas tanto en su estructura general como en su contenido. Estos aspectos fundamentales están determinados por el tipo de lectores y por el medio de divulgación. El uso de vocabulario especializado y el tono formal en que se escribe, facilita el acceso a la información y por consiguiente, su comprensión. Debe estar cuidadosamente redactado para evitar cambios de tema innecesarios, para lograr expresar de un modo claro y sintético lo que se pretende comunicar, y para que se incluyan las citas y referencias indispensables. Debe integrar todo lo investigado y no fraccionarlo para originar dos o más publicaciones. Los artículos no pueden tener una extensión mayor a treinta páginas en Word.
- **Revisiones bibliográficas:** son recopilaciones y síntesis del conocimiento existente en un campo específico de interés en las ciencias agrícolas para el área mesoamericana. No pueden tener una extensión mayor a treinta páginas en Word. El Consejo Editorial Nacional e Internacional puede solicitar revisiones bibliográficas a autores de reconocida trayectoria en el campo correspondiente, y con antecedentes de investigación y publicaciones arbitradas en el mismo. No se descartan las revisiones sometidas a consideración por los propios autores, en estos casos, se recomienda enviar una solicitud por escrito, en la que se resuman los objetivos y los alcances de la revisión bibliográfica propuesta. Algunos ejemplos son:

Sánchez, N., y Jiménez V. 2010. Técnicas de conservación *in vitro* para el establecimiento de bancos de germoplasma en cultivos tropicales. Agron. Mesoam. 21:193-205

Azofeifa, B., A. Paniagua, y A. García. 2014. Importancia y desafíos de la conservación de Vainilla spp (Orquidacea) en Costa Rica. Agron. Mesoam. 25:189-202.

- **Notas técnicas:** Se refieren a la publicación del desarrollo de técnicas o metodologías innovadoras preferiblemente, o su adaptación, modificación, promoción y divulgación de carácter científico, de interés para la región mesoamericana. Entre ellas métodos de mejoramiento, análisis estadísticos, aparatos o instrumentos de campo, invernadero o laboratorio. También hacen referencia a reportes de significado, urgencia e interés, pero deben contener resultados preliminares relevantes. Se valorará el carácter didáctico de estas publicaciones en el contexto mesoamericano. No pueden tener una extensión mayor a veinte páginas en Word. Puede abordar los resultados de un ensayo práctico ante un problema muy concreto, fundamentado en procedimientos de uso general en el ejercicio de la profesión. La Discusión en una nota técnica puede tomar un tono más expositivo (cualitativo) que crítico, mientras que

en un artículo formal, esta es una sección relevante y representativa del trabajo (cualitativo si las variables lo permiten y por lo general cuantitativo). Algunos ejemplos son:

Blanco, F.A. 2001. Métodos apropiados de análisis estadísticos subsiguientes al análisis de varianza (ANDEVA). *Agron. Costarricense* 25:53-60. Gallo, K.P., y C.S.T. Daughtry. 1986. Techniques for measuring intercepted and absorbed photosynthetically active radiation in corn canopies. *Agron. J.* 78:752-756.

Khanizadeh, S., D. Buszard, y C.G. Zarkadas. 1995. Misuse of Kjeldahl method for estimating protein content in plant tissues. *HortScience* 30:1341-1342.

O'Reilly, E., y J. Lanza. 1995. Fluorescamina: a rapid and inexpensive method for measuring total amino acids in nectar. *Ecology* 76:2656-2660.

Lacroix, C.R., y J. MacIntyre. 1995. New techniques and applications for epi-illumination light microscopy. *Can. J. Bot.* 73:1842-1847.

Meyer, W.S., D.C. Reicosky, H.D. Barrs, y G.S.G. Shell. 1987. A portable chamber for measuring canopy gas exchange of crops subject to different root zone conditions. *Agron. J.* 79:181-184.

Stanhill, G. 1992. Accuracy of global radiation measurements at unattended, automatic weather stations. *Agric. For. Meteorol.* 61:151-156.

Bottomley, P.A., H.H. Rogers, y S.A. Prior. 1993. NMR imaging of root water distribution in intact *Vicia faba* L. plants in elevated atmospheric CO₂. *Plant Cell Environ.* 16:335-338.

- **Análisis y comentarios:** es el análisis de una situación específica, realizada por un especialista con reconocida trayectoria en el campo y con publicaciones relevantes en revistas indexadas. Puede contener datos, puntos de vista, opiniones, y debe incluir una revisión de literatura apropiada para la naturaleza y la extensión de esta modalidad de publicación. Además, puede incluir observaciones personales. No pueden tener una extensión mayor a veinte páginas en Word. Su formato consiste de una introducción, el desarrollo temático, y la revisión bibliográfica. Algunos ejemplos son:

Rosas, J.C. 2001. Aplicación de metodologías participativas para el mejoramiento genético de frijol en Honduras. *Agron. Mesoam.* 12:219-228.

Córdova H., S. Castellanos, H. Barreto, y J. Bolaños. 2002. Veinticinco años de mejoramiento en los sistemas de maíz en Centroamérica: logros y estrategias hacia el año 2000. *Agron. Mesoam.* 13:73-84.

Espinosa, A., M.A. López, N. Gómez, E. Betanzos, M. Sierra, B. Coutiño, R. Aveldaño, E. Preciado, y A.D. Terrón. 2003. Indicadores económicos para la producción y uso de semilla mejorada de maíz de calidad proteínica (QPM) en México. *Agron. Mesoam.* 14:105-116.

Autoría

El autor debe indicar en una carta que el trabajo es original, que no se ha publicado ni sometido a publicación en otras revistas, excepto en forma de resumen o como parte de una conferencia, opinión, o tesis, y no estar bajo edición en otra revista científica. Debe ceder los derechos de publicación a Agronomía Mesoamericana, responsabilizándose por el contenido de su trabajo e indicar además que ha sido aprobado por los demás coautores. Se debe incluir el nombre completo de los autores con sus respectivas afiliaciones,

incluyendo la ciudad, país donde se ubica el centro laboral. La información se debe presentar de lo general a lo específico; por ej. Universidad de Costa Rica, Escuela de Zootecnia, Centro de Investigación en Nutrición, San José, Costa Rica.

Como autores se considerarán los que participaron en grado suficiente para asumir la responsabilidad pública del contenido del trabajo. Es autor el que intervino en forma esencial en: a) la concepción y el diseño del estudio, obtención de los datos, o el análisis y la interpretación de los mismos; b) la redacción del trabajo o la revisión crítica de una parte sustancial de su contenido intelectual; y c) la aprobación final de la versión que será publicada. Los requisitos a, b y c tendrán que cumplirse simultáneamente. La participación exclusivamente en la obtención de fondos, datos o la coordinación del trabajo y la supervisión general del grupo de investigación, no justifica la autoría (se tomó parte de las indicaciones a los autores de la revista Colombia Médica <http://colombiamedica.univalle.edu.co/informacion.html>)

Los trabajos sometidos a publicación deben contar con la autorización de la institución o empresa donde se efectuó la investigación. Además se asumirá que todos los autores participaron en la elaboración, y autorizaron someterlo a publicación.

El autor principal debe indicar si su trabajo lo considera un artículo, nota técnica, análisis y comentarios o revisión bibliográfica; sin embargo, la decisión sobre su ubicación se tomará con base en el arbitraje efectuado y el acuerdo de los miembros del Consejo Editorial Nacional e Internacional. Se podrá rechazar de oficio todo trabajo de campo con un solo periodo de evaluación (época o año), sobre cultivos ampliamente estudiados y sobre una temática ya conocida (Como ejemplo: épocas de siembra, distancias de siembra, fertilización NPK) o si la investigación tiene más de diez años de haberse concluido.

Política de detección de plagio

La revista Agronomía Mesoamericana utiliza el sistema Turnitin® para detección de plagio. En caso de considerarse que el trabajo presenta reproducción total o parcial de otras investigaciones se seguirá el debido proceso; para lo que se le dará la oportunidad al autor(es) para que aporte(n) prueba(s) de descarga o corrija(n) el trabajo; posteriormente, el Comité Editorial realizará una valoración de la prueba y correcciones y tomará la decisión de rechazar o continuar el proceso de edición del trabajo.

Comunicación con los autores en el proceso de edición

Se dará un período de cinco días hábiles para el envío de las correcciones. Si luego del periodo dado no hubiera respuesta, se procederá en primera instancia a dejarlo fuera del proceso de edición, y posteriormente pasados los 30 días hábiles, a rechazar el trabajo bajo la premisa de no acatamiento a las directrices de la revista. Cuando finalice el diagramado con las correcciones del autor, se le devolverá de nuevo para que efectúe la revisión final e indique vía carta o vía correo electrónico al Editor que está de acuerdo con la versión final o indicar las observaciones de forma. El tiempo de respuesta del autor deberá ser de un máximo de cinco días hábiles, después del cual se podrá aprobar su publicación o suspender su proceso de edición.

Nombres de productos

No se acepta el uso de nombres comerciales en plaguicidas, equipos o alimentos, con excepción a formulaciones particulares que puedan afectar los resultados. Los plaguicidas se deben escribir con el nombre común seguido del químico entre paréntesis.

Diccionario de referencia

El diccionario de referencia en español será el de la Real Academia Española (<http://www.rae.es/obras-academicas/diccionarios/diccionario-de-lalengua-espanola>). Los números arábigos se emplearán para todos con dos o más dígitos, y para las unidades de medida. Se escribirán en palabras si es la primera de una oración, o si es menos de 29 y no indica una medida.

Distribución de la revista: versiones impresas y electrónicas

Solo se distribuirán impresos a los centros de documentación y bibliotecas. En cada Reunión Anual del Programa Cooperativo Centroamericano para el Mejoramiento de Cultivos y Animales (PCCMCA), se incluirá en la memoria USB que distribuye el Comité Organizador con información del evento, una copia de los dos últimos volúmenes de la revista.

Formato para cada sección de los trabajos

Solo se aceptarán trabajos preparados en Microsoft Word, con tipografía Arial, tamaño 11, a espacio y medio, márgenes superior e inferior de 1" e izquierdo y derecho de 1,2".

Se envían a la revista electrónica, suscribiéndose como autor en la dirección <http://revistas.ucr.ac.cr/index.php/agromeso/user/register>. Deben basarse en las siguientes instrucciones de formato:

- **TÍTULO:** El título debe ser conciso y no debe exceder de catorce palabras. Indicar si el trabajo fue parte de una tesis, proyecto, etc. Se sugiere evitar el uso de nombres científicos en el título cuando el nombre común es muy conocido (frijol, maíz, papa, tomate, etc.). Se deberá usar el nombre científico solo cuando el nombre común no es conocido o puede variar entre países (nombres de malezas, hongos, insectos, etc.).

Evitar las siguientes palabras: “Estudios de”, “Investigaciones en”, “Observaciones acerca de”, y otras palabras similares. No incluya generalidades que no contribuyen con la utilidad del título. “Ejemplo: Estudios de poblaciones de malezas en el Valle Central”. No emplear abreviaturas.

Como referencia al título debe indicarse si el trabajo forma parte de un proyecto de investigación y/o tesis, además del ente que lo financia o la institución donde se efectuó, incluyendo el lugar y país.

- **TÍTULO RESUMIDO:** para encabezado de página, no debe ser mayor de ocho palabras.
- **AUTORES:** Debe incluir el nombre completo y apellidos (sin abreviaturas). Si el autor decide solo incluir un apellido debe indicarlo cuando envía el trabajo. Al pie de página debe incluirse la dirección postal y correo electrónico de todos los autores, e indicar la institución donde laboran. El primer autor se considerará el de mayor aporte a la investigación que dio origen al trabajo sometido a publicación. El número total de autores no deberá ser mayor de seis.

- **RESUMEN:** Iniciar con una breve introducción, seguido del objetivo principal del trabajo. Luego indicar el sitio del evento, lugar, país, periodo de ejecución, la metodología empleada y los principales resultados y conclusiones acordes con el título y objetivo del trabajo, no dejar la interpretación al lector. Al igual que todo el texto del trabajo el resumen debe escribirse en pretérito. Se debe omitir las siglas o abreviaturas poco conocidas, así como su uso excesivo. No incluir referencias o citas bibliográficas, figuras o cuadros, y abreviaturas no contenidas en ninguna normativa internacional y que no se les haya indicado previamente su significado. El tamaño máximo será de 250 palabras (con base en el contador de palabras de Word) a espacio seguido y en un solo párrafo. Debe incluirse el título dentro del conteo de palabras.
- **ABSTRACT:** Traducción al inglés del RESUMEN, incluyendo título del trabajo.
- **PALABRAS CLAVE:** Se deben incluir un mínimo de cuatro palabras claves en español e inglés, pueden ser palabras compuestas y estas no deben figurar en el título. El objetivo es su uso en indización y selección de la información bibliográfica. Como referencia se puede consultar AGROVOC Thesaurus de la FAO (http://www.fao.org/aims/ag_intro.htm?searchtext=) y el tesoro agrícola de la National Agricultural Library de United States Department of Agriculture (<http://agclass.nal.usda.gov/>). No incluir palabras generales como: rendimiento, variables, planta, diferenciación, trópico, cultivos, etc.
- **ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS:** La revista Agronomía Mesoamericana, solo aceptará la normativa oficial del sistema internacional de pesos y medidas, así como lo indicado para tal efecto por la Real Academia Española (ejemplo: para la separación de los decimales se empleará la coma siempre y cuando el trabajo sea en español). Como referencias se dan las siguientes citas:
 - El Sistema Internaciones de Unidades. 2008. 2 Ed. Oficina Internacional de Pesas y Medidas. Organización Intergubernamental de la Convención del Metro. Centro Español de Metrología. Madrid, España. NIPO: 706-08-006-3. <http://www.cem.es/sites/default/files/siu8edes.pdf>
 - Nava J., F. Pezet, y I. Hernández. 2001. El Sistema Internacional de Unidades. Los Cués, Aro., México. <http://satori.geociencias.unam.mx/LGM/Unidades-CENAM.pdf>
 - Carazo, M. 1987. Sistema internacional de pesos y medidas. 2 Ed. Editorial Tecnológica de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- **INTRODUCCIÓN:** Debe incluir el propósito de la investigación, los antecedentes más relevantes y el objetivo concreto. Importancia del problema dentro del marco de estudio, limitaciones de la investigación. Toda información debe estar respaldada con citas bibliográficas, que sean de fácil acceso mediante centros de documentación, bibliotecas o Internet. Si son más de dos autores se pone et al. después del primer apellido. Ej. a) "...la metodología propuesta por Gómez et al." b)... Este método fue similar al de otros autores (Hartman, 1974; Jackson et al., 1977). Toda mención de especies vegetales o animales debe incluir su nombre científico, y cuando es parte de lo que se estudia en el trabajo, se debe indicar además su clasificación biológica. Toda indicación posterior de un nombre científico se hará con solo la inicial del género más la especie. Todo nombre científico deberá ir en letra cursiva (revisar terminología en: International Association for Plant Taxonomy iapt, Código Internacional de

Nomenclatura Botánica). Los nombres genéricos que se usan como vernaculares no llevan mayúscula: ejemplo frijol, maíz, etc. No incluir cuadros ni figuras.

- **MATERIALES Y MÉTODOS:** Son los elementos básicos de la investigación y los que generan los resultados. Los materiales (suelos, plantas, semillas, vacas, cabras, etc.) deben estar claramente descritos (Análisis físico, químico y tipo de suelo). Descripción de la variedad de planta empleada y su origen. Características del animal empleado, que incluya su origen, tipo, edad, etc. Los métodos deben indicar claramente las variables que se pretende medir y su precisión, por lo que se debe incluir el diseño experimental, unidad experimental, método de muestreo y tipo de análisis estadístico. Descripción de los tratamientos y variables evaluadas. Prácticas culturales y del manejo del experimento. Además el lugar donde se efectuó la investigación, el periodo (s) y condiciones climáticas, si procede.
- **RESULTADOS:** Deben ser lo más resumidos y claros posible. Se debe iniciar con el principal resultado obtenido según el objetivo propuesto en la investigación. Se presentan los datos derivados de la aplicación de la metodología de una manera clara, ordenada y completa, pero a la vez concisa, basados en comprobaciones y no suposiciones, deben ser expresados por separado en figuras o cuadros (incluir en un archivo adicional los datos que los originaron para efecto del diagramado). No se debe repetir en el texto la información contenida en los cuadros o figuras. La información obtenida del análisis de varianza, se describirá en el texto. Se debe mostrar solo lo más importante, no dejar al lector la interpretación y el resumen de los datos de la investigación.
- **DISCUSIÓN:** Se analiza la información obtenida. Se debe explicar la importancia de comparar con otros estudios similares e indicar porqué hubo o no diferencias significativas. Al comparar los resultados con los de otras investigaciones similares, se debe interpretar y aclarar a qué se debieron las similitudes o diferencias obtenidas (p. ej. debido al sitio, la genética, metodología empleada, etc.). Se debe discutir el significado de los resultados y desarrollar aquellos no esperados o contradictorios. Puede proponerse estudios de seguimiento relacionados a lo obtenido en la investigación. No se acepta proponer recomendaciones comerciales basadas en un trabajo muy específico.
- **CONCLUSIONES:** Se deben presentar las conclusiones con una redacción clara y concisa, indicando las pruebas que respaldan cada una de ellas. Deben ser consistentes con los objetivos de la investigación y responden a ellos. No se permite resumir resultados, ni presentar una repetición de lo desarrollado en el trabajo.
- **CUADROS, FIGURAS, FOTOS, DIBUJOS Y MAPAS:** Deben tener un título tanto en inglés como en español, que los explique por sí solos, independiente del texto. Se debe identificar claramente la información brindada, Lugar (es) donde se realizó, además del periodo o año de ejecución. Como figura se entenderá las imágenes, fotos, dibujos y mapas. Los cuadros y figuras se deben presentar preferentemente en formato simple y comprensible, en lugar de uno complicado, de difícil interpretación, o basado en la información general obtenida sin un adecuado proceso de síntesis (es el autor quien debe analizar y resumir la información obtenida). Se debe escoger la forma que mejor comunique los resultados obtenidos y no se debe repetir la información en cuadros y figuras. Las fotos deben enviarse en archivo separado, con una resolución mínima de 300 dpi y en formato JPG, EPS o TIFF. Deben ser legibles. Los cuadros, figuras, fotos o mapas deben aparecer inmediatamente después de que se les mencione. Bajo ninguna circunstancia se aceptarán anexos o apéndices. Evitar el uso de abreviaturas en

los títulos de cada columna en los cuadros. Todo tipo de abreviaturas incluidas en el cuerpo del cuadro o en una figura, con excepción de las de uso universal, deberán ser aclaradas al pie del cuadro o figura.

La numeración de los cuadros y figuras (incluidas las fotografías) se elaboran en forma independiente para cada uno de ellos y con pocas excepciones se ubicarán en un espacio del ancho de una columna, por lo cual debe usar figuras y cuadros que se puedan reducir al ancho de la columna sin perder nitidez. No se deben enviar cuadros en formato de imagen.

- **LITERATURA CITADA:** Debe contribuir al conocimiento sobre el tema y ser lo más reciente posible, y de fácil acceso en centros de documentación, bibliotecas o Internet y estar redactadas con base en las normas de la Sociedad Americana de Agronomía (ASA, American Society of Agronomy, <https://www.agronomy.org/publications/style>). Toda referencia bibliográfica que se incluya en el texto (introducción, materiales y métodos o resultados y discusión) deberá aparecer en esta sección. Todas las citas deben incluir todos los autores, año de publicación, título completo del trabajo, e información del documento en que se publicó, edición, casa editora, lugar de publicación, volumen y número de páginas (cuando se refiera a un capítulo específico). Los nombres de los autores van con minúscula, primero el apellido y luego la inicial del nombre. Las comunicaciones personales no son parte de la literatura citada, por lo que se incluyen dentro del texto. Las citas obtenidas de Internet, deben ser preferentemente de publicaciones periódicas, revistas electrónicas o libros.

Cuando exista más de una cita correspondiente a un autor o grupo de autores con el mismo año de publicación, se debe colocar una letra a la par del año (a, b, c), así como diferenciarlo de la misma forma en el texto.

Ejemplos de redacción de referencias bibliográficas

Libros:

Carvajal, F. 1984. Cafeto: cultivo y fertilización. 2 ed. Instituto Internacional de la Potasa, Berna, Suiza.

Tesis:

Yah-Correa, E.V. 1998. Crio conservación de suspensiones celulares embriogénicas de Musa spp. iniciadas a partir de flores inmaduras. Tesis MSc., CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Congresos, Conferencias, Reuniones:

Alfaro, M., R. de Camino, M. I. Mora, y P. Oram., editores. 1993. Regional Workshop needs and priorities for forestry and agroforestry policy research in Latin America. IICA, San José, Costa Rica.

Contribución a una conferencia o simposio:

Dawson, J.C., y I. Goldringer. 2009. Direct or indirect selection in breeding for organic agriculture. En: H. Østergård, E.T. Lammerts van Bueren, y L. Bouwman-Smits, editores, Proceedings of the BioExploit/Eucarpia Workshop on the Role of Marker Assisted Selection in Breeding Varieties for Organic Agriculture, Wageningen, the Netherlands. 25–27 February. BioExploit Project, Wageningen, the Netherlands. p. 15-18.

Revistas:

Shingh, C. K., y G. S. Grewal. 1998. Detection of rabies in central nervous system of experimentally infected buffalo calves. *Indian J. Anim. Sci.* 68:1242-1254.

Comunicaciones personales:

Se mencionan en el texto de la publicación, entre paréntesis.

Ejemplo: “Se utilizaron 20 microlitros (Rojas, comunicación personal, 2011) de una solución de bacterias de 0,5x10⁸ UFC/ml (ensayo 1) y 1,5x10⁸ UFC/ml (ensayo 2), los cuales contenían 1,0x10⁶ y 3,0x10⁶ UFC/camarón respectivamente”.

Documentos en línea:

Rummer, B., J.P. Prestemon, D. May, P. Miles, J. Vissage, y R. McRoberts. 2003. A strategic assessment of forest biomass and fuel reduction treatments in western states. USDA Forest Service, Research and Development. http://www.fs.fed.us/research/pdf/Western_final.pdf (Consultado 5 ene.2012).

Publicaciones periódicas en línea con DOI:

Kato, C., T. Nishimura, H. Imoto, y T. Miyazaki. 2011. Predicting soil moisture and temperature of Andisols under a monsoon climate in Japan. *VadoseZone J.* 10:541-551. doi:10.2136/vzj2010.0054.

Antes de enviar el trabajo, el autor debe verificar que cumplió con las normas de este instructivo.

Lista de comprobación para la preparación de envíos

Como parte del proceso de envío, los autores/as están obligados a comprobar que su envío cumpla todos los elementos que se muestran a continuación. Se devolverán a los autores/as aquellos envíos que no cumplan estas directrices.

- Co-autores revisaron exhaustivamente todo el texto y lo aprobaron
- Extensión del texto:

Artículo. Máximo treinta páginas en el procesador de texto Microsoft Word en letra Arial tamaño 11, interlineado de 1,5. Márgenes superior e inferior de 2,54 cm (1 pulgada), los márgenes izquierdo y derechos de 3,05 cm (1,2 pulgadas).

Comunicación corta. Máximo veinte páginas con el mismo formato del artículo

- El título:
- Contiene máximo 14 palabras.
- Se hace referencia al pie de página, donde se indica si fue tesis, proyecto, etc.
- Se evita el uso de nombres científicos para cultivos comunes (papa, arroz, maíz, etc.).
- Utiliza subtítulos solo si la investigación continuará y se publicarán otros artículos.
- Resumen:
- Extensión máxima es de 250 palabras. Todo en un solo párrafo.
- No incluye introducción al tema ni citas bibliográficas

- El objetivo del trabajo (no incluye actividades ni procedimientos).
- El lugar y el periodo en el que se llevó a cabo el ensayo.
- Principal metodología.
- Énfasis en los principales resultados.
- Abstract

El abstract es una traducción fiel del resumen, e incluye el título del trabajo y las palabras claves traducidas al inglés (keywords).

- Palabras clave y keywords

Las palabras claves son palabras que no se repiten en el título. Sirven para identificar la temática; son un máximo de cinco palabras y pueden estar compuestas.

- Título resumido

Posee título resumido con un máximo de ocho palabras

- Información de los autores:
- Nombre completo.
- Dos apellidos (excepto si el autor solicita incluir un solo apellido o si son apellidos ingleses, chinos u otros).
- Correo electrónico, apartado postal.
- Institución o compañía en la que laboran (nombre completo, no siglas). Dirección física o postal.
- Máximo seis autores
- Introducción:

Incluye los antecedentes, objetivos y alcance del problema. Solo se acepta redacción temática específica a la investigación y respaldada por la literatura. No se acepta redacción donde la literatura se empleó como inicio de cada párrafo o para cada tema.

- Frases tienen menos de 20 palabras.
- Los párrafos tienen menos de 120 palabras.
- Concordancia entre género y número.
- Sin frases de circunloquio “más vale decir que ...”. “sin lugar a dudas podría llegar a afirmarse que ...”.
- No incluye gerundios.
- Incluye el propósito de la investigación.
- Incluye la importancia del problema en el marco de estudio.
- Antecedentes más relevantes. Deben tener relación entre el trabajo e investigaciones anteriores.
- Incluye las limitaciones de la investigación.
- La información está respaldada con base en las citas bibliográficas.
- El objetivo del trabajo está al final (no incluye actividades ni procedimientos).
- Incluye el nombre científico de todos los animales y plantas (en cursiva; buscar en International Association for Plant Taxonomy rapt. Código Internacional de Nomenclatura Botánica).

- Incluye la clasificación biológica de todo animal o planta que formó parte de la investigación.
- El nombre científico mencionado por segunda vez, solo presenta la inicial mayúscula del género separada con punto de la especie, que va en letra cursiva.
- Nombres comunes sin mayúscula.
- Citas redactadas con base en la normativa.
- Todas las citas aparecen en la literatura citada.
- Materiales y métodos:
- Incluye lugar, periodo época donde se llevó a cabo el trabajo.
- Condiciones climáticas o ambientales, cuando son empleadas en los resultados o en la discusión.
- Análisis físico-químicos del suelo.
- Diseño experimental (número de repeticiones, unidad experimental).
- Descripción de los tratamientos y las variables evaluadas.
- Debe indicar cómo se efectuó las mediciones, los criterios empleados o citas bibliográficas sobre la metodología empleada en la medición de las variables. Incluye la descripción de las escalas empleadas.
- Especificaciones de equipo y materiales (no incluye marcas comerciales).
- Descripción de variedades o razas utilizadas (origen, tipo edad, etc.), y justificación de su empleo. Puede incluir citas bibliográficas sobre las variedades o razas.
- Prácticas culturales y manejo experimental.
- Método de muestreo.
- Análisis estadístico.
- Todas las citas aparecen en la literatura citada.
- Resultados:
- Presentación de datos obtenidos (resumido, ordenado, preciso, claro y conciso).
- Los cuadros y figuras están nombrados en el texto. **DE PREFERENCIA EMPLEAR FIGURAS.**
- No se repite información en los cuadros, figuras y texto.
- No presenta cuadros de gran tamaño (una hoja o más). Contienen toda la información para su interpretación (abreviaturas, tratamientos, estadística, etc.).
- Los párrafos no son mayores de 22 líneas.
- Verificada la puntuación y ortografía.
- Expresión adecuada de las ideas.
- No incluye cuadros del análisis de varianza. Describe en el texto la información obtenida de dichos análisis.
- Las comunicaciones personales se colocan en el texto del documento únicamente.
- Los cuadros y figuras tienen un título que explique su contenido independiente del texto.
- Títulos de las columnas e hileras de los cuadros y figuras no incluyen abreviaturas.
- Los títulos de los cuadros y las figuras tienen ubicación (lugar y país).
- Los cuadros y las figuras tienen la fecha o año en que se efectuó la toma de los datos presentados.
- Los cuadros y figuras aparecen inmediatamente después de nombrarse por primera vez.
- Los títulos de los cuadros y figuras se presentan en inglés y en español.

- Los signos en los cuadros y figuras se explican cómo nota al pie del cuadro o figura.
- Los cuadros y figuras tienen numeración secuencial.
- Las abreviaturas y signos están redactados con base en el Sistema Internacional de Pesos y Medidas.
- Evita el inicio de un párrafo con frases como: “Como se observa en el cuadro...”. “En el cuadro...”. “En la figura...”.
- Discusión
- Analiza los datos obtenidos.
- Todas las citas se presentan en la literatura citada.
- Los párrafos no son mayores de 22 líneas.
- Verificada la puntuación y ortografía.
- Expresión adecuada de las ideas.
- Las comunicaciones personales se colocan en el texto del documento únicamente.
- Las abreviaturas y signos están redactados con base en el Sistema Internacional de Pesos y Medidas.
- Establece relaciones entre causas y efectos.
- Aclara las limitaciones dentro de los cuales se desarrolló el experimento.
- Se diferencia con otros experimentos similares anteriores.
- Evita el inicio de un párrafo con frases como: “Como se observa en el cuadro...”. “En el cuadro...”. “En la figura...”.
- Incluye aplicaciones prácticas y teóricas.
- Se debe discutir el significado de los resultados y desarrollar aquellos no esperados o contradictorios.
- No se acepta proponer recomendaciones comerciales basadas en un trabajo muy específico.
- Conclusiones
- Se deben presentar las conclusiones con una redacción clara y concisa, indicando las pruebas que respaldan cada una de ellas.
- Deben ser consistentes con los objetivos de la investigación y responden a ellos.
- No se permite resumir resultados, ni presentar una repetición de lo desarrollado en el trabajo.
- Literatura citada:
- Es lo más reciente posible (de los diez últimos años), e incluye artículos clásicos en su temática.
- Está ordenada alfabéticamente por apellido del autor.
- Cuando hay varias referencias bibliográficas de un mismo autor se ordenan cronológicamente por año de publicación, si coinciden en año se debe agregar junto a este las letras a, b, c, ...
- Dos o más referencias de un mismo autor en colaboración con otros autores, se ordenaron alfabéticamente bajo el apellido del primer autor.
- El nombre de un mismo autor se repite cuando hay dos o más referencias. No sustituye el nombre por la línea. Si está acompañado de coautores, los nombres se registran nuevamente.
 - Sigue las normas de la ASA

Aviso de derechos de autor/a

1. Política propuesta para revistas de acceso abierto

Los autores/as que publiquen en esta revista aceptan las siguientes condiciones:

- Los autores/as conservan los derechos de autor y ceden a la revista el derecho de la primera publicación, con el trabajo registrado con la licencia de atribución de Creative Commons, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.
- Los autores/as pueden realizar otros acuerdos contractuales independientes y adicionales para la distribución no exclusiva de la versión del artículo publicado en esta revista (p. ej., incluirlo en un repositorio institucional o publicarlo en un libro) siempre que indiquen claramente que el trabajo se publicó por primera vez en esta revista.
- Se permite y recomienda a los autores/as a publicar su trabajo en Internet (por ejemplo en páginas institucionales o personales) antes y durante el proceso de revisión y publicación, ya que puede conducir a intercambios productivos y a una mayor y más rápida difusión del trabajo publicado (vea The Effect of Open Access).

Declaración de privacidad

Los nombres y direcciones de correo-e introducidos en esta revista se usarán exclusivamente para los fines declarados por esta revista y no estarán disponibles para ningún otro propósito.

Cuotas de los autores/as

Esta revista cobra a los autores/as los precios que se muestran a continuación.

Envío de Artículos: 0,00 (USD)

La Revista Agronomía Mesoamericana no cobra por concepto de envío de trabajos

Publicación de Artículos: 0,00 (USD)

La Revista Agronomía Mesoamericana no realiza cobro alguno por concepto de publicación.

© 2016 Agronomía Mesoamericana es desarrollada en la Universidad de Costa Rica y se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Sin Derivar 3.0 Internacional. Para más información escríbanos a pccmca@ucr.ac.cr