RAPA Revista Argentina de Producción Animal

CAPÍTULO 5

METODOLOGÍAS DE CÁLCULO DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN GANADERÍA BOVINA

Methodologies for calculating greenhouse gas emissions in bovine livestock production

Faverín, C.[1], Tieri, M.P.[2] y Herrero, M.A.[3]
INTA EEA Balcarce, Área de Producción Animal, Balcarce. Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Mar del Plata, Argentina.
INTA EEA Rafaela, Área de Producción Animal, Rafaela - Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional de Rafaela, Argentina.
Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias, Ciudad de Buenos Aires, Argentina

Contenido

Resumen 87
Summary 88
Introducción 88
Estimación de gases de efecto invernadero 89
Metodologías de Estimación de Gases de efecto invernadero 90
Informes mediante directrices del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático 90
Análisis de ciclo de vida 93
La huella de carbono 95
Diferencias y Similitudes entre las tres Metodologías 97
Emisiones a Nivel de Establecimiento Ganadero 98
Conclusiones 99
Agradecimientos 99
Bibliografía 99

RESUMEN

La producción pecuaria en su competencia por recursos escasos, y sus efectos ambientales sobre los suelos, la biodiversidad, el agua y el aire ha cobrado en los últimos años mucha atención internacional. En este artículo se abordan simplificadamente las diferentes metodologías utilizadas para estimar las emisiones de GEI provenientes de la cadena de producción de bovinos para carne. Se describen las metodologías de estimación más frecuentes, las del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (**IPCC**), el Análisis de Ciclo de Vida (**ACV**) y la Huella de Carbono (**HC**). La metodología IPCC proporciona factores de emisión por defecto desde promedios de mediciones reales y ecuaciones que varían dependiendo el nivel de complejidad en las estimaciones. El ACV es una aproximación holística para cuantificar el impacto ambiental potencial de un producto desde la extracción de materias primas hasta la disposición final, incluyendo los efectos directos e indirectos de la producción y el consumo. La HC de los productos, se ha convertido en un término ampliamente utilizado como indicador de calentamiento global, que varía desde una mirada sencilla

[1]INTA EEA Balcarce, Área de Producción Animal, Balcarce, Argentina-Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Mar del Plata, Argentina.
[2]INTA EEA Rafaela, Área de Producción Animal, Rafaela, Argentina - Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional de Rafaela, Argentina.
[3]Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias, Ciudad de Buenos Aires, Argentina

(emisiones directas de CO_2), hasta más complejas asociadas al ciclo de vida completo de un producto. La HC representa una medida de la cantidad total de emisiones de CO_2 directa o indirectamente por una actividad o que se acumula en los estadios de vida de un producto. Estas metodologías no son excluyentes, sino parcialmente complementarias y se presentan evaluando ventajas y desventajas. En todas las metodologías se enfatiza la importancia de disponer de valores locales para minimizar la incertidumbre y se analiza cómo elegir la metodología a utilizar según cada objetivo.
Palabras clave. ganadería, estimación de emisiones, huella de carbono, sistemas de producción.

SUMMARY

Livestock production in its competition for scarce resources, and its environmental effects on soils, biodiversity, water and air, has received in the last years high international attention. In this paper, the different methodologies used to estimate GHG emissions from the beef cattle production chain are addressed in a simplified manner. The most common estimation methodologies are described: the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Life Cycle Analysis (LCA) and Carbon Footprint (CF). The IPCC methodology provides default emission factors from averages of actual measurements and equations, which vary depending on the complexity level of the estimation. The LCA is a holistic approach to quantify the potential environmental impacts of a product from raw material extraction to final disposal, including direct and indirect effects of production and consumption. The CF from products has become a widely used term as an indicator of global warming; it ranges from a simple look (direct CO_2 emissions) to a more complex one associated with the entire life cycle of a product. The CF represents a measure of the total direct or indirect amount of CO_2 emissions from an activity or the accumulation of them in the life stages of a product. These methodologies are not mutually exclusive as they are partially complementary and are presented assessing their advantages and disadvantages. For all methodologies, the importance of having local values to minimize uncertainty is emphasized, and how to choose the methodology to be used according to each objective is analyzed.
Key words. livestock, emissions estimation, carbon footprint, production systems.

INTRODUCCIÓN

La demanda global de alimentos, particularmente de carne, se espera que se duplique en las próximas décadas para abastecer una población mundial en crecimiento (FAO, 2017). Argentina es un país con una amplia trayectoria en la producción de carne bovina y tiene como desafío cubrir la demanda interna, e incrementar el saldo exportable de la "commodity" y de sus productos procesados y diferenciados para el mercado internacional (Arelovich *et al.*, 2011). Una mayor producción de carne implica aplicar distintas tecnologías de procesos e insumos, lograr producir en forma sostenible, y simultáneamente cumplir con los acuerdos internacionales y requerimientos de los mercados.

El debate sobre la alimentación mundial pone su mirada sobre la producción pecuaria no solo por sus efectos ambientales, sino también por la competencia por recursos considerados escasos (*e.g.* tierra, agua y energía fósil), por la degradación del suelo, la disminución de la biodiversidad y la contaminación del agua y del aire (Steinfeld *et al.*, 2006; Thornton y Gerber, 2010; Arelovich *et al.*, 2011; Modernel *et al.*, 2013). En los últimos años, los gases de efecto invernadero (**GEI**) han ganado la atención internacional debido a su efecto sobre el clima mundial (IPCC, 2013). La producción ganadera, en particular la de bovinos para carne, ha sido considerada como el mayor contribuyente de GEI, así como a la degradación de la tierra y la deforestación (Bragaglio *et al.*, 2018). No obstante, el cambio climático al mismo tiempo puede afectar la producción ganadera a través de la competencia por los recursos naturales (Thornton y Gerber*, 2010*), la cantidad y calidad de alimentos, las enfermedades del ganado, el estrés calórico y la pérdida de biodiversidad (Rojas-Downing *et al.*, 2017). En este contexto, uno de los desafíos a futuro que enfrenta la ganadería será el de mantener un equilibrio entre productividad, seguridad alimentaria y preservación del ambiente (FAO, 2017; Rojas-Downing *et al.*, 2017).

El sector ganadero contribuye con el 14,5% de las emisiones globales de GEI, donde los bovinos para carne aportan el 41% de la contribución del sector (Gerber *et al.*, 2013). Argentina es responsable de un pequeño porcentaje de las emisiones globales de GEI (0,76%) y ocupa el lugar 19 entre los países emisores (Friedrich *et al.*, 2017). La ganadería argentina aporta el 20,7% de las emisiones totales del país cuando se contabilizan emisiones de metano (CH_4) por la fermentación entérica, y de CH_4 y óxido nitroso (N_2O) por la gestión de estiércol y a partir de excretas en pasturas (MAyDS, 2017). En la cadena de producción de carne también es emitido dióxido de carbono (CO_2), otro gas de efecto invernadero que se relaciona con el uso de combustibles fósiles, y con cambios en el uso de la tierra (Steinfeld *et al.*, 2006). En general, las opciones de mitigación en ganadería se basan en reducir las emisiones de GEI a través de la mejora en el manejo de los flujos de carbono y nitrógeno en los agroecosistemas, en aumentar el almacenamiento de carbono en el suelo a través de prácticas de manejo, y en utilizar combustibles alternativos a los fósiles.

La identificación y monitoreo de prácticas que puedan contribuir a la reducción de GEI es muchas veces costosa y, difícil de extrapolar a diferentes situaciones. Existe una demanda creciente por cuantificar las emisiones y capturas de los GEI para la confección de los informes nacionales (como parte de los compromisos asumidos por los gobiernos internacionalmente), que estimulen prácticas mejoradas donde se contemplen posibles sinergias y compensaciones entre la producción de los alimentos, la resiliencia de los sistemas productivos y la mitigación de GEI (Olander *et al.*, 2014). Las metodologías o herramientas de monitoreo de GEI pueden brindar diferentes estimaciones y predicciones para distintos propósitos, y condiciones espaciales y temporales (*e.g.* IPCC, 2006; Crosson *et al.*, 2011). En general, la información sobre este tema es muy abundante, con diferentes enfoques y niveles de complejidad en los algoritmos (Beauchemin y McGeough, 2013).

El propósito de este capítulo es resumir y comparar diferentes metodologías existentes y frecuentemente utilizadas, para estimar las emisiones de **GEI** de la cadena de producción de los bovinos para carne.

ESTIMACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Los GEI considerados por la Convención Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC) (principal espacio de negociación internacional sobre los GEI y el Cambio Climático) son el CO_2, CH_4, N_2O, los hidrofluorocarbonos, los perfluorocarbonos y el hexafluoruro de azufre, de los cuales los primeros tres son de interés en el sector ganadero. Además de las emisiones de GEI, es importante tener en cuenta la captura y secuestro de carbono que realizan los suelos en los sistemas de base pastoril (Steinfeld *et al.*, 2006), cuya cuantificación responde a condiciones locales y es objeto de debate (Vigglizo *et al.*, 2019).

Los GEI difieren en la influencia térmica positiva (forzamiento radiativo) que ejercen sobre el sistema climático global y en los períodos de permanencia en la atmósfera (Cuadro 5.1). Estos gases pueden ser expresados en distintas unidades (*e.g.* ppm, Gg, Tn, kg, g), utilizando la métrica del gas original o una unidad conocida como dióxido de carbono equivalente (CO_2eq.). Esta medida de estandarización resulta de la suma de las emisiones y absorciones de cada gas multiplicadas por su potencial de calentamiento global (**PCG**), es decir su capacidad de contribuir al efecto del calentamiento relativo al CO_2 en una proyección de 100 años.

Cuadro 5.1. Permanencia en la atmósfera y potencial de calentamiento global (PCG) de los gases de efecto invernadero de mayor importancia en el sector ganadero para un horizonte de 100 años (Forster *et al.*, 2007).

Nombre de gas (sigla)	Vida útil (años)	Potencial de calentamiento global
Dióxido de carbono (CO_2)	50-200	1
Metano (CH_4)	12	25
Óxido nitroso (N_2O)	114	298

Los países que han subscriptos a los acuerdos internacionales ante la "Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático" (**CMNUCC**) y ratificado sus compromisos de mitigación del cambio climático deben realizar presentaciones periódicas de sus inventarios nacionales. Las unidades que utilizan estos inventarios son aquellas vinculadas a las emisiones por gas y netas (emisiones – absorciones). Sin embargo,

existen otras métricas, como el cálculo de emisiones por unidad de superficie (por hectárea) y de las intensidades de emisión (**IE**; emisiones por unidad de producto), las cuales pueden ser relevantes en contextos productivos, comerciales y/o políticos. Las emisiones por unidad de superficie, por ejemplo, pueden ser usadas para determinar la contribución de los establecimientos a las emisiones netas nacionales, mientras que las IE pueden también ser útiles en comparaciones internacionales y de etiquetado de productos para respaldar las decisiones del consumidor, y determinar cambios en las emisiones absolutas/netas de un producto determinado (Reisinger y Ledgard, 2013).

El cálculo de diferentes indicadores (emisiones netas, por unidad de superficie o de producto) y a diferentes escalas (nacional, regional o mundial) puede ser logrado a través de distintas formas de estimación y grado de detalle. En general, la información sobre metodologías de estimación de GEI es numerosa, con diferentes enfoques y algoritmos de diversa complejidad que utilizan desde métodos estadísticos empíricos hasta modelos dinámicos integrados que consideran las interacciones entre fuentes de emisión (Crosson *et al.*, 2011).

A continuación, se describirán brevemente las metodologías utilizadas más frecuentemente en la bibliografía, en evaluaciones de la cadena de producción de bovinos para carne, tales como el enfoque de estimación propuesto por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático **(IPCC;** ver Capítulo 3), el Análisis de Ciclo de Vida (**ACV**) y la estimación de la Huella de Carbono **(HC**).

METODOLOGÍAS DE ESTIMACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Informes mediante directrices del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático

Los países que han ratificado sus compromisos con CMNUCC deben informar periódicamente las emisiones y absorciones de GEI desde un punto de vista sectorial, mediante la presentación las Comunicaciones Nacionales y los Informes Bienales de Actualización de GEI (MAyDS, 2017). Estos instrumentos contienen los Inventarios a nivel país de todos los GEI discriminados por fuentes de emisión y absorción por sumideros, los cuales consisten en un listado numérico anual exhaustivo que resultan de las actividades humanas. Los inventarios son esenciales para el entendimiento de las emisiones y sus tendencias a futuro, la planificación de políticas públicas, tales como escenarios de referencia y para "Acciones Nacionales de Mitigación Apropiadas" (siglas en inglés, NAMA), estrategias de desarrollo de bajas emisiones (siglas en inglés, LEDS; Ogle *et al.*, 2013) y programas de Reducción de Emisiones de Carbono causadas por la Deforestación y la Degradación de los Bosques (como REDD+; Tubiello *et al.*, 2015). Las presentaciones siguen una estructura en conformidad con los acuerdos de política internacional sobre el clima y las directrices desarrolladas por el grupo de expertos del IPCC (Tubiello *et al.*, 2015).

Los inventarios de GEI se dividen en sectores o secciones e informan las emisiones netas totales. Cada sector está compuesto por distintas categorías que fueron modificándose obedeciendo a una evolución progresiva de versiones del IPCC. Hasta el momento las directrices del IPCC del año 2006 han sido la respuesta a la evolución de las del año 1996, considerando conjuntamente la Orientación sobre Buenas Prácticas (OBP) 2000 y la OBP-UTCUTS (Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura) - 2003 (Tubiello *et al.*, 2015). Según estos autores, este enfoque garantiza la continuidad y permite que sean incorporadas las experiencias con las directrices existentes, la nueva información científica y los resultados del proceso de revisión de la CMNUCC. Uno de los cambios más significativos entre las versiones de las Directrices de 1996 y 2006 es la unificación del sector **UTCUTS** (Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura) con el de Agricultura en un único sector denominado **AFOLU** (siglas en inglés de "Agriculture, Forestry and Other Land Use"). Este sector involucra las emisiones y absorciones antropogénicas de GEI que ocurren en las tierras gestionadas (donde se han aplicado intervenciones y prácticas humanas para llevar a cabo funciones productivas, ecológicas y sociales; IPCC 2006) y que se asocian con el uso de la tierra, la agricultura y la producción animal (Tubiello *et al.*, 2015).

Las directrices del IPCC para el sector AFOLU mencionan diferentes fuentes de emisión y absorción (Figura 5.1), las cuales resultan de las emisiones y absorciones de CO_2 por variaciones en la reserva de carbono en la biomasa, materia orgánica muerta y del suelo, de suelos orgánicos y minerales y productos de madera recolectada para las tierras gestionadas, CO_2 procedente de los suelos orgánicos cultivados, emisiones del CO_2 provenientes de incendios en la tierra gestionada, de CH_4 del cultivo del arroz, de N_2O de los suelos

gestionados, de CO_2 asociadas con la aplicación de cal y urea a los suelos gestionados, de CH_4 de la fermentación entérica del ganado, de CH_4 y N_2O de los sistemas de gestión del estiércol (Tubiello *et al.*, 2015).

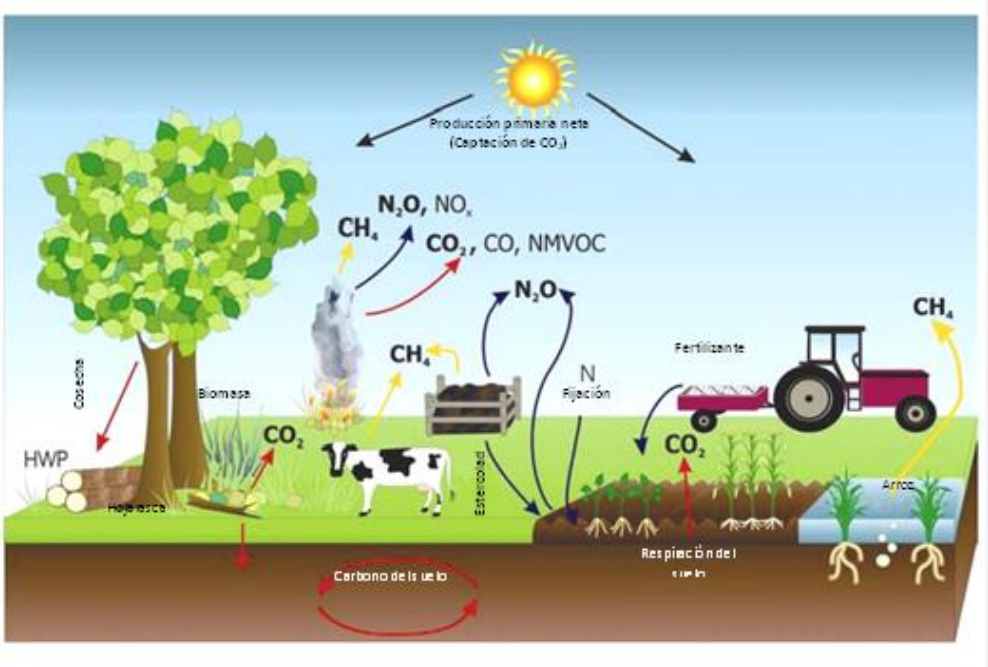

Figura 5.1ra1. Fuentes de emisión y absorción de gases de efecto invernadero y procesos en ecosistemas gestionados (Fuente: IPCC, 2006)

En el caso particular de los bovinos para carne, las emisiones imputadas en los inventarios son aquellas que provienen del CH_4 como resultado de la fermentación entérica, CH_4 y N_2O de la deposición por parte de los animales de excretas en las pasturas y de los sistemas de gestión del estiércol del ganado (IPCC, 2006). En general, el CH_4 proveniente de la fermentación entérica es una fuente de GEI importante en muchos países debido a la gran existencia de bovinos y a la alta tasa de emisión de CH_4 durante el proceso de digestión (Steinfeld *et al.*, 2006). Las emisiones de CH_4 de la gestión del estiércol tienden a ser menores que las de la fermentación entérica, donde las más significativas se asocian a la gestión del estiércol en forma líquida (IPCC, 2006). Las emisiones de N_2O de excretas en praderas, pasturas y verdeos son, en general, la segunda fuente en importancia en la emisión directa e indirecta para la ganadería en sistemas pastoriles (MAyDS, 2017). Estas emisiones provienen en forma natural del suelo a partir de los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación a partir de distintas fuentes (*e.g.* aplicación de fertilizantes sintéticos, la gestión del estiércol y las excreciones de los animales en pastoreo; Oenema *et al.*, 1997). En el caso de las emisiones de N_2O resultantes de la gestión del estiércol varían significativamente entre los tipos de sistemas de gestión utilizados, y también pueden provocar emisiones indirectas debidas a otras formas de pérdida de nitrógeno del sistema (De Klein *et al.*, 2008).

Las guías del IPCC también proveen ecuaciones y valores por defecto que surgen de las compilaciones de datos nacionales/regionales para estimar el nivel general de emisiones netas para ser utilizadas, por ejemplo, a nivel país. En general, el cálculo de emisiones sigue una métrica lineal, en donde la emisión para una fuente determinada es estimada como el producto entre el dato de la actividad por un factor de emisión (**FE**). El dato de actividad describe la magnitud anual nacional de alguna actividad productiva (por ejemplo, número de cabezas de ganado para un determinado año) y el factor de emisión es la masa de un gas determinado emitida por unidad de actividad (IPCC, 2006).

La estimación de las emisiones por fuente y de absorciones por sumidero, pueden tener distinto nivel de detalle en función a la información que se tenga de los factores de emisión y del dato de actividad, las cuales son definidas como Nivel ("Tier") 1, 2 o 3. El Nivel 1 consiste en el método más simple y que usa valores por defecto provenientes de promedios de mediciones reales de revisiones bibliográficas que son propuestos

por el IPCC y datos de actividad básicos. Por lo tanto, las emisiones de la ganadería de un país se derivan simplemente, por ejemplo para la fermentación entérica, de la multiplicación de la población de bovinos para carne y el factor de emisión (por animal). En consecuencia, la reducción de las emisiones sólo se daría en este contexto por reducción de la población, dado que el Nivel I no discrimina por mejoras en la productividad. El Nivel 2 resulta de datos que se definen para un país/región o sistema de cultivo específico y, por lo tanto, más precisos y aplicables, pero requieren de información local. En tanto, el mayor nivel de resolución, pero también de dificultad de obtención, se encuentra dado por el Nivel 3 que apunta al desarrollo de modelos propios del país, pero su aprobación para uso oficial depende del acuerdo y la publicación de ecuaciones propias en revistas internacionales (IPCC, 2006). La selección de uno u otro método dependerá fundamentalmente de la disponibilidad de datos de la actividad y de los factores de emisión. Se espera que todos los niveles – correctamente implementados – proporcionen estimadores no sesgados, y que la precisión y exactitud debería, en general, mejorar del nivel 1 al nivel 3 (IPCC, 2006). La provisión de diferentes niveles permite a los compiladores de inventarios usar métodos consistentes con sus recursos y enfocar sus esfuerzos en aquellas categorías de emisiones y absorciones que contribuyen más significativamente a los totales y tendencias nacionales de emisiones (IPCC, 2006).

Esta metodología está aceptada internacionalmente, y es la utilizada por ejemplo por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (**FAO**) para estimar y comparar las estadísticas de los países utilizando una herramienta conocida como **FAOSTAT**[2] (base de datos estadísticos globales de la FAO que proporciona acceso gratuito a los datos de alimentación y agricultura de más de 245 países y territorios desde 1961 hasta el año más reciente disponible) desarrollada a partir de las ecuaciones propuestas por IPCC junto con información de estadísticas nacionales de datos agropecuarios.

Si bien la propuesta del IPCC resulta adecuada para la presentación de las emisiones mundiales, regionales o nacionales de GEI, puede resultar insuficiente para el análisis de cadenas productivas o de establecimientos ganaderos (Crosson *et al.*, 2011). Los inventarios nacionales brindan las emisiones procedentes del sector ganadero, pero no presentan una evaluación circunscripta a la cadena de producción de carne. Por esta razón si pretendemos hacer una contribución que presente las emisiones de la producción de carne (*e.g.* calcular la intensidad de emisión o la Huella de Carbono) será necesario especificar el tipo de cadena de producción y cuantificar las emisiones y sumideros de cada etapa hasta alcanzar al consumidor (Figura 5.2). Una descripción de estas formas de abordajes se presenta en los apartados sobre Análisis de Ciclo de Vida y Huella de Carbono. Para aclarar este punto y a modo de ejemplo, si se desean evaluar las emisiones por unidad de producto, se deben considerar además de las fuentes de emisión del sector agropecuario informadas en el IPCC, las fuentes que se encuentran contempladas en otros sectores en la mencionada metodología (por ejemplo, en procesos industriales y desechos; uso de combustibles fósiles; Crosson *et al.,* 2011). De acuerdo con lo descripto, para realizar un análisis integrado a nivel de establecimiento ganadero la metodología propuesta por el IPCC necesita ser adaptada.

[2] http://www.fao.org/faostat/en/#data/GE

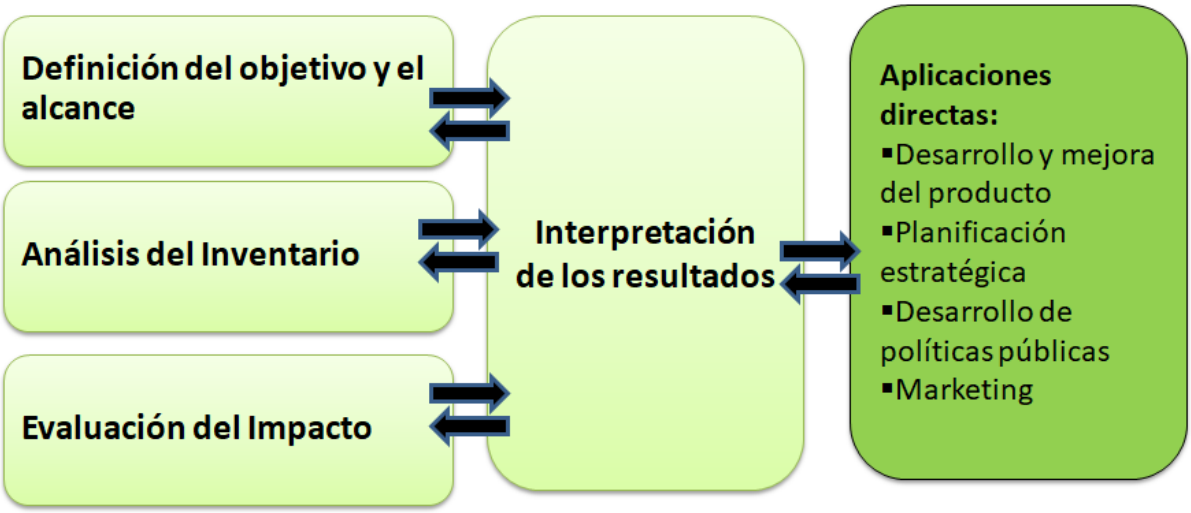

Figura 5.2. Marco de referencia del Análisis de Ciclo de Vida.

Los factores de emisión propuestos por el IPCC han sido incorporados a un amplio rango de modelos para calcular emisiones del sector agropecuario. Estos modelos contemplan estimaciones a escala de campo (Vuichard *et al.*, 2007), a escala de establecimiento (Crosson *et al.*, 2011; Faverin *et al.*, 2014; 2019) y a escala regional (Velthof *et al.*, 2009). Si bien la metodología del IPCC proporciona valores de factores de emisión por defecto, los mismos resultan una primera aproximación, ya que no tienen en cuenta situaciones sitio específico (por ejemplo suelo y clima de un país o región), así como la variabilidad espacial de las emisiones, que pueden llegar a presentar una alta incertidumbre. Es por ello que contar con factores de emisión específicos de los países permitiría considerar las situaciones particulares de suelo, clima, fuentes de N y el manejo de los establecimientos (IPCC, 2006; Ogle *et al.*, 2013). No obstante, es necesaria la actualización de forma continua de los inventarios, con datos de actividad y factores de emisión locales con menores niveles de incertidumbre. La alta incertidumbre de los factores que actualmente propone el IPCC puede provenir de la gran variabilidad inherente a las emisiones y absorciones (IPCC, 2006), de la falta de mediciones a campo y de técnicas consensuadas, y de la capacidad limitada de medición (Olander *et al.*, 2014). En la actualidad, los niveles de incertidumbre pueden fluctuar principalmente entre 25 a 50%, o a veces más, dependiendo de la fuente (IPCC, 2006). Es importante entonces considerar que la reducción de las incertidumbres y la contribución a la mitigación de GEI requiere de la construcción de inventarios que utilicen métodos de estimación más sofisticados (tales como de Nivel 2/Nivel 3). Estos niveles usan factores de emisión desagregados vinculados a los datos de actividad. Los métodos pueden ser propios de cada país, y el uso de modelos biofísicos a nivel de establecimiento puede potenciar la identificación de medidas de mitigación.

Análisis de ciclo de vida

La demanda creciente por producir de manera sustentable, que ha devenido en distintas políticas e iniciativas sobre las cadenas de producción, genera la necesidad de realizar evaluaciones a nivel de establecimiento o por Análisis de Ciclo de Vida (**ACV)** que permiten identificar "puntos críticos" y contaminantes (Biswas *et al.,* 2010; UNEP/SETAC, 2012; McClelland *et al.*, 2018).

El ACV es una aproximación holística que permite evaluar los impactos ambientales de un producto, proceso o servicio generados durante su ciclo de vida, es decir, desde la adquisición de las materias primas, el proceso de producción, el uso, el reciclado y su disposición final (ISO, 2006; Roy *et al.*, 2009). En el caso de un producto, el objetivo es cuantificar el impacto ambiental potencial desde la extracción de las materias primas hasta la disposición final, donde se incluyen los efectos directos e indirectos de la producción y el consumo. Las denominadas categorías de impacto en este tipo de estudios hacen referencia a distintos indicadores como por ejemplo, acidificación, biodiversidad, cambio climático o potencial de calentamiento global, ecotoxicidad, eutrofización, toxicidad humana, uso u ocupación de la tierra, depleción del ozono,

material particulado, formación de ozono fotoquímico o formación de fotoxidantes, depleción de recursos (incluyendo recursos bióticos y abióticos, *e.g.* combustible fósil, electricidad, agua; McClelland *et al.,* 2018). Sin embargo, es común que solo un pequeño subconjunto de impactos ambientales sean evaluados para los productos ganaderos, con el objetivo de simplificar los resultados a ser utilizados por los tomadores de decisiones (McClelland *et al.,* 2018). En muchos estudios solo se estima el indicador de cambio climático, el cual suele asociarse con el cálculo de la huella de carbono (Crosson *et al.,* 2011).

Los estudios de impacto ambiental de los bienes de consumo datan de 1960 a 1970 (Guinée *et al.*, 2011), y comenzaron con presupuestos energéticos y de materiales, a los cuales fueron progresivamente adicionados aspectos complementarios de polución (Assies, 1992). Guinée *et al.* (2011) distinguen dos períodos en el desarrollo y aplicación de la metodología de los ACV, el primero denominado "la Década de la Concepción" (1970 a 1990), en el cual se concibió un modelo que pudiese cuantificar y evaluar el impacto de toda la cadena de producción y la comercialización de un producto, y el segundo periodo conocido como "la Década de Estandarización" (1990 al 2000), donde se produjo justamente la estandarización bajo normas ISO, específicamente el grupo de normas 14040. Si bien el ACV fue concebido originariamente para analizar las cadenas de procesos industriales, se ha ido adaptando para evaluar los impactos de la agricultura, y en los últimos años, de la ganadería (Crosson *et al.*, 2011). Su aplicación a sistemas agropecuarios es a menudo compleja por la presencia de productos principales y co-productos que conducen a que deban identificarse los impactos ambientales de cada uno.

En los últimos años, los estudios de ACV sobre producción ganadera han aumentado rápidamente, en particular después del informe de la FAO denominado "La larga sombra del ganado" (Steinfeld *et al.*, 2006), que fue el primer estudio que investigó los impactos ambientales de la producción ganadera global utilizando un enfoque ACV. Este informe señaló los impactos negativos, en particular las emisiones de GEI y otros impactos ambientales, que se prevé que aumenten con el incremento inevitable de la producción ganadera en el futuro (Nguyen, 2012). Bajo el mismo encuadre, aparecen desde el año 2000 en adelante, otras iniciativas para "mensurar" usos y emisiones más específicas, pero con diferentes unidades de expresión (área, producto o habitante), como las de la huella de carbono (Moss *et al.*, 2008; Wiedmann y Minx, 2008; Wiedmann, 2009), la hídrica (Hoekstra y Chapagain, 2007), la del nitrógeno reactivo (Leach *et al.*,2012), la del fósforo (Čuček *et al.*, 2012), siendo todas componentes de la Huella Ecológica total. Recientemente se pueden ver iniciativas que utilizan en simultáneo estos indicadores, para describir cómo se puede mejorar un aspecto, pero agravar otro, al considerar el sistema de producción (Hristov *et al.*, 2013).

El ACV consta de cuatro fases principales: definición del objetivo y el alcance, análisis del inventario, evaluación del impacto e interpretación de resultados (ISO, 2006; Figura 5.2). La primera fase incluye la definición de objetivos, público objetivo y aplicación, mediante la definición del límite del sistema, unidad (es) funcional (es) (**UF**; *e.g.* en bovinos para carne podrían ser kg carne, kg proteína consumible, etc.), tipo de marco de modelado (atribucional o consecuente) y el método para el manejo de los co-productos si los hubiera (ISO, 2006; European Commission, 2011). Los tipos de estudio atribucionales consideran los flujos físicos relevantes ambientalmente hacia y desde el sistema, mientras que los consecuenciales tienen en cuenta que los flujos ambientales en el sistema podrían modificarse en respuesta a cambios, por ejemplo, en la demanda (Thomassen *et al.*, 2008; Finnveden *et al.*, 2009). La mayor parte de los estudios hasta el momento son de naturaleza atribucional, debido a la complejidad y falta de información básica para llevar a la práctica estudios consecuenciales (Beauchemin y McGeough, 2013). En la segunda fase se recopilan datos del inventario de ciclo de vida, datos de entrada y de salida, y las ecuaciones que permitan cuantificar las emisiones y el uso de recursos durante el ciclo de vida del producto (European Commission, 2011). En la tercera fase se desarrolla la evaluación del impacto del ciclo de vida, y los flujos de entrada y de salida del inventario se convierten en indicadores para estimar los impactos ambientales potenciales (European Commission, 2011). En la fase final se resumen y discuten los resultados, y se extraen las conclusiones, recomendaciones y toma de decisiones de acuerdo con el objetivo y el alcance del estudio (ISO, 2006).

La huella de carbono

Con una mayor conciencia del cambio climático, el concepto de la Huella de Carbono (HC) de los productos, se ha vuelto cada vez más popular y se ha convertido en un término ampliamente utilizado en los últimos años a modo de un indicador asociado al efecto de calentamiento global (Moss *et al*., 2008; Wiedmann, 2009). Si bien surge como definición que la HC es "una medida de la cantidad total de emisiones de CO_2 que es causada directa o indirectamente por una actividad o que se acumula en los estadios de vida de un producto", Pandey *et al.* (2011) la describen como "la cantidad de GEI expresadas en términos de CO_2 equivalente, emitidos a la atmósfera por un individuo, organización, proceso, producto o evento dentro de un límite especificado". En ambos casos, la definición no permite sustracciones como resultado de la compensación o secuestro de carbono, ni hay consenso en los tipos de emisiones (directas o indirectas) que deben ser incluidas en su cálculo. Su alcance varía desde una mirada sencilla que contempla sólo las emisiones directas de CO_2, a más complejas y asociadas al ciclo de vida completo de un producto, desde las materias primas utilizadas hasta el desecho final como residuo. Esta metodología brinda un punto de referencia y permite identificar ineficiencias y estrategias a implementar de la gestión del carbono.

Existen normas y marcos metodológicos para calcular la HC de los productos, sin embargo, todavía las metodologías para su estimación se encuentran poco armonizadas (Ercin y Hoekstra, 2012; De Vries *et al.*, 2015). Coexisten dos enfoques para la estimación de la HC, las aproximaciones a nivel de establecimiento y el ACV. En este último caso, hay distintas formas de cálculo, tales como Guías generales como las normas ISO que representan estándares de referencia para el cálculo de CO_2 (norma ISO 14.040, sobre Gestión Ambiental – Análisis de Ciclo de Vida, ISO 14.064, sobre GEI (ISO, 2006)) y guías específicas como la PAS 2050 (BSI, 2008), Bilan Carbone® o el "GHG Protocol" para la contabilidad, cálculo y monitoreo de los GEI. También existen herramientas de cálculo para actividades específicas como el transporte o el comportamiento del consumidor (Röös *et al.*, 2013), siendo generalmente las normas ISO las más utilizadas. El resultado de la HC se expresa en kg o Tn de CO_2 equivalente en relación a diferentes unidades como área, producto o habitante, al igual que las demás huellas que hoy se utilizan en diferentes ámbitos (Wiedmann y Minx, 2008).

La metodología básica es común a todos los productos, sin embargo, los objetivos, propósitos, límites del sistema y la UF considerada difieren entre evaluaciones (Beauchemin y McGeough, 2013). En particular, el cálculo de la HC depende de factores como la especie animal, el tipo de producción, la alimentación animal, el nivel de respuesta animal, los límites del sistema y las salidas y puntos finales de la producción. Los estudios pueden involucrar toda la cadena (*e.g.* "Estudios de la cuna a la tumba") o incluir las emisiones hasta la tranquera (*e.g.* "Estudios de la cuna a la tranquera"), como en la mayoría de los estudios en ganadería para carne (Faverin *et al.*, 2014).

La UF es generalmente elegida por reflejar la forma en que cada "*commodity*" es comercializada y evitar favorecer prácticas que reducen las emisiones a expensas de la productividad (Beauchemin *et al.*, 2010). En estudios donde se han evaluado sistemas de producción de carne, en general la UF ha sido definida como la masa del producto que sale de la tranquera del establecimiento como 1 kg de peso (peso vivo, carne o res; Crosson *et al.*, 2011). Otros estudios usan como UF el contenido de proteína o energía del producto para consumo humano, la cual algunos autores consideran más apropiadas cuando se comparan productos de origen animal (De Vries y de Boer, 2010). Cuando los objetivos del estudio son analizar la eficiencia de los recursos de la tierra, se ha utilizado como UF la superficie de tierra (Beukes *et al.*, 2010; Foley *et al.*, 2011).

Existen diferentes calculadores (Colomb *et al.,* 2012) o modelos matemáticos para la evaluación de HC en sistemas (Beauchemin y McGeough, 2013; Faverin *et al.*, 2014). Un calculador de HC es una herramienta con diferentes grados de dificultad, límites del sistema y parámetros, que utiliza datos estándar e información específica del proceso de producción. La mayoría de las calculadoras utilizan datos de Nivel 1, es decir de alcance global, e informan los resultados en CO_2eq., CO_2eq.año^{-1}, CO_2eq.ha^{-1}, CO_2eq.proyecto^{-1} o CO_2eq.cantidad de producto^{-1}. Estas herramientas son programas basados en cálculos, generalmente online, en MS Excel u otros formatos digitales que se encuentran disponibles generalmente en INTERNET. Las revisiones de Denef *et al.* (2012) y Colomb *et al.* (2012) describen las calculadoras de GEI que generalmente son utilizadas internacionalmente por los sectores agrícolas y forestales. Denef *et al.* (2012) clasifican las herramientas en calculadoras, protocolos, guías de buenas prácticas y modelos y hacen una descripción de

cada una de ellas. Según Colomb *et al.* (2012), las metodologías carecen de homogeneidad, de modo que no es posible realizar comparaciones directas entre diferentes estudios realizados con distintas calculadoras.

Cuadro 5.2. Comparación entre metodologías para estimar las emisiones de GEI según el cálculo de del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC), Enfoque de Ciclo de Vida (ACV) y Huella de Carbono (HC) provenientes de la cadena de producción de los bovinos para carne

Variables	IPCC	ACV	HC
Alcance	Desde el origen o fuente (basada en la producción de un producto)	Evalúa múltiples categorías de toda la vida de un producto (en ganadería estudios de la cuna a la tumba y de la cuna a la tranquera, incluyen ambiente, salud, uso de la tierra, etc.)	Evalúa el potencial de calentamiento global Emisiones directas del producto e indirectas (antes y después)
Impacto ambiental Fuentes de emisión	CO_2 CH_4 N_2O	Incluye rangos de impactos más amplios. Estos impactos son evaluados por sus CO_2eq. En diferentes unidades ✓ emisiones al aire, ✓ agua y tierra, ✓ impactos sobre la salud humana, ✓ la calidad del ecosistema, ✓ uso de la tierra y el uso de recursos.	CO_2 CH_4 N_2O
Aplicación	**Obligatorio** para aquellos reportes bajo la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático	**Voluntario**	Generalmente **voluntario**. Existe un aumento en su uso con fines empresariales y de investigación. Variable bajo los niveles nacionales o regionales.
Límites	Límites geográficos o regionales políticos	Producto o sistema	Producto o sistema
Información requerida	Información de la actividad desde una amplia gama de fuentes: ✓balances energéticos nacionales, ✓producción industrial, ✓números de animales	Evaluación de cuna a tumba o de la cuna a la tranquera basada en datos de la actividad productiva	Desde fuentes de consumo locales y cadenas de negocios

Fuente: Adaptado de John Watterson. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/mtdocs/pdfiles/1407_Sofia/23_Appli2006IPCC_GLs_OtherAreas_JohnWatterson.pdf

DIFERENCIAS Y SIMILITUDES ENTRE LAS TRES METODOLOGÍAS

Las metodologías de análisis presentadas para la evaluación de las emisiones de GEI pueden no ser excluyentes, sino en cierta medida complementarias. En líneas generales tanto la HC como IPCC se enfocan metodológicamente en la estimación de GEI. Sin embargo, mientras en el primer caso los límites del sistema son atribuibles a la empresa o actividad, en el caso de IPCC se refieren a límites geográficos (Cuadro 5.2). Estas diferencias hacen que la presentación de los resultados sea diferente (*e.g.* por unidad de producto y sectorial, respectivamente). Con respecto al IPCC, la obligatoriedad de presentación de informes, dependerá de los países y el hecho de que estos se hayan suscrito a acuerdos internacionales para la presentación de inventarios nacionales, pero sus ecuaciones son utilizadas en otro tipo de estimaciones e incluidas en modelos de simulación (Faverin *et al.*, 2019). En tanto, en el caso de HC y, siendo también aplicable al ACV, la elección de utilizar este tipo de estimaciones es de carácter voluntario, dado que el ACV no es reconocido como un método para informar la contribución de las emisiones de los bovinos para carne a nivel nacional, ya que para ello se utilizan las guías del IPCC (IPCC, 2006).

En sistemas de producción de carne, los métodos del IPCC y del ACV se utilizan con frecuencia para evaluar medidas comparativas para reducir sus emisiones de GEI. Pocos estudios, según nuestro conocimiento, han aplicado el método IPCC para evaluar y comparar las emisiones de GEI de diferentes sistemas de producción (Schils *et al.*, 2005). Smith *et al.* (2008) aplicaron este enfoque para evaluar el impacto de distintas prácticas de gestión agrícola (manejo de nutrientes o los aditivos para silajes y alimentos) sobre las emisiones de GEI. Las directrices propuestas por el IPCC proporcionan los mejores valores predeterminados para la presentación de los inventarios nacionales de GEI, pero dado que los establecimientos ganaderos son sistemas complejos donde interactúan muchos componentes, la evaluación de oportunidades de mitigación y su implementación es mejor evaluada por otros métodos que consideren esta complejidad y que dependerán de diferentes condiciones locales (Crosson *et al.*, 2011).

Cuando comparamos las diferencias entre ACV y HC se ha observado que con el ACV se evalúan múltiples categorías de impacto ambiental (*e.g.* calentamiento global, acidificación, uso de la tierra, impacto sobre la salud humana). Sin embargo, en el caso de HC solo se evalúa el potencial de calentamiento global de un producto. Existen diferentes estándares para estas estimaciones que resultan de uso frecuente para la estimación de la HC, por ejemplo PAS 2050 y GHG "*Protocol Product Life Cycle Standard".*

El proporcionar información a los consumidores sobre la HC de un producto, sin información adicional de otros indicadores ambientales, representa para algunos autores una visión acotada. Si esto se compara con ACV, viola su principio básico, que es pretender ser un método integral para evaluar el impacto ambiental (Finkbeiner, 2009; Weidema *et al.*, 2008). Sin embargo, la HC se está imponiendo por su facilidad de expresión y de visualización por la sociedad, lo que hace que sea interesante investigar con qué precisión puede representar otras categorías de impacto. Monteny *et al.* (2006) examinaron alternativas de mitigación para reducir las emisiones de GEI de la cría de animales a nivel predial y destacaron algunas áreas de riesgo potencial en el intercambio de contaminación. No obstante, no resulta sencillo comparar estudios que han utilizado enfoques de HC o ACV debido a las diferencias en la implementación y variantes metodológicas empleadas (Nguyen, 2012). Un ejemplo de ello lo mencionan Bertrand y Barnett (2014) quienes señalan la dificultad para comparar resultados e identificar opciones de mitigación en las emisiones de sistemas lecheros utilizando el enfoque de ACV. Estos autores alertan no sólo en diferencias metodológicas (*e.g.* límites de sistemas, UF), de la incapacidad para entender diferencias e identificar en forma precisa su comportamiento, sino también inconvenientes desde una perspectiva de comunicación de resultados que pueden guiar a confusión. Según Beauchemin y McGeough (2013) el uso de esta metodología trasciende al de la importancia que le asignan los consumidores, los grupos de interés y las regulaciones gubernamentales, dado que el sector industrial puede promover programas de compra de mercaderías que consideren aspectos más ecológicos, donde por ejemplo algunas cadenas de supermercados en el exterior brindan información de la HC a los consumidores en forma gráfica y sencilla.

Finalmente, una limitación que aparece ante la aplicación de cualquiera de las tres metodologías desarrolladas es que aportarán información de las emisiones de GEI para diferentes fines, pero solamente una de ellas (**ACV**) considera los impactos sobre otras matrices (*e.g.* uso del agua o en la biodiversidad).

EMISIONES A NIVEL DE ESTABLECIMIENTO GANADERO

Cuando pretendemos profundizar en las emisiones a escala de establecimiento ganadero, es decir de tranquera, existen numerosas publicaciones relativamente recientes sobre las emisiones, emisiones netas o balances procedentes de establecimientos ganaderos de bovinos para carne (*e.g.* Phetteplace et al., 2001; Cassey y Holden, 2006; Crosson et al., 2011; Faverin *et al.*, 2014; Alemu et al., 2017; Faverin *et al.*, 2019). Las aproximaciones que se han realizado en dichos trabajos han utilizado la metodología de ACV parciales (evaluaciones hasta la tranquera de los establecimientos) o también modelos de análisis de sistemas (Crosson et al, 2011).

En el caso particular de los sistemas de producción de carne bovina, dada su complejidad, la definición de los límites de los sistemas establecidos para el cálculo suele diferir entre estudios (Beauchemin y McGeough, 2013; De Vries *et al.*, 2015). Algunos trabajos involucran una evaluación del ciclo completo de producción (Beauchemin *et al.*, 2010, 2011; Mazzetto *et al.*, 2015; Ruviaro *et al.*, 2015), mientras que otros estiman sólo alguna de las fases, tales como la cría (Cassey y Holden, 2006; Foley *et al.*, 2011; Becoña *et al.*, 2014; Alemu *et al.*, 2017; Faverin *et al.*, 2019), la recría o el engorde (Ogino *et al.*, 2004; Modernel *et al.*, 2013). En general, los sistemas de cría emiten aproximadamente entre un 75 a 90% del total de las emisiones de los sistemas de ganadería para carne, donde el resto de las mismas provienen de las fases de recría e invernada (Beauchemin *et al.*, 2010). Consecuentemente, en base a estas estimaciones se remarca la necesidad de mejorar la IE de la etapa de cría a escala predial como una estrategia importante de mitigación.

Las estimaciones de las IE en otros países presentan una gran variabilidad que se encuentra en el orden de 22,4 a 37,5 CO_2 eq. kg de res^{-1} para los sistemas de cría, de 6,3 a 32,2 CO_2 eq. kg de res^{-1} para los de recría y/o engorde y de 15,9 a 36,4.CO_2 eq. kg de res^{-1} para los de ciclo completo (Faverin *et al.*, 2014). En Argentina estos valores varían entre zonas agroecológicas considerando la misma etapa de producción 30 kg CO_2-eq. kg PV^{-1}, 39 kg CO_2-eq. kg PV^{-1} y 52 kg CO_2-eq. kg PV^{-1} para los sistemas de cría de las zonas templada, árida/semiárida y sub-tropical, respectivamente (FAO y NZAGR, 2017). Las IE promedio en las etapas de recría y engorde se estimaron entre 7,2 CO_2 eq. kg PV^{-1}, 9,6 CO_2 eq. kg PV^{-1}, y 7,1 kg CO_2 eq. kg PV^{-1} para las zonas templada, árida/semiárida y sub-tropical, respectivamente (FAO y NZAGR, 2017). Además de las diferencias adicionales atribuidas al tipo y momento de sistema de producción evaluado (*e.g.* regiones, suelo, clima, intensificación, pastoriles/confinados, carga animal), estos valores pueden variar adicionalmente en función de las fuentes incorporadas en las estimaciones, el detalle de las ecuaciones utilizadas, el rendimiento de la res considerado, entre otros, que suelen dificultar las comparaciones de eficiencia entre diferentes sistemas de producción (Beauchemin y McGeough, 2013). En particular, estudios recientes para Pampa Deprimida en sistemas típicos de cría bovina de base pastoril mencionan valores de IE entre 16,4 a 19,9 kg CO2 eq. kg peso vivo $^{-1}$ (Faverin *et al.*, 2019). La mayor representación en las emisiones en este tipo de estudios está dada por el gas metano proveniente de la fermentación entérica, donde las emisiones procedentes de las emisiones de óxido nitroso son las que le siguen en importancia, y posteriormente las de dióxido de carbono (Beauchemin *et al.*, 2011, Faverin *et al.*, 2014, 2019).

Por último, cuando se evalúan sistemas pastoriles y/o silvopastoriles es importante considerar el secuestro de carbono dado que podría reducir o compensar las emisiones de GEI (Lal, 2004; Amézquita *et al.*, 2005; Soussana *et al.*, 2010; Picasso *et al.*, 2014) cuando se aplican prácticas de manejo adecuadas para las condiciones locales (Herrero *et al.*, 2009). El enfoque de ACV no considera la potencialidad de las remociones de GEI mediante sumideros a nivel de establecimiento, como es el secuestro de carbono (O'Brien *et al.*, 2012). La metodología del IPCC (2006) considera que el stock de carbono en el suelo permanece constante. El supuesto que el balance de carbono del suelo se encuentra en equilibrio es considerado en la mayoría de los estudios internacionales que involucran estimaciones de GEI a nivel de establecimiento ganadero (Crosson *et al.*, 2011; Modernel *et al.*, 2013; Kamali *et al.*, 2016), donde pocos estudios integran el secuestro de carbono del suelo en el balance de GEI de sistemas ganaderos (Soussana *et al.*, 2010; Desjardins *et al.*, 2012). El horizonte temporal que es considerado en los cambios de existencias de carbono del suelo en los ACV es también objeto de discusión (FAO, 2018). No obstante, el secuestro de carbono es considerado una importante fuente de reducción de las emisiones a nivel de establecimiento (Lupo *et al.*, 2013; Alemu *et al.*, 2017), y en algunos trabajos suele llegar a compensar las emisiones y convertirse en sumideros netos de GEI (Beauchemin *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2015).

Como se ha intentado demostrar la elección de metodologías de estimación para evaluar las emisiones de los sistemas de producción de carne es compleja, principalmente porque resultan insuficientes para cuantificar todos los aspectos intervinientes en la complejidad de los sistemas de producción. Por un lado, el análisis integral de GEI no siempre es igual a la suma de las fuentes y este tipo de modelación puede tener un valor limitado hasta que se integra a modelos completos para evaluar sistemas de producción (Rotz *et al.*, 2018). Por otra parte, sus resultados no son comparables entre sí y además resultan de difícil aplicación para determinar aspectos compensatorios de las emisiones, como el secuestro de carbono. Esta última situación las hace limitadas para ser consideradas como única fuente de información para implementar políticas de mitigación.

No obstante, es clara la necesidad de contar con información de sistemas ganaderos locales que permita representarlos apropiadamente y evaluar estrategias de mitigación para reducir las intensidades de emisión de GEI. En algunos estudios también es importante considerar las escalas espacial y/o temporal en la evaluación de estrategias en escenarios de variabilidad climática. Las metodologías que involucran la evaluación a nivel de establecimiento son, en general, las más utilizadas internacionalmente, debido a su enfoque integral y a que permiten evaluar la potencialidad de distintas propuestas tecnológicas en un marco de sostenibilidad, donde no sólo son considerados aspectos ambientales sino productivos, económicos y, sociales, que permitan complementar las recomendaciones.

CONCLUSIONES

A lo largo de este artículo se han descripto, en forma simplificada, las tres metodologías de mayor importancia utilizadas para estimar las emisiones de GEI provenientes de la cadena de producción de bovinos para carne (*e.g.* IPCC, ACV y HC). Las mismas no son excluyentes, sino parcialmente complementarias. Independientemente de la metodología que se elija o que se decida utilizar, se enfatiza la importancia de disponer de valores locales para minimizar la incertidumbre.

El desarrollo de valores locales de emisión compatibles con el clima, los alimentos y en consecuencia con los sistemas productivos, permitirá disminuir la incertidumbre en la determinación de las contribuciones relativas de las principales fuentes a las emisiones de los sistemas ganaderos, como así también el efecto potencial que las modificaciones en los sistemas de producción pueden tener sobre las emisiones.

Una limitación importante, independientemente de las metodologías empleadas, para las estimaciones es la dificultad de disponer de datos e información que permitan realizar estimaciones precisas para los sistemas de producción. La utilización de cualquiera de estas metodologías para expresar las emisiones de la producción de ganadería de carne en la Argentina es un campo del conocimiento en crecimiento a partir de la investigación local que va aportando información para mejorar estas estimaciones y se presenta como un largo camino a recorrer para el cual existen cada vez mayores exigencias nacionales e internacionales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al financiamiento obtenido de los proyectos INTA (BASUR-1272101, PNPA 1126043, PNNAT-1128023), de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR538/17), UBA – UBACyT (2018-2021), Proyecto 20020170100226BA y PID UTN Proyecto MSTUNBA0004816.

BIBLIOGRAFÍA

ALEMU, A.W., AMIRO, B.D., BITTMAN, S., MacDONALD, D. and OMINSKI, K.H. 2017. Greenhouse gas emission of Canadian cow-calf operations: A whole-farm assessment of 295 farms. Agricultural Systems 151: 73–83.

AMÉZQUITA, M.C., IBRAHIM, M., BUURMAN, P. and AMÉZQUITA, E. 2005. Carbon sequestration in pastures, silvo-pastoral systems and forests in four regions of the Latin American tropics. J. Sustainable Forestry 21 (1): 21-49.

ARELOVICH, H.M., BRAVO, R.D. and MARTÍNEZ, M.F. 2011. Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. Anim. Front 1 (2): 37-45.

ASSIES, J.A. 1992. Introduction paper to SETAC-Europe workshop on environmental life cycle analysis of products. In Life-Cycle Assessment, Proceedings of a SETAC-Europe workshop on Environmental Life Cycle Assessment of Products, December 2- 3 1991, Leiden; SETAC-Europe: Brussels, Belgium.

BEAUCHEMIN, K.A., JANZEN, H.H., LITTLE, S.M., MCALLISTER, T.A. and McGINN, S.M. 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. Agricultural Systems 103(6): 371-379.

BEAUCHEMIN. K.A., JANZEN, H.H., LITTLE, S.M., McALLISTER, T.A. and McGINN, S.M. 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada –Evaluation using farm-based life cycle assessment. Anim. Feed Sci. Technol. 166-167: 663-677.

BEAUCHEMIN K.A. and McGEOUGH, E.J. 2013. Life Cycle Assessment in Ruminant Production. 212-237. *In*: E. Kebreab. Sustainable Animal Agriculture. CAB International, Boston, MA.

BECOÑA, G., ASTIGARRAGA, L. and PICASSO, V.D. 2014. Greenhouse gas emissions of beef cow– calf grazing systems in Uruguay. Sustainable Agriculture Research 3(2): 89–105.

BERTRAND, S. and BARNETT, J. 2014. Standard method for determining the carbon footprint of dairy products reduces confusion. Anim. Front. 22: 14-18.

BEUKES, P.C., GREGORINI, P., ROMERA, A.J., LEVY, G. and WAGHORN, G.C. 2010. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand. Agric. Ecosyst. and Environ. 136: 358–365.

BISWAS, W.K., GRAHAM, J., KELLY, K. and JOHN, M.B. 2010. Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia- a life cycle assessment. J. Clean. Prod. 18: 1386-1392.

BSI (British Standards Institute). 2008. Guide to PAS 2050: How to assess the carbon footprint of goods and services. Available en http://www.co2-sachverstaendiger.de/pdf/BSI%20Guide%20to%20PAS2050.pdf.

BRAGAGLIO, A., NAPOLITANO, F., PACELLI, C., PIRLO, G., SABIA, E., SERRAPICA, F., SERRAPICA, M. and BRAGHIERI, A. 2018. Environmental impacts of Italian beef production: A comparison between different systems. J. Clean. Prod. 172: 4033-4043.

CASSEY, J.W. and HOLDEN, N.M. 2006. Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. Agric. Syst. 90: 79-98.

COLOMB, V., BERNOUX, M., BOCKEL, L., CHOTTE, J.L., MARTIN, S., MARTIN-PHIPPS, C., MOUSSET, J., TINLOT, M. y TOUCHEMOULIN, O. 2012. Estudio de las calculadoras GEI para los sectores agrícolas y forestal. Guía para la elección y utilización de herramientas de evaluación a nivel territorial. Versión 2. ADEME, IRD, FAO. 47 p.

CROSSON, P., SHALLOO, L., O´BRIEN, D., LANIGAN, G.J., FOLEY, P.A. and BOLAND, T.M. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. Anim. Feed Sci. Technol. 166: 29-45.

ČUČEK, L., KLEMEŠ, J.J. and KRAVANJA, Z. 2012. A review of footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability. J. Clean. Prod. 34: 9-20.

De KLEIN, C.A.M., PINARES-PATIÑO, C.S. and WAGHORN, G.C. 2008. Chapter 1. Greenhouse gas emissions. 1-32 *In*: McDowell, R.W (ed.) Environmental Impacts of Pasture based Farming. CAB International, Wallingford, UK.

De VRIES, M. and de BOER, I.J.M. 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. Livest. Sci. 128:1–11.

De VRIES, M., van MIDDELAAR, C.E. and de BOER, I.J.M. 2015. Comparing environmental impacts for beef production systems: a review of life cycle assessments. Livest. Sci. 178: 279–288.

DENEF, K., PAUSTIAN, K., ARCHIBEQUE, S., BIGGAR, S. and PAPE, D. 2012. Report of greenhouse gas accounting tools for agriculture and forestry sectors Interim Report to USDA Under Contract No. GS23F8182H. 135 p.

DESJARDINS, R.L., WORTH, D.E., VERGÉ, X.P.C., MAXIME, D., DYER, J. and CERKOWNIAK, D. 2012. Carbon footprint of beef cattle. Sustainability 4: 3279-3330.

ERCIN, A.E. and HOEKSTRA, A.Y. 2012. Carbon and Water Footprints: Concepts, Methodologies and Policy Responses. United Nations World Water Assessment Programme, Side Publications Series No. 4. Paris: UNESCO. 28 p.

EUROPEAN COMMISSION. 2011. Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. El futuro de la alimentación y la agricultura. Tendencias y desafíos. Versión resumida. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. Disponible en: www.fao.org/3/a-i6583e.pdf

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), y NZAGRC (New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre). 2017. Low-emissions development of the beef cattle sector in Argentina-Reducing enteric methane for food security and livelihoods. Rome, Italy. Available in: http://www.fao.org/3/a-i7671e.pdf

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2018. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems – Guidelines for assessment (Draft for public review). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. FAO, Rome, Italy. 203 p

FAVERIN, C., GRATTON, R. y MACHADO, C.F. 2014. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas de producción de carne vacuna de base pastoril. Revisión bibliográfica. Rev. Arg. Prod. An. 34(1): 1-22.

FAVERIN, C., BILOTTO, FERNÁNDEZ ROSSO, C. y MACHADO, C. 2019. Modelación productiva, económica y de gases de efecto invernadero de sistemas típicos de cría bovina de la Pampa Deprimida. Chilean J. Agric. Sci, ex. Agro-Ciencia 35 (1): 14-25.

FINKBEINER, M. 2009. Carbon footprinting: Opportunities and threats. Int. J. Life Cycle Assess. 14 (2): 91–94.

FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M.Z., EKVALL, T., GUINÉE, J.B., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D. and SUH, S. 2009. Recent developments in life cycle assessment. J. Environ. Manag. 91: 1-21.

FOLEY, P.A., CROSSON, P., LOVETT, D.K., BOLAND, T.M., O'MARA, F.P. and KENNYA, D.A. 2011. Whole-farm systems modelling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. Agric., Ecosyst. and Environ. 142: 222– 230.

FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNTSEN, T., BETTS, R., FAHEY, D.W., HAYWOOD, J., LEAN, J., LOWE, D.C., MYHRE, G., NGANGA, J., PRINN, R., RAGA, G., SCHULZ M. and van DORLAND, R. 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. 129–234. *In*: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom/New York, NY, USA.

FRIEDRICH, J., GE, M. and PICKENS, A. 2017. This Interactive Chart Explains World's Top 10 Emitters, and How They've Changed. World Resources Institute. Available in: http://www.wri.org/print/47041.

GERBER, P.J., STEINFELD, H., HENDERSON, B., MOTTET, A., OPIO, C., DIJKMAN, J., FALCUCCI, A. and TEMPIO, G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy, 115 p.

GUINÉE, J.B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., EKVALL, T. and RYDBERG, T. 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. Environ. Sci. and Tech. 45 (1): 90-96.

HERMANSEN, J.E. and KRISTENSEN, T. 2011. Management options to reduce the carbon footprint of livestock products. Anim. Front. 1(1): 33–39.

HERRERO, M., THORNTON, P.K., GERBER, P. and REID, R.S. 2009. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. Current Opinion in Environmental Sustainability 1:111–120.

HOEKSTRA, A.Y. and CHAPAGAIN, A.K. 2007. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. Water Resour. Manage. 21(1): 35–48.

HRISTOV, A.N., OH, J., LEE, C., MEINEN, R., MONTES, F., OTT, T., FIRKINS, J., ROTZ, C.A., DELL, C., ADESOGAN, A., YANG, W.Z., TRICARICO, J., KEBREAB, E., WAGHORN, G., DIJKSTRA, J. and OOSTING, S. 2013. Mitigation

of greenhouse gas emissions in livestock production – a review of technical options for non-CO_2 emissions. *In*: Gerber P, Henderson B, Makkar H (eds) FAO Animal Production and Health Paper Nº 177. FAO, Rome, Italy, 206 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4, Agriculture, forestry and other land use. Chapter 10. Emissions from Livestock and manure management. Intergovernmental Panel on Climate Change. [Dong, H., Mangino, J. and McAllister, T.A., Hatfield, J.L., Johnson, D.E., Lassey, K.R., Aparecida de Lima, M. y Romanovskaya, A.] Available in: http:// www .ipcc -nggip .iges .or .jp/ public/ 2006gl/ pdf/4_Volume4/V4_10_ Ch10_Livestock.pdf.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p. Available *In*: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2017/09/WG1AR5_Frontmatter_FINAL.pdf

ISO. 2006. 14044: Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines. Available in: https:// www .iso .org/ standard/ 38498 .html.

KAMALI, F.P., van der LINDEN, A., MEUWISSEN, M.P.M., MALAFAIA, G.C., OUDE LANSINK, A.G.J.M. and de BOER, I.J.M. 2016. Environmental and economic performance of beef farming systems with different feeding strategies in southern Brazil. Agricultural Systems 146: 70–79.

LAL, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science 304 (5677): 1623–1627.

LEACH, A.M., GALLOWAY, J.N., BLEEKER, A., ERISMAN, J.W., KOHN, R. and KITZES, J. 2012. A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. Environ. Develop. 1(1): 40-66.

LUPO, C.D., CLASY, D.E., BENNING, J.L. and STONE, J.J. 2013. Life-cycle assessment of the beef cattle production system for the Northern Great Plains, USA. J. Environ. Qual. 42: 1386-1394.

MAyDS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2017. Inventario de Gases de Efecto Invernadero de Argentina, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Presidencia de la Nación. 36 p. Disponible *In*: https://inventariogei.ambiente.gob.ar/files/inventario-nacional-gei-argentina.pdf

MAZZETTO, A.M., FEIGL, B.J., SCHILS, R.L.M., CERRI, C.E.P. and CERRI, C.C. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. Livest. Sci. 175: 101–112.

McCLELLAND, S.C., ARNDT, C., GORDON, D.R. and THOMAE, G. 2018. Type and number of environmental impact categories used in livestock life cycle assessment: A systematic review. Livest. Sci. 209: 39–45.

MODERNEL, P., ASTIGARRAGA, L. and PICASSO, V. 2013. Global versus local environmental impacts of grazing and confined beef production systems. Environ. Res. Lett. 8: 1-10.

MONTENY, G.J., BANNINK, A. and CHADWICK, D. 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. Agric. Ecosys. and Environ. 112: 163–170.

MOSS, J., LAMBERT, C.G. and RENNIE, A.E.W. 2008. SME application of LCA-based carbon footprints. Int. J. Sustain. Eng. 1 (2): 132–41.

NGUYEN, T.T.H. 2012. Life cycle assessment of cattle production: exploring practices and system changes to reduce environmental impacts. Agricultural Sciences. Université Blaise Pascal - Clermont- Ferrand II. Thèse Docteur D´Universite, 209 p.

O'BRIEN, D., SHALLOO, L., PATTON, J., BUCKLEY, F., GRAINGER, C. and WALLACE, M. 2012. Evaluation of the effect of accounting method, IPCC vs. LCA, on grass-based and confinement dairy systems' greenhouse gas emissions. Animal 6 (9): 1512–1527.

OENEMA, O., VELTHOF, G.L., YAMULKI, S. and JARVIS, S.C. 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. Soil Use and Management 13: 288-295.

OGINO, A., KAKU, K., OSADA, T. and SHIMADA, K. 2004. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. J. Anim. Sci. 82:2115-2122.

OGLE, S.M., BUENDIA, L., BUTTERBACH-BAHL, K., BREIDT, F.J., HARTMAN, M., YAGI, K., NAYAMUTH, R., SPENCER, S., WIRTH, T. and SMITH, P. 2013. Advancing national greenhouse gas inventories for agriculture in developing countries: improving activity data, emission factors and software technology. Environ. Res. Lett. 8: 1-8.

OLANDER, L.P., WOLLENBERG, E., TUBIELLO, F.N. and HEROLD, M. 2014. Synthesis and Review: Advancing agricultural greenhouse gas quantification Environ. Res. Lett. 9: 1-7.

PANDEY, D., AGRAWAL, M. and PANDEY, J.S. 2011. Carbon footprint: Current methods of estimation. Environ. Monit. Assess. 178 (1–4): 135–160.

PHETTEPLACE, H.W., JOHNSON, D.E. and SEIDL, A.F. 2001. Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. Nutr. Cycl. Agroecosys. 60: 99-102.

PICASSO, V.D., MODERNEL, P.D., BECOÑA, G., SALVO, L., GUTIÉRREZ, L. and ASTIGARRAGA, L. 2014. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. Meat Science 98: 346–354.

REISINGER, A. and LEDGARD, S. 2013. Impact of greenhouse gas metrics on the quantification of agricultural emissions y farm-scale mitigation strategies: a New Zealy case study. Environ. Res. Lett. 8: 1-8.

ROJAS-DOWNING, M., NEJADHASHEMI, P., HARRIGAN, T. and WOZNICKI, S.A. 2017. Climate change and livestock: Impacts, adaptation, and mitigation. Climate Risk Management 16: 145–163.

RÖÖS, E., SUNDBERG, C., TIDÅKER, P., STRID, I. and HANSSON, P.A. 2013. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? Ecol. Indicators 24: 573-581.

ROY, P., NEI, D., ORIKASA, T, XU, Q., OKADOME, H., NAKAMURA, N. and SHIINA, T. 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. J. Food Engin. 90: 1–10.

ROTZ, C.A. 2018. Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms. J. Dairy Sci. 101:1–16.

RUVIARO, C.F., LÉIS, C.M. DE, LAMPERT, V.N., BARCELLOS, J.O.J. and DEWES, H. 2015. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. J. Clean. Prod. 96: 435-443.

SCHILS, R.L.M., VERHAGEN, A., AARTS, H.F.M. and SEBEK, L.B.J. 2005. A farm-level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 71(2): 163-175.

SMITH, P., MARTINO, D., CAI, Z., GWARY, D., JANZEN, H., KUMAR, P., McCARL, B., OGLE, S., O'MARA, F., RICE, C., SCHOLES, B., SIROTENKO, O., HOWDEN, M., McALLISTER, T., PAN, G., ROMANENKOV, V., SCHNEIDER, U., TOWPRAYOON, S., WATTENBACH, M. and SMITH, J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. Phil. Trans. R. Soc. B. 363:789–813.

SOUSSANA, J.F., TALLEC, T. and BLANFORT, V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. Animal 4(3): 334–350.

STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M. and HAAN CEES, D.E. 2006. La larga sombra del ganado. Problemas ambientales y opciones. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), Roma, Italia, 493 p.

THORNTON, P.K. and GERBER, P.J. 2010. Climate change and the growth of the livestock sector in developing countries. Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change 15:169-184.

THOMASSEN, M.A., van CALKER, K.J., SMITS, M.C.J., IEPEMA, G.L. and de BOER, I.J.M. 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agric. Syst. 96 (1–3): 95–107.

TUBIELLO, F.N., CÓNDOR-GOLEC, R.D., SALVATORE, M., PIERSANTE, A., FEDERICI, S., FERRARA, A., ROSSI, S., FLAMMINI, A., CARDENAS, P., BIANCALANI, R., JACOBS, H., PRASULA, P. y PROSPERI, P. 2015. Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura. Un manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma, Italia. 180 p.

UNEP/SETAC, 2012. Greening the economy through life cycle thinking: ten years of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. United Nations Environment Programme, 60 p.

VELTHOF, G.L., OUDENDAG, D., WITZKE, H.R., ASMAN, W.A.H., KLIMONT, Z. and OENEMA, O. 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. Journal of Environmental Quality 38: 402–417.

VIGLIZZO, E.F., RICARD, M.F., TABOADA, M.A. and VÁZQUEZ-AMÁBILE, G. 2019. Reassessing the role of grazing lands in carbon-balance estimations: Meta-analysis and review. Science of the Total Environment 661:531–542

VUICHARD, N., SOUSSANA, J.F., CIAIS, P., VIOVY, N., AMMANN, C., CALANCA, P., CLIFTON-BROWN, J., FUHRER, J., JONES, M. and MARTIN, C., 2007. Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 2. Simulations at the continental level. Global Biochemical Cycles 21: 1-13.

WANG, T., TEAGUE, W.R., PARK, S.C. and BEVERS, S. 2015. GHG mitigation potential of different grazing strategies in the United States Southern Great Plains. Sustainability 7, 13500-13521.

WEIDEMA, B.P., THRANE, M., CHRISTENSEN, P., SCHMIDT, J. and LØKKE, S. 2008. Carbon footprint a catalyst for Life Cycle Assessment? J. Industrial Ecology 12(1): 3-6.

WIEDMANN, T. 2009. Carbon footprint and input-output analysis: An introduction. Economic Systems Research 21 (3): 175–186.

WIEDMANN, T. and MINX, J. 2008. A Definition of 'Carbon Footprint'. 1-11. *In*: C. C. Pertsova, Ecological Economics Research Trends: Chapter 1, Nova Science Publishers, Hauppauge NY, USA.