

Uso de energía y emisiones de gases de efecto invernadero de la agricultura convencional y orgánica: propuesta de un nuevo coeficiente energético para corregir las comparaciones

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
Área Recursos Naturales Renovables Terrestres*

Sara M. Aradvari Horvat

Lic. en Ciencias Ambientales - Universidad de Buenos Aires - 2019

Lugar de trabajo: Facultad de Agronomía



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

COMITÉ CONSEJERO

Directora de Tesis

Josefina L. De Paepe

Lic. en Ciencias Biológicas (Universidad de Amberes)

Doctora en Ciencias Agropecuarias (Escuela Para Graduados Alberto Soriano, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires)

Co-director de Tesis

Roberto Álvarez

Ingeniero Agrónomo (Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

JURADA

Semmartin, María Gisela

Ingeniera Agrónoma - Universidad de Buenos Aires

Doctora en Ciencias Agropecuarias - Universidad de Buenos Aires

Magister Scientiae - Universidad de Buenos Aires

JURADO

Piccinetti, Carlos Fabián

Ingeniero Agrónomo - Universidad Nacional de Luján

Doctor - Universidad Nacional de Luján

JURADO

Roberto J. Fernández Aldúncin

Ing. Agr., EPG-FAUBA

PhD, Duke University

Fecha de defensa de la tesis: 24 de septiembre de 2024

Dedicatoria

A quienes defienden y trabajan por una educación pública de calidad.

Agradecimientos

A Jose, mi directora, por dedicarle tanto tiempo, esfuerzo, ganas y recursos a mi formación. Por involucrarme y tenerme en cuenta siempre en sus proyectos y por su constante motivación. También agradezco su continuo apoyo a las mujeres en la ciencia.

A Roberto, mi co-director, por sus ideas y enseñanzas que mejoraron mi trabajo.

A las chicas de Geo, Ceci, Marian y Jose, porque trabajar juntas es un placer.

A mis amigas Pauli y Marian, con quienes comparto esta hermosa relación de amor-odio por la ciencia. Gracias por la escucha, por celebrar los logros, por atajar las crisis, por estar ahí siempre hasta para leerme archivos importantes antes de enviarlos. Este camino es mucho más hermoso con ustedes.

Al grupito de Investigaciones en Suelos y Ambiente, que es chiquito, ¡pero promete cosas buenas!

A la educación pública y de calidad que me permitió estar donde estoy. A la Universidad de Buenos Aires porque me financió con una beca de investigación. A la FAUBA que me dio la posibilidad de trabajar de lo que me gusta.

A mi familia, a Ger y a mis amistades que amo profundamente, eternamente gracias.

DECLARACIÓN

"Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución."

Lic. Sara M. Aradvari Horvat

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
RESUMEN.....	xi
ABSTRACT	xii
CAPÍTULO 1	1
1. INTRODUCCIÓN	2
Objetivo general.....	9
Objetivos específicos	9
CAPÍTULO 2	10
2. MATERIALES Y MÉTODOS	11
2.1. Metodología para el objetivo específico I:	11
2.1.1. Base de datos.....	11
2.1.2. Modelo estadístico y análisis de la heterogeneidad	14
2.1.3. Independencia de los datos.....	15
2.1.4. Análisis estadístico: meta-análisis.....	15
2.2. Metodología para el objetivo específico II:.....	17
2.2.1. Base de datos.....	17
2.2.2. Análisis estadístico: meta-análisis.....	18
2.3. Metodología utilizada para llevar a cabo el objetivo específico III:	19
2.3.1. Producción de abonos orgánicos:.....	22
2.3.2. Compostaje:	23
2.3.3. Transporte:	24
2.3.4. Propuesta de coeficiente energético de uso de energía no renovable de abonos orgánicos.....	24
2.3.5. Análisis estadístico.....	25
CAPÍTULO 3	26
3. RESULTADOS	27
CAPÍTULO 4	41
4. DISCUSIÓN	42
Bibliografía	52
Bibliografía utilizada para los meta-análisis	60

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
<p>Tabla 2.1. Tipo y dosis de abonos orgánicos aplicados (kg peso fresco ha⁻¹) en las producciones agrícolas convencionales y orgánicas de los estudios incluidos en el meta-análisis 2.1.1. El estiércol hace referencia a estiércol vacuno.....</p>	20
<p>Tabla 3.1. Resumen de la cantidad de estudios encontrados por cultivos y la cantidad de datos obtenidos (<i>n</i>) (cada estudio puede presentar más de un dato), para el uso de energía total por unidad de área (GJ ha⁻¹); energía no renovable por unidad de área (GJ ha⁻¹) y energía renovable por unidad de área (GJ ha⁻¹) y el valor promedio por cultivos de uso de energía sin ponderar con meta-análisis. El <i>n</i> representa en este caso a la cantidad de datos por cultivo en la base de datos: no confundir con el número de repeticiones de cada experimento de los trabajos científicos incluidos en el meta-análisis. Conv.= producciones convencionales. Org.= producciones orgánicas.....</p>	30
<p>Tabla 3.2. Resumen de la cantidad de estudios encontrados por cultivos y la cantidad de datos obtenidos (<i>n</i>) (cada estudio puede presentar más de un dato), para el uso de energía total por unidad de producto (GJ kg⁻¹); energía no renovable por unidad de producto (GJ kg⁻¹) y energía renovable por unidad de producto (GJ kg⁻¹) y el valor promedio por cultivos de uso de energía sin ponderar con meta-análisis. El <i>n</i> representa en este caso a la cantidad de datos por cultivo en la base de datos, no confundir con el número de repeticiones de cada experimento de los trabajos científicos incluidos en el meta-análisis. Conv.= producciones convencionales. Org.= producciones orgánicas.....</p>	31
<p>Tabla 3.3. Energía no renovable (ENR) de la producción lechera y ganadera y producción de leche por vaca por día, en varias unidades</p>	35
<p>Tabla 3.4. Resumen de la cantidad de trabajos encontrados por cultivos (estudios) y la cantidad de datos obtenidos (<i>n</i>) (cada estudio puede presentar más de un dato), para las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por unidad de área; y para las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por unidad de producto, y el valor promedio por cultivos de emisiones de GEI sin ponderar con meta-análisis. El <i>n</i> representa en este caso a la cantidad de datos por cultivo en la base de datos, no confundir con el número de repeticiones de cada experimento de los trabajos científicos incluidos en el meta-análisis. Conv.= producciones convencionales. Org.= producciones orgánicas.....</p>	38

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
<p>Figura 1.1. Representación esquemática simplificada del flujo del carbono en los ecosistemas. Las flechas azules indican los flujos del carbono que se encuentra en el ciclo activo. La flecha negra representa el flujo de carbono del ciclo inactivo. La flecha punteada indica el flujo de carbono que pasó del ciclo inactivo al ciclo activo de carbono. Elaboración propia en base a Janzen, 2004.....</p>	3
<p>Figura 1.2. Representación esquemática del uso de energía y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) a través de fuentes no renovables (color rojo) y fuentes renovables (color verde). Las emisiones de GEI se presentan como CO₂ equivalente. La tranquera en este esquema simboliza punto final del proceso productivo, no se incluyen las etapas posteriores una vez que el cultivo es cosechado y sale de la tranquera. Los trabajos que presentaron la energía sin desglosar en el tipo de fuente se consideró como uso de energía total.....</p>	5
<p>Figura 2.1. Ejemplo de <i>forest plot</i> donde se indica la interpretación de los resultados posibles de un meta-análisis. Mayor impacto significa un mayor uso de energía o mayores emisiones de GEI tanto por unidad de área como de producto cosechado. Diamantes indican el valor del RR y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%.....</p>	17
<p>Figura 3.1. Representación esquemática del proceso de selección de los trabajos científicos utilizados en los meta-análisis de energía y emisiones de GEI. El valor final de los trabajos científicos seleccionados fue de 76 (45 para el uso de energía y 31 para las emisiones de gases de efecto invernadero).....</p>	27
<p>Figura 3.2. Ubicación geográfica de los trabajos seleccionados para realizar el meta-análisis. Triángulos de color rosa indican trabajos que presentaron comparaciones del uso de energía total, no renovable y renovable por unidad de área y/o producto cosechado; y círculos amarillos indican comparaciones de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) entre la agricultura convencional y orgánica por unidad de área y/o producto cosechado. Se muestran todos los trabajos incluidos, tanto por unidad de área como por producto cosechado.....</p>	28
<p>Figura 3.3. Tamaño del efecto (RR, response ratio) del uso de energía total de la agricultura orgánica respecto a la agricultura convencional para todo el set de datos; sólo para cultivos de secano y sólo para cultivos bajo riego en unidad de área (GJ ha⁻¹). Diamantes indican el valor promedio de cada grupo y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%. Valores entre paréntesis indican el n. * indica diferencias significativas.....</p>	29
<p>Figura 3.4. Tamaño del efecto (RR, response ratio) del uso de energía total (negro), renovable (verde) y no renovable (rojo) por unidad de área; y del uso de energía no renovable por unidad de producto (rosado) de la agricultura orgánica respecto a la convencional. Diamantes indican el valor promedio y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%. Entre paréntesis se indica el n. * indica diferencias significativas.....</p>	32

- Figura 3.5.** Tamaño del efecto (RR, response ratio) del uso de energía total (negro), renovable (verde) y no renovable (rojo) por unidad de área de la agricultura orgánica respecto a la convencional. Diamantes indican el valor promedio y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%. Entre paréntesis se indica el n. * indica diferencias estadísticamente significativas. Se excluyeron de este análisis los datos del trabajo de Alonso y Guzmán, (2010)..... 33
- Figura 3.6.** Uso de energía (%) desglosada por los tipos de insumos y actividades agrícolas realizadas en las producciones orgánicas y convencionales. El set de datos utilizado correspondió solo aquellos estudios donde se desglosó por insumo y actividad (n=11)..... 34
- Figura 3.7.** Tamaño del efecto (RR, response ratio) del uso de energía no renovable por unidad de área de la agricultura orgánica respecto a la convencional con y sin corrección del uso de energía de la producción, transporte y proceso de compostaje de los abonos orgánicos mediante un coeficiente energético nuevo ($2,1 \text{ (MJ kg}^{-1})^*$ dosis (kg ha^{-1}). Diamantes muestran el valor promedio, líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%, valores entre paréntesis indican el n. * indica diferencias significativas..... 37
- Figura 3.8.** Tamaño del efecto (RR= response ratio) de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de la agricultura orgánica respecto a la agricultura convencional por unidad de área ($\text{kg CO}_2 \text{ eq. ha}^{-1}$) y por unidad de producto cosechado ($\text{kg CO}_2 \text{ eq. kg}^{-1}$). Diamantes indican el valor promedio y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%. * indica diferencias significativas... 39
- Figura 3.9.** Emisiones de $\text{CO}_2\text{eq.}$ (%) desglosada por los tipos de insumos y actividades agrícolas realizadas en las producciones orgánicas y convencionales. El set de datos utilizado correspondió solo aquellos estudios donde se desglosó por insumo y actividad (n=5). *Otros* incluye emisiones desde el suelo por descomposición de materia orgánica, por la aplicación de fertilizantes sintéticos nitrogenados, por arroceras, etc..... 40
- Figura 4.1.** Uso de energía total (Gj) (negro) y uso de energía no renovable (Gj) (rojo) para toda la superficie agrícola global del año 2020 (5000 Mha., escenario actual) y para un escenario de reemplazo de 1500 Mha de agricultura convencional por agricultura orgánica, es decir, un 70% de la superficie agrícola global bajo agricultura convencional y un 30% de la superficie agrícola global bajo agricultura orgánica. Los datos de uso de energía total fueron calculados con el promedio de uso de energía total por unidad de área de la base de datos, $71,9 \text{ GJ ha}^{-1}$ y 44 Gj ha^{-1} para la agricultura orgánica y la convencional, respectivamente (valores sin ponderar con el meta-análisis). Para el uso de energía no renovable se realizó el mismo procedimiento y los valores utilizados fueron $16,7 \text{ Gj ha}^{-1}$ y 25 Gj ha^{-1} para la agricultura orgánica y la convencional, respectivamente. Los datos de superficies fueron obtenidos de FAO, 2022 y Willer et al., 2022..... 48
- Figura 4.2.** Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para toda la superficie agrícola global del año 2020 (5000 Mha., escenario actual) y para un escenario de reemplazo de 1500 Mha de agricultura convencional por agricultura orgánica, es decir, un 70% de la superficie agrícola global bajo agricultura convencional y un 30% de la superficie agrícola global bajo agricultura orgánica. Los datos de emisiones de

GEI fueron calculados con el promedio emisiones por unidad de área de la base de datos, 3547 kg CO₂eq. ha⁻¹ y 4722 kg CO₂eq. ha⁻¹ para la agricultura orgánica y la convencional, respectivamente (valores sin ponderar con el meta-análisis). Los datos de superficies fueron obtenidos de FAO, 2022 y Willer et al., 2022.....

RESUMEN

El objetivo general de esta tesis fue comparar a escala global mediante un meta-análisis el uso de energía y las emisiones de GEI de las producciones agrícolas convencionales y orgánicas por área (ha) y producto cosechado (kg) y generar un coeficiente energético de energía no renovable de los abonos orgánicos para corregir las comparaciones existentes. Se hizo una búsqueda bibliográfica exhaustiva en Scopus y Google Scholar y se filtraron los estudios con criterios predefinidos. Se calculó el tamaño del efecto (RR, Response Ratio) y se ponderaron los resultados de cada estudio por el tamaño muestral y el desvío estándar. Para generar el coeficiente energético de los abonos orgánicos se cuantificó la energía no renovable de su producción, compostaje y transporte. No se encontraron diferencias significativas entre la producción orgánica y la convencional en el uso de energía total por área (GJ ha^{-1}) ($p= 0,06$). La energía no renovable utilizada en las producciones orgánicas fue un 40% y 30% menor que en las convencionales por área (GJ ha^{-1}) y por producto (GJ kg^{-1}), respectivamente. El uso de energía renovable por área fue 2,7 veces mayor en las producciones orgánicas que en las convencionales ($p<0,0001$). El coeficiente energético generado fue de $2,1 \text{ MJ kg}^{-1}$ de abono orgánico. Al corregir los valores de los estudios encontrados con este coeficiente, el uso de energía no renovable de las producciones orgánicas subió un 20%, pero continuó siendo significativamente menor respecto a las convencionales. Las emisiones de GEI por área fueron 40% menores en las producciones orgánicas, y por unidad de producto cosechado no hubo diferencias. Este trabajo logró sintetizar la información disponible sobre dos variables críticas vinculadas al cambio climático y llenar un vacío en el conocimiento científico al proporcionar un coeficiente energético de uso sencillo que podrá ser utilizado en futuros análisis energéticos.

Palabras clave: energía no renovable; energía renovable; cambio climático; sustentabilidad productiva, análisis energético.

ABSTRACT

In the scientific literature, there are specific comparisons of energy use and greenhouse gas (GHG) emissions from conventional and organic agricultural production, but the results are heterogeneous. The general objective of this thesis was to compare at global scale through a meta-analysis the energy use and the GHG emissions of both productions per area and per crop yield bases, and to generate a specific energy coefficient of non-renewable energy of organic fertilizers to correct the comparisons found. A comprehensive literature search was conducted using Scopus and Google Scholar and studies were filtered using predefined criteria. The effect size (RR, response ratio) was calculated and the results of each study were weighted according to the sample size and standard deviation. To generate the energy coefficient of organic fertilizers, the non-renewable energy of their production, composting and transportation was quantified. No significant differences were found between organic and conventional production ($p=0.06$) in total energy use per area (GJ ha^{-1}). The non-renewable energy used in organic production was 40% and 30% less than in conventional production per area (GJ ha^{-1}) and per product (GJ kg^{-1}), respectively. The use of renewable energy per area was 2.7 times higher in organic production than in conventional production. The energy coefficient generated was 2.1 MJ kg^{-1} of organic fertilizer. When correcting the values of the studies found with this coefficient, the use of non-renewable energy in organic production increased by 20%, but remained significantly lower compared to conventional production. GHG emissions per area were 40% lower under organic production and there were no differences per unit of product harvested. This work managed to synthesize the available information on two critical variables related to climate change and fill a gap in scientific knowledge by providing an easy-to-use energy coefficient that can be used in future energy analyses.

Keywords: non-renewable energy; renewable energy; climate change; productive sustainability, energy analysis.

CAPÍTULO 1

1. INTRODUCCIÓN

Desde mediados del siglo XX, la agricultura se convirtió en una producción altamente dependiente de insumos sintéticos externos, como fertilizantes, herbicidas, plaguicidas y combustibles (Pimentel y Burges, 2014). A estas producciones agrícolas intensificadas que utilizan gran cantidad de insumos sintéticos por hectárea cultivada se las denomina *producciones agrícolas convencionales* (Sumberg y Giller, 2022). En cambio, las *producciones agrícolas orgánicas*, que tomaron importancia a partir de la década de 1980 luego de gestarse la Federación Internacional del Movimiento de la Agricultura Orgánica (IFOAM, por sus siglas en inglés), se basan en el uso mínimo de insumos sintéticos externos, evitan los fertilizantes y plaguicidas sintéticos y, en general, promueven prácticas como las rotaciones de cultivos, el agregado de compost para incorporar nutrientes al suelo y la inclusión de cultivos de cobertura para fijar nitrógeno atmosférico (FAO, 2003).

Abastecer la demanda de alimentos para una población cada vez mayor de manera sostenible, es decir, sin comprometer la seguridad alimentaria de las generaciones futuras, es uno de los grandes desafíos de la actualidad (Foley et al., 2011). En este sentido, se han realizado en el último tiempo comparaciones entre ambas producciones con el fin de encontrar alternativas que maximicen la productividad y minimicen el impacto ambiental global. En relación a esto, existe evidencia de que globalmente los rendimientos de los cultivos orgánicos anuales suelen ser entre 19% y 35% menores que los logrados bajo agricultura convencional (Seufert et al., 2012; Álvarez, 2021). Las mayores diferencias del rendimiento entre cultivos se observaron en los cultivos hortícolas y cereales; en menor medida en cultivos oleaginosos, y no se han encontrado diferencias significativas en los rendimientos de cultivos perennes (Seufert et al., 2012). También se ha encontrado evidencia que respalda que las producciones orgánicas sustentan una mayor biodiversidad que las producciones convencionales; y que permiten una mejor calidad del suelo y del agua (Tuomisto et al., 2012; Lori et al., 2017; Seufert y Ramankutty, 2017).

En un contexto de cambio climático, es necesario entender a escala global cómo es el uso de energía no renovable, energía proveniente de combustibles fósiles, y las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de cultivos producidos bajo distintas modalidades de producción. La relevancia de estas variables radica en que el aumento de la concentración de CO₂ y otros gases en la atmósfera debido principalmente al uso de energía no renovable es un fenómeno que ya tiene consecuencias probadas sobre el

sistema climático global (Joos y Spahni, 2007; Canadell et al., 2021), y la agricultura es responsable de una quinta parte de las emisiones globales de GEI (Ritchie, 2020; Friedlingstein et al., 2022).

Al comienzo de la etapa industrial, en 1750, la atmósfera contaba con unas 277 ppm de CO_2 (Joos y Spahni, 2007). Para ese entonces, las principales fuentes antrópicas de emisiones de CO_2 se relacionaban con la deforestación y otros cambios en el uso del suelo (Canadell et al., 2021). Desde mediados del siglo XX, las emisiones de CO_2 hacia la atmósfera resultan principalmente del uso de energía proveniente de combustibles fósiles (Friedlingstein et al., 2022). La energía proveniente de combustibles fósiles se denomina *energía no renovable* pues implica la utilización de yacimientos de petróleo que se forman a escalas de tiempo geológicas. Con su uso se libera un CO_2 que hasta el momento se encontraba en el ciclo inactivo del carbono y, por lo tanto, genera un aumento de su concentración en la atmósfera (**Figura 1.1.**) (Janzen, 2004). Al reponerse a escalas de tiempo geológicas, su disponibilidad es limitada. En cambio, la *energía renovable* es aquella que deriva de procesos naturales que se reponen constantemente (Mohtasham, 2015). Es decir, su uso no implica la inyección a la atmósfera de CO_2 proveniente del ciclo inactivo del carbono.

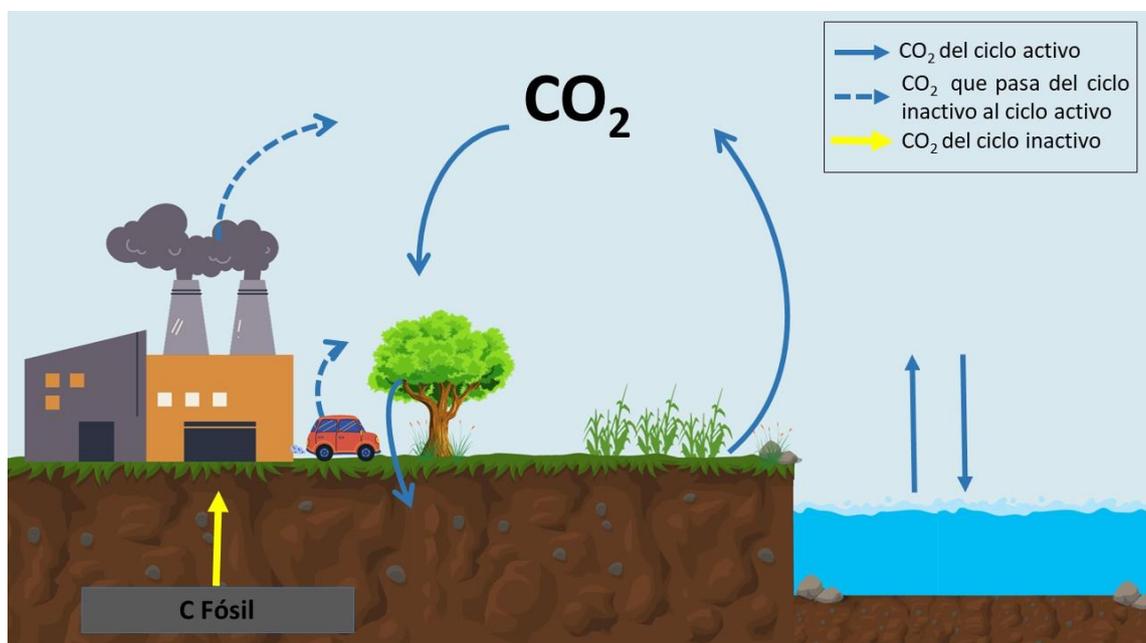


Figura 1.1. Representación esquemática simplificada del flujo del carbono en los ecosistemas terrestres y marinos. Las flechas azules indican los flujos del carbono del ciclo activo. La flecha amarilla representa el flujo de carbono del ciclo inactivo. La flecha punteada indica el flujo de carbono que pasó del ciclo inactivo al ciclo activo de carbono. Elaboración propia en base a Janzen, 2004.

Como consecuencia de la industrialización, las actividades económicas, entre ellas las producciones agrícolas, se volvieron más dependientes del uso de energía no renovable y, en la actualidad, la concentración de CO₂ en la atmósfera ya superó las 420 ppm, es decir, más del 35% de aumento con respecto a la etapa preindustrial y se sigue acumulando a una tasa de 2,5 ppm por año aproximadamente (Dlugokencky y Tans, 2022). Esto, sumado a las emisiones de otros gases, generó que la temperatura media del planeta se haya incrementado 1,1°C con respecto a 1750 (IPCC, 2021). Actualmente, existen acuerdos internacionales para lograr la neutralidad de carbono, esto es, no emitir más CO₂ del que la biosfera es capaz de absorber, para la mitad del siglo y así limitar el aumento de la temperatura del planeta en 1,5 °C con respecto al nivel preindustrial (ONU, 2015). Para lograr esto es necesario tomar medidas drásticas y urgentes de reducción en el uso de energía no renovable y emisiones de CO₂ y otros GEI a la atmósfera.

Los análisis energéticos y de emisiones de GEI permiten examinar procesos productivos (Jones, 1989). En los análisis energéticos se rastrea toda la energía utilizada en la producción, el empaquetado y el transporte de todos los insumos que atraviesan la tranquera hacia el lote de producción y la maquinaria usada en el proceso productivo, más la energía utilizada dentro del lote de producción a través del consumo de combustible hasta que el cultivo está listo para ser cosechado (**Figura 1.2.**) (Alluvione et al., 2011). Para transformar ese flujo físico de insumos a unidades de energía se utilizan coeficientes energéticos específicos para cada insumo presentes en la literatura científica. Por ejemplo, si a un cultivo se le aplica urea con una dosis de 150 kg ha⁻¹, y el coeficiente energético de la urea es de 47,1 MJ kg⁻¹ (Hülsbergen et al., 2001), el uso de energía resultante es de 7065 MJ ha⁻¹, que incluye la energía no renovable utilizada en la producción, el empaquetado y el transporte de la urea.

Además de los coeficientes energéticos que contabilizan la energía no renovable utilizada en la producción, empaquetado y transporte de los insumos sintéticos y maquinaria agrícolas, también hay coeficientes energéticos que permiten cuantificar el uso de energía renovable (**Figura 1.2.**) (Alonso y Guzmán, 2010; Ekinci et al., 2020). El uso de energía renovable en las producciones agrícolas está dado por el uso de abonos orgánicos como el compost o el estiércol y también por las semillas (Alonso y Guzmán, 2010; Ekinci et al., 2020). Además, algunos autores incluyen dentro de la energía renovable a la labor humana contabilizando el gasto energético por unidad de tiempo en cada actividad realizada (Lee y Choe, 2019) (**Figura 1.2.**).

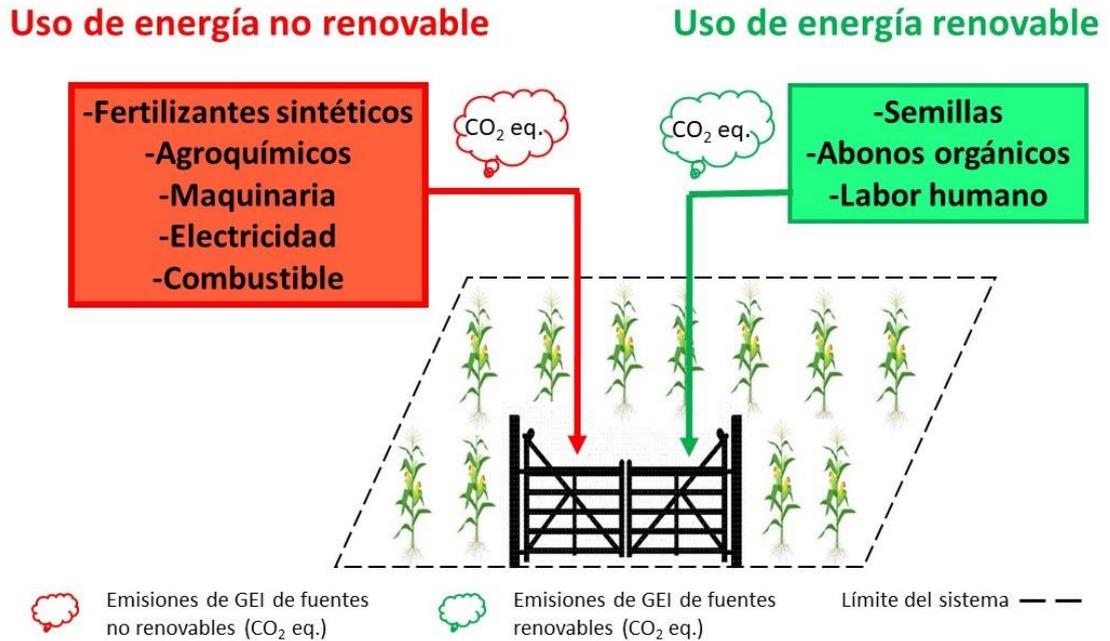


Figura 1.2. Representación esquemática del *uso de energía* y *emisiones de gases de efecto invernadero* (GEI) a través de fuentes no renovables (color rojo) y fuentes renovables (color verde). Las emisiones de GEI se presentan como CO₂ equivalente. La tranquera en este esquema simboliza punto final del proceso productivo; no se incluyen las etapas posteriores una vez que el cultivo es cosechado y sale de la tranquera. Los trabajos que presentaron la energía sin desglosar en el tipo de fuente se consideraron como uso de energía total. Elaboración propia.

En muchos trabajos, los análisis energéticos realizados no discriminan en fuentes no renovables y fuentes renovables, sino que presentan los resultados de los análisis energéticos como *energía total* (Hoffman et al., 2018; Dal Ferro et al., 2017). Esta manera de expresar los datos, es decir, sin discriminar en energía no renovable y renovable es un problema, ya que es importante cuantificarlo para poder determinar la sustentabilidad de un sistema productivo. Esto es trascendental y está plasmado en uno de los objetivos de desarrollo sostenible de las Naciones Unidas (ONU, 2015^a), donde se espera tener producciones que utilicen una mayor proporción de energía renovable y reduzcan el uso de energía no renovable.

Los coeficientes energéticos para los insumos sintéticos presentes en la literatura se fueron ajustando con el pasar del tiempo (Hülsbergen et al., 2001), pues algunos procesos productivos se volvieron más eficientes (menos uso de energía por unidad de producto). Es así como el coeficiente energético de la urea pasó de ser 50 MJ ha⁻¹ aproximadamente en mitad del siglo XX, a 35 MJ ha⁻¹ a comienzos del siglo XXI (Hülsbergen et al., 2001; Zegada-Lizarazu et al., 2010). Sin embargo, tal desarrollo para los coeficientes energéticos de los abonos orgánicos no existió, y aún en la actualidad

existe mucha variabilidad en los coeficientes energéticos utilizados y en las metodologías empleadas para obtenerlos.

Para los insumos orgánicos, algunos autores utilizan coeficientes energéticos que representan el contenido energético de la materia orgánica presente en los abonos orgánicos medido en bombas calorimétricas y esto es lo que expresan como energía renovable (Guzmán y Alonso, 2008; Alonso y Guzmán, 2010; Ekinici et al., 2020) (**Figura 1.2.**). Estos coeficientes energéticos tienen valores que varían según el abono. Para el estiércol de vacas el valor es de $3,8 \text{ MJ kg}^{-1}$, 11 MJ kg^{-1} para el estiércol de ovejas y valores de $15,9 \text{ MJ kg}^{-1}$ para rastrojos de algunos cultivos como la vicia (*Vicia sativa*) (Guzmán y Alonso, 2008). Sin embargo, otros autores utilizan coeficientes energéticos que se basan en la cantidad de nutrientes que contienen los abonos orgánicos y los equiparan a los coeficientes energéticos de los fertilizantes minerales que sustituyen (Hülsbergen et al., 2001; Lee y Choe, 2019). Esta última metodología es un intento por tener un coeficiente energético que represente la energía no renovable de los abonos orgánicos, pero lo que cuantifica es la cantidad de nutrientes promedio contenidos en los abonos orgánicos y lo afecta por el coeficiente energético utilizado para la producción de fertilizantes sintéticos (Zegada-Lizarazu et al., 2010). Sin embargo, el proceso para producir fertilizantes sintéticos es muy diferente del proceso de obtención de abonos orgánicos, por lo tanto, generar un coeficiente energético específico para estos es necesario.

Además de no existir un coeficiente energético que represente la energía no renovable utilizada para producir los abonos orgánicos, algunos trabajos directamente no incluyen a los abonos orgánicos en los análisis energéticos y justifican la no inclusión porque los consideran como subproductos de otras producciones, como la ganadera o lechera (Zegada-Lizarazu et al., 2010; Zhang et al., 2015). Sin embargo, son insumos necesarios en la mayoría de las producciones orgánicas y también son utilizados en algunas producciones convencionales (Alonso y Guzman, 2010). Para obtenerlos, es necesaria la producción previa de varios insumos como los granos y el forraje que alimentan al ganado, maquinaria e infraestructura utilizada en la producción de los granos y forrajes, entre otros (McAllister et al., 2020). Además, los abonos orgánicos suelen ser compostados y la energía no renovable del proceso de compostaje tampoco se contabiliza. No contabilizar esta energía puede llevar a subestimar el uso de energía no renovable de aquellas producciones que basan la fertilización de los suelos en fertilizantes orgánicos como en la producción orgánica.

Por lo tanto, para realizar una comparación completa y representativa entre ambas producciones agrícolas, convencionales y orgánicas, es necesario incluir todos los insumos utilizados, diferenciar entre fuentes no renovables y renovables y, además, realizar el análisis por unidad de área y por unidad de producto cosechado. Esto es importante ya que los resultados dependen de las unidades elegidas para el análisis (Lee et al., 2015). Por ejemplo, para un cultivo de hortalizas en Italia, el uso de energía no renovable por unidad de área fue de 37 GJ ha⁻¹ en las producciones orgánicas, mientras que en las producciones convencionales fue de 59 GJ ha⁻¹ (Ronga et al., 2019). Al analizarlo por unidad de producto cosechado, el uso de energía no renovable de las producciones orgánicas fue de 0,76 GJ kg⁻¹, mientras que en las producciones convencionales fue de 0,62 GJ kg⁻¹. Esto se debe, en gran medida, a los rendimientos más bajos de los cultivos orgánicos anuales con respecto a los rendimientos de los cultivos convencionales (Seufert et al., 2012; Álvarez, 2021).

Existen muchos trabajos a escala de lote que comparan el uso de energía de las producciones convencionales y orgánicas. Como los resultados de estos trabajos son muy puntuales y sitio-específicos, no pueden extrapolarse a las producciones convencionales y orgánicas en general. Se han realizado algunas comparaciones descriptivas sobre estas variables para la agricultura convencional y orgánica, pero no permiten evaluar si existen diferencias significativas entre producciones, pues no presentan un análisis estadístico o son trabajos de discusión (Gomiero et al., 2008; Lynch et al., 2011; Smith et al., 2015; Medá et al., 2017; Tal, 2018). Existen algunos pocos trabajos de meta-análisis, técnica estadística robusta para realizar comparaciones, donde se comparó el uso de energía no renovable de la producción convencional y orgánica a escala global (Clark y Tilman 2017) o regional (Tuomisto et al., 2012). Ninguno de estos trabajos encontrados realizó una comparación completa, es decir, separando entre uso de energía no renovable y renovable e incorporando también el uso de energía no renovable de los abonos orgánicos. Además, tampoco han presentado sus resultados por unidad de área.

Así como existen análisis energéticos, existen metodologías similares que permiten rastrear las emisiones de GEI de todo el proceso productivo de los insumos, las maquinarias y actividades agrícolas (Aguilera et al., 2015) (**Figura 1.2.**). Se contabilizan, por ejemplo, las emisiones generadas para la producción, empaquetado y transporte de los insumos agrícolas, las emisiones generadas en el lote agrícola por el uso de combustible y las emisiones desde el suelo (He et al., 2018). Al igual que para el uso de energía, se utilizan coeficientes de conversión específicos para transformar cada insumo

y práctica agrícola a emisiones de GEI (Ekinci et al., 2020). Los principales gases emitidos por la agricultura son el CO₂, CH₄ y N₂O (Montalba et al., 2019) y se suelen expresar como emisiones de CO₂ equivalentes para unificar las unidades. Para esto, se utilizan los valores de potencial de calentamiento global de cada gas (GWP-100, por sus siglas en inglés), (IPCC, 1995) que significa la capacidad de un gas de retener calor en la atmósfera durante un período de 100 años, en comparación con el CO₂, que es considerado como referencia.

La mayor parte de las emisiones de GEI de la agricultura convencional suelen estar relacionadas con la producción y aplicación de fertilizantes sintéticos (Alaphilippe et al., 2013; Pellegrini y Fernández, 2018). En cambio, en la agricultura orgánica suelen estar relacionadas con la aplicación de grandes cantidades de abonos orgánicos que liberan CO₂ en su descomposición (Clark et al., 2017; Lee & Choe, 2019). Las dosis de abonos aplicadas son muy variables, pueden ir desde unos 1000 kg ha⁻¹ (Sartori et al., 2005) a 40000 kg ha⁻¹ (Dal Ferro 2017). Se han comparado las emisiones de GEI de la agricultura convencional y orgánica por unidad de producto cosechado en Europa y no se han encontrado diferencias significativas, pero el n para cultivos perennes fue de sólo 3 y para cereales de sólo 2 (Tuomisto et al., 2012). Otra revisión encontró que, por unidad de área, las emisiones de GEI de la agricultura orgánica fueron menores, y las diferencias por unidad de producto cosechado no fueron significativas entre ambas producciones, nuevamente el n fue bajo, 2 y 5, respectivamente (Mondelaers et al., 2009). Es necesario realizar comparaciones a nivel global tanto por unidad de área como por producto cosechado con n mayor que resulte más representativo de la situación real actual.

Una manera de comparar globalmente ambos tipos de producción agrícola y obtener resultados robustos es mediante un meta-análisis. Un meta-análisis es una revisión sistemática de la literatura científica publicada respaldada por métodos estadísticos cuyo objetivo es agregar y contrastar los hallazgos de varios estudios relacionados (Glass, 1976). En los meta-análisis, los estudios que presentan más repeticiones y menos variabilidad tienen más peso en la ponderación final que los que tienen un menor número de repeticiones y más variabilidad (Viechtbauer, 2010). Estos análisis tienen ventajas sobre las revisiones sistemáticas tradicionales porque no son descriptivos ya que permiten comparar estadísticamente los resultados de estudios heterogéneos (Hedges y Olkin, 1985; Arnqvist y Wooster, 1995). En cuanto al uso de energía y emisiones de GEI de las producciones convencionales y orgánicas, existen numerosos estudios individuales en sitios muy puntuales y con resultados que pueden ser

contrastantes. Para estos casos, la herramienta del meta-análisis es la más adecuada pues permite agregar y sintetizar la literatura existente sobre un tema en particular (Molina Arias, 2018).

Objetivo general

El objetivo general de esta tesis fue comparar a escala global el uso de energía total, no renovable y renovable y las emisiones de gases de efecto invernadero de dos sistemas de producción agrícolas contrastantes, convencional y orgánica, para sintetizar la bibliografía existente; y generar un coeficiente energético específico de energía no renovable de la producción de los abonos orgánicos, faltante hasta el momento y necesario para corregir las comparaciones encontradas.

Objetivos específicos

- I) Comparar a nivel global el uso de energía total, no renovable y renovable de la agricultura convencional y orgánica en unidades de área y producto cosechado.
- II) Comparar a nivel global la emisión de gases de efecto invernadero de la agricultura convencional y orgánica provenientes de fuentes no renovables y renovables en unidades de área y producto cosechado.
- III) Generar un coeficiente energético específico para los abonos orgánicos que represente el uso de energía no renovable de la producción, el compostaje y la aplicación de los abonos orgánicos y realizar una comparación corregida de ambas producciones.

CAPÍTULO 2

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Metodología para el objetivo específico I:

Comparar a nivel global el uso de energía total, no renovable y renovable de la agricultura convencional y orgánica en unidades de área y producto cosechado mediante un meta-análisis.

La comparación de la producción agrícola convencional y orgánica a nivel global se realizó mediante un meta-análisis. El meta-análisis es una herramienta estadística que se utiliza cuando se requiere sintetizar los resultados de numerosas publicaciones científicas sobre un tema en particular. Es decir, se refiere a un conjunto específico de métodos cuantitativos estadísticos que están diseñados para comparar y sintetizar resultados de múltiples estudios ponderando por el número de repeticiones o por la variabilidad (Arnqvist and Wooster, 1995). Realizar un meta-análisis tiene ventajas por sobre las revisiones tradicionales ya que permite aumentar la potencia de los estudios y poder llegar a conclusiones generales desde estudios con resultados contradictorios o poco potentes (Molina Arias, 2018).

La idea principal de esta metodología es que los resultados de cada estudio se expresen en una medida común a todos los resultados, denominada *tamaño del efecto*, que es la manera de cuantificar la magnitud de la diferencia entre dos grupos (Viechtbauer, 2010). Dependiendo de los tipos de estudios, se puede utilizar distintas medidas como tamaño del efecto para un meta-análisis. Una de las medidas más utilizadas para variables cuantitativas es la relación de medias ROM (por sus siglas en inglés, log transformed ratio of means, también llamada “log response ratio”) (Viechtbauer, 2010).

Para realizar un meta-análisis, primero hay que recopilar toda la información disponible sobre el tema en cuestión para confeccionar una base de datos. Luego, se deben tomar decisiones acerca del estadístico que se utilizará para evaluar el tamaño del efecto, y si se utilizará un modelo de efectos fijos o aleatorios. Se deberá evaluar la heterogeneidad entre los estudios recopilados y también testear la independencia de los datos. Estos pasos se detallan a continuación:

2.1.1. Base de datos

La escala espacial y temporal para realizar el meta-análisis no tuvo restricciones, es decir, se buscaron estudios de todas partes del mundo y sin periodos de tiempo específicos. Se

creó una base de datos para cada tipo de energía: total, no renovable y renovable, tanto por unidad de área como por unidad de producto cosechado. Para generar la base de datos se realizó una búsqueda bibliográfica exhaustiva en las bases de datos internacionales Scopus y Google Scholar para encontrar estudios que comparen la agricultura convencional con la agricultura orgánica en términos de uso de energía. Se utilizaron las siguientes palabras clave en la búsqueda: “*conventional production AND organic production*” OR “*conventional farming AND organic farming*” OR “*conventional agriculture AND organic agriculture*” AND “*energy*” OR “*sustainability*” OR “*non renewabe energy*” OR “*fossil energy*” OR “*renewable energy*”. Además, se revisó la lista bibliográfica citada en cada estudio encontrado.

De todos los estudios encontrados, se seleccionaron aquellos que presentaron comparaciones en el uso de energía de ambas producciones y que cumplieran con los siguientes criterios: (1) que sean trabajos revisados por pares, es decir, publicados en revistas científicas con referato; (2) que el análisis incluya todo el proceso productivo, desde la producción de los insumos hasta que el producto (producto cosechado) esté listo para salir de la tranquera (**Figura 1.2**); (3) que las producciones agrícolas orgánicas incluidas en los estudios sean producciones certificadas o bien que los autores expliciten que la producción cumple con los estándares internacionales para la producción orgánica; (4) que los datos del trabajo sean de fuentes primarias, es decir, que sean datos relevados a campo por los mismos autores o bien que sean datos provenientes de campos experimentales diseñados para tal fin; (5) que el trabajo presente repeticiones y que el número de repeticiones esté explícito; (6) que presente una medida de la variabilidad de los datos como el desvío estándar o el error estándar. Este último punto no fue excluyente ya que en muchos casos se contó con información suficiente para calcular el desvío estándar. Para los trabajos que no presentaron desvío estándar pero sí cumplieron con el resto de los criterios, se utilizó el desvío estándar promedio de la base de datos (Álvarez, 2021). Se excluyeron los trabajos que utilizaron datos de estadísticas nacionales o inventarios por no presentar repeticiones. De cada trabajo se extrajeron los datos para realizar el meta-análisis en forma de texto e información de tablas y/o de figuras. Cuando fue necesario se utilizó el programa Get Data Graph Digitizer 2.24 para extraer datos de figuras.

Se generó una base de datos que incluyó la siguiente información:

- *ID del trabajo (autores del trabajo);*

- *Coordenadas geográficas, latitud y longitud*, de la ubicación del estudio para poder visualizar los datos obtenidos en un mapa con el programa QGIS Desktop 3.24.1.;
- *Experimento o relevamiento a campo*;
- *Fuente de energía* que se incluye en el estudio (energía total, energía no renovable, renovable);
- *Clase de cultivo*, se refiere a si se trata de un cultivo anual o perenne;
- *Tipo de cultivo*, se refiere a leguminosas, cereales, hortalizas para los cultivos anuales; y a frutales (manzanas, higos, duraznos, etc.), cítricos, olivares, viñedos, etc.;
- *Manejo del cultivo*, se refiere a si es un cultivo de secano o bajo riego;
- *Número de repeticiones* del trabajo para la agricultura convencional y orgánica;
- *Valor de uso de energía en GJ ha⁻¹ y GJ kg⁻¹* de la agricultura convencional y orgánica;
- *Desvío estándar* de la agricultura convencional y orgánica;
- *Tipo y dosis de abono orgánico* para calcular la energía renovable cuando no estaba explícita. Es decir, en trabajos que presentaron las dosis de abonos orgánicos aplicados, pero no calcularon la energía renovable, ésta se calculó en base a la dosis de abono orgánico y el coeficiente energético específicos (Alonso y Guzmán, 2010).

Esta base de datos fue separada luego en seis bases de datos ya que cada tipo de energía fue analizada por separado: una base de datos con los trabajos que incluyeron el uso de *energía total* por unidad de área y otra para los que incluyeron el uso de *energía total* por unidad de producto; otra para el uso de *energía no renovable* por unidad de área y otra por unidad de producto cosechado, y otra para el uso de *energía renovable* por unidad de área y otra por unidad de producto cosechado. Hay trabajos que son incluidos en todas las bases de datos, pues presentan sus resultados desglosando en los tres tipos de energía y en ambas unidades, y otros sólo están presentes en algunas o una base de datos. Por lo tanto, el término de energía total en los análisis posteriores no implica la sumatoria de energía no renovable más la renovable, pues cada tipo de energía (energía total, no renovable y renovable) presenta su propia base de datos y el *n* de cada una es distinto entre sí.

2.1.2. Modelo estadístico y análisis de la heterogeneidad

La gran mayoría de los meta-análisis provienen de estudios que no son completamente idénticos entre sí. Por lo general, siempre hay diferencias entre los estudios, ya sea por la metodología empleada, por las características de las muestras seleccionadas o simplemente por errores de muestreo (Viechtbauer, 2010). Con los modelos de efectos aleatorios, dicha heterogeneidad se trata como debida completamente al azar. Si los estudios son demasiado diferentes, por ejemplo, porque usan metodologías muy distintas entre sí, lo más recomendable es no realizar un meta-análisis pues los resultados podrían no ser confiables (Molina Arias, 2018). Sin embargo, si se consideran lo suficientemente similares como para combinarlos, se pueden incluir una o más variables, denominadas moderadores, que puedan explicar al menos parte de la heterogeneidad (Viechtbauer, 2010).

Uno de los modelos de efectos aleatorios más utilizado (Molina Arias, 2018) es DerSimonian-Laird (DL) en el cual el efecto aleatorio se denomina τ^2 (DerSimonian y Laird, 1986). La heterogeneidad se reporta con el estadístico I^2 que se expresa en porcentaje de 0 a 100% y se prueba con el test de heterogeneidad Q que se acompaña con su valor de p (Escrig Sos et al., 2021). Si el valor de p del Q es mayor a 0,05, se considera que las diferencias entre los estudios se deben al azar. Si la heterogeneidad entre estudios es significativa ($p < 0,05$), se pueden agregar moderadores que expliquen parte de esa heterogeneidad con un modelo de efectos mixtos (Viechtbauer, 2010). Por ejemplo, al comparar el uso de energía no renovable de ambas producciones para todos los cultivos en conjunto, la heterogeneidad del conjunto de datos puede ser significativa. Si se agrega un moderador, por ejemplo, el manejo de cultivo con o sin riego, puede resultar en dos grupos heterogéneos entre sí si el test de moderadores es significativo o simplemente si los intervalos de confianza (95%) de cada grupo no se superponen entre sí.

Se realizaron los meta-análisis con un modelo de efectos aleatorios con el método DL y se testó la heterogeneidad con el test de Q. En los casos en los que la heterogeneidad de cada base de datos resultó significativa se realizó el test de moderadores para poder separar y agrupar los datos. Las variables categóricas que se utilizaron como moderadores fueron la clase de cultivo (anual o perenne), el manejo del cultivo (de secano o bajo riego), el tipo de cultivos (cereales, leguminosas, etc.) y la fuente de los datos, es decir, si fueron datos de ensayos experimentales o de datos relevados a campo en lotes de producción.

2.1.3. Independencia de los datos

En los meta-análisis se asume que los tamaños del efecto de los estudios individuales son independientes; si estos no lo fueran, las conclusiones del trabajo podrían ser erróneas (Cheung, 2019). La falta de independencia en los datos puede darse por varios motivos. Por ejemplo, cuando un estudio presenta un solo grupo control (en este caso serían los cultivos convencionales) que es comparado con varios tratamientos (cultivos orgánicos irrigados, cultivos orgánicos de secano, entre otros), el tamaño del efecto deja de ser independiente porque se utiliza el mismo grupo control para calcularlo. Otro ejemplo de ausencia de independencia ocurre cuando los datos de un estudio provienen del mismo experimento de otro estudio, es decir, el tamaño del efecto se está calculando con trabajos que tienen sus datos solapados (Cheung, 2019).

Para evitar la falta de independencia en tamaños del efecto calculados, se corroboró que los datos provenientes de ensayos experimentales sean incluidos una sola vez. Es decir, cuando un experimento fue utilizado para más de un trabajo, se levantaron los datos del trabajo más reciente. Además, en los casos en que un grupo control fue comparado con más de un tratamiento, se promediaron los valores de los tratamientos para comparar un valor del grupo control con un solo valor del grupo tratamiento. Estos promedios se realizaron debido a que solo dos estudios presentaron este tipo de diseño experimental, por lo que se consideró que promediar dichos valores no significaba una pérdida valiosa de información o de variación dentro del estudio derivadas de posibles moderadores (Cheung, 2019).

Además, se realizó un análisis de sensibilidad para evaluar la confiabilidad de los resultados. El análisis de sensibilidad consiste en modificar ciertos parámetros del análisis, en este caso la exclusión de estudios, para ver cómo impacta en los resultados generales (Cheung, 2019). Esto se testeó dado que algunos estudios tuvieron una participación muy grande en las bases de datos. Por lo tanto, se realizó una prueba en donde se quitaron del análisis para identificar si los resultados eran estables o si estaban fuertemente influenciados por estos estudios.

2.1.4. Análisis estadístico: meta-análisis

Se cuantificó la diferencia entre el uso de energía de la producción convencional y orgánica con el tamaño del efecto denominado ROM (Hedges et al., 1999; Lajeunesse, 2011) (**Ecuación 2.1.**), con una varianza muestral Se^2 (**Ecuación 2.2.**).

$$ROM = \ln \frac{\bar{x}_t}{\bar{x}_c} \quad \text{Ecuación 2.1.}$$

donde \bar{x}_t es el valor de uso de energía (total, no renovable o renovable) (GJ ha^{-1} y/o GJ kg^{-1}) para la agricultura orgánica (tratamiento), \bar{x}_c es el valor de uso de energía (GJ ha^{-1} y/o GJ kg^{-1}) para la agricultura convencional (control), \ln es el logaritmo natural.

$$Se_{ROM}^2 = \frac{de_c^2}{n_c \bar{x}_c^2} + \frac{de_{ct}^2}{n_t \bar{x}_t^2} \quad \text{Ecuación 2.2.}$$

donde de_c es el desvío estándar agricultura convencional, n_c el número de réplicas de la agricultura convencional, \bar{x}_c el valor del uso de energía de la agricultura convencional, de_t es el desvío estándar de la agricultura orgánica, n_t el número de réplicas de la agricultura orgánica y \bar{x}_t el valor del uso de energía de la agricultura orgánica. Al utilizarse el logaritmo, se genera que la medida de resultado sea simétrica alrededor de 0 y produce una distribución más cercana a la normalidad (Viechtbauer, 2010), necesaria para el meta-análisis.

Se utilizó el programa R 4.1.0 y RStudio (R Development Core Team, 2010) para llevar a cabo el meta-análisis. Para calcular el ROM y la varianza muestral para cada estudio se utilizó la función *escalc* del paquete Metafor de dicho programa. Luego, se utilizó la función *rma* del paquete Metafor para realizar el meta-análisis propiamente dicho, en donde se ponderan los datos de cada trabajo considerando su tamaño muestral, es decir el número de repeticiones, y su desvío estándar. El paquete Metafor permite, mediante la función *transf*, transformar los valores de ROM (logaritmo) a exponencial (Response ratio= RR) para facilitar la interpretación de los resultados (Viechtbauer, 2010). Se transformó el ROM a RR y se analizó la heterogeneidad entre los RR de cada base de datos mediante el Q test y se realizó un test de moderadores (Meta-ANOVA) cuando la heterogeneidad resultó significativa (Viechtbauer, 2010).

Los valores de RR mayores a 1 indicaron un mayor uso de energía de la agricultura orgánica respecto de la agricultura convencional. Valores menores a 1 indican lo contrario. Los resultados de los meta-análisis se representan con gráficos denominados *forest plots* en donde puede verse el tamaño del efecto (RR) y su intervalo de confianza (**Figura 2.1**). Si dicho intervalo incluye el valor 1 se interpreta que la diferencia entre el

tratamiento y el control no es significativa (Rosenberg et al., 2000). Trabajos con pocas repeticiones o desvíos estándar altos, presentan mayor intervalo de confianza (95%) y menor peso del trabajo en el resultado final. Se realizó un meta-análisis para la base de datos de energía total, otro para la base de datos de energía no renovable, y otro meta-análisis para la energía renovable, tanto por área (ha) y por producto cosechado (kg) con los datos extraídos de las publicaciones científicas encontradas.

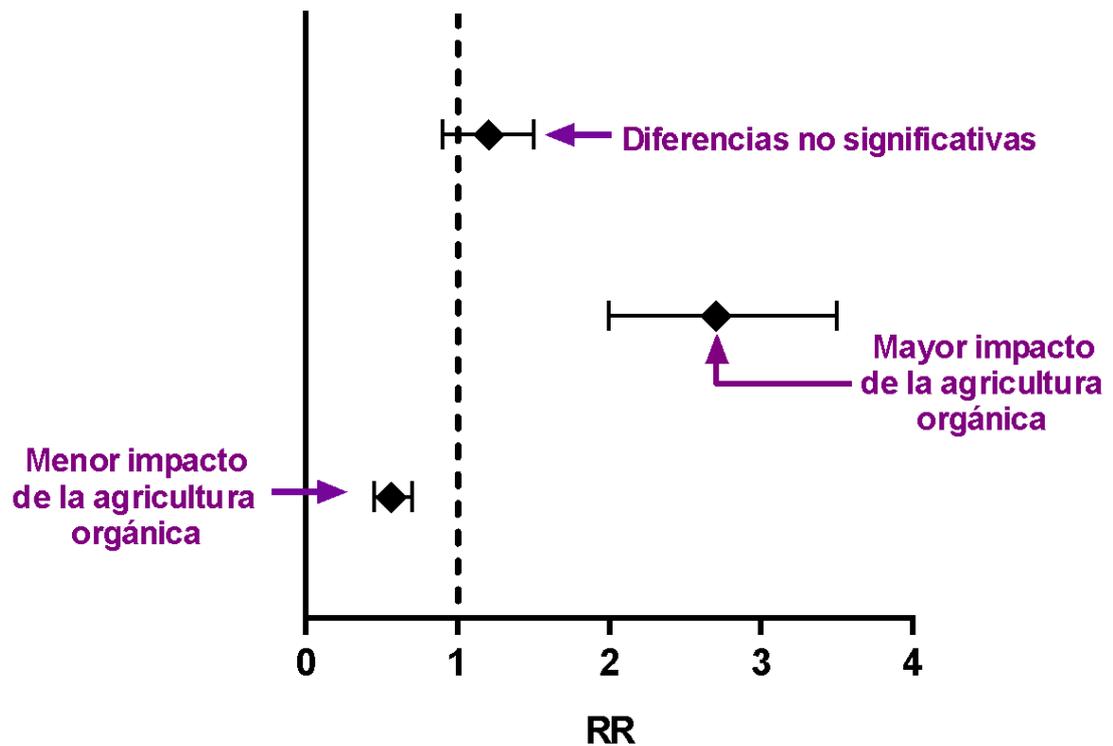


Figura 2.1. Ejemplo de *forest plot* donde se indica la interpretación de los resultados posibles de un meta-análisis. Mayor impacto significa un mayor uso de energía o mayores emisiones de GEI tanto por unidad de área como de producto cosechado. Diamantes indican el valor del RR y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%.

2.2. Metodología para el objetivo específico II:

II) Comparar a nivel global la emisión de gases de efecto invernadero de la agricultura convencional y orgánica provenientes de fuentes no renovables y renovables en unidades de área y producto cosechado mediante un meta-análisis.

2.2.1. Base de datos

Las emisiones de GEI representan las emisiones de gases de efecto invernadero generadas durante todo el proceso productivo, desde la producción de insumos hasta las emisiones debido a las distintas prácticas agrícolas, incluyendo la maquinaria (Aguilera et al., 2015)

(Figura 1.2.). Como sucede para la categoría uso de energía, los distintos insumos tienen un coeficiente de emisión específico para transformar el flujo de físico de insumos a emisiones de GEI y se expresan en unidades de CO₂ equivalente.

Las emisiones de GEI se unifican bajo el concepto de CO₂ equivalente, ya que no todos los gases absorben la radiación infrarroja de la misma manera ni todos tienen igual vida media en la atmósfera. Esta capacidad que tienen diferentes GEI en la retención de calor en la atmósfera se denomina potencial de calentamiento global (PCG) y el CO₂ es el gas utilizado como referencia para medir otros GEI, por lo tanto, su PCG es 1. Cuanto más alto es el PCG que tiene un gas, mayor será su capacidad de retención de calor en la atmósfera. Por ejemplo, el metano (CH₄) tiene un PCG de unas veintiún veces mayor que el CO₂ (Moreira Muzio, 2019). Por lo tanto, las emisiones de GEI se expresan en kg CO₂eq ha⁻¹ y kg CO₂eq kg⁻¹ para tener un gas de referencia.

Para generar la base de datos, la selección de trabajos y la extracción de datos se usaron los mismos procedimientos que para el *uso de energía*.

Se generó una base de datos similar a la generada en la sección anterior, incluyendo:

- *ID del trabajo (autores);*
- *Coordenadas geográficas;*
- *Experimento o relevamientos a campo;*
- *Fuente de las emisiones (no renovable o renovable) en caso de que esté disponible la información;*
- *Clase de cultivo, se refiere a categorías si se trata de cultivo anual o perenne;*
- *Tipo de cultivo, se refiere a leguminosas, cereales, hortalizas para los cultivos anuales; y a frutales (manzanas, higos, duraznos, etc.), cítricos, olivares, viñedos, etc.;*
- *Manejo de cultivo, se refiere a si es un cultivo de secano o bajo riego;*
- *Número de repeticiones del trabajo para la agricultura convencional y orgánica;*
- *Emisiones de CO₂ eq. por ha y por kg para la agricultura convencional y orgánica;*
- *Desvío estándar de la agricultura convencional y orgánica.*

2.2.2. Análisis estadístico: meta-análisis

Se realizó un meta-análisis como se detalló en la sección 2.1.2., 2.1.3. y 2.1.4. En este caso, los datos de emisiones de GEI fueron transformados a la unidad común ROM (ecuación 2.3.) con una varianza muestral Se^2 (Ecuación 2.4.):

$$ROM = \ln \frac{\bar{x}_t}{\bar{x}_c} \quad \text{Ecuación 2.3.}$$

donde \bar{x}_t es el valor de de emisiones de GEI (CO₂eq ha⁻¹ y/o kg CO₂eq kg⁻¹) para la agricultura orgánica (tratamiento), \bar{x}_c es el valor de emisiones de GEI (CO₂eq ha⁻¹ y/o kg CO₂eq kg⁻¹) para la agricultura convencional (control), ln es el logaritmo natural.

$$Se_{ROM}^2 = \frac{de_c^2}{n_c \bar{x}_c^2} + \frac{de_t^2}{n_t \bar{x}_t^2} \quad \text{Ecuación 2.4}$$

donde de_c es el desvío estándar agricultura convencional, n_c el número de réplicas de la agricultura convencional, \bar{x}_c el valor de emisiones de GEI de la agricultura convencional, de_t es el desvío estándar de la agricultura orgánica, n_t el número de réplicas de la agricultura orgánica y \bar{x}_t el valor de emisiones de GEI de la agricultura orgánica.

2.3. Metodología utilizada para llevar a cabo el objetivo específico III:

III) Generar un coeficiente energético específico para los abonos orgánicos, que represente el uso de energía no renovable de la producción, el compostaje y la aplicación de los abonos orgánicos y realizar una comparación corregida de ambas producciones con un meta-análisis.

Los trabajos incluidos en los meta-análisis del punto 2.1. y 2.2. contabilizaron el uso de energía total y/o no renovable de la producción de todos los insumos sintéticos y maquinarias utilizados en el proceso productivo de los cultivos orgánicos y convencionales. Sin embargo, ningún trabajo contabilizó la energía no renovable de la producción de los insumos orgánicos ni tampoco la energía del proceso de compostaje y transporte de estos abonos orgánicos hacia el lote de producción. Esta energía no es adicionada dado que los insumos orgánicos son considerados subproductos de otras producciones y no fueron producidos específicamente para ser incorporados como abono en las producciones agrícolas (Zhang et al., 2015). Empero, los abonos orgánicos son un insumo importante en las producciones agrícolas, principalmente en las orgánicas, con una dosis promedio de casi 10000 kg ha⁻¹ (**Tabla 2.1**) y deberían ser contabilizados en los análisis energéticos al igual que el resto de los insumos para poder realizar comparaciones completas y no sesgadas.

Por lo tanto, para cumplir con el *objetivo específico III* se generó un coeficiente energético específico para los abonos orgánicos, que no existía en la literatura científica. Dicho coeficiente energético se incorporó a cada uno de los estudios que se utilizaron en el punto 2.1.1. y que utilizaron abonos orgánicos para realizar nuevamente la comparación entre producciones. El coeficiente energético se obtuvo considerando la energía no renovable necesaria para producir los abonos orgánicos, compostarlos y transportarlos hasta los lotes agrícolas.

Tabla 2.1. Tipo y dosis de abonos orgánicos aplicados (kg peso fresco ha⁻¹) en las producciones agrícolas convencionales y orgánicas de los estudios incluidos en el meta-análisis 2.1.1. El estiércol hace referencia a estiércol vacuno.

Autor	Tipo de abono	Dosis Producción convencional (kg ha⁻¹)	Dosis Producción orgánica (kg ha⁻¹)
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	0	695
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	176	6191
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	866	138
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	1320	8715
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	256	1732
Alonso 2010	Estiércol y compost	4949	23661
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	3326	8939
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	153	325
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	3299	4553
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	4373	8853

Continuación tabla 2.1. Tipo y dosis de abonos orgánicos aplicados (kg peso fresco ha⁻¹) en las producciones agrícolas convencionales y orgánicas de los estudios incluidos en el meta-análisis 2.1.1. El estiércol hace referencia a estiércol vacuno.

Autor	Tipo de abono	Dosis Producción convencional (kg ha⁻¹)	Dosis Producción orgánica (kg ha⁻¹)
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	0	6629
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	2475	7072
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	0	796
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	0	12297
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	455	2109
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	5697	9970
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	5045	14948
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	524	1316
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	0	3729
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	0	2969
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	0	5393
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	2054	6064
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	119	842
Alonso y Guzmán, 2010	Estiércol y compost	340	853

Continuación tabla 2.1. Tipo y dosis de abonos orgánicos aplicados (kg peso fresco ha⁻¹) en las producciones agrícolas convencionales y orgánicas de los estudios incluidos en el meta-análisis 2.1.1. El estiércol hace referencia a estiércol vacuno.

Boss et al 2014	Estiércol	15	16000
Celik 2010	Estiércol	35	239
Dal ferro 2017	Estiércol	40000	33500
Ekinci 2019	Estiércol (interno)	0	2000
Erdemir, 2006	Estiércol	783	6960
Erdemir, 2006b	Estiércol	742	2402
Erdemir 2010	Estiércol	503	8330
Gaudino 2014	Estiércol	0	28330
Haas 2001	Estiércol	19500	24000
He 2018	Estiércol	82	0
Kamali 2016	Estiércol	0	38
Klimekova 2007	Estiércol	40000	40000
Knudsen 2011	Estiércol	1000	14500
Mendonza 2005	Estiércol	0	1500
Nemecek 2011	Estiércol	6000	6000
Nemecek 2011	Estiércol	12000	12000
Pergola 2013	Estiércol	0	3788
Pimentel 2005	Estiércol	0	1120
Refsgaard 1998	Estiércol	37000	28000
Refsgaard 1998	Estiércol	10000	16000
Refsgaard 1998	Estiércol	75000	58000
Refsgaard 1998	Estiércol	28000	29500
Reganold 2001	Compost	186	919
Sartori 2005	Estiércol	1546	3720
Promedio		6413	9909

2.3.1. Producción de abonos orgánicos:

Para poder tener abonos orgánicos como el estiércol, que fue el más común entre los abonos aplicados en los trabajos incluidos en el meta-análisis (**Tabla 2.1.**), es necesario contar con una producción ganadera o lechera intensiva, pues en una producción

extensiva la recolección del estiércol es más dificultosa. Por lo tanto, para cuantificar el uso de energía no renovable del estiércol se consideró la siguiente información:

- energía no renovable utilizada en la producción ganadera o lechera por día.
- cantidad de estiércol que produce un vacuno en promedio por día

Para obtener la energía no renovable de la producción ganadera y/o lechera se realizó una búsqueda bibliográfica exhaustiva en las bases de datos Scopus y Google Scholar. Se utilizaron palabras claves como: “milk production” OR “dairy production” OR “cattle production” OR “cow production” OR “beef production” AND “nonrenewable energy use” OR “fossil energy”. Se consideraron solo aquellos trabajos que utilizaron producciones intensivas y los que explicitaron que la energía presentada correspondía al uso de energía no renovable de todo el proceso productivo. Dado que la mayor cantidad de trabajos (14 trabajos) encontrados correspondió a producciones lecheras, se utilizaron dichos datos para generar el coeficiente energético. La energía no renovable necesaria para producir un kg de leche incluye la producción de granos y forrajes que alimentan al ganado con sus respectivos insumos como fertilizantes, agroquímicos, maquinarias, infraestructuras y combustibles, entre otros (Penati et al., 2013).

Para llegar al valor de energía no renovable de la producción del estiércol para generar el coeficiente energético se utilizó la siguiente ecuación:

$$\mathbf{ENR\ de\ la\ producción\ de\ estiércol\ (MJ\ kg^{-1})} = \frac{L\ (MJ\ kg^{-1}) * P\ (kg\ día^{-1})}{H\ (kg\ día^{-1})} \quad \mathbf{Ecuación\ 2.5.}$$

donde ENR indica energía no renovable, L corresponde a la energía no renovable por cada kg de leche producida ($MJ\ kg^{-1}$), P es la producción de leche promedio en kg de leche por vaca por día ($kg\ día^{-1}$), H corresponde a la cantidad de heces generadas por día por vaca ($kg\ día^{-1}$). Para determinar el bosteo se consideró a una vaca promedio de un peso de 620 kg (Schubert et al., 2019) y con un bosteo promedio por día que representa el 7,5% de este peso (Font-Palma, 2019).

2.3.2. Compostaje:

Además de la energía no renovable de la producción de los abonos orgánicos, se agregó la energía no renovable del proceso de compostaje en los casos de que el abono fuera compost. Para esto se realizó otra búsqueda bibliográfica en las bases de datos Scopus y

Google Scholar. Para la búsqueda se utilizaron las siguientes palabras clave: “on farm compost production” OR “on farm composting process” OR “manure composted” OR “compost” AND “energy use” OR “nonrenewable energy” OR “fossil energy. El valor encontrado para el proceso de compostaje fue de $0,3 \text{ MJ kg}^{-1}$ e incluyó el uso de energía no renovable de las etapas de preparación de la pila mediante la trituración y mezcla de las materias primas, la ventilación, control de la humedad, el volteo de la pila, entre otras (Persiani et al., 2021). El valor representa los MJ necesarios para producir un kilogramo de abono orgánico compostado.

2.3.3. Transporte:

Además, se adicionó la energía no renovable para transportar los abonos orgánicos (Nagy, 1999). Para esto se consideró una distancia promedio de 5 km debido a que, en la mayor parte de los trabajos, los abonos orgánicos provenían de campos vecinos. En los casos en que el estiércol era de producción interna, no se computó el transporte. Por lo tanto, la energía del transporte consistió en la energía de la producción del camión que transporta los abonos orgánicos hasta el lote agrícola y la energía utilizada a través de consumo de combustible, con un coeficiente de $0,03 \text{ MJ kg}^{-1}$.

2.3.4. Propuesta de coeficiente energético de uso de energía no renovable de abonos orgánicos

El coeficiente energético (CE) se calculó entonces como la sumatoria de los valores obtenidos del uso de energía no renovable de la producción de los abonos orgánicos (MJ kg^{-1}), del proceso de compostaje (MJ kg^{-1}) y del transporte hacia el lote agrícola (MJ kg^{-1}) donde finalmente va a ser utilizado como insumo (**Ecuación 2.6.**). Con este nuevo coeficiente energético propuesto se afectaron las dosis de abono aplicadas en todos los trabajos incluidos en el meta-análisis del **punto 2.1.** (kg ha^{-1}) tanto en las producciones orgánicas como en las convencionales y se obtuvo un valor de uso de energía no renovable para los abonos orgánicos en MJ ha^{-1} .

$$CE (\text{Mj kg}^{-1}) = \text{producción} + \text{compostaje} + \text{transporte} \quad \text{Ecuación 2.6.}$$

donde las unidades de producción, compostaje y transporte son MJ kg^{-1} .

2.3.5. Análisis estadístico

Se afectaron los valores de dosis aplicadas de abonos orgánicos a todos los trabajos de la base de datos del punto 2.1.1. que utilizaron abonos orgánicos, tanto de producciones orgánicas como convencionales, por el coeficiente energético generado. Posteriormente, se analizaron los datos con un nuevo meta-análisis como se indicó en los puntos 2.1.4. y 2.2.2.

CAPÍTULO 3

3. RESULTADOS

De los más de 5100 trabajos que coincidieron con la búsqueda bibliográfica, sólo 76 cumplieron con los criterios establecidos para armar las bases de datos (**Figura 3.1.**). Se seleccionaron 45 trabajos para la base de datos de energía y 31 trabajos para la base de datos de emisiones de GEI (**Figura 3.1.**). Para el uso de energía, la mayoría de los trabajos selectos (~80%) presentó los resultados en unidades de energía por área y el resto en unidades de producto cosechado (**Tabla 3.1. y Tabla 3.2.**). Para las emisiones de GEI, se obtuvieron la misma cantidad de datos por unidad de área y por unidad de producto.

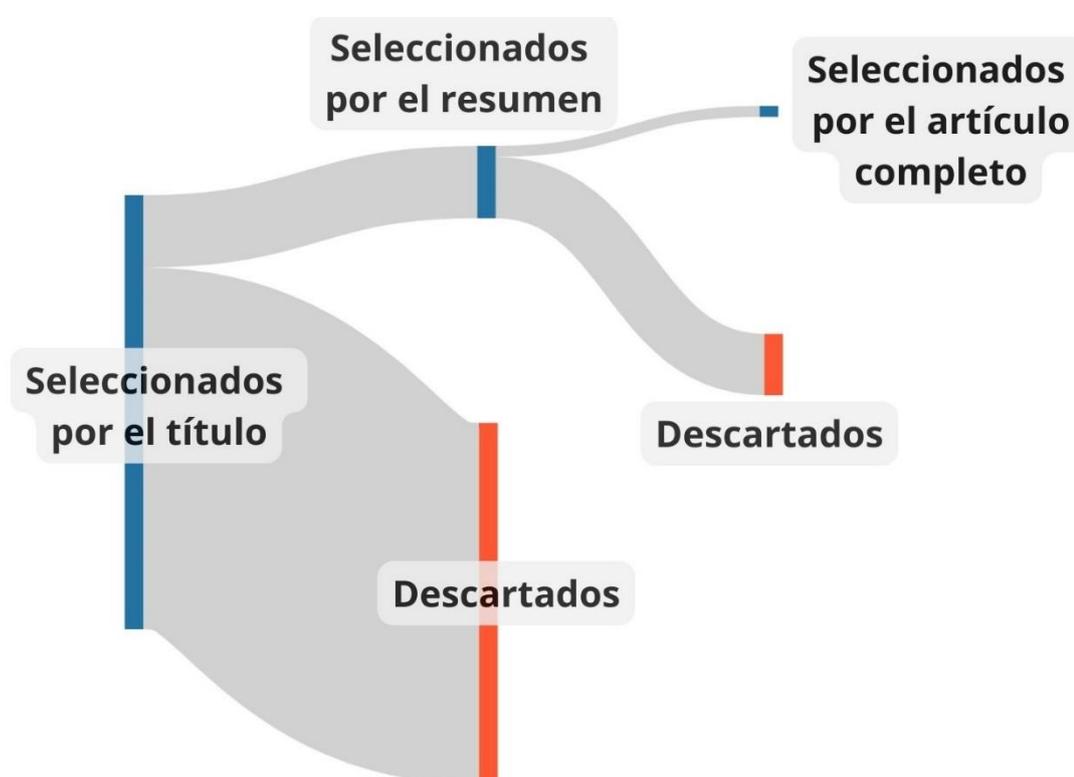


Figura 3.1. Representación esquemática del proceso de selección de los trabajos científicos utilizados en los meta-análisis de energía y emisiones de GEI. El valor final de los trabajos científicos seleccionados fue de 76 (45 para el uso de energía y 31 para las emisiones de gases de efecto invernadero).

La mayor parte de los trabajos encontrados para realizar los meta-análisis correspondieron al hemisferio norte, principalmente Europa y Asia (**Figura 3.2.**). Para América del Sur se encontraron 2 trabajos sobre uso de energía y 3 para emisiones de GEI. No se encontró ninguna comparación en términos de uso de energía y emisiones de GEI para el territorio nacional y sólo 1 para todo el continente africano.

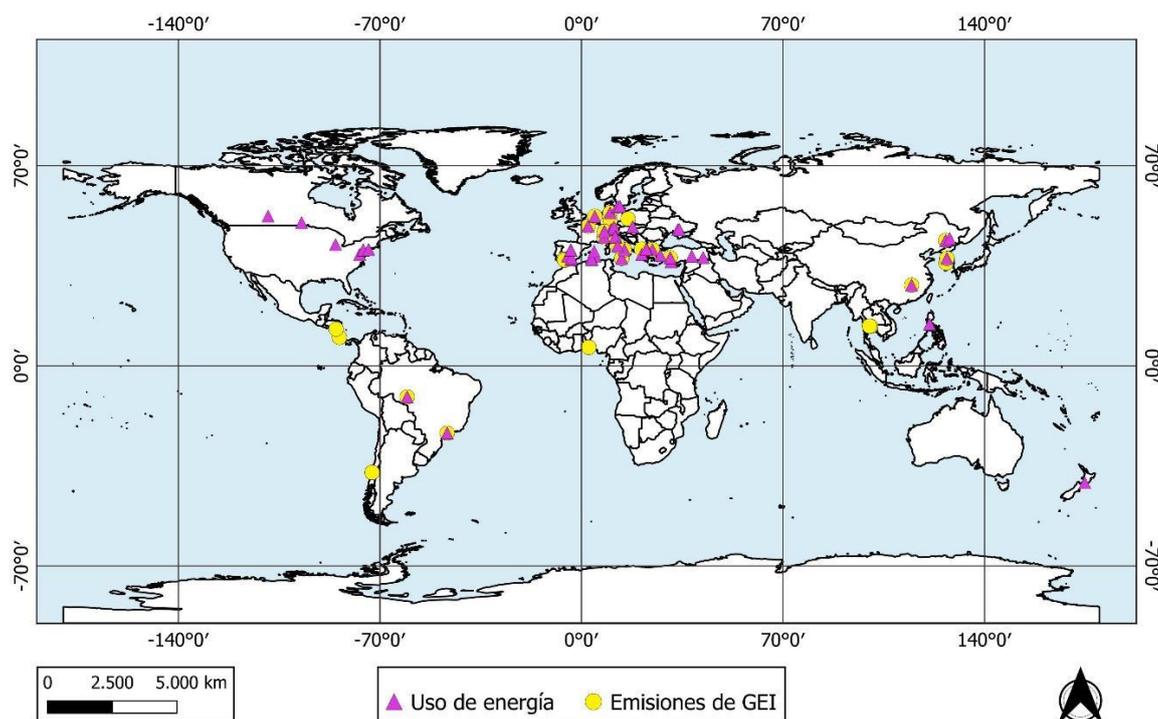


Figura 3.2. Ubicación geográfica de los trabajos seleccionados para realizar el meta-análisis. Triángulos de color rosa indican trabajos que presentaron comparaciones del uso de energía total, no renovable y renovable por unidad de área y/o producto cosechado; y círculos amarillos indican comparaciones de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) entre la agricultura convencional y orgánica por unidad de área y/o producto cosechado. Se muestran todos los trabajos incluidos, tanto por unidad de área como por producto cosechado.

Los cultivos analizados incluyeron cultivos perennes con y sin riego, como frutales, viñedos, olivares, y cultivos anuales como cereales, leguminosas, hortalizas y también rotaciones. La mayor parte de los trabajos de energía total por unidad de área fueron cultivos perennes (10 trabajos) con una cantidad de datos total de 18 (n), seguida por cultivos hortícolas con 5 trabajos y 13 datos (**Tabla 3.1**). Los cultivos que presentaron valores promedios más altos de uso de energía total fueron los hortícolas orgánicos, cultivos con aplicaciones de grandes volúmenes de abonos orgánicos, con un valor de 135 GJ ha^{-1} , mientras que su contraparte convencional presentó un valor de 81 GJ ha^{-1} , es decir, un 40% menos de uso de energía total. Los frutales con riego orgánicos presentaron 73 GJ ha^{-1} más que los frutales con riego convencionales (**Tabla 3.1**). Para el uso de energía no renovable y renovable el patrón de los cultivos que dominaron la base de datos fue similar que para energía total.

Con respecto al análisis de energía por unidad de producto cosechado, los trabajos encontrados correspondieron en su mayoría al uso de energía no renovable (**Tabla 3.2**), principalmente para cereales. Para el uso de energía total por unidad de producto, se

encontraron sólo 2 trabajos, uno para cultivos de leguminosas y otro para una rotación completa. Para el uso de energía renovable, se encontró tan sólo 1 trabajo y correspondió a un cultivo de cereales.

Al analizar los datos de energía total por unidad de área, no se encontraron diferencias significativas entre la producción orgánica y la convencional ($p= 0,06$) (**Figura 3.3**). Solo esta base de datos de energía total por unidad de área presentó una heterogeneidad significativa ($p<0.005$) y se testeó la significancia de moderadores que explicaran dicha heterogeneidad. El moderador que resultó significativo fue el *manejo del cultivo* (**Figura 3.3**), por lo que la energía total por unidad de área se desglosó en el uso de energía total para cultivos bajo riego y para cultivos de secano. Los cultivos bajo riego de producciones orgánicas presentaron 2,4 veces más uso de energía total que su contraparte convencional y son todos cultivos perennes.

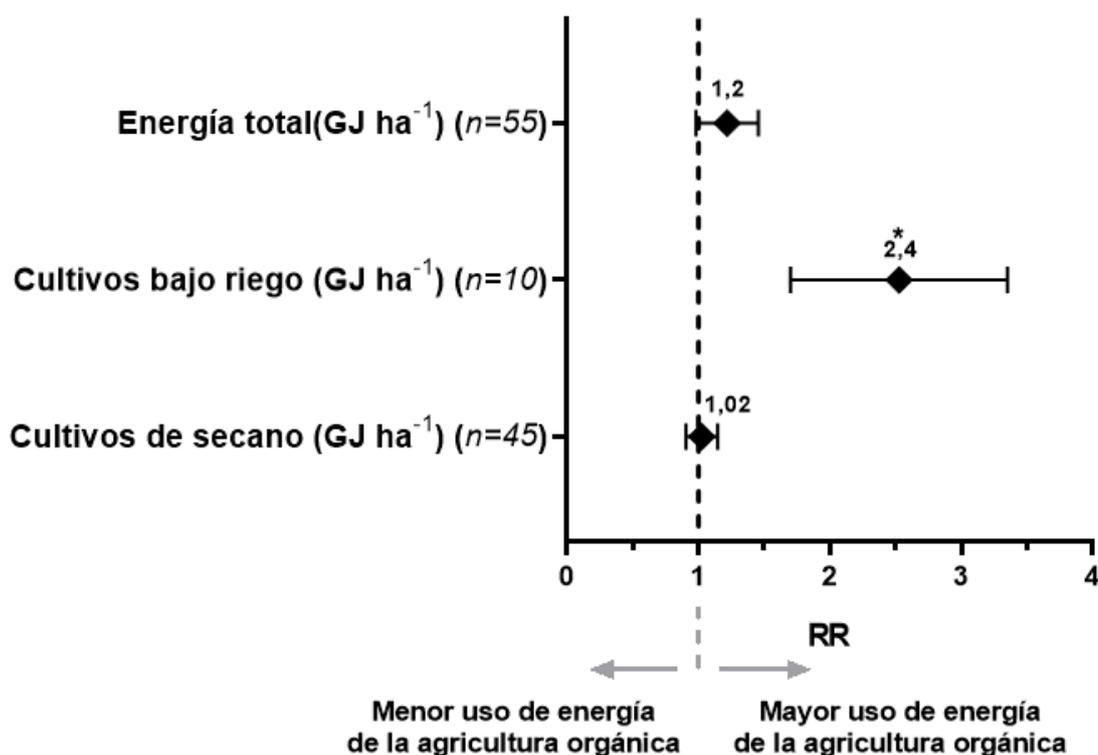


Figura 3.3. Tamaño del efecto (RR, response ratio) del uso de energía total de la agricultura orgánica respecto a la agricultura convencional para todo el set de datos; sólo para cultivos de secano y sólo para cultivos bajo riego en unidad de área (GJ ha⁻¹). Diamantes indican el valor promedio de cada grupo y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%. Valores entre paréntesis indican el n. * indica diferencias estadísticamente significativas.

Tabla 3.1. Resumen de la cantidad de estudios encontrados por cultivos y la cantidad de datos obtenidos (n) (cada estudio puede presentar más de un dato), para el uso de energía total por unidad de área (GJ ha^{-1}); energía no renovable por unidad de área (GJ ha^{-1}) y energía renovable por unidad de área (GJ ha^{-1}) y el valor promedio por cultivos de uso de energía sin ponderar con meta-análisis. El n representa en este caso a la cantidad de datos por cultivo en la base de datos: no confundir con el número de repeticiones de cada experimento de los trabajos científicos incluidos en el meta-análisis. Conv.= producciones convencionales. Org.= producciones orgánicas.

Cultivo	Energía total				Energía no renovable				Energía renovable			
	Estudios	n	Conv. (GJ ha^{-1})	Org. (GJ ha^{-1})	Estudios	n	Conv. (GJ ha^{-1})	Org. (GJ ha^{-1})	Estudios	n	Conv. (GJ ha^{-1})	Org. (GJ ha^{-1})
Cereales	3	7	17	29	4	8	14	8	2	2	30	116
Hortalizas	5	13	81	135	5	13	55	38	3	4	33	86
Leguminosas	2	2	14	47	3	3	9	7	1	1	0,21	0,65
Frutales (perennes)	10	18	36	34	8	13	21	14	7	7	4	19
Frutales con riego (perennes)	2	10	50	123	2	10	32	23	1	1	16	107
Forraje	-	-	-	-	2	10	15	10	-	-	-	-
Rotaciones	5	5	18	11	11	14	12	8	-	-	-	-

Tabla 3.2. Resumen de la cantidad de estudios encontrados por cultivos y la cantidad de datos obtenidos (n) (cada estudio puede presentar más de un dato), para el uso de energía total por unidad de producto (GJ kg^{-1}); energía no renovable por unidad de producto (GJ kg^{-1}) y energía renovable por unidad de producto (GJ kg^{-1}) y el valor promedio por cultivos de uso de energía sin ponderar con meta-análisis. El n representa en este caso a la cantidad de datos por cultivo en la base de datos, no confundir con el número de repeticiones de cada experimento de los trabajos científicos incluidos en el meta-análisis. Conv.= producciones convencionales. Org.= producciones orgánicas.

Cultivo	Energía total				Energía no renovable				Energía renovable			
	Estudios	n	Conv. (GJ kg^{-1})	Org. (GJ kg^{-1})	Estudios	n	Conv. (GJ kg^{-1})	Org. (GJ kg^{-1})	Estudios	n	Conv. (GJ kg^{-1})	Org. (GJ kg^{-1})
Cereales	-	-	-	-	4	4	0,003	0,002	1	1	0,00009	0,00003
Hortalizas	-	-	-	-	1	1	0,8	0,6	-	-	-	-
Leguminosas	1	1	0,1	0,2	2	2	0,02	0,01	-	-	-	-
Frutales (perennes)	-	-	-	-	2	2	0,0009	0,0008	-	-	-	-
Rotaciones	1	1	0,4	0,3	2	3	0,02	0,002	-	-	-	-

A diferencia de los resultados de la energía total, el uso de energía renovable por unidad de área sí fue marcadamente mayor en los cultivos orgánicos respecto a los cultivos convencionales ($p < 0,0001$) (**Figura 3.4**). El test de moderadores para separar el uso de energía renovable por tipo de cultivos (perennes, anuales) o por tipo de manejo (con o sin riego, etc.) no resultó significativo. El uso de energía no renovable por unidad de área en los cultivos orgánicos fue un 40% menor que en los cultivos convencionales ($p < 0,0001$). El análisis por unidad de producto cosechado sólo fue posible para el uso de energía no renovable, ya que para el uso de energía total y renovable se encontraron muy pocos trabajos de cada una. El uso de energía no renovable por unidad de producto también fue significativamente menor (30%) en las producciones orgánicas respecto a las convencionales ($p < 0,0001$).

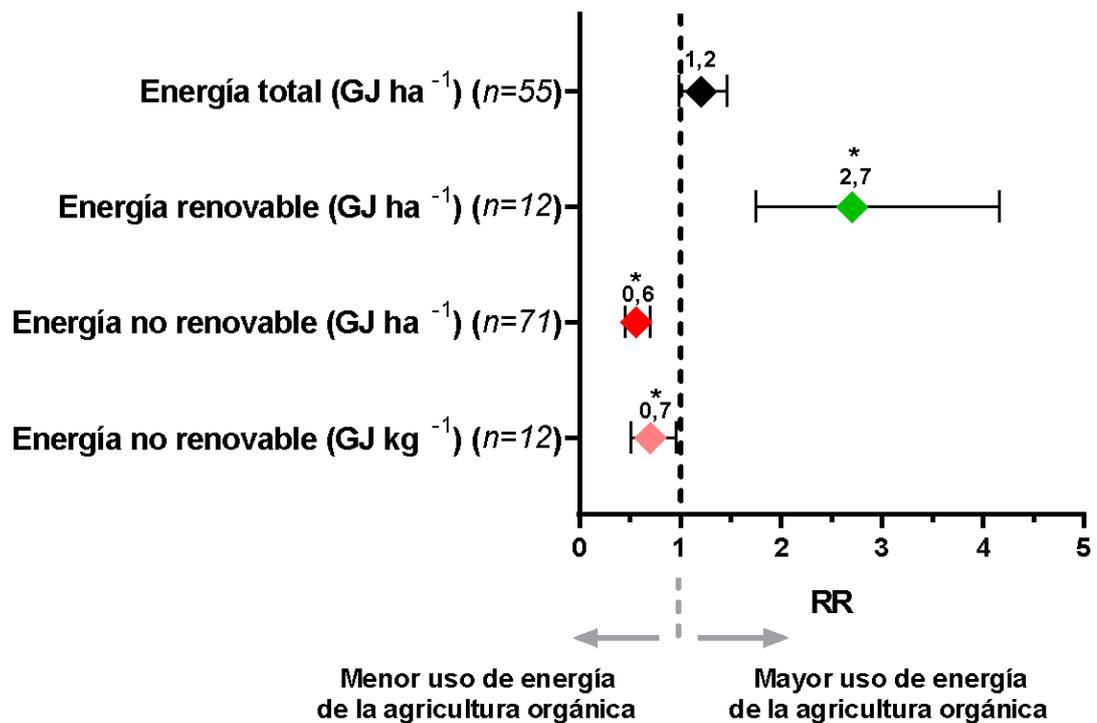


Figura 3.4. Tamaño del efecto (RR, response ratio) del uso de energía total (negro), renovable (verde) y no renovable (rojo) por unidad de área; y del uso de energía no renovable por unidad de producto (rosado) de la agricultura orgánica respecto a la convencional. Diamantes indican el valor promedio y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%. Entre paréntesis se indica el n. * indica diferencias estadísticamente significativas.

Dado que los autores Alonso y Guzmán (2010) tuvieron una participación muy importante en la base de datos (**Tabla 2.1.**), se testeó si la inclusión o no de los datos de este trabajo influyeron significativamente en los resultados del meta-análisis a través de

un análisis de sensibilidad. Se excluyeron de la base de datos aquellas filas que contenían los datos de Alonso y Guzmán (2010) para la base de datos de energía total por área (GJ ha^{-1}), energía no renovable por área (GJ ha^{-1}) y energía renovable por área (GJ ha^{-1}), dado que eran las bases de datos que incluían datos de este artículo. Al extraer de la base de datos de energía total por área (GJ ha^{-1}) los datos de Alonso y Guzmán (2010), la base de datos presentó un $n=31$ (Figura 3.5). En la versión original, el RR promedio fue de 1,2 pero sin diferencias estadísticamente significativas (Figura 3.4). El RR calculado con el análisis de sensibilidad fue de 0,9; algo menor al valor original, pero también sin diferencias estadísticamente significativas entre el uso de energía total de ambas producciones (Figura 3.5). La base de datos de energía renovable (GJ ha^{-1}) presentó un $n=8$ y la de energía no renovable (GJ ha^{-1}) un $n=47$. A pesar de la extracción de una notable cantidad de datos, el patrón de uso de energía total, renovable y no renovable fue el mismo (Figura 3.5) que con la base de datos original (Figura 3.4).

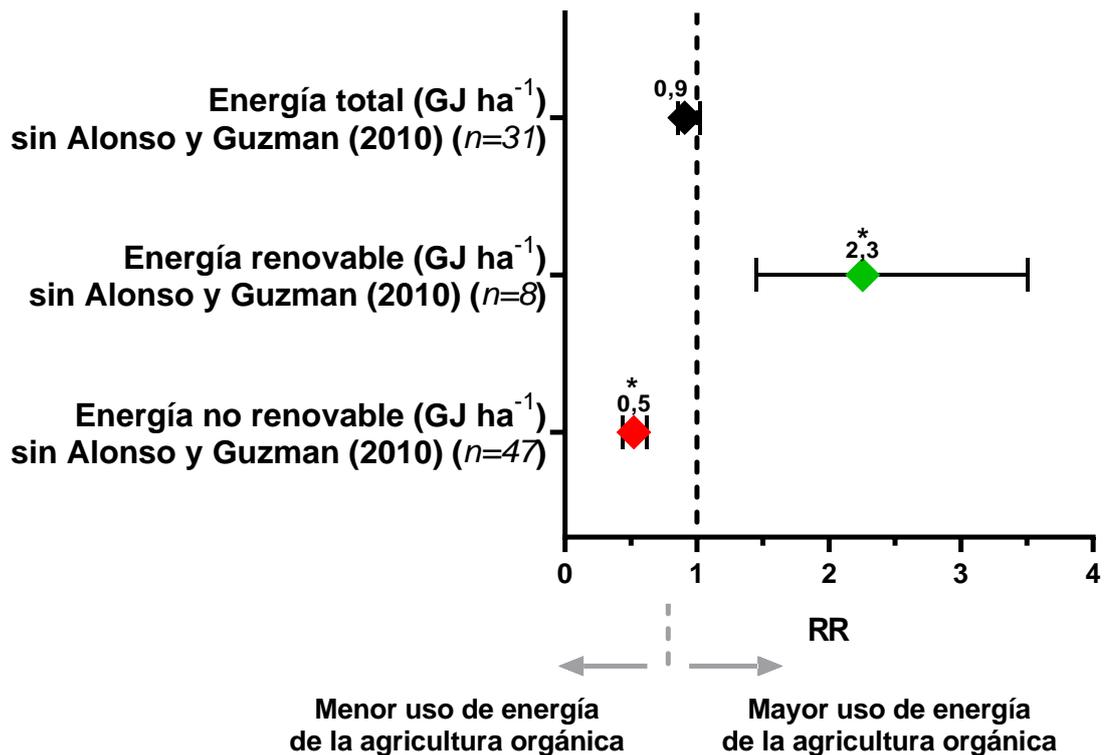


Figura 3.5. Tamaño del efecto (RR, response ratio) del uso de energía total (negro), renovable (verde) y no renovable (rojo) por unidad de área de la agricultura orgánica respecto a la convencional sin los datos del trabajo de Alonso y Guzmán, (2010). Diamantes indican el valor promedio y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%. Entre paréntesis se indica el n. * indica diferencias estadísticamente significativas.

Al desglosar el uso de energía total por tipo de insumos y actividades agrícolas, el mayor uso de energía dentro de las producciones orgánicas, estuvo dado por el uso de

combustible dentro del lote agrícola para las actividades como la siembra, la aplicación de abonos orgánicos, la cosecha, entre otras (38,5%) (**Figura 3.5**). Otro componente importante de la energía total en la agricultura orgánica a diferencia de la agricultura convencional fue la energía contenida en los abonos orgánicos, es decir, cuantificada como energía renovable (10,5%). En las producciones convencionales, el mayor uso de energía no renovable estuvo dado por la producción de fertilizantes nitrogenados que representó el 47% del uso de energía no renovable (**Figura 3.6**). El uso de combustible dentro del lote agrícola a través de las maquinarias en las producciones convencionales representó el 22% (**Figura 3.6**), 16% menos que en las producciones orgánicas. Sin embargo, en términos absolutos el valor fue similar en ambas producciones.

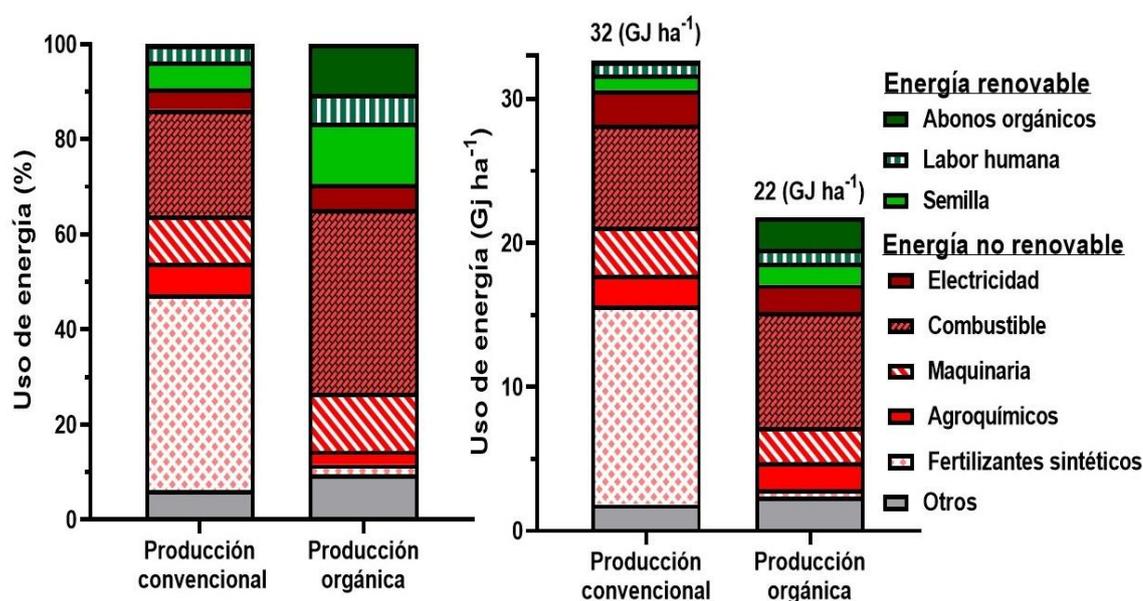


Figura 3.6. Uso de energía (%) desglosada por los tipos de insumos y actividades agrícolas realizadas en las producciones orgánicas y convencionales. El set de datos utilizado correspondió solo aquellos estudios donde se desglosó por insumo y actividad (n=11).

Para cuantificar el uso de energía no renovable de la producción de estiércol que se utilizó para generar el coeficiente energético propuesto, se consideró la energía no renovable utilizada en la producción lechera por día y la cantidad de estiércol que produce una vaca en promedio por día. De todos los trabajos encontrados, se obtuvo un valor promedio de 3,9 MJ de energía no renovable por cada kg de leche producida (**Tabla 3.3**) y un producción de leche promedio de 21 kg de leche por vaca por día (**Tabla 3.3**). Por lo tanto, se obtuvo un valor de uso de energía no renovable por vaca de 81,9 MJ día⁻¹, es decir, 81,9 MJ para producir 21 kg de leche. Dado que se consideró una vaca lechera

promedio de 620 kg y un bosteo promedio por día de 7,5% de su peso, la cantidad de heces obtenidas por día por vaca fue de 46,5 kg de heces en peso fresco. De esta manera, se calculó el uso de energía no renovable (ENR) por cada kg de estiércol generado (**ecuación 3.1.**), obteniéndose un valor de 1,8 MJ kg⁻¹.

$$\text{ENR de la producción de estiércol (MJ kg}^{-1}\text{)} = \frac{3,9 \text{ (MJ kg}^{-1}\text{)} * 21 \text{ (kg día}^{-1}\text{)}}{46,5 \text{ (kg día}^{-1}\text{)}} = 1,8 \quad \text{Ecuación 3.1.}$$

Tabla 3.3. Energía no renovable de la producción lechera y ganadera y producción de leche por vaca por día, en varias unidades.

Producción lechera				
Autores	País	Energía no renovable (GJ ha⁻¹ año⁻¹)	Producción de Leche	Unidad
Acosta- alba., et al 2012	Francia	24,8	5,8	kg ha ⁻¹
Meul et al 2007	Bélgica	36,4	15,4	l día ⁻¹
O'Brien et al., 2012	Irlanda	41,6	-	-
Promedio		34.3		
Producción lechera				
Autores	País	ENR (MJ kg⁻¹ de leche)	Producción de Leche	Unidad
Battini et al., 2016	Italia	4,2	25	kg día ⁻¹
Cederberg y Mattsson, 2000	Suecia	3,5	20,5	kg día ⁻¹
Dolman et al., 2014	Países Bajos	5,9	-	
Frorip et al., 2012	Estonia	5,4	25,7	kg día ⁻¹
De Boer 2003	Suecia, Alemania, Holanda	2,4	-	
Guerci et al., 2013	Italia	3,5	-	
O'Brien et al., 2012	Irlanda	3,9	20	kg día ⁻¹

Continuación tabla 3.3. Energía no renovable (ENR) de la producción lechera y ganadera y producción de leche por vaca por día, en varias unidades.

Penati et al., 2013	Italia	5,1	15,2	kg día ⁻¹
Refsgaard et al., 1998	Dinamarca	2,7	19,4	kg día ⁻¹
Thomassen y Boer 2005	Dinamarca	1	-	
Grønroos et al., 2006	Finlandia	5,4	-	
Kraatz y berg, 2009	Alemania	3,5	-	
Thomassen et al., 2008	Dinamarca	4	-	
Promedio		3,9	21	kg día⁻¹
Producción ganadera				
Autores	País	Energía no renovable (MJ kg⁻¹ de carne (año⁻¹))		
Rotz et al., 2019	USA	51,8		
Veysset et al., 2010	Francia	26,6		
Nguyen et al., 2010	EU	43,7		
Mogensen et al, 2016	Dinamarca	17		
Promedio		34,8		

Al valor de 1,8 MJ por cada kg de estiércol producido, cuando correspondió se le adicionó la energía del proceso de compostaje, es decir, sólo para los casos en que el estiércol fue compostado antes de ser aplicado en el suelo. El valor adicionado fue de 0,3 MJ de energía no renovable por kilogramo de compost producido, valor que surgió de la bibliografía (Sección 2.3.2). El valor de energía no renovable para transportar un kilogramo de abono orgánico por 5 km fue de 0,03 MJ (Sección 2.3.3). Finalmente, se llegó a un coeficiente energético para el uso de energía no renovable de los abonos orgánicos, particularmente para el estiércol vacuno, de 2,1 (MJ kg⁻¹) que se usó para afectar la dosis (kg ha⁻¹) de abono aplicado.

$$CE (MJ kg^{-1}) = 1,8 + 0,3 + 0,04 = 2,1 \quad \text{Ecuación 3.2.}$$

Al corregir el valor del uso de energía no renovable de todos los trabajos de la base de datos con el nuevo coeficiente energético, la agricultura orgánica aumentó en este ítem un 20% con respecto al valor original (**Figura 3.7**). Sin embargo, este aumento no bastó para que el uso de energía no renovable de las producciones orgánicas sea mayor que el de las producciones convencionales. Al comparar entre producciones, el uso de

energía no renovable por unidad de área de la agricultura orgánica pasó de ser un 40% menor a un 20% menor que el uso de energía no renovable de la agricultura convencional (RR= 0,8). La diferencia entre el uso de energía no renovable y energía no renovable corregida, es decir, afectada por el nuevo coeficiente energético, no presenta diferencias significativas (superposición de intervalos de confianza), pero sí hay diferencias significativas entre las producciones orgánicas y convencionales en ambos casos.

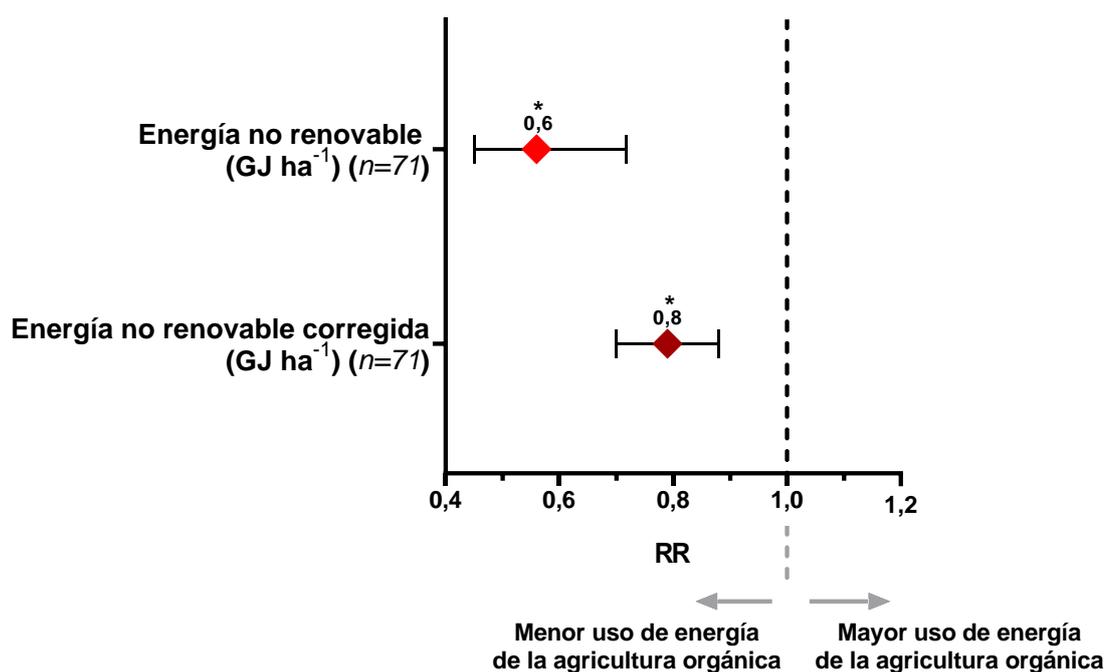


Figura 3.7. Tamaño del efecto (RR, response ratio) del uso de energía no renovable por unidad de área de la agricultura orgánica respecto a la convencional con y sin corrección del uso de energía de la producción, transporte y proceso de compostaje de los abonos orgánicos mediante un coeficiente energético nuevo (2,1 (MJ kg⁻¹) * dosis (kg ha⁻¹)). Diamantes muestran el valor promedio, líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%, valores entre paréntesis indican el n. * indica diferencias estadísticamente significativas.

Con respecto al análisis de las emisiones de GEI por unidad de área (kg CO₂ eq. ha⁻¹), la mayor parte de los trabajos encontrados corresponden a cultivos perennes con riego, como plantaciones de olivos, de cítricos, de manzanas y de frutos secos (**Tabla 3.4.**), seguido de cultivos hortícolas y rotaciones completas. Las emisiones de GEI fueron mayores en los cultivos convencionales que en los cultivos orgánicos en todos los casos, valores sin ponderar con el meta-análisis (**Tabla 3.4.**). Las diferencias más grandes entre cultivos convencionales y orgánicos fueron para los cultivos hortícolas, los frutales con riego y las rotaciones de cultivos. En los cultivos hortícolas, las producciones

convencionales presentaron 2147 kg CO₂ eq. ha⁻¹ más que las producciones convencionales, mientras que en los cereales la diferencia fue de 290 kg CO₂ eq. ha⁻¹.

En el análisis de emisiones de GEI por unidad de producto cosechado, los cultivos que predominaron fueron los cereales, principalmente arroz, y los cultivos hortícolas (**Tabla 3.4.**). En algunos cultivos como los frutales con riego, las emisiones de GEI de ambas producciones, sin ponderar con el meta-análisis, fueron iguales o muy similares. En el caso de las rotaciones, las producciones orgánicas presentaron un valor sin ponderar de 0,04 GJ mayor que las rotaciones convencionales por cada kilo de producto obtenido. En cambio, los cereales convencionales presentaron mayores emisiones de GEI que la contraparte orgánica, con una diferencia sin ponderar de 0.2.

Tabla 3.4. Resumen de la cantidad de trabajos encontrados por cultivos (estudios) y la cantidad de datos obtenidos (*n*) (cada estudio puede presentar más de un dato), para las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por unidad de área; y para las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por unidad de producto, y el valor promedio por cultivos de emisiones de GEI sin ponderar con meta-análisis. El *n* representa en este caso a la cantidad de datos por cultivo en la base de datos, no confundir con el número de repeticiones de cada experimento de los trabajos científicos incluidos en el meta-análisis. Conv.= producciones convencionales. Org.= producciones orgánicas.

Cultivo	Emisiones de GEI por área				Emisiones de GEI por producto			
	Estudios	n	Conv.	Org.	Estudios	n	Conv.	Org.
			(kg CO ₂ eq. ha ⁻¹)				(kg CO ₂ eq. kg ⁻¹)	
Cereales	2	3	5624	5334	6	7	6,5	6,2
Hortalizas	4	5	6168	4021	5	6	0,24	0,22
Leguminosas	1	1	786	412	4	4	0,6	0,7
Frutales sin riego (perennes)	2	3	5602	4491	3	7	0,3	0,25
Frutales con riego (perennes)	6	1 2	4461	2762	3	6	0,27	0,27
Rotaciones	4	5	3188	1650	1	2	0,34	0,38

La heterogeneidad evaluada a través de los moderadores (cultivos bajo riego, de secano, anuales, perennes) no fue significativa. Las emisiones de GEI por unidad de área fueron un 40% mayores en la agricultura convencional respecto a las producciones orgánicas ($p < 0,0001$) (**Figura 3.8**). Sin embargo, al analizar las emisiones de GEI por unidad de producto cosechado, la diferencia entre cultivos orgánicos y convencionales no fue diferente entre sí ($p = 0,09$) (**Figura 3.8**).

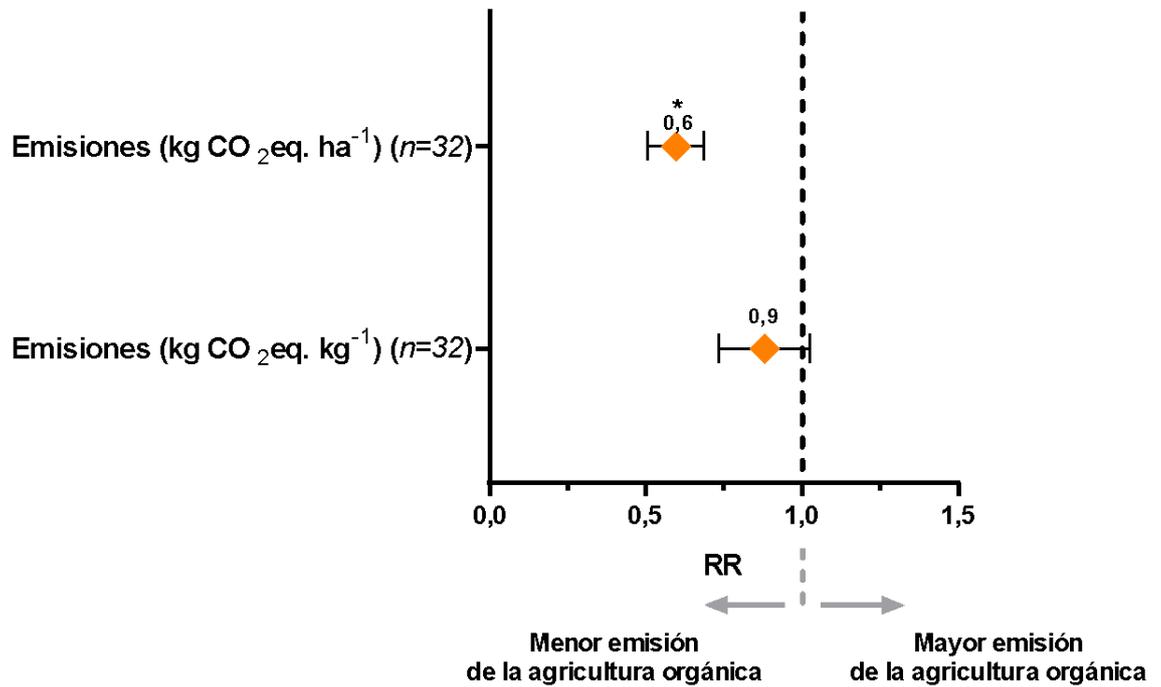


Figura 3.8. Tamaño del efecto (RR= response ratio) de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de la agricultura orgánica respecto a la agricultura convencional por unidad de área (kg CO₂eq. ha⁻¹) y por unidad de producto cosechado (kg CO₂eq. kg⁻¹). Diamantes indican el valor promedio y líneas horizontales los intervalos de confianza del 95%. * indica diferencias significativas.

Al desglosar las emisiones de GEI en las emisiones debidas al por tipos de insumos y actividades agrícolas, de la agricultura orgánica y de la agricultura convencional (**Figura 3.9**), el patrón es similar al de uso de energía (**Figura 3.6**). En la agricultura orgánica, una gran proporción de las emisiones se deben al uso de combustible en el lote agrícola, mientras que en la producción convencional se debe a emisiones generadas en la producción de fertilizantes sintéticos.

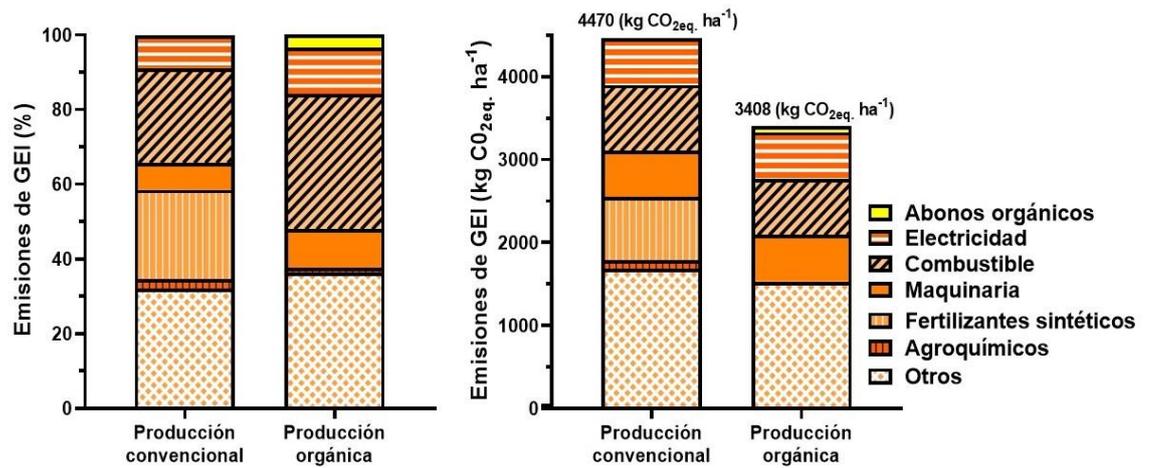


Figura 3.9. Emisiones de CO₂eq. (%) desglosada por los tipos de insumos y actividades agrícolas realizadas en las producciones orgánicas y convencionales. El set de datos utilizado correspondió solo aquellos estudios donde se desglosó por insumo y actividad (n=5). *Otros* incluye emisiones desde el suelo por descomposición de materia orgánica, por la aplicación de fertilizantes sintéticos nitrogenados, por inundación de arrozceras, etc.

CAPÍTULO 4

4. DISCUSIÓN

Con esta tesis, a través de un meta-análisis a escala global, se generaron resultados generales y robustos sobre dos pilares fundamentales para lograr producciones agrícolas más sostenibles, el uso de energía no renovable y las emisiones de GEI. Los resultados de este trabajo permitieron sintetizar la información disponible de los estudios individuales disponibles tanto por unidad de área como por unidad de producto cosechado. A diferencia de la mayoría de los trabajos encontrados en la literatura científica que son revisiones o trabajos de discusión (Gomiero et al., 2008; Lynch et al., 2011; Smith et al., 2015; Medá et al., 2017; Tal, 2018), la revisión sistemática realizada en esta tesis está respaldada por un análisis estadístico (Viechtbauer, 2010). Esto permite obtener resultados más objetivos sobre las variables analizadas (Molina Arias, 2018). Además, la metodología empleada permitió separar el uso de energía en fuentes renovables y no renovables. Este punto es crucial para determinar estrategias de producción que minimicen el uso de energía no renovable y aumenten la proporción de energía renovable en el proceso productivo.

La agricultura global es responsable de una quinta parte de las emisiones de GEI (Ritchie, 2020), y una gran parte de estas emisiones se debe al uso de energía no renovable del proceso productivo de los insumos agrícolas y el uso de combustible (**Figura 3.8**). La variedad de los resultados previos en cuanto al uso de energía y a las emisiones de GEI de la agricultura convencional y orgánica hacían necesaria una cuantificación robusta que permitiera llegar a una síntesis de la literatura científica disponible. Las variables estudiadas tienen un rol fundamental en el ciclo del carbono (**Figura 1.1**), actualmente en jaque por las actividades antrópicas que continúan incrementando la concentración de GEI en la atmósfera a una tasa de 2,5 ppm por año aproximadamente (Dlugokencky y Tans, 2022).

Con este meta-análisis, se llegó a la conclusión de que el uso de energía total por unidad de área tiende a ser un 20% mayor en la agricultura orgánica respecto a la convencional, aunque las diferencias no resultaron significativas (**Figura 3.3**). Sin embargo, al desglosar la energía total en dos grupos heterogéneos entre sí, cultivos bajo riego y cultivos de secano, las diferencias sí resultaron significativas entre los cultivos bajo riego orgánicos y los convencionales. Esta diferenciación entre cultivos irrigados y de secano no se había encontrado en otras revisiones, y es de suma importancia *per se*, además de explicar parte de la heterogeneidad observada en la base de datos (Lee et al.,

2015). El uso de energía total de los cultivos orgánicos bajo riego fue más de dos veces mayor al uso de energía de los cultivos convencionales y se debe a que justo en esos estudios analizados los cultivos orgánicos presentaron altas dosis de abonos orgánicos (Alonso, 2010). De toda esa energía total en los cultivos orgánicos, entre el 45 y 85% correspondió a la energía renovable de los abonos orgánicos (Alonso, 2010), principalmente el estiércol. Este patrón concuerda con el uso de energía renovable que resultó 2,7 veces mayor en producciones orgánicas que en convencionales debido al reemplazo de fertilizantes sintéticos por abonos orgánicos (**Figura 3.4; Figura 3.5**). Hasta el momento no se han encontrado otras revisiones que comparen el uso de energía renovable de estas producciones agrícolas, y esta tesis propone un primer antecedente para ahondar más en próximos análisis energéticos.

El uso de energía no renovable por unidad de área, en distintos sistemas de producción, no había sido evaluado en otros meta-análisis. Lo hallado en esta tesis indica que las producciones agrícolas orgánicas presentaron valores significativamente menores que las producciones agrícolas convencionales por unidad de área (**Figura 3.4**). Además, la agricultura orgánica presentó también un menor uso de energía no renovable por unidad de producto cosechado. Es decir, la agricultura orgánica presentó una mayor eficiencia del uso de esta energía por unidad de producción, a pesar de que los rendimientos sean hasta un 35% menores que los logrados por los cultivos convencionales (Seufert et al., 2012; Álvarez, 2021). Resultados similares se encontraron previamente en comparaciones en Europa, donde las producciones orgánicas utilizaron en promedio un 20% menos de energía no renovable (Tuomisto et al., 2012). En esas producciones convencionales, el mayor uso de energía no renovable estuvo dado por la producción de fertilizantes nitrogenados (Tuomisto et al., 2012). Esto coincide con los resultados encontrados, donde los fertilizantes sintéticos representaron el 41% del uso de energía total y el 47% del uso de energía no renovable en producciones convencionales (**Figura 3.6**).

La propuesta de un nuevo coeficiente energético para corregir la cuantificación del uso de energía no renovable de las dos producciones comparadas comprende un aporte fundamental de este trabajo al conocimiento científico y podría ser utilizado en futuros análisis energéticos. Los abonos orgánicos, como el estiércol, son considerados desechos de otras producciones (Zhang et al., 2015), pero suelen ser la principal fuente de nutrientes para algunas producciones (Alonso y Guzmán, 2010). Por lo tanto, no incluir el uso de energía no renovable de la producción, compostaje y transporte de los abonos orgánicos

en el cálculo de energía estaría subestimando el uso de energía no renovable de las producciones orgánicas en un 20% (**Figura 3.6**).

El coeficiente energético generado corresponde a la energía no renovable utilizada en la producción, compostaje y transporte del estiércol vacuno, que fue el abono orgánico más utilizado en las producciones incluidas en este estudio (**Tabla 2.1**). La creación de este coeficiente surge de la necesidad de tener un valor específico para los abonos más comúnmente utilizados en las producciones agrícolas. Este nuevo coeficiente energético (**ecuación 3.2**), disponible para toda la comunidad científica, es de muy fácil aplicación y adaptabilidad a cada caso de estudio, pues su valor de $2,1 \text{ MJ kg}^{-1}$ de abono aplicado puede ser afectado por la dosis propia de cada estudio, y sustraer o no la energía del proceso de compostaje según corresponda. Además, también podría adaptarse la distancia recorrida hasta el lote de producción, en este caso el valor promedio propuesto fue de 5 km (Nagy, 1999). Por lo tanto, se obtendría un valor adaptado y más representativo de las condiciones particulares de cada estudio.

Agregar este coeficiente energético que comprende el uso de energía no renovable de los abonos orgánicos es esencial para obtener una comparación más completa que podrá ser utilizada en la toma de decisiones. Con este análisis, se incluyó la contribución de los abonos orgánicos a la liberación de carbono del ciclo inactivo al ciclo activo debido al uso de energía no renovable (**Figura 1.1**). Sin embargo, el uso de energía no renovable por unidad de área continuó siendo menor que en la agricultura convencional (**Figura 3.6**). Esto significa que de la manera más completa que se encontró para comparar ambos tipos de producciones, se determinó que la agricultura convencional usa un 20% más de energía no renovable por unidad de área que la agricultura orgánica y que las diferencias son significativas. Corregir el valor de uso de energía no renovable con el coeficiente energético generado no fue suficiente para determinar que la agricultura convencional utilice menos energía no renovable que la agricultura orgánica (**Figura 3.6**).

Con respecto a las emisiones de GEI, se logró tener un resultado a escala global por unidad de área y por unidad de producto cosechado. Las emisiones de GEI por unidad de área de la agricultura orgánica fueron un 40% menores que las emisiones de la agricultura convencional (**Figura 3.7**), resultados similares a los encontrados por una revisión, pero donde se incluyeron para el análisis sólo 5 trabajos (Mondelaers et al., 2009). Los cultivos orgánicos no presentaron diferencias significativas con los cultivos convencionales por unidad de producto cosechado (**Figura 3.7**). Estos resultados son similares a los encontrados con un meta-análisis donde se incluyeron algunos países de

Europa, pero el n también fue bajo ($n=7$) (Tuomisto et al., 2012); y contrarios a lo que se propuso en una revisión donde se concluyó que los cultivos orgánicos tienen un impacto mayor que los convencionales en cuanto a las emisiones de GEI debido a presentar rendimientos más bajos (Tal, 2018). Realizar esta comparación no sólo es crucial por la importancia de esta variable en relación al cambio climático, sino también porque da cuenta de la complejidad en la medición de las emisiones de GEI de las producciones agrícolas que puede visualizarse en el gran volumen de emisiones que fueron catalogadas como “otros” (**Figura 3.8**). Esto marca la importancia de estandarizar metodologías en futuros estudios a la hora de clasificar las actividades agrícolas y los insumos utilizados (Seufert y Ramankutty, 2017).

La idea principal de un meta-análisis es sintetizar los resultados para poder tener conclusiones generales de un tema en particular. Por lo tanto, dentro de la base de datos de un meta-análisis puede haber trabajos que presentan resultados contrapuestos. Esa heterogeneidad en los resultados es la que se intenta sintetizar para poder llegar a un resultado general (Viechtbauer, 2010). Sin embargo, esa heterogeneidad puede estar dada por muchos motivos (Lee et al., 2015).

En las comparaciones sobre el uso de energía de las producciones orgánicas y convencionales, un meta-análisis determinó que la heterogeneidad se debe a la fuente de los datos, es decir, si son trabajos experimentales o datos relevados a campo; el tamaño de la muestra y el tipo de cultivo, es decir, si son cultivos extensivos, vegetales, frutales perennes, etc. (Lee et al., 2015). Para las emisiones de GEI, se encontró las causas de heterogeneidad se deben al tipo de cultivo; el patrón de cultivo, es decir, si son monocultivos o multicultivos o rotaciones; y la medida utilizada, es decir, por unidad de área o kilogramo de producto cosechado, que afectan los resultados obtenidos (Lee et al., 2015). En esta tesis se incorporaron todas esas causas de variación, ya que se analizó la heterogeneidad con un análisis de moderadores según el tipo de cultivo, rotaciones y monocultivos, experimentos y datos relevados a campo y sólo se hallaron diferencias significativas entre el uso de energía total para cultivos bajo riego y de secano (**Figura 3.3**).

Con respecto a los pocos meta-análisis encontrados sobre uso de energía y emisiones de GEI entre la agricultura convencional y la orgánica (Tuomisto et al., 2012; Clark et al., 2017; Mondelaers et al., 2009), el n incluido en cada una de las bases de datos generada con este trabajo fue considerablemente mayor, desde un máximo de 71 datos para el uso de energía no renovable por unidad de área, 55 para el uso de energía total por

unidad de área, 32 para las emisiones de GEI en ambas unidades y 12 para energía no renovable por kilogramo de producto y energía renovable por unidad de área (**Figura 3.7, Figura 3.11**). Asimismo, este trabajo permitió obtener resultados en unidades de área y de producto cosechado. Esto es importante ya que los resultados dependen de las unidades elegidas para el análisis y es una de las principales causas de heterogeneidad entre los resultados de los distintos trabajos (Lee et al., 2015).

Además, se garantizó la independencia de los datos. Asegurar la independencia de los datos es primordial para lograr un análisis con resultados confiables (Cheung, 2019). En esta tesis se logró la independencia de los datos al promediar los valores de los trabajos que usaron un mismo control para comparar contra varios tratamientos. Existen otras estrategias, más sofisticadas (como los meta-análisis multivariados y los meta-análisis de tres niveles) para utilizar datos no independientes y así evitar perder una cantidad significativa de información al realizar promedios (Cheung, 2019). Sin embargo, como en este caso se encontraron tan sólo dos trabajos en esta situación, se recurrió a la técnica tradicional de promediar los datos sin el riesgo de perder información valiosa. Además, dado que un estudio tuvo una alta participación cercana al 50% de los datos, se testeó si extraerlos del análisis cambiaba los resultados. Gracias a este análisis se podría indicar que, si bien gran parte de la base de datos corresponde a un país y región en particular, su inclusión no estaría sesgando los resultados generales del meta-análisis.

Una de las debilidades de las conclusiones de este trabajo es que la mayor parte de la información disponible proviene de países desarrollados del hemisferio norte, principalmente de Europa. A pesar de esto, gran parte del área cultivada bajo producción agrícola en el mundo se encuentra en Oceanía y en América del Sur (Seufert y Ramankutty, 2017). Argentina es el segundo país, luego de Australia, con la mayor superficie bajo producción orgánica (SENASA, 2023). Sin embargo, no se han encontrado análisis energéticos y de emisiones de GEI para el territorio nacional. Por lo tanto, algunos de los datos obtenidos podrían no ser representativos de producciones de países con menos desarrollo tecnológico. Esta problemática también fue planteada en otros meta-análisis, donde solo se encontraron estudios de países desarrollados (Clark et al., 2017), solo de Europa (Toumisto et al., 2012) o no los suficientes para aplicar un meta-análisis (Mondelaers et al., 2009).

Otro aspecto a considerar es que la mayoría de los datos obtenidos corresponden a cultivos perennes como frutales y olivares o cultivos intensivos como los hortícolas (**Tablas 3.1., 3.2., 3.4.**) y no hay tanta representación de cultivos extensivos. Los cultivos

extensivos son importantes para la seguridad alimentaria global, y entre los principales para esto se encuentran el trigo (Shiferaw et al., 2013), la soja (Hartman et al., 2011), el maíz (Shiferaw et al., 2011), el arroz (Seck et al., 2012) y la papa (Birch et al., 2012).

La superficie agrícola en el mundo ocupa 5000 Mha aproximadamente, que incluye tierras de cultivo y pastizales para pastoreo (FAO, 2022). De esa superficie, tan sólo el 1,5% corresponde a producciones agrícolas orgánicas (Willer et al., 2022). Considerando dichas superficies y el uso de energía por unidad de área ($71,9 \text{ GJ ha}^{-1}$ y 44 GJ ha^{-1} para la agricultura orgánica y la convencional, respectivamente, valores cuantificados en esta tesis), la agricultura mundial utiliza por año aproximadamente $2,2 \times 10^{11}$ GJ de energía total (**Figura 4.1**). Hay muchos factores que se deben considerar para que un productor cambie de sistema de producción convencional a un sistema orgánico (Xu et al., 2018), sin embargo, hay varios trabajos que proponen escenarios teóricos de conversión y varían en superficie desde 100% de conversión (Smith et al., 2019) a menores superficies (Eyhorn et al., 2019). Entonces, si se planteara un escenario teórico en el que la superficie cultivada bajo agricultura orgánica pasara a valor promedio de 20% y, por consiguiente, la superficie agrícola convencional se redujera al 80% de la superficie agrícola total, el uso de energía total pasaría a ser $2,5 \times 10^{11}$ GJ año⁻¹, es decir, aumentaría en un 11% (**Figura 4.1**). Sin embargo, bajo el mismo escenario, el uso de energía no renovable de la agricultura global pasaría de $1,23 \times 10^{11}$ GJ año⁻¹ a 116×10^{11} GJ año⁻¹ (**Figura 4.1**). Es decir, si se reemplazaran 1000 Mha de agricultura convencional por agricultura orgánica, el uso de energía no renovable disminuiría en un 6%. Esto implicaría una disminución de la quema de más de 1000 millones de barriles de petróleo de 200 litros cada uno. De la misma manera, si se planteara el mismo escenario teórico que para el uso de energía, donde la superficie ocupada por la agricultura convencional y por la agricultura orgánica fuese de un 80% y un 20% de la superficie agrícola global, respectivamente, las emisiones globales de GEI se reducirían en un 5% (**Figura 4.2**).

Estos escenarios son completamente hipotéticos ya que los procesos que se desencadenarían si aumentara la superficie agrícola cultivada bajo agricultura orgánica son supuestos. Una posibilidad sería que, para producir la misma cantidad de alimentos se necesitaría poner en producción nuevas tierras que garanticen los niveles de producción actuales (Trewavas, 2001; Tal, 2018; Verdi et al., 2022). Esto se basa en que los rendimientos de los cultivos orgánicos son menores a los convencionales (Seufert et al., 2012) y producir más abonos orgánicos, necesarios para incrementar los rendimientos de los cultivos orgánicos, también implicaría utilizar más tierras (Connor, 2021). Sin

embargo, hay que tener en cuenta que un tercio de la producción global de comida es desperdiciada anualmente (FAO, 2011).

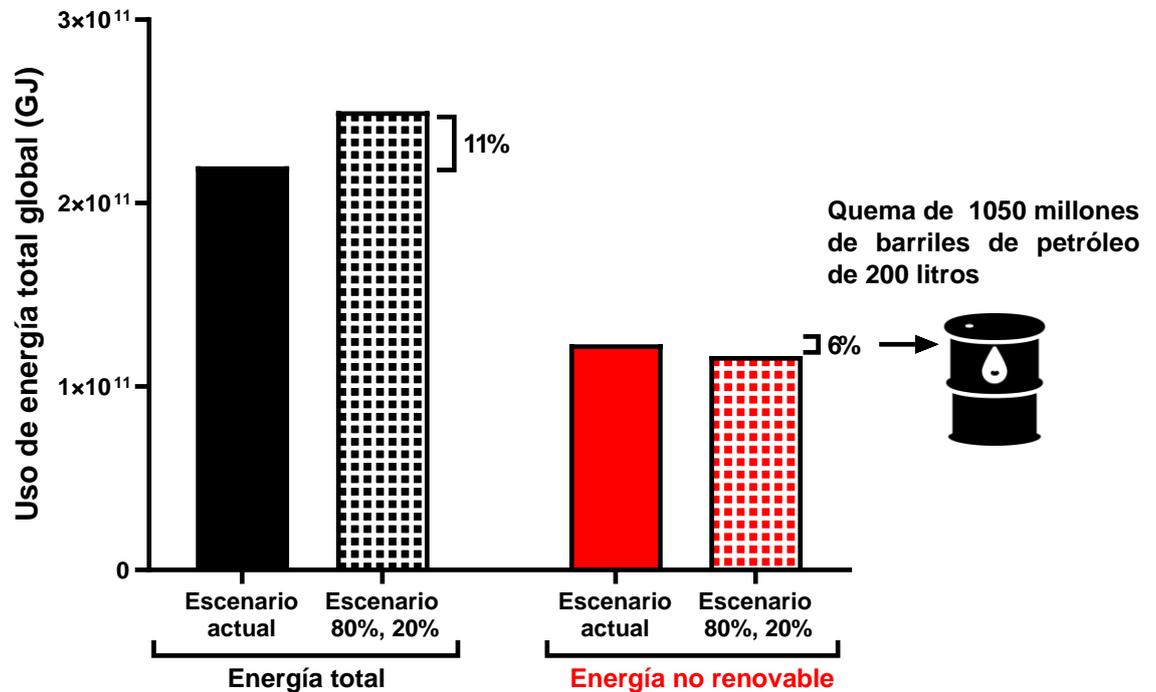


Figura 4.1. Uso de energía total (GJ) (negro) y uso de energía no renovable (GJ) (rojo) para toda la superficie agrícola global del año 2020 (5000 Mha., escenario actual) y para un escenario de reemplazo de 1000 Mha de agricultura convencional por agricultura orgánica, es decir, un 80% de la superficie agrícola global bajo agricultura convencional y un 20% de la superficie agrícola global bajo agricultura orgánica. Los datos de uso de energía total fueron calculados con el promedio de uso de energía total por unidad de área de la base de datos, 71,9 GJ ha⁻¹ y 44 GJ ha⁻¹ para la agricultura orgánica y la convencional, respectivamente (valores sin ponderar con el meta-análisis). Para el uso de energía no renovable se realizó el mismo procedimiento y los valores utilizados fueron 16,7 GJ ha⁻¹ y 25 GJ ha⁻¹ para la agricultura orgánica y la convencional, respectivamente. Los datos de superficies fueron obtenidos de FAO, 2020 y Willer et al., 2022.

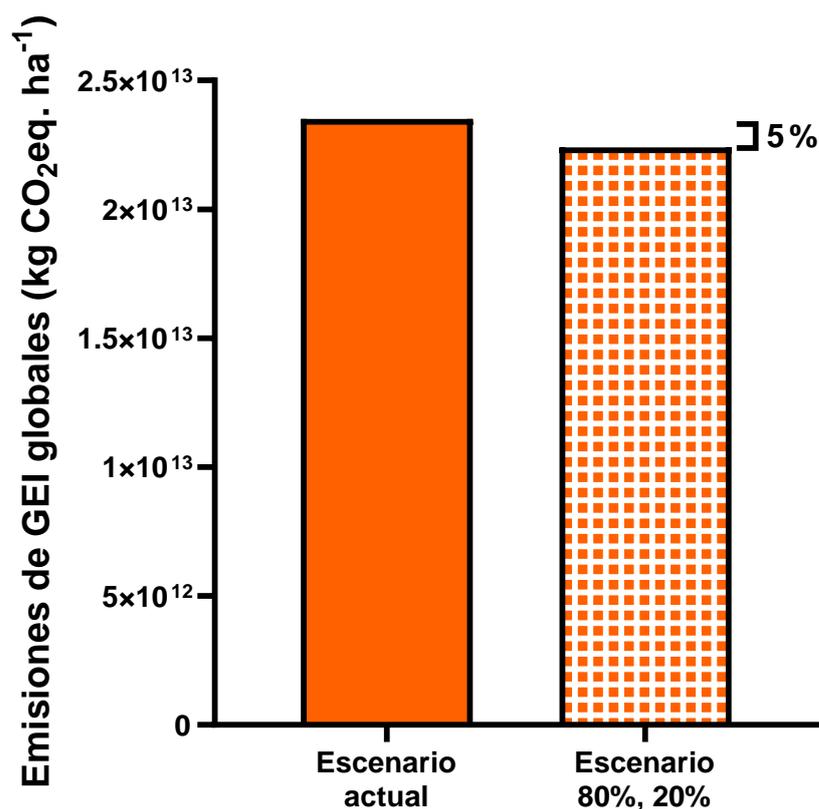


Figura 4.2. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para toda la superficie agrícola global del año 2020 (5000 Mha., escenario actual) y para un escenario de reemplazo de 1000 Mha de agricultura convencional por agricultura orgánica, es decir, un 80% de la superficie agrícola global bajo agricultura convencional y un 20% de la superficie agrícola global bajo agricultura orgánica. Los datos de emisiones de GEI fueron calculados con el promedio emisiones por unidad de área de la base de datos, 3547 kg CO₂eq. ha⁻¹ y 4722 kg CO₂eq. ha⁻¹ para la agricultura orgánica y la convencional, respectivamente (valores sin ponderar con el meta-análisis). Los datos de superficies fueron obtenidos de FAO, 2020 y Willer et al., 2022.

Consideraciones finales

Las variables analizadas en esta tesis, el uso de energía y las emisiones de GEI, son fundamentales en el contexto actual de cambio climático. Conocer cómo es el desempeño de distintas producciones agrícolas sobre estas variables y generar y poner a disposición información robusta sobre esto es crucial para los tomadores de decisiones. Ante una población creciente y demandante de alimentos, es necesario rever los sistemas de producción actuales y lograr producciones que garanticen la seguridad alimentaria global y sean compatibles con los compromisos internacionales para mitigar el cambio climático.

Hasta el momento, existen muchos estudios a escala de lote que comparaban el uso de energía y las emisiones de GEI de las producciones convencionales y orgánicas y era necesario agregar y sintetizar toda la información disponible en la literatura científica para tener resultados contundentes que permitan tomar mejores decisiones. Esta tesis logró sintetizar la información disponible sobre estas dos variables críticas para el cambio climático y llenar un vacío en el conocimiento científico al proporcionar un coeficiente energético que podrá ser utilizado en futuros análisis energéticos. Este coeficiente energético es crucial para realizar comparaciones sin subestimar el uso de energía de las producciones que basan la fertilización de sus suelos en abonos orgánicos. Toda investigación científica que necesite realizar un análisis energético de producciones con uso de abonos orgánicos puede utilizar este coeficiente energético, cuyo valor se puede ajustar según las condiciones específicas de su estudio.

Un punto importante para continuar reforzando el conocimiento científico vinculado al uso de energía no renovable y emisiones de GEI de producciones convencionales y orgánicas es sumando más estudios en los países productores del hemisferio Sur. La mayor parte de los estudios fueron realizados en países de Europa a pesar de que una gran parte de la producción de alimentos y, sobre todo orgánicos, se encuentra en el hemisferio sur. En América del Sur, Argentina ocupa el primer lugar en países con mayor cantidad de hectáreas bajo producción orgánica. Sin embargo, no se encontraron estudios que analicen ninguna de las variables, uso de energía total, energía no renovable, energía renovable y emisión de GEI, para las producciones convencionales y orgánicas en el territorio nacional. A pesar de lo dificultoso que resulta obtener datos certeros y representativos para las producciones convencionales y orgánicas nacionales, generar información local es trascendental para tomar decisiones acordes al contexto actual de cambio climático y seguridad alimentaria. Además, para los análisis de emisiones de GEI, nuevas propuestas que estandaricen la metodología utilizada y la manera de presentar los datos para que sean más fácilmente comparables entre estudios es un paso necesario.

En lo que respecta a los coeficientes energéticos, el coeficiente generado en esta tesis corresponde a la energía no renovable de la producción, compostaje y transporte del estiércol vacuno proveniente de producciones lecheras intensivas, debido a que este abono fue el más usado en los estudios incluidos en este meta-análisis. Sin embargo, la misma metodología podría aplicarse para crear el coeficiente energético de otros abonos

orgánicos, como las camas de pollos, el estiércol porcino, también muy difundidos como abonos en algunas producciones agrícolas.

Bibliografía

- Acosta-Alba, I., Lopéz-Ridaura, S., van der Werf, H. M., Leterme, P., & Corson, M. S. (2012). Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: an application to dairy farms in Brittany. *Journal of Cleaner Production*, 28, 160-167.
- Aguilera, E., Guzmán, G., & Alonso, A. (2015). Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 713-724.
- Alaphilippe, A., Simon, S., Brun, L., Hayer, F., & Gaillard, G. (2013). Life cycle analysis reveals higher agroecological benefits of organic and low-input apple production. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 581-592.
- Alluvione, F., Moretti, B., Sacco, D., & Grignani, C. (2011). EUE (energy use efficiency) of cropping systems for a sustainable agriculture. *Energy*, 36(7), 4468-4481.
- Alonso, A. M., & Guzmán, G. J. (2010). Comparison of the Efficiency and Use of Energy in Organic and Conventional Farming in Spanish Agricultural Systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 34(3), 312-338.
- Álvarez, R. (2021). Comparing productivity of organic and conventional farming systems: a quantitative review. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 1-12.
- Battini, F., Agostini, A., Tabaglio, V., & Amaducci, S. (2016). Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production*, 112, 91-102.
- Birch, P. R., Bryan, G., Fenton, B., Gilroy, E. M., Hein, I., Jones, J. T., ... & Toth, I. K. (2012). Crops that feed the world 8: potato: are the trends of increased global production sustainable?. *Food Security*, 4, 477-508.
- Canadell, J. G., et al. (2021). Global Carbon and other Biogeochemical Cycles and Feedbacks, in: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by: MassonDelmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M. I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J. B. R., Maycock, T. K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., and Zhou, B., Cambridge University Press, in press.
- Cederberg, C., & Mattsson, B. (2000). Life cycle assessment of milk production—a comparison of conventional and organic farming. *Journal of cleaner production*, 8(1), 49-60.

- Celik, Y., Peker, K., & Oguz, C. (2010). Comparative analysis of energy efficiency in organic and conventional farming systems: A case study of black carrot (*Daucus carota* L.) production in Turkey. *Philipp Agric Scientist*, 93(2), 224-231.
- Cheung, M. W. L. (2019). A guide to conducting a meta-analysis with non-independent effect sizes. *Neuropsychology review*, 29(4), 387-396.
- Clark, M., & Tilman, D. (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016.
- Dal Ferro, N., Zanin, G., & Borin, M. (2017). Crop yield and energy use in organic and conventional farming: A case study in north-east Italy. *European Journal of Agronomy*, 86, 37-47.
- De Boer, I. J. (2003). Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock production science*, 80(1-2), 69-77.
- Dlugokencky, E. and Tans, P. (2022). Trends in atmospheric carbon dioxide, National Oceanic and Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory (NOAA/ESRL), <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html>
- Dolman, M. A., Sonneveld, M. P. W., Mollenhorst, H., & De Boer, I. J. M. (2014). Benchmarking the economic, environmental and societal performance of Dutch dairy farms aiming at internal recycling of nutrients. *Journal of Cleaner Production*, 73, 245-252.
- Ekinci, K., Demircan, V., Atasay, A., Karamursel, D., & Sarica, D. (2020). Energy, economic and environmental analysis of organic and conventional apple production in Turkey. *Erwerbs-Obstbau*, 62(1), 1-12.
- Eyhorn, F., Muller, A., Reganold, J. P., Frison, E., Herren, H. R., Lutikholt, L., ... & Smith, P. (2019). Sustainability in global agriculture driven by organic farming. *Nature sustainability*, 2(4), 253-255.
- FAO, (2003). *Agricultura orgánica, ambiente y seguridad alimentaria*. Editado por Nadia El-Hage Scialabba y Caroline Hattam. Colección FAO: Ambiente y Recursos Naturales N° 4 FAO, Roma, 2003
- FAO (2011). *Global Initiative on Food Loss and Waste Reduction*, disponible en www.fao.org/3/a-i4068e.pdf.
- FAO, 2022. *FAOSTAT Online Statistical service*, Rome. Disponible en: <https://www.fao.org/faostat/es/#home>

- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., ... & Zaks, D. P. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337-342.
- Font-Palma, C. (2019). Methods for the treatment of cattle manure—a review. *C*, 5(2), 27.
- Frorip, J., Kokin, E., Praks, J., Poikalainen, V., Ruus, A., Veermäe, I., ... & Ahokas, J. (2012). Energy consumption in animal production-case farm study. *Agron. Res*, 10(1), 39-48.
- Friedlingstein, P., et al. (2022). Global Carbon Budget 2021, *Earth Syst. Sci. Data*, 14, 1917–2005, <https://doi.org/10.5194/essd-14-1917-2022>.
- Gaudino, S., Goia, I., Borreani, G., Tabacco, E., & Sacco, D. (2014). Cropping system intensification grading using an agro-environmental indicator set in northern Italy. *Ecological indicators*, 40, 76-89.
- Glass, G. V. (1976). Primary, secondary, and meta-analysis of research. *Educational researcher*, 5(10), 3-8.
- Gomiero, T., Paoletti, M. G., & Pimentel, D. (2008). Energy and environmental issues in organic and conventional agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 27(4), 239-254.
- Grönroos, J., Seppälä, J., Voutilainen, P., Seuri, P., & Koikkalainen, K. (2006). Energy use in conventional and organic milk and rye bread production in Finland. *Agriculture, ecosystems & environment*, 117(2-3), 109-118.
- Guerci, M., Knudsen, M. T., Bava, L., Zucali, M., Schönbach, P., & Kristensen, T. (2013). Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of cleaner production*, 54, 133-141.
- Gündoğmuş, E., & Bayramoğlu, Z. (2006). Energy input use on organic farming: a comparative analysis on organic versus conventional farms in Turkey. *Journal of Agronomy*, 5(1).
- Gündoğmuş, E. (2006). Energy use on organic farming: A comparative analysis on organic versus conventional apricot production on small holdings in Turkey. *Energy conversion and management*, 47(18-19), 3351-3359.
- Gündoğmuş, E. (2010). Energy input use in environmentally friendly farming systems: a comparative analysis between organic and conventional dried fig production. *Journal of Sustainable Agriculture*, 34(7), 744-757.

- Guzmán, G. I., & Alonso, A. M. (2008). A comparison of energy use in conventional and organic olive oil production in Spain. *Agricultural Systems*, 98(3), 167-176.
- Haas, G., Wetterich, F., & Köpke, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, ecosystems & environment*, 83(1-2), 43-53.
- Hartman, G. L., West, E. D., & Herman, T. K. (2011). Crops that feed the World 2. Soybean—worldwide production, use, and constraints caused by pathogens and pests. *Food Security*, 3, 5-17.
- He, X., Qiao, Y., Liang, L., Knudsen, M. T., & Martin, F. (2018). Environmental life cycle assessment of long-term organic rice production in subtropical China. *Journal of Cleaner Production*, 176, 880-888.
- Hoffman, E., Cavigelli, M. A., Camargo, G., Ryan, M., Ackroyd, V. J., Richard, T. L., & Mirsky, S. (2018). Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional grain crop production: Accounting for nutrient inflows. *Agricultural Systems*, 162, 89-96.
- Hülsbergen, K. J., Feil, B., Biermann, S., Rathke, G. W., Kalk, W. D., & Diepenbrock, W. (2001). A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 86(3), 303-321.
- IPCC, (1995). Segundo Informe de Evaluación del IPCC: Cambio climático 1995 (SAR).
- IPCC, (2021). Summary for Policymakers. En: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3–32.
- Janzen, H. (2004). Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agriculture, ecosystems & environment*, 104(3), 399-417.
- Jones, M. R. (1989). Analysis of the use of energy in agriculture—approaches and problems. *Agricultural Systems*, 29(4), 339-355.
- Joos, F., & Spahni, R. (2008). Rates of change in natural and anthropogenic radiative forcing over the past 20,000 years. *PNAS*, 105(5), 1425-1430.

- Kamali, F. P., Meuwissen, M. P., de Boer, I. J., van Middelaar, C. E., Moreira, A., & Lansink, A. G. O. (2017). Evaluation of the environmental, economic, and social performance of soybean farming systems in southern Brazil. *Journal of cleaner production*, 142, 385-394.
- Knudsen, M. T., Fonseca de Almeida, G., Langer, V., Santiago de Abreu, L., & Halberg, N. (2011). Environmental assessment of organic juice imported to Denmark: a case study on oranges (*Citrus sinensis*) from Brazil. *Organic Agriculture*, 1, 167-185.
- Kraatz, S., & Berg, W. E. (2009). Energy efficiency in raising livestock at the example of dairy farming. In 2009 Reno, Nevada, June 21-June 24, 2009 (p. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Lee, K. S., Choe, Y. C., & Park, S. H. (2015). Measuring the environmental effects of organic farming: A meta-analysis of structural variables in empirical research. *Journal of Environmental Management*, 162, 263-274.
- Lee, K. S., & Choe, Y. C. (2019). Environmental performance of organic farming: Evidence from Korean small-holder soybean production. *Journal of Cleaner Production*, 211, 742-748.
- Lori, M., Symnaczik, S., Mäder, P., De Deyn, G., & Gattinger, A. (2017). Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. *PloS one*, 12(7), e0180442.
- Lynch, D. H., MacRae, R., & Martin, R. C. (2011). The carbon and global warming potential impacts of organic farming: does it have a significant role in an energy constrained world?. *Sustainability*, 3(2), 322-362.
- McAllister, T. A., Stanford, K., Chaves, A. V., Evans, P. R., de Souza Figueiredo, E. E., & Ribeiro, G. (2020). Nutrition, feeding and management of beef cattle in intensive and extensive production systems. In *Animal agriculture* (pp. 75-98). Academic Press.
- Méda, Y. J. M., Egyir, I. S., Jatoe, J. B. D., Atewamba, C., & Zahonogo, P. (2017). The green economics of conventional, organic and genetically modified crops farming: a review. *International Journal of Green Economics*, 11(1), 15-40.
- Meul, M., Nevens, F., Reheul, D., & Hofman, G. (2007). Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119(1-2), 135-144.

- Mogensen, L., Nguyen, T. L. T., Madsen, N. T., Pontoppidan, O., Preda, T., & Hermansen, J. E. (2016). Environmental impact of beef sourced from different production systems-focus on the slaughtering stage: input and output. *Journal of cleaner production*, 133, 284-293.
- Mohtasham, J. (2015). Renewable energies. *Energy Procedia*, 74, 1289-1297.
- Molina Arias, M. (2018). Aspectos metodológicos del metaanálisis (1). *Pediatría Atención Primaria*, 20(79), 297-302.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., & Van Huylenbroeck, G. (2009). A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British food journal*, 111(10), 1098-1119.
- Montalba, R., Vieli, L., Spirito, F., & Muñoz, E. (2019). Environmental and productive performance of different blueberry (*Vaccinium corymbosum* L.) production regimes: Conventional, organic, and agroecological. *Scientia Horticulturae*, 256, 108592.
- Nagy, C. N. (1999). Energy coefficients for agriculture inputs in western Canada. Centre for Studies in Agriculture, Law and the Environment, University of Saskatchewan.
- Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., & Gaillard, G. (2011). Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104(3), 217-232.
- Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E., & Mogensen, L. (2010). Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*, 18(8), 756-766.
- O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C., & Wallace, M. (2012). A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems*, 107, 33-46.
- ONU, (2015). Acuerdo de París de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
- ONU, (2015)^a. Objetivos de Desarrollo Sostenible. Recuperado de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible>
- Penati, C. A., Tamburini, A., Bava, L., Zucali, M., & Sandrucci, A. (2013). Environmental impact of cow milk production in the central Italian Alps using Life Cycle Assessment. *Italian Journal of Animal Science*, 12(4), e96.

- Pergola, M., D'Amico, M., Celano, G., Palese, A. M., Scuderi, A., Di Vita, G., ... & Inglese, P. (2013). Sustainability evaluation of Sicily's lemon and orange production: an energy, economic and environmental analysis. *Journal of environmental management*, 128, 674-682.
- Persiani, A., Montemurro, F., & Diacono, M. (2021). Agronomic and environmental performances of on-farm compost production and application in an organic vegetable rotation. *Agronomy*, 11(10), 2073.
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Seidel, R., & Douds, D. (2005). Organic and conventional farming systems: Environmental and economic issues.
- Pimentel, D., & Burgess, M. (2014). Maintaining sustainable and environmentally friendly fresh produce production in the context of climate change. In *Global Safety of Fresh Produce* (pp. 133-139). Woodhead Publishing.
- Refsgaard, K., Halberg, N., & Kristensen, E. S. (1998). Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural systems*, 57(4), 599-630.
- Ritchie (2020) - "Sector by sector: where do global greenhouse gas emissions come from?" Published online at [OurWorldInData.org](https://ourworldindata.org). Retrieved from: '<https://ourworldindata.org/ghg-emissions-by-sector>' [Online Resource]
- Ronga, D., Galligani, T., Zaccardelli, M., Perrone, D., Francia, E., Milc, J., & Pecchioni, N. (2019). Carbon footprint and energetic analysis of tomato production in the organic vs the conventional cropping systems in Southern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 220, 836-845.
- Rotz, C. A., Asem-Hiablie, S., Place, S., & Thoma, G. (2019). Environmental footprints of beef cattle production in the United States. *Agricultural systems*, 169, 1-13.
- Sartori, L., Basso, B., Bertocco, M., & Oliviero, G. (2005). Energy use and economic evaluation of a three year crop rotation for conservation and organic farming in NE Italy. *Biosystems engineering*, 91(2), 245-256.
- Schubert, H., Wood, S., Reyher, K., & Mills, H. (2019). Data-driven approach to using individual cattle weights to estimate mean adult dairy cattle weight. *Veterinary Record*, 185(17), 540-540.
- SENASA, 2023. Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2022. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria - SENASA. Buenos Aires, marzo 2023.

- Seufert, V., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485(7397), 229-232.
- Seufert, V., & Ramankutty, N. (2017). Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. *Science advances*, 3(3), e1602638.
- Shiferaw, B., Prasanna, B. M., Hellin, J., & Bänziger, M. (2011). Crops that feed the world 6. Past successes and future challenges to the role played by maize in global food security. *Food security*, 3, 307-327.
- Shiferaw, B., Smale, M., Braun, H. J., Duveiller, E., Reynolds, M., & Muricho, G. (2013). Crops that feed the world 10. Past successes and future challenges to the role played by wheat in global food security. *Food Security*, 5, 291-317.
- Smith, L. G., Williams, A. G., & Pearce, B. D. (2015). The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renewable agriculture and Food systems*, 30(3), 280-301.
- Smith, L. G., Kirk, G. J., Jones, P. J., & Williams, A. G. (2019). The greenhouse gas impacts of converting food production in England and Wales to organic methods. *Nature communications*, 10(1), 4641.
- Sumberg, J., & Giller, K. E. (2022). What is ‘conventional’ agriculture? *Global Food Security*, 32, 100617.
- Tal, A. (2018). Making conventional agriculture environmentally friendly: moving beyond the glorification of organic agriculture and the demonization of conventional agriculture. *Sustainability*, 10(4), 1078.
- Thomassen, M. A., & de Boer, I. J. (2005). Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, ecosystems & environment*, 111(1-4), 185-199.
- Thomassen, M. A., van Calster, K. J., Smits, M. C., Iepema, G. L., & de Boer, I. J. (2008). Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural systems*, 96(1-3), 95-107.
- Trewavas, A. Urban myths of organic farming. *Nature* 410, 409–410 (2001).
- Tuomisto, H. L., Hodge, I. D., Riordan, P., & Macdonald, D. W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts?—A meta-analysis of European research. *Journal of environmental management*, 112, 309-320.
- Veysset, P., Lherm, M., & Bébin, D. (2010). Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103(1), 41-50.

- Viechtbauer, W. (2010). Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of statistical software*, 36(3), 1-48.
- Willer, Helga, Jan Trávníček, Claudia Meier and Bernhard Schlatter (Eds.) (2022): *The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2022*. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Frick, and IFOAM – Organics International, Bonn.
- Xu, Q., Huet, S., Poix, C., Boisdon, I. and Deffuant, G., 2018. Why do farmers not convert to organic farming? Modeling conversion to organic farming as a major change. *Natural Resource Modeling*, 31(3), p.e12171.
- Zegada-Lizarazu, W., Matteucci, D., & Monti, A. (2010). Critical review on energy balance of agricultural systems. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 4(4), 423-446.
- Zhang, L. W., Feike, T., Holst, J., Hoffmann, C., & Doluschitz, R. (2015). Comparison of energy consumption and economic performance of organic and conventional soybean production—A case study from Jilin Province, China. *Journal of integrative agriculture*, 14(8), 1561-1572.

Bibliografía utilizada para los meta-análisis

- Abeliotis, K., Detsis, V., & Pappia, C. (2013). Life cycle assessment of bean production in the Prespa National Park, Greece. *Journal of Cleaner Production*, 41, 89-96.
- Alaphilippe, A., Simon, S., Brun, L., Hayer, F., & Gaillard, G. (2013). Life cycle analysis reveals higher agroecological benefits of organic and low-input apple production. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 581-592.
- Aguilera, E., Guzmán, G., & Alonso, A. (2015). Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 725-737.
- Aguilera, E., Guzmán, G., & Alonso, A. (2015). Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 713-724.
- Alonso, A. M., & Guzmán, G. J. (2010). Comparison of the Efficiency and Use of Energy in Organic and Conventional Farming in Spanish Agricultural Systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 34(3), 312–338.

- Asakereh, A., Shiekhdavoodi, M. J., & Safaieenejad, M. (2010). Energy consumption pattern of organic and conventional lentil in Iran a case study: Kuhdasht county. *Asian Journal of Agricultural Sciences*, 2(3), 111-116.
- Berbec, A. K., Feledyn-Szewczyk, B., Thalmann, C., Wyss, R., Grenz, J., Kopiński, J., ... & Radzikowski, P. (2018). Assessing the sustainability performance of organic and low-input conventional farms from eastern Poland with the RISE indicator system. *Sustainability*, 10(6), 1792.
- Berardi, G. M. (1978). Organic and conventional wheat production: examination of energy and economics. *Agro-ecosystems*, 4(3), 367-376.
- Bertilsson, G., Kirchmann, H., & Bergström, L. (2008). Energy analysis of organic and conventional agricultural systems. *Organic Crop Production—Ambitions and Limitations*, 173-188.
- Bilalis, D., Kamariari, P. E., Karkanis, A., Efthimiadou, A., ZORPAS, A., & Kakabouki, I. (2013). Energy inputs, output and productivity in organic and conventional maize and tomato production, under Mediterranean conditions. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 41(1), 190-194.
- Binta, B. A., & Barbier, B. (2015). Economic and environmental performances of organic farming system compared to conventional farming system: a case farm model to simulate the horticultural sector of the Niayes region in Senegal.
- Bonou-Zin, R. D., Allali, K., & Fadlaoui, A. (2019). Environmental efficiency of organic and conventional cotton in Benin. *Sustainability*, 11(11), 3044.
- Bos, J. F., de Haan, J., Sukkel, W., & Schils, R. L. (2014). Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, 68, 61-70.
- Celik, Y., Peker, K., & Oguz, C. (2010). Comparative analysis of energy efficiency in organic and conventional farming systems: A case study of black carrot (*Daucus carota* L.) production in Turkey. *Philipp Agric Scientist*, 93(2), 224-231.
- Dal Ferro, N., Zanin, G., & Borin, M. (2017). Crop yield and energy use in organic and conventional farming: A case study in north-east Italy. *European Journal of Agronomy*, 86, 37-47.
- Ekinci, K., Demircan, V., Atasay, A., Karamursel, D., & Sarica, D. (2020). Energy, economic and environmental analysis of organic and conventional apple production in Turkey. *Erwerbs-Obstbau*, 62(1), 1-12.

- Gündoğmuş, E. (2006). Energy use on organic farming: A comparative analysis on organic versus conventional apricot production on small holdings in Turkey. *Energy conversion and management*, 47(18-19), 3351-3359.
- Gündoğmuş, E., & Bayramoğlu, Z. (2006). Energy input use on organic farming: a comparative analysis on organic versus conventional farms in Turkey. *Journal of Agronomy*, 5(1).
- Gaudino, S., Goia, I., Borreani, G., Tabacco, E., & Sacco, D. (2014). Cropping system intensification grading using an agro-environmental indicator set in northern Italy. *Ecological indicators*, 40, 76-89.
- Gelfand, I., Snapp, S. S., & Robertson, G. P. (2010). Energy efficiency of conventional, organic, and alternative cropping systems for food and fuel at a site in the US Midwest. *Environmental Science & Technology*, 44(10), 4006-4011.
- González-Cueto, O., Diego-Nava, F., López-Bravo, E., Ferreira-Camacho, R., Zambrano-Casanova, D. E., Macias-Martinez, L. M., & Herrera-Suárez, M. (2020). Energy Use Efficiency of Organic and Conventional Cropping Systems of Sugarcane. *Transactions of the ASABE*, 63(2), 259-264.
- Gündoğmuş, E. (2010). Energy input use in environmentally friendly farming systems: a comparative analysis between organic and conventional dried fig production. *Journal of Sustainable Agriculture*, 34(7), 744-757.
- Guzmán, G. I., & Alonso, A. M. (2008). A comparison of energy use in conventional and organic olive oil production in Spain. *Agricultural Systems*, 98(3), 167-176.
- Haas, G., Geier, U., Frieben, B., & Köpke, U. (2005). Estimation of environmental impact of conversion to organic agriculture in Hamburg using the Life-Cycle-Assessment method.
- Haas, G., Wetterich, F., & Köpke, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, ecosystems & environment*, 83(1-2), 43-53.
- He, X., Qiao, Y., Liang, L., Knudsen, M. T., & Martin, F. (2018). Environmental life cycle assessment of long-term organic rice production in subtropical China. *Journal of Cleaner Production*, 176, 880-888.
- Hoepfner, J. W., Entz, M. H., McConkey, B. G., Zentner, R. P., & Nagy, C. N. (2006). Energy use and efficiency in two Canadian organic and conventional crop production systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 21(1), 60-67.

- Hoffman, E., Cavigelli, M. A., Camargo, G., Ryan, M., Ackroyd, V. J., Richard, T. L., & Mirsky, S. (2018). Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional grain crop production: Accounting for nutrient inflows. *Agricultural Systems*, 162, 89-96.
- Hokazono, S., & Hayashi, K. (2012). Variability in environmental impacts during conversion from conventional to organic farming: a comparison among three rice production systems in Japan. *Journal of cleaner production*, 28, 101-112.
- Jirapornvaree, I., Suppadit, T., & Kumar, V. (2021). Assessing the economic and environmental impact of jasmine rice production: Life cycle assessment and Life Cycle Costs analysis. *Journal of Cleaner Production*, 303, 127079.
- Kaltsas, A. M., Mamolos, A. P., Tsatsarelis, C. A., Nanos, G. D., & Kalburtji, K. L. (2007). Energy budget in organic and conventional olive groves. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(2), 243-251.
- Kavargiris, S. E., Mamolos, A. P., Tsatsarelis, C. A., Nikolaidou, A. E., & Kalburtji, K. L. (2009). Energy resources' utilization in organic and conventional vineyards: Energy flow, greenhouse gas emissions and biofuel production. *Biomass and bioenergy*, 33(9), 1239-1250.
- Knudsen, M. T., Yu-Hui, Q., Yan, L., & Halberg, N. (2010). Environmental assessment of organic soybean (*Glycine max.*) imported from China to Denmark: a case study. *Journal of Cleaner Production*, 18(14), 1431-1439.
- Knudsen, M. T., Fonseca de Almeida, G., Langer, V., Santiago de Abreu, L., & Halberg, N. (2011). Environmental assessment of organic juice imported to Denmark: a case study on oranges (*Citrus sinensis*) from Brazil. *Organic Agriculture*, 1, 167-185.
- Knudsen, M. T., Meyer-Aurich, A., Olesen, J. E., Chirinda, N., & Hermansen, J. E. (2014). Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations—using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 64, 609-618.
- Küstermann, B., Kainz, M., & Hülsbergen, K. J. (2008). Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable agriculture and food systems*, 23(1), 38-52.
- Lee, K. S., & Choe, Y. C. (2019). Environmental performance of organic farming: Evidence from Korean small-holder soybean production. *Journal of Cleaner Production*, 211, 742-748.

- Lin, H. C., Huber, J. A., Gerl, G., & Hülsbergen, K. J. (2017). Effects of changing farm management and farm structure on energy balance and energy-use efficiency—A case study of organic and conventional farming systems in southern Germany. *European journal of agronomy*, 82, 242-253.
- Mendoza, T. C. (2005). An energy-based analysis of organic, low external input sustainable agriculture (LEISA) and conventional rice production in the Philippines. *Philippine Agricultural Scientist*, 88(3), 257-267.
- Montalba, R., Vieli, L., Spirito, F., & Muñoz, E. (2019). Environmental and productive performance of different blueberry (*Vaccinium corymbosum* L.) production regimes: Conventional, organic, and agroecological. *Scientia Horticulturae*, 256, 108592.
- Moreno, M. M., Lacasta, C., Meco, R., & Moreno, C. (2011). Rainfed crop energy balance of different farming systems and crop rotations in a semi-arid environment: Results of a long-term trial. *Soil and Tillage Research*, 114(1), 18-27.
- Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., & Gaillard, G. (2011). Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104(3), 217-232.
- Nguyen, M. L., & Haynes, R. J. (1995). Energy and labour efficiency for three pairs of conventional and alternative mixed cropping (pasture-arable) farms in Canterbury, New Zealand. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 52(2-3), 163-172.
- Noponen, M. R., Edwards-Jones, G., Hagggar, J. P., Soto, G., Attarzadeh, N., & Healey, J. R. (2012). Greenhouse gas emissions in coffee grown with differing input levels under conventional and organic management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 151, 6-15.
- Kamali, F. P., Meuwissen, M. P., de Boer, I. J., van Middelaar, C. E., Moreira, A., & Lansink, A. G. O. (2017). Evaluation of the environmental, economic, and social performance of soybean farming systems in southern Brazil. *Journal of cleaner production*, 142, 385-394.
- Pergola, M., D'Amico, M., Celano, G., Palese, A. M., Scuderi, A., Di Vita, G., ... & Inglese, P. (2013). Sustainability evaluation of Sicily's lemon and orange production: an energy, economic and environmental analysis. *Journal of environmental management*, 128, 674-682.

- Pimentel, D., & Burgess, M. (2014). An environmental, energetic and economic comparison of organic and conventional farming systems. *Integrated Pest Management: Pesticide Problems*, Vol. 3, 141-166.
- Refsgaard, K., Halberg, N., & Kristensen, E. S. (1998). Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural systems*, 57(4), 599-630.
- Reganold, J. P., Glover, J. D., Andrews, P. K., & Hinman, H. R. (2001). Sustainability of three apple production systems. *Nature*, 410(6831), 926-930.
- Ronga, D., Galligani, T., Zaccardelli, M., Perrone, D., Francia, E., Milc, J., & Pecchioni, N. (2019). Carbon footprint and energetic analysis of tomato production in the organic vs the conventional cropping systems in Southern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 220, 836-845.
- Sartori, L., Basso, B., Bertocco, M., & Oliviero, G. (2005). Energy use and economic evaluation of a three year crop rotation for conservation and organic farming in NE Italy. *Biosystems engineering*, 91(2), 245-256.
- Scuderi, A., Foti, V. T., Timpanaro, G., & Sturiale, L. (2014, September). Economic and environmental analysis of organic early potatoes. In *VI Balkan Symposium on Vegetables and Potatoes 1142* (pp. 193-200).
- Verdi, L., Dalla Marta, A., Falconi, F., Orlandini, S., & Mancini, M. (2022). Comparison between organic and conventional farming systems using Life Cycle Assessment (LCA): A case study with an ancient wheat variety. *European Journal of Agronomy*, 141, 126638.
- Yuttitham, M. (2019). Comparison of carbon footprint of organic and conventional farming of Chinese kale. *Environment & Natural Resources Journal*, 17(1).
- Zhang, L. W., Feike, T., Holst, J., Hoffmann, C., & Doluschitz, R. (2015). Comparison of energy consumption and economic performance of organic and conventional soybean production—A case study from Jilin Province, China. *Journal of integrative agriculture*, 14(8), 1561-1572.
- Zentner, R. P., Basnyat, P., Brandt, S. A., Thomas, A. G., Ulrich, D., Campbell, C. A., ... & Fernandez, M. R. (2011). Effects of input management and crop diversity on non-renewable energy use efficiency of cropping systems in the Canadian Prairie. *European journal of agronomy*, 34(2), 113-123.