

UNIVERSIDAD PONTIFICIA COMILLAS
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERIA (ICAI)
Instituto de Investigación Tecnológica (IIT)

Evaluación medioambiental de la generación de energía eléctrica a partir de biomasa agrícola en España mediante análisis de ciclo de vida

Tesis para la obtención del grado de Doctor

Directores: Prof. Dra. Dña. Yolanda González Arechavala

Prof. Dra. Dña. Ana María Santos Montes

Autor: Ing. D. Carlos Martín Sastre



Madrid 2017

**CONSTANCIA REGISTRAL DEL TRIBUNAL DEL ACTO
DE LA DEFENSA DE TESIS DOCTORAL**

TÍTULO: Evaluación medioambiental de la generación de energía eléctrica a partir de biomasa agrícola en España mediante análisis de ciclo de vida.

AUTOR: Carlos Martín Sastre

DIRECTORES: Yolanda González Arechavala y Ana María Santos Montes

TUTOR-PONENTE: Yolanda González Arechavala

DEPARTAMENTO: Instituto de Investigación Tecnológica

FACULTAD O ESCUELA: Escuela Técnica Superior de Ingeniería ICAI

Miembros del Tribunal Calificador:

PRESIDENTE:

Firma:

VOCAL:

Firma:

VOCAL:

Firma:

VOCAL:

Firma:

SECRETARIO:

Firma:

Fecha de lectura:

Calificación:

AGRADECIMIENTOS

En estos últimos años, los gobiernos han incentivado el desarrollo de las energías renovables debido al problema del calentamiento global, generado por el consumo masivo de combustibles fósiles, y al auge de los precios y al presumible agotamiento del petróleo.

La biomasa es una energía renovable cuyo desarrollo local genera unos beneficios que son particularmente relevantes para el caso de España. Estos beneficios son: la reducción de la dependencia energética exterior, la generación de empleo, la recuperación del medio rural y la prevención de incendios. Todos estos beneficios junto con el abandono parcial de las tierras tradicionalmente dedicadas al cultivo del cereal llevan a proponer su aprovechamiento para el desarrollo de la bioenergía. En concreto, se propone su uso para el cultivo de cereal destinado a la generación eléctrica. Esto se debe a que los agricultores conocen su manejo, a que el potencial de los cereales para la generación eléctrica gracias a su combustión es conocido y a que existen estudios que apuntan a un mejor desempeño cuando estos cultivos se destinan a la generación de electricidad y/o calor frente a cuando se destinan a la producción de biocarburantes. Además, se propone la utilización de la paja para este mismo fin debido a la existencia de tierras en las que se sigue cultivando cereal para alimentación y en las que este residuo no tiene un destino claro para el ganado.

Sin embargo, tal como la UE propone, se debe evaluar la sostenibilidad medioambiental de estas alternativas. En concreto se debe evaluar el ahorro de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEIs) con respecto a una referencia fósil y verificar que se logran unos ahorros mínimos que se establecen como criterio de sostenibilidad. Para ello la UE propone la utilización del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) como la herramienta para realizar estas evaluaciones.

Es por esto que, esta tesis plantea la evaluación de la sostenibilidad medioambiental de la utilización de los cereales y de la paja como fuentes de energía renovable destinadas a la generación de energía eléctrica mediante su combustión y propone el ACV como herramienta principal para su evaluación. La referencia fósil elegida para las comparaciones es el gas natural por ser la menos contaminante de las opciones disponibles.

Debido a las posibilidades que ofrece el ACV, en esta tesis se evalúan otros impactos medioambientales aparte del Potencial de Calentamiento Global (PCG) generado por las emisiones de GEIs. Además, se profundiza en los aspectos críticos de la aplicación de esta técnica a las evaluaciones de la bioenergía, se explora la combinación del ACV con el balance de nitrógeno del suelo para conseguir unas evaluaciones más completas, se evalúan diversas vías de optimización de la fertilización como fase crítica de los análisis y se incorpora la variabilidad e incertidumbre de los datos mediante simulación de Monte Carlo cuando la naturaleza de los datos disponibles lo demanda.

Palabras Clave: criterios de sostenibilidad, Análisis de Ciclo de Vida (ACV), Potencial de Calentamiento Global (PCG), ahorro en emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEIs), consumo de energía primaria, consumo energía fósil, biomasa, bioenergía, cultivos energéticos, residuos agrícolas, cereales, centeno, paja, indicadores de sostenibilidad, balance de nitrógeno, incertidumbre, variabilidad y simulación de Monte Carlo.

In recent years, governments have encouraged the development of renewable energies due to the global warming problem, generated by the massive consumption of fossil fuels, and the rise in prices and the presumed depletion of oil.

Biomass is a renewable energy whose local development generates benefits that are particularly relevant to Spain. These benefits are: reduction of energy dependence, generation of employment, recovery of the rural environment and fire prevention. All these benefits together with the partial abandonment of the lands traditionally dedicated to the cultivation of cereals lead to propose their use for the development of bioenergy. In particular, the use proposed for these lands is the cultivation of cereals destined to electricity generation. This proposed use is justified because the farmers know well the handling of cereals, because the potential of cereals for the electricity generation by its combustion has been proved and because there are studies that point to a better performance when these crops are destined to the generation of electricity and/or heat as opposed to when they are destined to the production of biofuels. In addition, it is proposed to use the straw for the same destination due to the existence of lands in which cereals continue to be grown for food production and where this residue has no clear destination for livestock.

However, as the European Union (EU) proposes, the environmental sustainability of these alternatives should be assessed. In particular, Greenhouse Gas (GHG) emission savings with respect to a fossil energy reference should be evaluated and the achievement a minimum amount of GHG savings should be achieved as a criterion of sustainability. To this end, the EU proposes the use of Life Cycle Assessment (LCA) as the tool to develop these assessments.

Therefore, this thesis proposes the evaluation of the environmental sustainability of the use of cereals and straw as renewable energy sources for the generation of electricity through its combustion and proposes LCA as the main tool for its evaluation. The fossil reference chosen for the comparisons is natural gas because it is the least polluting option available.

Due to the possibilities offered by LCA, this thesis assesses other environmental impacts apart from the Global Warming Potential (GWP) generated by GHG emissions. Besides, it delves in the critical aspects of the application of this technique to bioenergy evaluations, explores the combination of LCA with the nitrogen balance of the soil to obtain more complete evaluations, assesses ways of optimization of fertilization due to the critical importance of this phase and incorporates variability and uncertainty of data by means of Monte Carlo simulation when the nature of data available demands it.

Key Words: sustainability criteria, Life Cycle Assessment (LCA), Global Warming Potential (GWP), Green House Gases (GHG) savings, primary energy consumption, fossil energy consumption, biomass, bioenergy, energy crops, agricultural residues, cereals, rye, straw, sustainability indicators, nitrogen balance, uncertainty, variability and Monte Carlo simulation.



ÍNDICE DE CONTENIDOS

1	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1	Antecedentes y motivación	1
1.2	Objetivos.....	3
1.3	Organización del documento.....	4
2	METODOLOGÍA	7
2.1	Introducción.....	7
2.2	El análisis de ciclo de vida	7
2.2.1	Introducción	7
2.2.2	Aspectos generales.....	8
2.2.3	La utilización del ACV atribucional frente al ACV consecuente.....	10
2.2.4	El tratamiento de la incertidumbre en los ACVs	11
2.2.5	Puntos clave del Análisis de Ciclo de Vida de las Cadenas Agroenergéticas.....	13
2.2.6	Metodología de ACV utilizada en la tesis	15
2.3	El Balance de Nitrógeno.....	26
2.3.1	Introducción	26
2.3.2	La importancia de la utilización del balance de nitrógeno en los ACVs bionergéticos	27
2.3.3	Metodología de cálculo del balance de nitrógeno utilizada en la tesis	27
2.4	Oportunidades de mejora identificadas en la revisión metodológica.....	29
3	EVALUACIÓN DE LA UTILIZACIÓN DE BIOMASA DE CEREALES DESTINADA A LA GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD	31
3.1	Introducción.....	31
3.2	Diseño experimental: parcelas, suelo, labores y rendimiento de la biomasa y caracterización.....	32
3.3	Metodología del análisis de ciclo de vida	35
3.4	Resultados.....	36
3.4.1	Evaluación del potencial de calentamiento global.....	36
3.4.2	Evaluación energética.....	40
3.5	Discusión.....	42
3.6	Conclusiones	43
4	INTEGRACIÓN DEL BALANCE DE NITRÓGENO EN LAS EVALUACIONES DE LOS CULTIVOS ENERGÉTICOS: CASO EJEMPLO DE DOSIS DE FERTILIZACIÓN EN CENTENO.....	45
4.1	Introducción.....	45
4.2	Diseño experimental: parcelas, suelos, labores y rendimiento y caracterización de la biomasa.....	46
4.3	Metodología del análisis de ciclo de vida	48

4.4	Metodología del balance de nitrógeno del suelo	48
4.5	Resultados.....	48
4.5.1	Balance de nitrógeno del suelo	48
4.5.2	Potencial de calentamiento global	49
4.5.3	Demanda de energía primaria	52
4.5.4	Categorías de impacto del método CML	56
4.6	Discusión	58
4.7	Conclusiones	60
5	EVALUACIÓN DEL USO DE DIFERENTES TIPOS DE FERTILIZANTES DE COBERTERA EN CENTENO COMPLEMENTADA CON BALANCE DE NITRÓGENO DEL SUELO	63
5.1	Introducción.....	63
5.2	Diseño experimental: parcelas, suelos, labores y rendimiento y caracterización de la biomasa.....	64
5.3	Metodología del análisis de ciclo de vida	66
5.3.1	Emisiones de CO ₂ por la utilización de la urea como fertilizante	66
5.4	Metodología del balance de nitrógeno del suelo	66
5.5	Resultados.....	66
5.5.1	Balance de nitrógeno del suelo	66
5.5.2	Potencial de calentamiento global	67
5.5.3	Demanda de energía primaria	69
5.5.4	Categorías de impacto del método CML	73
5.6	Discusión	75
5.7	Conclusiones	77
6	INCORPORACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE Y LA VARIABILIDAD PARAMÉTRICA A LA EVALUACIÓN DE LA PAJA DE TRIGO.....	79
6.1	Introducción.....	79
6.2	Metodología del análisis de ciclo de vida	80
6.2.1	Descripción del sistema agrícola y sus inventarios.....	81
6.2.2	Incetidumbre y variabilidad paramétrica	82
6.3	Resultados.....	85
6.3.1	Potencial de calentamiento global	85
6.3.2	Energía primaria	87
6.4	Discusión	90
6.5	Conclusiones	91
7	CONCLUSIONES, APORTACIONES, PUBLICACIONES Y FUTUROS DESARROLLOS	93
7.1	Conclusiones y aportaciones.....	93
7.2	Publicaciones	96
7.3	Desarrollos futuros.....	96
8	BIBLIOGRAFÍA.....	99

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1. Consumos, residuos y emisiones de la planta de biomasa	18
Tabla 2-2. Características del sistema de transporte	19
Tabla 2-3. Grado en que las oportunidades de mejora identificadas quedan cubiertas por los capítulos principales de la tesis en los que existe una exposición de resultados.....	30
Tabla 3-1. Diseño experimental de las parcelas de cereales de invierno.	33
Tabla 3-2. Labores realizadas para el cultivo de cereales en León.	34
Tabla 3-3. Labores realizadas para el cultivo de cereales en Soria	34
Tabla 3-4. Productividad de la biomasa de cereales de invierno.	35
Tabla 3-5. Composición y contenido energético de la biomasa de los cereales de invierno	35
Tabla 4-1. Diseño experimental de las parcelas de centeno para ensayo de dosis de fertilización de cobertera.....	46
Tabla 4-2. Labores desarrolladas y características de la maquinaria empleada para el cultivo del centeno	47
Tabla 4-3. Rendimiento y caracterización del centeno en los ensayos de dosis de fertilización de cobertera.....	48
Tabla 4-4. Resultados del balance de nitrógeno para los ensayos de dosis de fertilización de cobertera utilizadas en centeno destinado a la generación eléctrica.	49
Tabla 5-1. Diseño experimental de las parcelas de centeno para ensayo de tipos de fertilizantes de cobertera.....	64
Tabla 5-2. Labores desarrolladas y características de la maquinaria empleada para el cultivo del centeno	65
Tabla 5-3. Rendimiento y caracterización del centeno en los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera.....	65
Tabla 5-4. Resultados del balance de nitrógeno para los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera utilizados en centeno destinado a la generación eléctrica	67
Tabla 6-1. Incertidumbre y variabilidad de los parámetros del inventario de ciclo de vida.....	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2-1. Etapas para la realización de un ACV de la cuna a la puerta y de la cuna a la tumba. 8	
Figura 2-2. Fases a seguir para la realización de un análisis de ciclo de vida (ISO, 2006a)..... 9	
Figura 2-3. Incertidumbre paramétrica frente a incertidumbre estructural de los modelos en la búsqueda del punto de complejidad óptima (van Zelm & Huijbregts, 2013a)..... 12	
Figura 2-4. Límites del sistema bioenergético de producción de energía eléctrica a partir de biomasa de cereales y fases incluidas en el ACV. 16	
Figura 2-5. Límites del sistema bioenergético de producción de energía eléctrica a partir de paja de trigo y fases incluidas en el ACV..... 17	
Figura 2-6. Entradas y salidas consideradas en el balance de nitrógeno..... 28	
Figura 3-1. Relación entre el potencial de calentamiento global de la electricidad generada a partir de biomasa de cereales de invierno y el rendimiento de la parte aérea de los cereales. 37	
Figura 3-2. Relación entre los ahorros de emisiones de efecto invernadero de la biomasa de cereales de invierno destinada a la generación eléctrica comparada con la generación con gas natural y el rendimiento de la parte aérea de los cereales. 38	
Figura 3-3. Potencial de calentamiento global generado en la producción de electricidad a partir de biomasa de cereales de invierno para los escenarios medios de Soria y León y a partir de gas natural consumido en plantas de generación españolas..... 39	
Figura 3-4. Potencial de calentamiento global de los escenarios medios de Soria y León por cuotas porcentuales de las fases. 39	
Figura 3-5. Relación entre la energía eléctrica generada por energía fósil consumida y el rendimiento de la parte aérea de los cereales. 40	
Figura 3-6. Energía fósil consumida en la producción de electricidad a partir de biomasa de cereales de invierno para los escenarios medios de Soria y León y a partir de gas natural consumido en plantas de generación españolas. 41	
Figura 3-7. Energía fósil consumida en los escenarios medios de Soria y León por cuotas porcentuales de las fases. 41	
Figura 4-1. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de dosis de fertilización de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculadas con el método del IPCC 2013 frente al rendimiento de la parte aérea del centeno. 50	
Figura 4-2. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de dosis de fertilización de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculadas con el método del IPCC 2013 frente al balance de nitrógeno del suelo..... 51	
Figura 4-3. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de dosis de fertilización de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculadas con el método del IPCC 2013 frente a la eficiencia total de fertilización 52	
Figura 4-4. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de dosis de fertilización de cobertera por unidad energía fósil consumida frente al rendimiento de la parte aérea del centeno. 53	
Figura 4-5. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de dosis de fertilización de cobertera por unidad energía fósil consumida frente al balance de nitrógeno del suelo. 53	

Figura 4-6. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de dosis de fertilización de cobertera por unidad energía fósil consumida frente a la eficiencia total de fertilización.	54
Figura 4-7. Energía primaria total media consumida en la generación de 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de dosis de fertilización de cobertera estudiados y a partir de gas natural.	55
Figura 4-8. Energía primaria media por tipos consumida en las diferentes fases implicadas en la generación de 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de dosis de fertilización de cobertera estudiados.	56
Figura 4-9. Comparativa de los resultados obtenidos para las categorías de impacto del método CML entre el ACV de los tres escenarios de dosis de fertilización de cobertera utilizada en el cultivo de centeno destinado a la generación eléctrica y el ACV del gas natural destinado al mismo fin.	57
Figura 4-10. Impactos incurridos para las categorías del método CML en las diferentes fases implicadas en la generación de 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de dosis fertilización de cobertera estudiados.	58
Figura 5-1. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculado con el método del IPCC 2013 frente al rendimiento de la parte aérea del centeno.	68
Figura 5-2. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculado con el método del IPCC 2013 frente al balance de nitrógeno del suelo.	68
Figura 5-3. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculado con el método del IPCC 2013 frente a la eficiencia de fertilización total.	69
Figura 5-4. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera por unidad energía fósil consumida frente al rendimiento de la parte aérea del centeno.	70
Figura 5-5. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera por unidad energía fósil consumida frente al balance de nitrógeno del suelo.	71
Figura 5-6. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera por unidad energía fósil consumida frente a la eficiencia total de fertilización.	71
Figura 5-7. Energía primaria total media consumida en la generación de 1 TJe a partir de biomasa centeno para los tres escenarios de tipo de fertilizante de cobertera estudiados y a partir de gas natural.	72
Figura 5-8. Energía primaria media por tipos consumida en las diferentes fases implicadas en la generación de 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de tipo de fertilizante de cobertera estudiados.	73
Figura 5-9. Comparativa de los resultados obtenidos para las categorías de impacto del método CML entre el ACV de los tres escenarios de tipo de fertilizante de cobertera utilizado en el cultivo	

de centeno destinado a la generación eléctrica y el ACV del gas natural destinado al mismo fin.	74
Figura 5-10. Impactos incurridos para las categorías del método CML en las diferentes fases implicadas en la generación de 1 TJe a partir de biomasa centeno para los tres escenarios de tipo de fertilizante de cobertera estudiados y el testigo.	75
Figura 6-1. Distribución de probabilidad del potencial de calentamiento global debido a la generación de 1 TJe a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.	85
Figura 6-2. Distribución de probabilidad del potencial de calentamiento global de las simulaciones que ahorraron más (en verde) y menos (en rojo) que el umbral del 60% de ahorros en emisiones de GEIs en la comparativa entre electricidad obtenida a partir de paja de trigo frente a electricidad obtenida a partir de gas natural en condiciones representativas del caso español.....	86
Figura 6-3. Potencial de calentamiento global por fases para la mediana y los percentiles del 2,5% y del 97,5% debido a la generación de un 1 TJe a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.....	86
Figura 6-4. Análisis de sensibilidad de los parámetros cuyo rango entre los percentiles de 5 % y el 95 % supone más de un 5 % respecto al potencial de calentamiento global promedio debido a la generación de electricidad de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.	87
Figura 6-5. Análisis de incertidumbre de los diferentes tipos de energía primaria consumidos en la generación de un 1 TJ de electricidad a partir de gas natural menos 1 TJ de electricidad a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.	88
Figura 6-6. Distribución de probabilidad de la energía primaria de origen fósil consumida en la generación de 1 TJe a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.	88
Figura 6-7. Energía fósil por fases para la mediana y los percentiles del 2,5% y del 97,5% debido a la generación de un 1 TJe a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.....	89
Figura 6-8. Análisis de sensibilidad de los parámetros cuyo rango entre los percentiles de 5 % y el 95 % supone más de un 5 % respecto a la energía primaria de origen fósil promedio consumida en la generación de electricidad de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.....	89

INTRODUCCIÓN

1.1 ANTECEDENTES Y MOTIVACIÓN

La biomasa fue el combustible más utilizado por la humanidad hasta el comienzo de la revolución industrial. Ha sido utilizada históricamente para calentarse, cocinar y producir utensilios, primero cerámicos y más tarde, metálicos. Incluso se ha utilizado para alimentar máquinas de vapor. Es en ese momento histórico, comienzos de la revolución industrial, en el que la demanda de combustibles que proporcionen una mayor cantidad de energía por unidad de espacio ocupado desplaza a la biomasa. El carbón, debido a su mayor intensidad energética, fue el combustible que alimentó la revolución industrial. Tiempo después, la biomasa llegó a tocar fondo coincidiendo con la proliferación de automóviles y motores de combustión interna y con unos precios de los combustibles fósiles en descenso.

Es en estos últimos años, en los que el auge de los precios del petróleo, su presumible agotamiento y el problema del calentamiento global, generado por el uso masivo de combustibles fósiles, llevan a los gobiernos a incentivar las energías renovables. Es aquí cuando se presenta una gran oportunidad para recuperar a la biomasa, la vieja olvidada de las renovables.

La biomasa es una energía renovable cuyo desarrollo genera múltiples beneficios, especialmente cuando éste se realiza de forma local y no existe competencia con los cultivos alimentarios. La biomasa contribuye a la reducción de la dependencia energética exterior, es generadora de empleo, contribuye a la recuperación del medio rural, a la lucha contra su abandono y a la prevención de incendios. Estos beneficios son particularmente relevantes para España ya que: (a) su dependencia energética exterior supera el 70% (EUROSTAT, 2016a), (b) las cifras de paro del país se han situado cerca o por encima del 20% en los últimos años (INE, 2016), (c) la población rural se ha reducido a la mitad desde los años sesenta hasta ahora (Banco Mundial, 2016) y (d) todos los años se producen incendios que, en casi todas las regiones, arrasan con un elevado número de hectáreas de alto valor ecológico (MAGRAMA, 2016).

La UE apoya el desarrollo de la biomasa. La producción sostenible de biomasa es un punto clave para el desarrollo del Plan Estratégico de Investigación Energética (SETS Plan) (European Commission, 2013) y para el desarrollo de la bioeconomía a nivel Europeo (European Commission, 2012b), los dos pilares básicos para la implementación de una economía baja en carbono que cumpla los objetivos de la Unión Europea en 2050 (European Commission, 2011).

Sin embargo, este desarrollo debe acompañarse de estudios que evalúen los efectos de su implementación sobre el medioambiente.

Siguiendo esta línea, desde la publicación de la Directiva de Energías Renovables en 2009 (European Union, 2009), la UE establece que para que la producción de biocombustibles líquidos se considere sostenible y se pueda contabilizar para los objetivos nacionales de porcentaje de energías renovables en el transporte, se debe conseguir un ahorro mínimo del 60% en emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEIs) con respecto a una referencia fósil. Del mismo modo en 2010, esta exigencia para los biocarburantes se convierte en una recomendación para la biomasa sólida y gaseosa destinada a la producción de electricidad, calor y frío (European Comision, 2010). Asimismo la *Environmental Energy Agency (EEA)* establece en 2013 que la utilización de principios de eficiencia de recursos es fundamental para el desarrollo de la bioenergía en toda la Unión Europea (EEA, 2013).

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (EC-JRC-IES, 2010; ISO, 2006a; ISO, 2006b) es la herramienta de gestión ambiental que la UE propone para evaluar los ahorros en emisiones de GEIs de la biomasa sólida y gaseosa y de los biocarburantes respecto a sus respectivas referencias fósiles (EEA, 2013; European Comision, 2010; European Parliament, 2009). El ACV es una herramienta versátil que permite la evaluación de muchos más impactos que los relacionados con el cambio climático y ofrece un amplio abanico de posibilidades en su utilización para la evaluación de la bioenergía.

Debido a las expectativas generadas sobre la biomasa y los biocarburantes, existe una necesidad de proporcionar ACVs fiables que evalúen el desempeño medioambiental y energético de los cultivos y residuos agrícolas utilizados con fines energéticos y sometidos a las condiciones particulares de cada país y/o región de la UE. Diversos estudios demuestran que los impactos generados por los cultivos y residuos agrícolas destinados a la generación de electricidad y calor son generalmente menores que cuando éstos se destinan a la producción de biocarburantes (Cherubini et al., 2009; Dworak et al., 2009; Elsayed, Matthews, & Mortinmed, 2003).

Los cereales son los cultivos más extendidos en España, sin embargo desde el año 1991 hasta el año 2015 la superficie que ocupan se ha reducido en más de 1,6 Mha ($\approx 20\%$) (EUROSTAT, 2016b). Esta superficie generalmente no ha sido recuperada para el desarrollo ni de pastos, ni de otros cultivos alimentarios o industriales.

En este contexto, las tierras de cultivo de cereal antes dedicadas a la producción de alimentos, se pueden utilizar para producir nuevamente cereales esta vez con fines energéticos. Esta propuesta se justifica por el potencial que tienen los cereales como cultivo lignocelulósico para la producción de electricidad y/o calor (Bioelectricity Crop, 2003-2005), porque los agricultores conocen bien su manejo y porque pueden esperarse buenos rendimientos de biomasa en las tierras anteriormente dedicadas al cultivo alimentario de cereales.

Sin embargo, además de verificar el potencial de los cereales como cultivo bioenergético, hay que evaluar los ahorros en emisiones de GEIs que éstos generan con respecto a las fuentes de energía fósil, como recomienda la Comisión Europea. Para ello, se deberían probar diferentes especies y variedades de cereales en diferentes campañas agrícolas y zonas de España y recopilar todos los datos necesarios para realizar ACVs que permitan obtener los ahorros en emisiones de GEIs de cada alternativa.

Además, es necesario evaluar otros impactos medioambientales y profundizar en aspectos críticos de los ACVs de cultivos bioenergéticos como son los relacionados con la sostenibilidad de los esquemas de fertilización y las variaciones que pueden provocar en las evaluaciones la utilización de diferentes tipos de fertilizantes.

Por otro lado, al ser los cereales los cultivos más extendidos en España la explotación de su principal residuo (la paja) para bioenergía se debe tener en cuenta. La paja se suele utilizar para la cabaña ganadera bien como alimento o como cama. Aunque en bastantes ocasiones y

dependiendo del tipo de cereal, de la zona y la productividad de la campaña concreta, se produce un excedente de paja. Esta paja sobrante se suele incorporar en el suelo para tratar de mejorar su contenido en materia orgánica pero sin embargo también se podría utilizar para la generación de electricidad y calor. Si se opta por esta segunda opción, habría que analizar su sostenibilidad mediante el ACV e incorporar a la evaluación los efectos adversos que se presumen por la retirada de la paja, es decir, evaluar los cambios directos en el uso de la tierra que se producirían.

Son estas necesidades las que han motivado los trabajos realizados en esta tesis, los cuales pretenden conformar una evaluación de calidad de la sostenibilidad de la utilización en España de los cereales y sus residuos para la generación renovable de energía eléctrica.

1.2 OBJETIVOS

El objetivo global de esta tesis es evaluar la sostenibilidad medioambiental de la utilización en España de los cereales y sus residuos como fuente de energía renovable para la generación eléctrica. Para ello se utiliza el Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

Para el cumplimiento del objetivo global se considera necesario cubrir los siguientes objetivos específicos:

- 1) Seguir un sistema para la recopilación, validación y tratamiento de los datos de entrada que permita asegurar la obtención de resultados fiables y de calidad.

La calidad de los datos de entrada de las fases agrícola, de transporte e industrial tiene una gran importancia para poder realizar evaluaciones que permitan obtener resultados fiables y de calidad. Debido a esto, cuando ha sido posible se ha intentado utilizar fuentes propias o contactos directos para recopilar los datos de cada fase.

Por su complejidad e influencia en los resultados, la fase agrícola se considera crítica para las evaluaciones de esta tesis. Por ello, siempre que ha sido posible, se han realizado experimentos locales con parcelas demostrativas, en los que varios agricultores han llevado a cabo los cultivos a evaluar en diferentes localizaciones y durante varias campañas agrícolas, incorporando así los efectos de la variabilidad climática y espacial. Estas parcelas demostrativas se han desarrollado en el marco de los proyectos PSE ON Cultivos e INNPACTO DECOCEL.

Para la toma de datos, se han desarrollado plantillas que los agricultores rellenaron bajo supervisión de técnicos e investigadores especializados del Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT). Una vez las plantillas fueron cumplimentadas, sus datos se sometieron de forma inmediata a un doble proceso de validación en el que intervinieron, en primer lugar, los profesionales anteriores y en segundo lugar, el grupo de investigadores especializados en ACV de la Universidad Pontificia Comillas. Este proceso permitió detectar errores, omisiones e inexactitudes de forma temprana, lo cual facilitó su corrección y posibilitó disponer de datos validados de calidad.

Por otro lado, cuando no fue posible disponer de datos propios, se utilizaron datos externos, los cuales fueron previamente tratados y adaptados a las necesidades de los análisis. Se homogeneizaron los conjuntos de datos y, cuando fue posible, se ajustaron distribuciones estadísticas para representarlos y realizar simulaciones encaminadas a mejorar la fiabilidad de los resultados. Este procedimiento permitió incorporar la variabilidad e incertidumbre paramétrica de los datos, de forma que la calidad de los resultados es equiparable a la obtenida cuando se utilizaron datos reales.

- 2) Mejorar la metodología utilizada para la evaluación de la sostenibilidad medioambiental. Las mejoras concretas consisten en:

- a) Realizar, cuando sea posible, un modelado preciso de aspectos críticos de los ACVs bioenergéticos como: los cambios en el uso de la tierra, las dinámicas del carbono, del nitrógeno y del fósforo en el suelo y las emisiones derivadas del uso de los fertilizantes.
 - b) Ampliar el número de impactos medioambientales analizados en los ACVs, cuando la calidad y la especificidad de los datos lo permita, incorporando en las evaluaciones otros impactos de importancia que generalmente son de carácter más local. Éste sería el caso de impactos como la eutrofización.
 - c) Combinar el ACV con otros indicadores que permitan realizar una evaluación más holística, de forma que se cubran aspectos críticos de la evaluación de la sostenibilidad de los sistemas bioenergéticos que quedan fuera de las posibilidades del ACV. Un ejemplo de este tipo de indicadores sería la incorporación del balance de nitrógeno a las evaluaciones.
 - d) Elegir el sistema de referencia fósil adecuado para las comparaciones. Se debe elegir un sistema de generación de energía a partir de fuentes fósiles para comparar con los sistemas bioenergéticos estudiados y obtener su ahorro en emisiones de GEIs, según recomienda la UE. Esta referencia fósil debe ser la menos contaminante de las disponibles y se debe utilizar para comparar también balances energéticos y otros impactos medioambientales, además del potencial de calentamiento global.
- 3) Proponer alternativas que permitan optimizar la sostenibilidad de los sistemas estudiados.

Por tanto, en esta tesis se van a explorar vías de mejora proponiendo y evaluando, en su caso, nuevas hipótesis y/o experimentos encaminados a optimizar las fases más críticas para la mayoría de impactos analizados en los ACVs.

1.3 ORGANIZACIÓN DEL DOCUMENTO

La tesis se ha organizado en siete capítulos para seguir una secuencia lógica que permita alcanzar los objetivos planteados y facilite la lectura, tratando de evitar, en la medida de lo posible, la repetición de aspectos metodológicos generales y/o comunes en los capítulos de resultados:

En este primer capítulo, se expone la motivación de la tesis, se explican sus objetivos y se describe su organización.

En el capítulo segundo se realiza una revisión metodológica y se expone la metodología común utilizada en los capítulos posteriores donde se describen los principales trabajos realizados en esta tesis y sus resultados.

En el capítulo tercero se evalúa la sostenibilidad de los cereales de invierno como cultivo dedicado a la producción de biomasa lignocelulosa para la generación eléctrica en España. La evaluación se sirve de experiencias reales en las que agricultores cultivaron diferentes especies y variedades de cereales en dos zonas diferentes de Castilla y León, durante dos campañas agrícolas. Los resultados de este capítulo están publicados en (Sastre et al., 2014).

En el capítulo cuarto se propone el balance de nitrógeno como indicador complementario al ACV y se evalúa su utilidad a través de experiencias reales en las que se utilizaron diferentes dosis de fertilización de cobertera en centeno. Las experiencias se realizaron en dos localizaciones diferentes y durante dos campañas agrícolas. Los resultados de este capítulo están publicados en (Sastre, González-Arechavala, & Santos, 2015).

En el capítulo quinto se evalúan los efectos que la utilización de diferentes tipos de fertilizantes de cobertera tiene sobre la sostenibilidad de la biomasa de centeno destinada a la generación eléctrica. La evaluación se basa en experiencias reales en las que se utilizaron cuatro

fertilizantes diferentes que aportaron la misma dosis de nitrógeno en dos localizaciones distintas. Los resultados de este capítulo están pendientes de ser enviados para su publicación.

En el capítulo sexto se evalúa la utilización de paja como residuo agrícola destinado a la generación eléctrica. Para este análisis se utilizan datos externos estadísticos y se utilizan técnicas estadísticas y de simulación para incorporar la incertidumbre y la variabilidad paramétrica con el objetivo de obtener unos resultados fiables. Los resultados de este capítulo han sido publicados en (Sastre et al., 2016).

Por último, en el capítulo séptimo, se recopilan las principales conclusiones de la tesis, se exponen sus aportaciones originales, se listan las publicaciones y se proponen desarrollos para el futuro.

METODOLOGÍA

2.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describe la metodología que se aplica en la presente tesis doctoral.

En el primer apartado que sigue a esta introducción, se revisa el ACV desde los aspectos más generales de su metodología a los más particulares y relevantes para esta tesis, como son el tratamiento de la incertidumbre y la aplicación de esta técnica a la evaluación de la bioenergía. Finalmente se realiza una descripción detallada de la parte metodológica de ACV que se ha utilizado para obtener los resultados descritos en los siguientes capítulos y que generalmente es común a varios de ellos

En siguiente apartado, se realiza una revisión del balance de nitrógeno centrada en evidenciar la utilidad y la oportunidad que existe para aplicar esta técnica a la evaluación de la sostenibilidad de la bioenergía de forma conjunta con el ACV. Este apartado finaliza describiendo la metodología del balance de nitrógeno que se utiliza en los capítulos 4 y 5, la cual ha sido adaptada para asegurar su coherencia con la metodología de ACV.

Finalmente, en el último apartado, se plasman las oportunidades de mejora identificadas y se identifica en qué partes de la tesis se cubren.

La descripción de la metodología utilizada en la tesis de los puntos 2.2.6 y 2.3.3 pretende aligerar la carga metodológica de los capítulos de resultados (3-6) y evitar repetir en demasía. Aun así, en cada uno de estos capítulos, se muestra un breve apartado metodológico en el que se realiza un pequeño resumen centrado en las particularidades del capítulo concreto.

2.2 EL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

2.2.1 Introducción

En este apartado se realiza una revisión metodológica del ACV en la que: se describen los aspectos generales de la metodología, se discute sobre la conveniencia de utilizar la vertiente atribucional o consecuente del ACV, se revisa el tratamiento de la incertidumbre aplicado a la técnica y se identifican los puntos clave cuando el ACV se aplica a la evaluación de la bioenergía. El apartado concluye definiendo la metodología de ACV que se va a aplicar a los capítulos de resultados (3-6).

2.2.2 Aspectos generales

El análisis de ciclo de vida es una herramienta de gestión medioambiental (Curran, 1996) que está regulada por estándares internacionales (ISO, 2006a; ISO, 2006b) en la que la SETAC ha tenido un papel fundamental en su consolidación y desarrollo (Consoli, 1993; de Haes & Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1996). La Comisión Europea publicó en 2010 *The International Reference Life Cycle Data System Handbook* (EC-JRC-IES, 2010) que al mismo tiempo que sirve de guía para una correcta interpretación de los estándares ISO, trata de asegurar la calidad y coherencia de los datos y métodos utilizados en los ACV (Heinrich, 2010).

De acuerdo con los estándares ISO (ISO, 2006a; ISO, 2006b) el ACV se define como: “Una técnica que permite evaluar los aspectos ambientales y los potenciales impactos asociados con un producto, proceso o actividad a través de: la recopilación de un inventario de entradas y salidas relevantes del sistema, la evaluación de los potenciales impactos ambientales generados y la interpretación de los resultados de las dos etapas anteriores”. También se puede definir como la herramienta de gestión ambiental que se emplea para evaluar las cargas de tipo ambiental asociadas a un producto, proceso o actividad teniendo en cuenta su ciclo completo (de la cuna a la tumba)(ver Figura 2-1).



Figura 2-1. Etapas para la realización de un ACV de la cuna a la puerta y de la cuna a la tumba.

El ACV es una técnica en continuo desarrollo (Finnveden et al., 2009; Guinee et al., 2010; Hellweg & Milà i Canals, 2014; Reap, Roman, Duncan, & Bras, 2008a; Reap, Roman, Duncan, & Bras, 2008b) que tiene utilidad para el desarrollo de productos, la mejora de procesos, el marketing vía eco-etiquetado, la elección de la mejor alternativa para realizar una función y la toma de decisiones políticas, entre otras posibilidades.

En la realización de un análisis de ciclo de vida se siguen cuatro fases: la fase de definición del objetivo y el alcance, la fase de análisis de inventario (ICV), la fase de evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV) y la fase de interpretación. En ocasiones existe una quinta fase, la revisión crítica, que se realiza cuando se pretenden comunicar resultados a los consumidores. La necesidad o no de esta revisión se explicita en la fase de definición del objetivo y el alcance.

En la Figura 2-2 se muestra un esquema típico de las fases a seguir para la realización de un ACV.

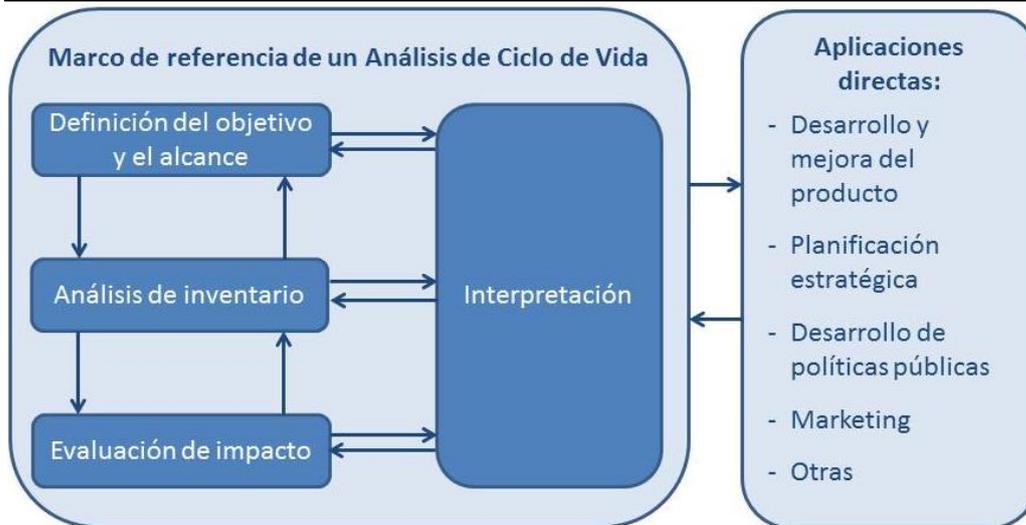


Figura 2-2. Fases a seguir para la realización de un análisis de ciclo de vida (ISO, 2006a).

A continuación se van a definir en detalle cada una de las cuatro fases principales de un ACV incluyendo las decisiones que se deben tomar en cada una y los elementos que deben incluir:

(A) La definición del objetivo y el alcance es la primera fase de un ACV. En esta fase se debe definir el objetivo de la evaluación que incluye: la definición del contexto de decisión, la aplicación que se pretende del estudio y la audiencia objetivo. También se define el alcance del estudio de acuerdo con el objetivo, que consiste en fijar los requisitos sobre la metodología, los datos, las formas de comunicar los resultados y los procesos de revisión previstos.

En este punto también se definen tres elementos clave del análisis: la unidad funcional, los límites del sistema y los métodos de asignación de cargas, siempre que existan coproductos:

- La unidad funcional es la referencia a la cual todas las entradas y salidas del ACV deben ser referidas.
- Los límites del sistema se definen de forma que quede claramente explicitado todo aquello que es objeto del estudio y todo aquello que queda excluido.
- Los métodos de asignación de cargas definen la forma en la que las cargas medioambientales se reparten cuando en el ciclo de vida estudiado existe más de un producto. Se puede utilizar una asignación económica, una asignación física (masa, poder calorífico, etc.) o por el contrario se pueden extender los límites del sistema y restar las cargas medioambientales que conlleva la producción del coproducto en estudio o un producto equivalente (substitutivo) utilizando datos propios o de otros ACVs.

(B) El análisis de inventario de ciclo de vida (ICV) implica la recopilación de los datos y el modelado del sistema, que debe hacerse en línea con la definición del alcance. La fase de análisis de inventario es la que conlleva los mayores esfuerzos y necesita de más recursos por la dificultad de la recolección y búsqueda de los datos, su validación y el modelado de los sistemas. En esta fase se concretan los requerimientos del alcance sobre la recolección de datos.

(C) La evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV) es la fase del ACV en la que las entradas y salidas de los flujos elementales del inventario se convierten en indicadores de impacto en función de la influencia que tienen sobre los impactos medioambientales analizados. Esta fase se compone de una serie de pasos obligatorios y opcionales:

- Clasificación: en este paso obligatorio todos los flujos elementales del inventario deben ser asignados a las categorías de impacto a las que afectan, las cuales han sido explicitadas en la definición del alcance.
- Caracterización: en este segundo paso obligatorio se asigna un factor de caracterización a cada flujo elemental por cada categoría de impacto en la que tiene efecto. Estos factores

de caracterización expresan en qué medida cada flujo contribuye a las categorías de impacto intermedias o a los indicadores finales. El valor de cada categoría de impacto se calcula de forma separada, multiplicando la cantidad de cada flujo elemental del inventario por su factor de caracterización asociado.

- Normalización: en este tercer paso opcional, los resultados del EICV pueden ser multiplicados por factores de normalización que expresan cuánto es el impacto que genera el producto analizado respecto a una referencia. Las referencias pueden ser por ejemplo, el valor de este impacto respecto el total de un país o de un continente en un año, respecto al generado por ciudadano medio en un año o respecto al total de un sector de un país en un año, entre otros. De esta forma se obtienen resultados adimensionales normalizados.
- Ponderación: en esta fase opcional, a cada impacto normalizado se le multiplica por un peso y se suma al resto de impactos analizados para lograr un único valor como resultado del ACV. Los pesos siempre reflejan las preferencias del decisor o decisores y por tanto son siempre subjetivos.

(D) La fase de interpretación se realiza a lo largo de todas las fases pero tiene especial importancia en el análisis de inventario y, como es lógico, en el análisis de resultados que finalmente se obtienen de la evaluación de impacto.

2.2.3 La utilización del ACV atribucional frente al ACV consecuente.

En la actualidad existen dos tendencias enfrentadas acerca de la idoneidad de la utilización del ACV consecuente o el ACV atribucional para la realización de estudios comparativos.

El ACV atribucional asume una sustitución perfecta entre sistema en estudio (bioenergético) y el sistema de referencia (fósil) mientras que el ACV consecuente estudia los efectos del incremento de la producción del sistema en estudio sobre el resto de los sistemas que puedan verse afectados de acuerdo con los equilibrios de mercado. Entre los sistemas afectados se incluye el sistema de referencia, que normalmente será de los más afectados (sustituidos en mayor grado). En la práctica esto supone que, en el ACV atribucional, el profesional que realiza el estudio determina qué sistema sustituye el sistema en estudio y en el ACV consecuente este profesional se sirve de un modelo (desarrollado o no por él/ella) para determinar los sistemas que se sustituyen y en qué grado.

Según estas definiciones el ACV consecuente parece en principio una mejor opción para la toma de decisiones políticas (*policy making*) (Plevin, Delucchi, & Creutzig, 2013).

Por esta razón en la actualidad está cobrando fuerza la línea de pensamiento que propone el uso generalizado del ACV consecuente frente a los ACVs atribucionales (Earles & Halog, 2011; Ekvall & Weidema, 2004), de forma que se ha producido un incremento de los estudios que realizan ACVs consecuentes (Dalgaard et al., 2008; Kløverpris, Wenzel, & Nielsen, 2008; Lund, Mathiesen, Christensen, & Schmidt, 2010; Schmidt, 2008; Schmidt & Weidema, 2008; Thomassen, Dalgaard, Heijungs, & de Boer, 2008; Tonini, Hamelin, Wenzel, & Astrup, 2012). Sin embargo, aunque teóricamente los ACVs consecuentes reflejan mejor la realidad que los ACVs atribucionales, existen una serie de cuestiones que lo ponen en duda (Dale & Kim, 2014):

- En realidad los ACVs consecuentes modelan 3 o 4 procesos de forma consecuente, usando modelos de equilibrio de mercado, y el resto (un 99,9%) es modelado de forma atribucional.
- Los modelos de equilibrios de mercado utilizados para los ACVs consecuentes, en su mayoría, no han sido validados frente a la realidad y no han probado su valía para la predicción de escenarios por el momento.
- Los modelos de equilibrios de mercado utilizados para estimar cambios indirectos en el uso de la tierra han arrojado resultados muy dispares.

- No se estiman los efectos indirectos del uso de los combustibles derivados del petróleo.
- En muchas ocasiones la complejidad y opacidad del ACV consecuente lo convierte en una caja negra.

El ACV atribucional es la opción elegida para esta tesis ya que permite cumplir con sus objetivos, presenta menos problemas de desarrollo que el ACV consecuente y es más claro y reproducible a pesar de que simplifique la realidad.

2.2.4 El tratamiento de la incertidumbre en los ACVs

Los resultados derivados de los ACVs pueden tener grandes incertidumbres debido al uso de una enorme cantidad de datos medidos y simulados y a la utilización de modelos simplificados que reflejan complejas cadenas medioambientales causa-efecto (Hellweg & Milà i Canals, 2014). Aunque en la literatura existen algunos ejemplos donde se ha aplicado en los ACVs un análisis cuantitativo de la incertidumbre (Lloyd & Ries, 2007a), y poco a poco van apareciendo más ACVs que la van incorporando, no es ni mucho menos la práctica habitual. Esto es así, a pesar de que desde hace años se viene señalando el modelado estocástico a partir de Monte Carlo como una técnica muy prometedora a utilizar en el campo del ACV (M. J. Huijbregts et al., 2001).

Para la mejora en la utilización del análisis cuantitativo de la incertidumbre es necesario cuantificar el compromiso entre la incertidumbre paramétrica y la incertidumbre estructural de los modelos (van Zelm & Huijbregts, 2013a) para encontrar el punto de complejidad óptima (Ver Figura 2-3).

La incertidumbre estructural del modelo es aquella que refleja el grado en el que el modelo se ajusta a la realidad del sistema en estudio. La incertidumbre paramétrica es aquella que se debe al desconocimiento del valor concreto que toman las variables que necesita el modelo para el caso en estudio. Un modelo simple tendría mucha incertidumbre estructural ya que el modelo difícilmente reflejará la realidad y poca paramétrica ya que se servirá de pocas variables y, en principio, será más fácil determinar su valor para el caso estudiado. Por el contrario, un modelo complejo tendrá poca incertidumbre estructural ya que reflejará fielmente la realidad y mucha incertidumbre paramétrica ya que necesitará muchas variables específicas, cuyos valores serán difíciles de obtener para el caso en estudio.

Otro punto importante sobre el que existen pocos trabajos en el campo del ACV es el tratamiento de los datos ausentes (Steinmann et al., 2014). La incorporación de la incertidumbre paramétrica junto con un análisis de sensibilidad sobre los métodos y modelos elegidos puede contribuir a un incremento de la confiabilidad de los resultados de los ACVs (Guo & Murphy, 2012). Esto es especialmente importante en el caso del ACV de cadenas agroenergéticas debido a las limitaciones de los datos agrícolas, la complejidad de los modelos que intervienen y la gran cantidad de variables que pueden influir en los resultados (Johnson, Willis, Curtright, Samaras, & Skone, 2011). La parametrización es una forma poderosa de asegurar la transparencia, usabilidad y transferencia de los datos de los inventarios del ciclo de vida (Cooper, Noon, & Kahn, 2012). La incertidumbre de los parámetros se suele propagar de forma estocástica (Monte Carlo) aunque recientemente están apareciendo estudios que la propagan de forma epistémica (lógica borrosa) y/o combinada (Clavreul, Guyonnet, Tonini, & Christensen, 2013; Santos, Arruda, & Brissaud, 2013).

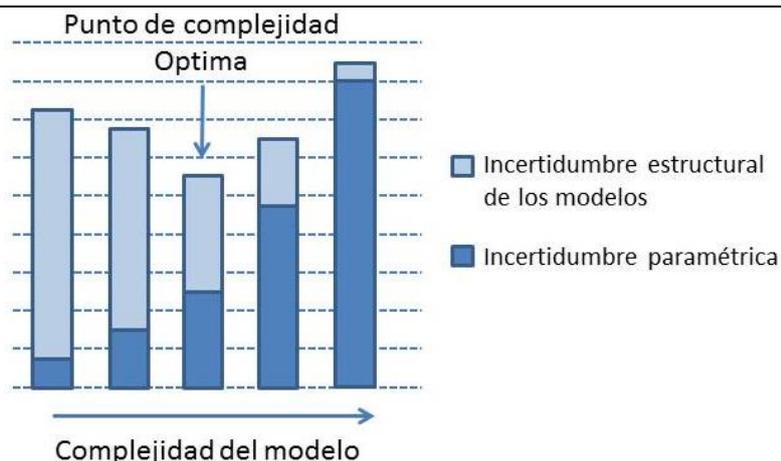


Figura 2-3. Incertidumbre paramétrica frente a incertidumbre estructural de los modelos en la búsqueda del punto de complejidad óptima (van Zelm & Huijbregts, 2013a).

Otro de los puntos candentes en el proceso de incorporación de la incertidumbre en los modelos de ACVs es la diferenciación entre variabilidad e incertidumbre (Burnham et al., 2011; M. A. Huijbregts, 1998a; M. A. Huijbregts, 1998b; M. A. Huijbregts, Gilijamse, Ragas, & Reijnders, 2003). Mientras que la incertidumbre se define como la falta de conocimiento y se puede tratar de reducir con mayores esfuerzos de investigación, la variabilidad es inherente a las cadenas de suministro y no se puede reducir sin una modificación física del sistema. La diferenciación entre incertidumbre y variabilidad es clave porque permite explicar a cuál de las dos se debe principalmente la amplitud del rango de valores de los resultados y poder realizar así una mejor interpretación de los mismos. Actualmente se está avanzado en este camino proponiendo ratios para cuantificar los efectos de la variabilidad y la incertidumbre de forma aislada (M Hauck and Z J N Steinmann and I J Laurenzi and R Karuppiah and, M.A.J. Huijbregts, 2014). De esta manera se puede explicar cuanta de la variación de nuestros resultados se debe a la variabilidad, cuánto a la incertidumbre y cuánto a las dos actuando de forma conjunta.

Los trabajos de ACV que incorporan incertidumbre y/o variabilidad han aumentado en los últimos años y se han encontrado trabajos sobre:

- Elaboración de vino o cerveza (Mattila, Leskinen, Soimakallio, & Sironen, 2012).
- Elaboración de pasta a partir de trigo (Röös, Sundberg, & Hansson, 2011).
- Producción de leche (Basset-Mens, Kelliher, Ledgard, & Cox, 2009).
- Sistemas de producción de porcino (Basset-Mens, Werf, Durand, & Leterme, 2006).
- Sistemas de producción de bio-polímeros a partir de trigo (Guo, Li, Bell, & Murphy, 2012).
- Fabricación de ordenadores portátiles (Deng, Babbitt, & Williams, 2011).
- Sistemas de gestión de residuos (Clavreul, Guyonnet, & Christensen, 2012; Lo, Ma, & Lo, 2005; Sonnemann, Schuhmacher, & Castells, 2003).

En particular, en el campo de la bioenergía se encuentran trabajos relativos a:

- Producción de biocombustibles (Hong, 2012; Malça & Freire, 2012; Tan, Culaba, & Michael R.I. Purvis, 2002).
- Sauce en turno corto para producción de energía (Caputo et al., 2014).

En la presente tesis se incluirá incertidumbre paramétrica cuando la naturaleza de los datos lo aconseje, se tratará de llegar al punto óptimo de complejidad de los modelos, se tratarán los datos ausentes y se distinguirá entre variabilidad e incertidumbre en la medida de lo posible.

2.2.5 Puntos clave del Análisis de Ciclo de Vida de las Cadenas Agroenergéticas.

El Análisis de Ciclo de Vida se ha utilizado de forma generalizada en el análisis de las cadenas agroenergéticas por su perspectiva holística y porque ha sido señalado por algunos organismos como la herramienta más adecuada para evaluar los ahorros en emisiones de GEIs de las diferentes posibilidades para obtener energía de la biomasa (European Comision, 2010; European Parliament, 2009).

Los ACVs de los sistemas bionergéticos suelen tener resultados bastante dispares. Los puntos clave de los ACVs de las cadenas agroenergéticas que explican estas divergencias son (Cherubini et al., 2009; Cherubini, 2010; Cherubini & Strømman, 2011a):

- Tipo de biomasa empleada: se ha de distinguir entre el uso de cultivos energéticos dedicados y residuos agrícolas. Es importante saber también si la biomasa se destina a la producción de electricidad y/o calor o a la producción de biocarburantes. Por último es necesario caracterizar la biomasa para saber su potencial para la generación térmica o la producción de biocarburantes, entre otras cosas.
- Tecnologías utilizadas para la conversión de la biomasa en energía: se debe saber los rendimientos de las conversiones y las necesidades de los equipos entre otros.
- Datos de entrada utilizados: se debe distinguir si son datos experimentales, estadísticos, de la zona de estudio o no, si se va introducir incertidumbre paramétrica o no en las variables clave, etc.
- Métodos de asignación de cargas considerados: si existen coproductos se debe elegir entre asignación económica, física (kg, PCI, % proteínas) o sustitución. Si se elige sustitución se debe valorar si se va a realizar un análisis atribucional o consecuente.
- Tecnologías de fin de vida: se debe decidir si es deseable incluir el escenario de fin de vida de acuerdo con su relevancia respecto al resto de etapas del ciclo de vida.
- Definición de los límites del sistema: los límites del sistema se deben definir teniendo en cuenta los puntos críticos de los ACVs bioenergéticos, los cuales deben ser modelados en detalle. En este punto tiene gran influencia la elección entre ACV atribucional o consecuente ya que en el segundo caso los límites se amplían.
- Sistema de referencia elegido: debe ser representativo de la zona y estar modelado con datos que se correspondan en calidad y escala temporal con el sistema en estudio. El sistema de referencia en el caso de ACVs bioenergéticos suele ser el sistema fósil más susceptible de ser sustituido por el sistema bioenergético o en ocasiones el menos contaminante de todos los posibles sistemas fósiles sustitutos. Esta opción se toma cuando se quiere comprobar si la biomasa estudiada produce un ahorro de emisiones respecto a cualquier sistema fósil. En el caso de un ACV consecuente la biomasa sustituirá a un conjunto de sistemas de acuerdo con el equilibrio del mercado.
- Cuestiones típicas y críticas de los sistemas bioenergéticos:
 - Cambios directos en el uso de la tierra (*dLUC*): se producen por cambiar un sistema agrícola por otro. Estos cambios pueden producir cambios en la materia orgánica y los nutrientes de los suelos y además comprometer o mejorar la fertilidad futura de cultivos venideros. Para estimarlos adecuadamente, se deben utilizar modelos del ciclo de carbono y del nitrógeno y estudiar los cambios que se producen por las perturbaciones introducidas.

- Cambios indirectos en el uso de la tierra (*iLUC*): se producen por el desplazamiento de la producción de alimentos de un país a otro cuando en el primero se destinan tierras antes dedicadas a cultivos alimentarios a cultivos energéticos. Los cambios indirectos en el uso de la tierra son procesos complejos que todavía no son entendidos en su totalidad por la comunidad científica (García et al., 2011), los factores para su estimación son muy variables (Dale & Kim, 2014), están muy sujetos a cambios en las suposiciones (Linares & Pérez-Arriaga, 2013) y un análisis histórico de los modelos sugiere que se pueden estar sobreestimando (Linares & Pérez-Arriaga, 2013).
- Emisiones de N₂O del suelo y los fertilizantes: son muy importantes debido al efecto de este gas sobre el calentamiento global. Existen modelos para su cálculo (De Kleine et al., 2006; Faist, Reinhard, & Zah, 2011; Hennecke et al., 2013), pero es necesario un modelado adecuado de las dinámicas del nitrógeno en el suelo para realizar una buena estimación.

En particular, los puntos claves más importantes que afectan a cada una de las cadenas agroenergéticas que se analizarán en esta tesis son:

- En el caso de los cultivos energéticos destinados a la producción de electricidad y/o calor resulta importante tener en cuenta los cambios directos en el uso de la tierra y los indirectos si los hubiera. En el caso de que se utilicen cultivos perennes en lugar de anuales, es necesario tener en cuenta que aunque éstos sean neutros en CO₂, producen impactos sobre el calentamiento global. Esto es así porque la fijación realizada por la fotosíntesis y las emisiones debidas a la combustión de los cultivos perennes difieren varios años en el tiempo y por tanto, sus impactos sobre el calentamiento global no se neutralizan y son mayores cuanto más años pasan entre fijación y combustión (Ericsson et al., 2013).
- En el caso de los residuos agrícolas destinados a la producción de electricidad y calor, resulta de especial importancia los cambios en el uso de la tierra que suponen la exportación de residuos y cómo esto puede afectar al balance de materia orgánica del suelo y a su fertilidad futura (Cherubini & Ulgiati, 2010a).

Existen algunas experiencias de análisis de ciclo vida de cultivos y sistemas bioenergéticos en España (Butnar, Rodrigo, Gasol, & Castells, 2010; Garraín, Herrera, Lechón, & Lago, 2014; Gasol et al., 2007; Gasol et al., 2009; González-García et al., 2009; González-García et al., 2010; González-García, Iribarren, Susmozas, Dufour, & Murphy, 2012; González-García et al., 2014; Lechón et al., 2005; Lechón et al., 2006; Lechón et al., 2009; Sebastián, Royo, & Gómez, 2011), pero es necesario avanzar más en la recopilación de datos, la incorporación de la incertidumbre, y en el tratamiento mejorado de aspectos críticos como las emisiones del suelo y de los fertilizantes, el ciclo del carbono y nitrógeno, los cambios en el uso de la tierra, etc. Estos aspectos son tratados en la descripción de la metodología del apartado 2.2.6 y/o en los capítulos de resultados (3-6) según se trate de aspectos más generales o más particulares del capítulo de resultados concreto.

2.2.6 Metodología de ACV utilizada en la tesis

2.2.6.1 Introducción

En este apartado se va a definir la metodología relacionada con el ACV que se va aplicar en los capítulos de resultados y que generalmente es común a varios de ellos. De esta forma se consigue aligerar la parte metodológica de estos capítulos y se evita repetir en demasía. En cada capítulo en cuestión se muestra un breve apartado metodológico en el que se realiza un pequeño resumen centrado en las particularidades relacionadas con el ACV del capítulo concreto.

Este apartado se divide en tres sub-apartados que se corresponden con las fases principales de los ACVs de acuerdo con la normativa ISO.

2.2.6.2 Definición del objetivo y el alcance

El objetivo de los ACVs de la presente tesis es evaluar la sostenibilidad medioambiental de la utilización de la biomasa como fuente de energía renovable para la generación eléctrica. El alcance abarca la evaluación de los cereales y de su residuo principal, la paja, en diferentes zonas de España. La audiencia objetivo es cualquier persona o entidad interesada en la evaluación de la sostenibilidad de la bioenergía, en especial la comunidad científica. Los resultados se comunicarán a través de la presente tesis doctoral y de la publicación de artículos en conferencias internacionales y revistas de impacto. Los resultados publicados en revistas internacionales estarán sometidos a una revisión por pares.

A continuación se define las herramientas y bases de datos utilizadas, la unidad funcional de los ACVs, así como los sistemas que intervienen y sus límites.

Herramientas y bases de datos

La herramienta de software utilizada para realizar los análisis es Simapro (Goedkoop, De Schryver, Oele, Sipke, & De Roest, 2010) y la principal base de datos, es la base de datos europea Ecoinvent (Frischknecht et al., 2007; Weidema et al., 2013). Tanto Ecoinvent como Simapro son ampliamente utilizados por los principales grupos de investigación especializados en ACV a nivel europeo e internacional.

En los capítulos 3 y 6 se utilizó Simapro 7 y Ecoinvent 2, mientras que en los capítulos 4 y 5 se utilizó Simapro 8 y Ecoinvent 3. Esto es así debido a que el desarrollo de los ACVs de los capítulos 4 y 5 se efectuó con posterioridad.

De las tres versiones disponibles de la base de datos Ecoinvent 3 se ha utilizado la versión "recycled" ya que es la alternativa más próxima a Ecoinvent 2 en lo que se refiere a la metodología utilizada para la creación de los inventarios de sus procesos y a los resultados que se obtienen una vez se aplican los diferentes métodos de evaluación de impacto disponibles.

Unidad funcional

La unidad funcional elegida para los sistemas bioenergéticos es la generación de 1 TJ de energía eléctrica generada a partir de la biomasa concreta estudiada en cada capítulo y destinada a alimentar una planta de biomasa de 25 MWe de potencia localizada en España. En el capítulo 3 este TJ de energía eléctrica se obtiene a partir de biomasa de cereales de invierno, en los capítulos 4 y 5 a partir de un cereal de invierno concreto (centeno) y en el capítulo 6 a partir de paja de trigo.

La unidad funcional del sistema de referencia fósil, utilizado para las comparaciones, es la generación de 1 TJ de energía eléctrica a partir de gas natural en condiciones medias españolas. La unidad funcional del sistema fósil es común a todos los capítulos de resultados. Se ha elegido la generación con gas natural sobre otras, como puede ser la generación con carbón, por ser la más limpia de las opciones fósiles disponibles (Frischknecht et al., 2007; Weidema et al., 2013).

Esto supone que una comparativa con cualquier otra opción de generación fósil supondría mayores ahorros de emisiones de GEIs para la biomasa y resultados más prometedores al confrontar tanto el resto de impactos medioambientales evaluados, como los balances energéticos.

Descripción de los sistemas y sus límites

En este apartado se describen los sistemas en estudio (bioenergéticos) y el sistema de referencia (fósil), así como los subsistemas que componen los sistemas bioenergéticos y los límites de todos los sistemas analizados.

Sistema bioenergético

La Figura 2-4 describe el sistema bioenergético de los capítulos 3, 4 y 5 en los que la biomasa lignocelulósica de los cereales genera energía eléctrica mediante su combustión.

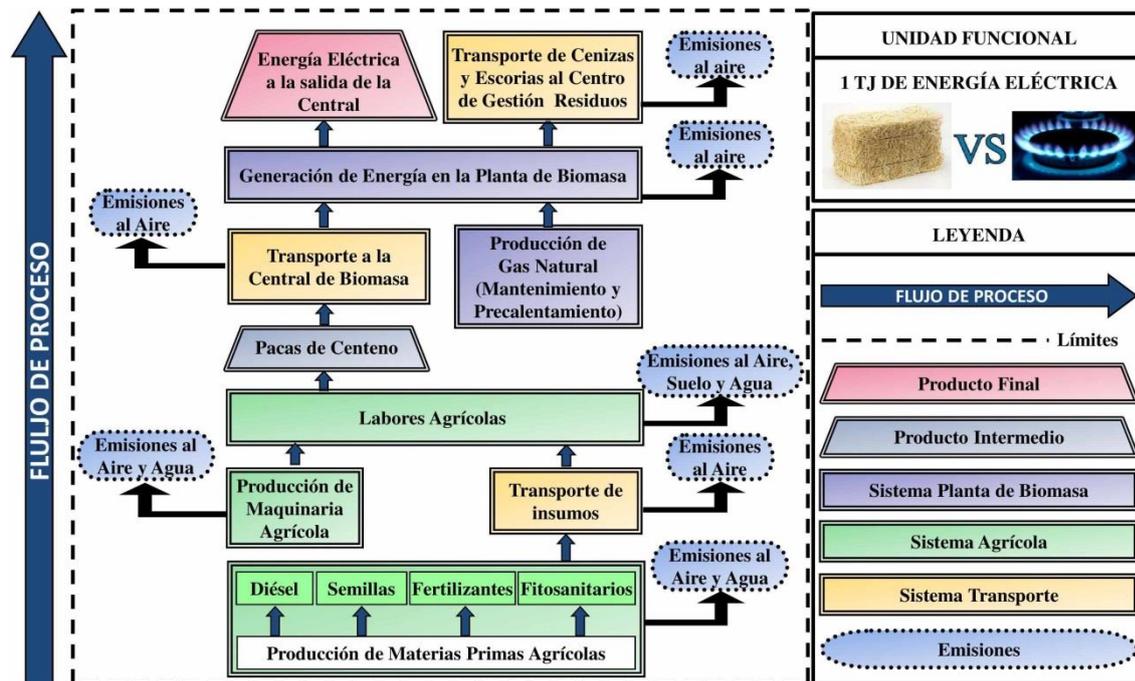


Figura 2-4. Límites del sistema bioenergético de producción de energía eléctrica a partir de biomasa de cereales y fases incluidas en el ACV.

La Figura 2-5 describe el sistema bioenergético del capítulo 6 en el que la biomasa lignocelulósica de la paja trigo genera energía eléctrica mediante su combustión.

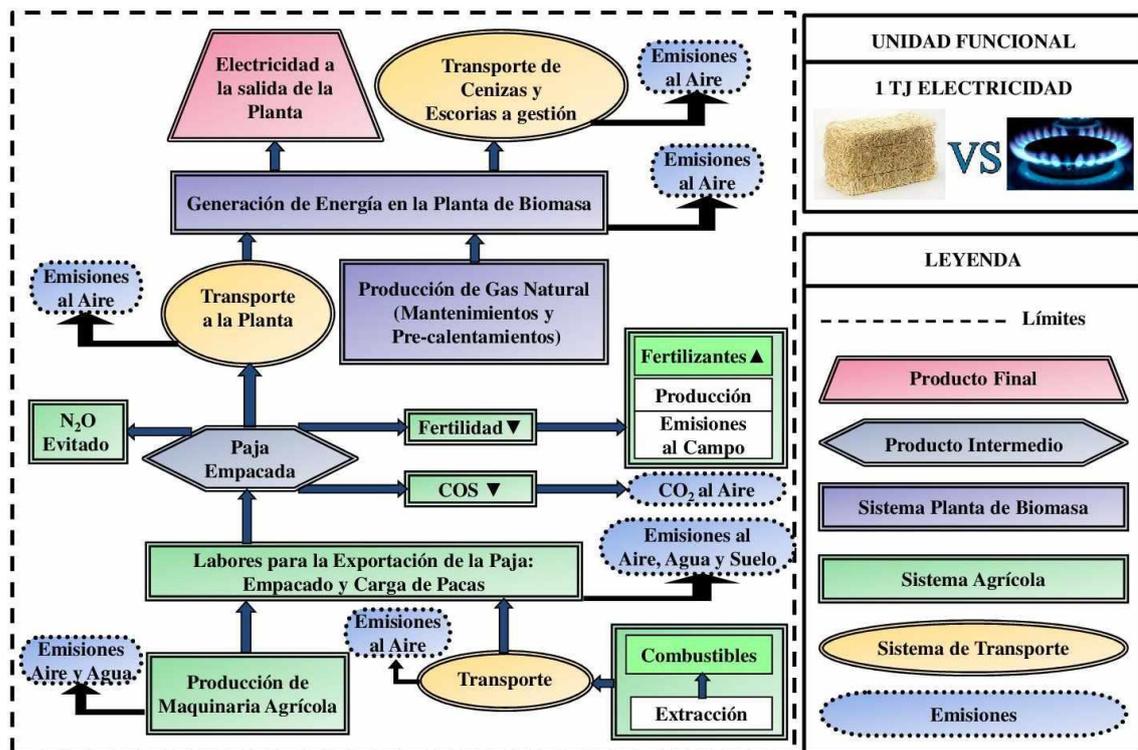


Figura 2-5. Límites del sistema bioenergético de producción de energía eléctrica a partir de paja de trigo y fases incluidas en el ACV.

La salida de los sistemas bioenergéticos es la energía eléctrica generada, la cual se calcula como se muestra a continuación:

$$E = RB / (1-H) \cdot (1-PA) \cdot PCI_{PC,H} \cdot \eta \quad (2-1)$$

Donde:

E ($MJ \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = energía eléctrica generada en la planta de biomasa.

RB ($kg \text{ biomasa} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = rendimiento del cultivo cortado en verde para los capítulos 3, 4 y 5 o de la paja para el capítulo 6. Para este capítulo se calcula a partir del Rendimiento en Grano del trigo RG ($kg \text{ grano} \cdot ha^{-1}$) multiplicado por la Relación Paja Grano RPG ($kg \text{ paja} \cdot kg \text{ grano}^{-1}$).

H ($kg \text{ agua} \cdot kg \text{ biomasa}^{-1}$) = humedad de la biomasa en base unitaria. Un 12% es el valor medio de referencia para la biomasa en esta tesis.

PA = las pérdidas debidas al almacenamiento de las pacas en base unitaria. Un 1% es el valor medio de referencia para la biomasa en esta tesis.

$PCI_{PC,H}$ ($MJ \cdot kg^{-1}$) = es el poder calorífico inferior de la biomasa a presión constante y contenido de humedad H . Se calcula a partir del poder calorífico al 0% de humedad. $PCI_{PC,H} = PCI_{PC,0} \cdot (1 - H) - 2,444 \cdot H$.

η ($MJ \cdot MJ \text{ cultivo}^{-1}$) = la eficiencia de conversión de la biomasa del cultivo en energía eléctrica, El 29% es el valor medio de referencia para la eficiencia en esta tesis ya que se corresponde con el de la planta de 25 MWe utilizada para el modelado del inventario de la fase industrial.

Subsistema agrícola

Para los capítulos 3, 4 y 5 el subsistema agrícola incluye todo lo necesario para el cultivo de los cereales de invierno hasta que la biomasa se encuentra empacada y lista para su transporte a la planta de biomasa (ver Figura 2-4). El transporte de las materias primas queda excluido ya que se incluye en el subsistema transporte. Este subsistema queda por tanto definido por los

rendimientos obtenidos, las labores agrícolas realizadas, la maquinaria utilizada para realizarlas, el consumo de materias primas (semillas, fertilizantes, fitosanitarios y diésel) y las condiciones edafoclimáticas de las parcelas.

Las características anteriores son muy específicas de cada trabajo realizado, por lo que se explicitarán sus detalles en cada capítulo.

En el caso del capítulo 6, el subsistema agrícola incluye todas las labores necesarias para exportar la paja de trigo y considera las consecuencias de su retirada (ver Figura 2-5), como son: pérdida de Carbono Orgánico del Suelo (COS), descenso de fertilidad y emisiones de N₂O evitadas (al exportar la paja no se producen emisiones de N₂O en el suelo por su descomposición). Los detalles sobre la cuantificación de las consecuencias de la retirada se describen en el capítulo 6.

Subsistema planta de biomasa

Este sistema se ha modelado en todos los capítulos utilizando datos reales proporcionados por los técnicos a cargo de una planta de biomasa real de 25 MWe situada en el norte de España y que se considera representativa de otras plantas existentes en el país. La planta consume principalmente pacas de paja de cereales pero también, ocasionalmente, pacas de cereales cortados en verde y dejados secar de forma natural. La humedad media de esta biomasa es del 12% y la eficiencia de la generación del 29%. La planta consume pequeñas cantidades de gas natural cuando se precalienta o cuando se realizan mantenimientos y genera cenizas y escorias como residuos procedentes de la combustión de la biomasa. El consumo medio de gas natural así como la media de cenizas y escorias generadas por kg de paja quemada se muestran en la Tabla 2-1. Las emisiones de gases de la planta se envían regularmente de forma telemática al gobierno regional y sus valores medios se muestran también en la Tabla 2-1. Las emisiones de CO₂ debidas a la combustión del gas natural se han contabilizado, a diferencia de las emisiones de este gas debidas a la combustión de la biomasa. Esto se debe a que el CO₂ de la biomasa ha sido fijado previamente por los cultivos y liberado posteriormente en la combustión en menos de un año por lo que sus efectos sobre el potencial de calentamiento global son prácticamente nulos.

Tabla 2-1. Consumos, residuos y emisiones de la planta de biomasa

Elementos	Tipo	Cantidades	Unidades
Gas natural	Consumo	0,0389	MJ·kg biomasa seca ⁻¹
Escorias	Residuo	93,72	g·kg biomasa seca ⁻¹
Cenizas	Residuo	9,38	g·kg biomasa seca ⁻¹
Dióxido de carbono procedente de la combustión del gas natural	Emisión	2,16	g·kg biomasa seca ⁻¹
Óxidos de nitrógeno	Emisión	1,85	g·kg biomasa seca ⁻¹
Monóxido de carbono	Emisión	1,05	g·kg biomasa seca ⁻¹
Dióxido de azufre	Emisión	0,36	g·kg biomasa seca ⁻¹
Partículas	Emisión	0,27	g·kg biomasa seca ⁻¹

Subsistema transporte

En la Tabla 2-2 se muestra un resumen de los elementos incluidos en el sistema de transporte. La información que se muestra incluye los materiales que se transportan, los puntos de origen y destino así como la distancia recorrida y los medios utilizados. Las distancias y medios de transporte utilizados hasta los almacenes regionales son los que refiere Ecoinvent (Nemecek & Kägi, 2007). Se ha asumido que 10 km es una buena estimación de la distancia existente entre almacenes regionales y parcelas de cultivo. Los medios de transporte y las distancias medias para la biomasa, las escorias y las cenizas han sido proporcionados por los técnicos a cargo de la planta de biomasa.

Tabla 2-2. Características del sistema de transporte

Material	Desde	Hasta	Distancia	Medio de transporte
Semilla	Parcela	Centro de procesado	30 km	Camión 16-32t
	Centro de procesado Almacén regional	Almacén regional	100 km	Camión 16-32t
		Parcela de ensayo	10 km	Tractor y remolque
Fertilizantes y fitosanitarios	Fábrica	Almacén regional	600 km	Tren
			100 km	Camión >16t
	Almacén regional	Parcela de ensayo	10 km	Tractor y remolque
Pacas	Parcela de ensayo	Planta de biomasa	60 km	Camión 16-32t
Cenizas y escorias	Planta de biomasa	Punto de gestión	37 km	Camión 16-32t

En el capítulo 6 la distancia de transporte de la biomasa de las pacas se calcula a partir de la siguiente expresión:

$$DTPP \text{ (km)} = ((SCAE/100)/(2\pi \cdot FDT))^{0,5} \quad (2-2)$$

Dónde:

DTPP (km) = distancia de transporte de las pacas.

SCAE (km) = superficie de cultivo necesaria para alcanzar la productividad anual de electricidad de la planta de biomasa teniendo en cuenta que trabaja 330 días de forma ininterrumpida.

FDT (ha disponibles · ha totales⁻¹) = factor de disponibilidad de la tierra, indica la superficie de cultivo disponible para cultivar trigo y vender la paja a la planta con respecto a la superficie total.

Sistema fósil

El sistema de referencia fósil está representado por la generación de energía eléctrica en plantas españolas alimentadas con gas natural. Este sistema incluye las operaciones para la extracción en los campos de gas, las pérdidas, las emisiones y la purificación realizada por los principales países exportadores de gas a España. A su vez, se incluyen en el inventario el consumo de energía, las pérdidas y las emisiones debidas al transporte desde los países exportadores hasta España y el transporte local dentro del país hasta llegar a las plantas de generación. Finalmente, se incluyen todas las sustancias consumidas así como la eficiencia de la media ponderada de las plantas en función de la energía que generan (Emmenegger M. F., Heck, & Jungbluth, 2007).

En el capítulo 6 el análisis de inventario de este sistema considera la incertidumbre y variabilidad paramétrica de acuerdo con el modelado realizado por Ecoinvent.

2.2.6.3 Análisis de Inventario

Para el modelado general de los inventarios se ha utilizado la base de datos Ecoinvent siempre que no se haga una mención explícita en contra.

Los métodos utilizados para el análisis de inventario de los sistemas agrícolas siguen principalmente los propuestos en el informe Nº15 de Ecoinvent “*Life cycle inventories of agricultural production systems*” (Nemecek & Kägi, 2007) con la salvedad de que han sido actualizados para ajustarse a los nuevos métodos para modelar las emisiones del terreno (Nemecek & Schnetzer, 2012).

Producción de fertilizantes

Los inventarios utilizados para representar la producción de fertilizantes incluyen el consumo y transporte de materias primas y productos intermedios así como los consumos energéticos utilizados durante los procesos de producción. Los fertilizantes complejos (N-P-K) se han aproximado como combinación de los inventarios de fertilizantes simples tal y como recomienda Ecoinvent. La cantidad de cada fertilizante simple está determinada por los porcentajes de N,

P₂O₅ y K₂O del fertilizante complejo que se quiere modelar. Para aproximar mejor el modelado del inventario, el tipo de nitrógeno del fertilizante complejo (amoniaco, nítrico o urea) debe coincidir con el del fertilizante simple que se escoge (Davis & Haglund, 1999).

Producción de fitosanitarios

Se han utilizado datos de inventario de las emisiones, energía y sustancias consumidas en la producción de productos fitosanitarios de Ecoinvent (Sutter, 2010). Las cantidades de materias activas de cada fertilizante se han tomado de sus formulaciones comerciales.

Producción de semillas de siembra

Para realizar la producción de semilla las compañías productoras y distribuidoras contratan a agricultores que realizan el cultivo de las semillas de siembra en tierras de alta productividad. Las técnicas de cultivo utilizadas y el tipo y cantidad de materias primas consumidas en la producción de semillas de siembra son muy similares a las descritas en el punto 3.2 cuando cada especie y variedad se destina a la producción de biomasa. La única diferencia que se ha encontrado es la utilización, en algún caso, de riego por gravedad durante el final del invierno y el principio de la primavera.

Teniendo esto en cuenta, se han considerado los mismos consumos de materias primas para cada especie, variedad y región para la producción de semilla de siembra que para la generación de biomasa. No se ha tenido en cuenta el riego por gravedad en el análisis debido a que no se utiliza bombeo y no se consume energía fósil ni para la operación ni para el mantenimiento del mismo. Se han considerado los siguientes rendimientos de semilla: 3.000 kg/ha para avena y avena strigosa, 5.500 kg/ha para triticale y centeno no híbrido y 4.400 kg/ha para los genotipos híbridos de centeno. Los menores rendimientos de producción de semillas de los genotipos híbridos se deben a las condiciones especiales que intervienen en este caso. Las cifras y consideraciones anteriores están basadas en comunicaciones personales con productores y distribuidores de semillas de siembra en España.

El consumo de energía eléctrica en la planta de producción de semillas para las operaciones de limpieza, secado, desinfección y llenado de las bolsas se ha estimado en 32,8 W/kg (Narain & Singh, 1988).

Consumo de diésel y aceite para motores y emisiones de la maquinaria agrícola

El consumo de diésel depende de las labores realizadas por la maquinaria agrícola en cada ensayo y se muestra en los capítulos de resultados correspondientes (3-6). De acuerdo con la plataforma para el conocimiento de la maquinaria agrícola, el consumo de aceite para motor se estima en un 1% del consumo de diésel. Los inventarios para la extracción, transporte y transformación del petróleo crudo en diésel así como sus distribución se han tomado de Ecoinvent (Jungbluth, 2007). Las emisiones de escape de la maquinaria se han tenido en cuenta (SAEFL, 2000).

Fabricación de la maquinaria agrícola

Los inventarios para la cantidad de materia agrícola que se amortiza con cada labor se especifican por tipos (tractores, cosechadoras, aperos de labranza y otros aperos) (Nemecek & Kägi, 2007). La cantidad de materia agrícola que se consume (amortiza) para realizar una determinada labor agrícola ha sido calculada como se muestra a continuación:

$$AM = P \cdot TO / VU \quad (2-3)$$

Donde

AM (kg·ha⁻¹·a⁻¹) = cantidad de maquinaria consumida/ amortizada para llevar a cabo una labor agrícola.

P (kg) = peso de la maquinaria utilizada para llevar a cabo la labor (ver Tabla 4-2).

TO (h·ha⁻¹·a⁻¹) = tiempo de operación de la maquinaria (ver Tabla 4-2).

VU (h) = vida útil de la maquinaria; se obtiene de la plataforma para el conocimiento de la maquinaria agrícola (MAGRAMA, 2014).

Emisiones de compuestos nitrogenados derivadas del uso de los fertilizantes y del terreno

En este estudio se han contabilizado las emisiones de compuestos nitrogenados que afectan al Potencial de Calentamiento Global (PCG), además de a otras categorías de impacto. En concreto se han contabilizado: (a) las emisiones al aire de óxido nitroso (N_2O), óxidos de nitrógeno (NO_x) y amoníaco (NH_3), (b) las emisiones a las aguas subterráneas de nitratos (NO_3^-) y (c) las emisiones de nitrógeno procedentes de las partículas erosionadas del suelo que alcanzan el agua superficial. En este apartado se describen los métodos utilizados para contabilizar cada tipo de emisión descrita previamente.

(a) El cálculo de las emisiones de óxido nitroso (N_2O) sigue la metodología propuesta por la RSB (Roundtable on Sustainable Biofuels, 2012) y Nemecek et Kägi (Nemecek & Schnetzer, 2012):

$$N_2O = 44/28 \cdot (FE_1 \cdot (N_{tot} + N_{rc}) + FE_4 \cdot N_{NH_3} + FE_5 \cdot N_{NO_3^-}) \quad (2-4)$$

Dónde:

N_2O (kg $N_2O \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = emisiones de N_2O al aire.

44/28 = al factor de conversión de N- N_2O en N_2O .

FE_1 (kg N- N_2O / kg N inputs) = factor de emisión que expresa la fracción de las entradas de nitrógeno que se convierte en nitrógeno emitido en forma de N_2O ; se ha tomado un valor medio de 0,01.

N_{tot} (kg N $\cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = entradas totales de nitrógeno en forma de fertilizante (Fertilización de base + cobertera).

N_{rc} (kg N $\cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = nitrógeno contenido en los residuos de los cultivos (rastrajo + raíces).

FE_4 (kg N- N_2O / kg N- NH_3) = factor de emisión que expresa la fracción de N- NH_3 que se convierte en N- N_2O ; se ha tomado un valor medio de 0,01.

N_{NH_3} (kg N- $NH_3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = pérdidas de nitrógeno en forma de amoníaco.

FE_5 (kg N- N_2O / kg NO_3^-) = factor de emisión que expresa la fracción de N- NO_3^- lixiviada que se convierte en N- N_2O ; se ha tomado un valor medio de 0,0075.

$N_{NO_3^-}$ (kg N- $NO_3^- \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = lixiviación de nitrógeno a las aguas subterráneas en forma de nitratos.

Durante el proceso de desnitrificación se producen óxidos de nitrógeno (NO_x) en el suelo, estimados en un 21% de las emisiones de óxido nitroso (N_2O). Debido a que los óxidos de nitrógeno se producen en un proceso paralelo durante la desnitrificación, no se deben descontar de las emisiones de óxido nitroso.

Las emisiones de amoníaco (NH_3) debidas a la aplicación de fertilizantes minerales se han calculado utilizando factores constantes de emisión por grupo de fertilizantes (Nemecek & Schnetzer, 2012). Estos factores son: 2% para nitrato amónico cálcico, 8% para sulfato amónico, 15% para la urea y 4% para los fertilizantes multinutriente.

(b) El cálculo de las emisiones de nitratos a las aguas subterráneas que se muestra a continuación sigue la metodología propuesta por la RSB (Roundtable on Sustainable Biofuels, 2012) y que también es sugerida por Nemecek (Nemecek & Schnetzer, 2012):

$$N_{NO_3^-} = 21,37 + P/(A \cdot L) \cdot (0,0037 \cdot S + 0,0000601 \cdot N_{org} - 0,00362 \cdot U) \quad (2-5)$$

Donde:

$N_{NO_3^-}$ (kg N- $NO_3^- \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = lixiviado de nitrógeno en forma de nitratos.

P (mm/y) = precipitación más riego si lo hubiera.

A (%) = contenido de arcilla del suelo en porcentaje.

L (m) = profundidad que alcanzan las raíces del cultivo; se ha considerado 1,32 m como una media apropiada.

S ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = suministro de nitrógeno por los fertilizantes.

N_{org} ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = nitrógeno contenido en la materia orgánica del suelo; se ha estimado que el nitrógeno orgánico es el 85% del nitrógeno total.

U ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = nitrógeno absorbido por el cultivo, se calcula como la suma del contenido en nitrógeno de la cosecha, los rastrojos y las raíces.

(c) Con el propósito de mantener la coherencia con el cálculo de las emisiones de fósforo al agua (ver próximo epígrafe), las emisiones de nitrógeno a las aguas superficiales debido a las partículas de suelo erosionadas que alcanzan estas aguas se han calculado de una forma análoga:

$$N_{Er} = S_{er} \cdot N_{es} \cdot F_{rn} \cdot F_{era} \quad (2-6)$$

Donde:

N_{Er} ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = cantidad de nitrógeno emitida por la erosión de las partículas del suelo que alcanzan las aguas superficiales.

S_{er} ($\text{kg suelo}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = cantidad de suelo erosionado (VOCENTO, 2015)

N_{es} ($\text{kg N}\cdot\text{kg suelo}^{-1}$) = cantidad de nitrógeno en el horizonte superficial del suelo.

F_{rn} = factor de enriquecimiento para el nitrógeno; se ha estimado en 1,86.

F_{era} = factor que indica la proporción de suelo erosionado que alcanza las aguas superficiales, se ha estimado en 0,2.

Emisiones de fósforo al agua

El fósforo es un nutriente fundamental para los cultivos y se debe suministrar en cantidades suficientes. Sin embargo, una proporción de este fósforo no lo utilizan los cultivos y alcanza el agua generando impactos medioambientales. Se han considerado tres tipos de emisiones de fósforo al agua: (a) lixiviación de fosfatos a las aguas subterráneas, (b) escorrentía de fosfatos a las aguas superficiales y (c) erosión de partículas del suelo que alcanzan el agua superficial.

(a) La lixiviación de fosfatos a las aguas subterráneas se estima como una cantidad fija dependiente de la categoría de uso del suelo. Se considera que un valor de $0,07 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ es apropiado para la categoría tierras de cultivo, la cual corresponde a este estudio (Nemecek & Schnetzer, 2012).

(b) La escorrentía del fósforo hacia las aguas superficiales se ha calculado como una media corregida en función de la fertilización mineral fosforada:

$$P_{es} = P_{esut} \cdot F_{es} = P_{esut} \cdot (1 + 0,2/80 \cdot P_{2O_{5min}}) \quad (2-7)$$

Donde:

P_{es} ($\text{kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = cantidad de fósforo emitida debido a la escorrentía hacia las aguas superficiales.

P_{esut} ($\text{kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = cantidad media de fósforo perdida por escorrentía para una determinada categoría de uso de la tierra, para el caso de las tierras de cultivo se ha utilizado una media de $0,175 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Nemecek & Schnetzer, 2012).

F_{es} = factor de corrección debido a la fertilización fosforada.

$P_{2O_{5min}}$ ($\text{kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = cantidad P_2O_5 contenida en los fertilizantes minerales.

(c) Las emisiones de fósforo debido a la erosión de partículas del suelo que alcanzan las aguas superficiales se han calculado según la siguiente expresión:

$$P_{er} = S_{er} \cdot P_{es} \cdot F_{rp} \cdot F_{era} \quad (2-8)$$

Dónde:

P_{er} (kg P·ha⁻¹·a⁻¹) = cantidad de fósforo emitida debido a la erosión de partículas del suelo que alcanzan las aguas superficiales.

S_{er} (kg soil·ha⁻¹·a⁻¹) = cantidad de suelo erosionada (VOCENTO, 2015).

P_{es} (kg P·kg suelo⁻¹) = cantidad de fósforo en el horizonte superficial del suelo.

F_{rp} = factor de enriquecimiento de la parte superficial del suelo para el fósforo; se ha estimado en 1,86.

F_{era} = factor que indica la proporción de partículas de suelo erosionado que alcanzan las aguas superficiales; se ha estimado en 0,2.

Emisiones de metales pesados al suelo, las aguas superficiales y los acuíferos

Se han inventariado las emisiones de los siete siguientes metales pesados debido al daño que pueden causar a los ecosistemas agrícolas: cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni) y Zinc (Zn). Los modelos utilizados estiman las emisiones de metales pesados debido: (a) al drenaje a las aguas subterráneas y superficiales, (b) la erosión de partículas de suelo que alcanzan las aguas superficiales y (c) el balance de entradas y salidas de metales pesados en el suelo agrícola.

(a) El drenaje de metales pesados a las aguas subterráneas se ha calculado con tasas constantes de lixiviado:

$$M_{lixiv\ i} = m_{lixiv\ i} \cdot A_i \quad (2-9)$$

Donde

$M_{lixiv\ i}$ (mg metal·ha⁻¹·a⁻¹) = emisiones agrícolas debido al lixiviado a las aguas subterráneas del metal i.

$m_{lixiv\ i}$ (mg metal·ha⁻¹·a⁻¹) = cantidad media de lixiviado del metal i (Cd = 50, Cu = 3600, Zn = 33000, Pb = 600, Ni = n.a, Cr = 21200 and Hg = 1.3)

A_i = factor de asignación de la proporción de inputs agrícolas para el metal pesado i. Mide la proporción de las entradas totales de cada metal pesado que es atribuible al sistema agrícola en estudio, descontando los efectos de la deposición atmosférica de metales pesados. Se ha calculado según la siguiente expresión:

$$A_i = M_{agri\ i} / (M_{agri\ i} + M_{deposición\ i}) \quad (2-10)$$

Donde:

$M_{agri\ i}$ (mg metal·ha⁻¹·a⁻¹) = entradas totales del metal pesado i desde el sistema de producción agrícola (fertilizantes + semillas+ fitosanitarios) (Nemecek & Schnetzer, 2012)

$M_{deposición\ i}$ (mg metal·ha⁻¹·a⁻¹) = entradas totales del metal pesado i debido a la deposición atmosférica (Cd = 700, Cu = 2400, Zn = 90400, Pb = 18700, Ni = 5475, Cr = 3650 and Hg = 50).

(b) Las emisiones de metales pesados a las aguas superficiales debido a la erosión de partículas del suelo se calculan de forma análoga al caso del fósforo:

$$M_{erosion\ i} = C_{tot\ i} \cdot S_{er} \cdot F_{rmp} \cdot F_{era} \cdot A_i \quad (2-11)$$

$M_{erosion\ i}$ (mg metal·ha⁻¹·a⁻¹) = emisiones de metales pesados del sistema agrícola a las aguas superficiales debido a la erosión del suelo.

$C_{tot\ i}$ (mg metal·kg suelo⁻¹) = cantidad del metal pesado i en el suelo, se ha utilizado una media representativa de los suelos españoles (Cd = 0,15, Cu = 15,6, Zn = 47,15, Pb = 19,13, Ni = 14,23, Cr = 19,67 and Hg = 0,0551) (López-Arias & Grau-Corbí, 2004)

S_{er} ($\text{kg suelo}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = cantidad de suelo erosionado. Para la cuenca agrícola de la región en estudio la erosión media es de $0,00082 \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$ multiplicado este dato por la densidad aparente media del suelo ($1300 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) se ha obtenido una pérdida anual de suelo de $10660 \text{ kg suelo}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

F_{rmp} = factor de enriquecimiento de la parte superficial del suelo para los metales pesados, se ha estimado en 1,86.

F_{era} = factor que indica la proporción de partículas de suelo erosionado que alcanzan las aguas superficiales, se ha estimado en 0,2.

A_i = factor de asignación de la proporción de inputs agrícolas para el metal pesado i .

(c) El balance entre las entradas y salidas de los metales pesados proporciona los cambios de cada metal pesado en el suelo debido al cultivo del centeno:

$$M_{suelo\ i} = (\Sigma Entradas_i - \Sigma Salidas_i) \quad (2-12)$$

Donde:

$M_{suelo\ i}$ = cambio en el contenido del metal pesado i debido al sistema agrícola.

$Entradas_i$ ($\text{mg metal}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = entradas totales del metal pesado i al suelo agrícola (fertilizantes, fitosanitarios, semillas) (Nemecek & Schnetzer, 2012)

$Salidas_i$ ($\text{mg metal}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) = salidas totales del metal pesado i del suelo agrícola (biomasa exportada, lixiviados y erosión) (Nemecek & Schnetzer, 2012). Las proporciones de metales pesados del centeno ($\text{mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) se han tomado de la base de datos Phyllis 2 (Phyllis2, 2015) (Cd = 0,1, Cu = 1,8 and Pb = 0,6).

La deposición atmosférica de los metales pesados no es atribuible al cultivo de centeno con fines energéticos por lo que no se contabiliza, resultando $\Sigma Entradas_i = M_{agri\ i}$.

Emisiones de fitosanitarios al suelo agrícola

Se asume que todas las materias activas de los fitosanitarios aplicados para la protección de los cultivos terminan en su totalidad como emisiones al suelo. Es por esto que las materias activas se consideran simultáneamente como entrada y como salida en forma de emisiones al suelo agrícola.

Cambios indirectos en el uso de la tierra

Los cereales son los cultivos más extendidos en España, sin embargo, desde el año 1991 hasta el año 2015, la superficie que ocupan se ha reducido en más de 1,6 Mha ($\approx 20\%$) (EUROSTAT, 2016b). Esta superficie generalmente no ha sido recuperada para el desarrollo ni de pastos, ni de otros cultivos alimentarios o industriales. Es por esto que, al no desplazar a otros cultivos, el desarrollo de los cereales de invierno como cultivos energéticos en estas tierras no genera cambios indirectos en el uso de la tierra. Este es el caso de los capítulos 3,4 y 5.

La utilización de la paja de trigo para la generación de energía no genera cambios indirectos en el uso de la tierra, pues el fin principal de los terrenos de cultivo sigue siendo la producción de grano con fines alimentarios. Se puede estimar que la retirada de la paja puede provocar un descenso de la producción de grano que sería compensada destinando una mayor superficie al cultivo de trigo en otro lugar, estos es, generando cambios indirectos en el uso de la tierra. Sin embargo, se ha considerado una intensificación de la fertilización para compensar este efecto. Los detalles de este mecanismo de compensación se describen en el capítulo 6.

Cambios directos en el uso de la tierra

Los trabajos de los capítulos 3, 4 y 5 consideran tierras que en el pasado estaban dedicadas al cultivo de cereales de invierno con fines alimentarios, que posteriormente han sido abandonadas y que generalmente no se han recuperado para otros usos o si se han recuperado ha sido de forma intermitente no continuada.

En las tierras abandonadas se produce un paulatino aumento de la materia orgánica del suelo, la compleja casuística que se puede dar para estimar los años de abandono, además de la dificultad para estimar otras variables necesarias para realizar una estimación precisa de este aumento de la materia orgánica, han llevado a excluir la consideración de los cambios directos en el uso de la tierra de los capítulos 3, 4 y 5.

La consideración y contabilización de los cambios directos en el uso de la tierra debido a la exportación de la paja para la generación de energía es un aspecto principal del capítulo 6 que es tratado en detalle en dicho capítulo.

2.2.6.4 Evaluación de Impacto

La evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV) es la fase de un ACV en la que todas las entradas y salidas de los flujos elementales que han sido recopilados y presentados en el inventario se traducen en resultados de los indicadores de impacto (EC-JRC-IES, 2010). La EICV incluye varios pasos, unos obligatorios y otros opcionales. Se han realizado los pasos obligatorios de clasificación y caracterización pero se han evitado los pasos opcionales de normalización y ponderación siguiendo el criterio habitual establecido por la comunidad científica para la presentación de resultados de ACVs.

Métodos de evaluación de impactos medioambientales

En los capítulos 3 y 6 el único impacto medioambiental que se evalúa es el potencial de calentamiento global. El método elegido para su evaluación es el del “*Intergovernmental Panel on Climate Change*” del año 2007 (IPCC 2007) con horizonte temporal de 100 años (Althaus H.J. & EMPA, 2010b). Este método calcula el efecto de calentamiento causado por la emisión de una unidad de masa de un GEI, integrado en un horizonte temporal de 100 años, en comparación con el efecto de calentamiento acumulado debido a la emisión de una unidad de masa de dióxido de carbono (CO₂) en el mismo horizonte temporal.

En los capítulos 4 y 5 se evalúa también el potencial de calentamiento global con horizonte temporal de 100 años con el método del IPCC pero con los factores de impacto actualizados a los del año 2013. En estos dos capítulos, también se ha utilizado el método del “*Institute of Environmental Sciences (CML)*” de la universidad de Leiden (Althaus H.J. & EMPA, 2010a) para evaluar los efectos de los sistemas analizados sobre otras categorías de impacto de relevancia. En concreto, se ha utilizado la versión 4.2 lanzada por el CML en abril de 2013. Este método de evaluación es uno de los más utilizados en las investigaciones basadas en el ACV debido a: la rigurosidad de sus métodos, el prestigio del centro en que se creó (*Universiteit Leiden*) y sus continuas actualizaciones. El método incluye las siguientes categorías de impacto: agotamiento de recursos abióticos (AAbio), agotamiento de recursos abióticos basado en consumo de combustibles fósiles (AAbioCF), potencial de calentamiento global IPCC2007 horizonte temporal de 100 años (PCG100a), reducción de la capa de ozono (ReCaOzo), toxicidad humana (ToHu), ecotoxicidad en agua dulce (EToxAD), ecotoxicidad acuática marina (EToxAS), ecotoxicidad terrestre (EToxTe), oxidación fotoquímica (OxFoQui), acidificación (Acidi) y eutrofización (Eutro).

El agotamiento de recursos es una categoría de impacto que cuantifica la extracción de minerales o combustibles fósiles debido a las entradas en el sistema. El potencial de calentamiento global se ha definido con anterioridad. La reducción de la capa de ozono cuantifica el adelgazamiento de la capa de ozono estratosférica debido a la emisión de algunas sustancias que reducen su espesor. La toxicidad se evalúa a través de cuatro categorías de impacto que cuantifican los efectos sobre el ser humano y los ecosistemas acuáticos de agua dulce, acuáticos de agua salada y terrestres de las sustancias tóxicas emitidas al ambiente. La acidificación cuantifica la deposición de sustancias que pueden reducir el pH del medio en el que se depositan. Por último, la eutrofización mide el nivel de acumulación de macronutrientes

(fosforo y nitrógeno) que causan un aumento descontrolado de la biomasa en sistemas acuáticos que afecta a la biodiversidad y termina por impedir la vida aerobia.

Método de evaluación energética

El método utilizado para evaluar los consumos de energía primaria incurridos en la generación de energía eléctrica a partir de biomasa agrícola o a partir de gas natural es el Cumulative Energy Requirement Analysis (CERA) (Jungbluth, Esu-services, Frischknecht, Ecoinvent-Centre, & EMPA, 2010). Este método contabiliza todos los consumos de energía existentes a lo largo del ciclo de vida de un producto o servicio. El método calcula los consumos de energía primaria de los siguientes tipos: no renovable fósil (NR Fósil), no renovable nuclear (NR Nuclear), no renovable biomasa (NR biomasa), renovable del sol, viento, geotérmica y otras (R Otras) y renovable hidráulica (R Agua). Este método es el utilizado en la obtención de los resultados descritos en los capítulos del 3 al 6.

2.3 EL BALANCE DE NITRÓGENO

2.3.1 Introducción

Dada la importancia del nitrógeno para los cultivos, la fertilización nitrogenada es un aspecto fundamental a tener en cuenta independientemente del fin al que se vayan a dedicar los mismos. El balance de nitrógeno del suelo es un factor fundamental para tratar de averiguar si los esquemas de fertilización han sido suficientes o por el contrario los cultivos han extraído demasiado nitrógeno de las reservas del suelo, quedando la fertilidad futura en entredicho y comprometiendo, por tanto, la sostenibilidad de los sistemas a largo plazo. También se puede utilizar para poder identificar los casos en los que se produce una fertilización excesiva, o más habitualmente, los casos en los que los aportes de nitrógeno no se aprovechan y se pierden en forma de nitratos generando graves problemas de contaminación de las aguas.

La utilización del balance de nitrógeno en los cultivos energéticos tiene una importancia aún más crítica ya que, en su caso, habitualmente se analiza el cumplimiento de unos criterios de sostenibilidad en los que la fertilización nitrogenada es generalmente señalada como la fase que genera más impactos y por tanto, la más susceptible de ser la causante del incumplimiento de estos criterios. Debido a esto, existe una tentación por reducir la fertilización, que se ve reforzada porque en experiencias inmediatamente posteriores a esta práctica, los rendimientos pueden no verse reducidos. Aquí es donde aparece la importancia del balance de nitrógeno, ya que puede ayudar a averiguar la procedencia del nitrógeno que extraen los cultivos y si la reducción es o no sostenible a largo plazo.

Otra importante diferencia respecto al nitrógeno entre los cultivos alimentarios y energéticos es que, en el caso de los primeros, la presencia de nitrógeno en la parte del cultivo que se cosecha puede ser importante. Esto es debido a que este elemento forma parte de las proteínas y el contenido en proteínas en ocasiones es un indicador fundamental de la calidad de granos y/o forrajes destinados a alimentación animal. Sin embargo, en el caso de los cultivos que se utilizan para la generación de energía por medio de su combustión, la presencia de nitrógeno en la materia prima es perjudicial por la mayor cantidad de NO_x generados. Por tanto, el análisis del contenido de nitrógeno de la biomasa tiene doble importancia y constituye una parte fundamental del cálculo del balance de nitrógeno.

2.3.2 La importancia de la utilización del balance de nitrógeno en los ACVs bioenergéticos

Muchos estudios señalan la importancia crucial de los fertilizantes y sus emisiones asociadas para los balances energéticos, las emisiones de GEIs y otros impactos medioambientales causados por las cadenas de valor de los cultivos energéticos (Muench & Guenther, 2013a). Como consecuencia, han proliferado los trabajos que tratan sobre el efecto de los fertilizantes en las evaluaciones de la sostenibilidad de la bioenergía (Brentrup, Küsters, Lammel, & Kuhlmann, 2000; Cherubini et al., 2009; Cherubini & Strømman, 2011a; Erisman, van Grinsven, Leip, Mosier, & Bleeker, 2010; Goglio et al., 2014; Han et al., 2011; Miller, 2010). En estos estudios se han puesto muy poca o nula atención a los efectos que la producción de biomasa con cultivos energéticos y su posterior exportación puede tener sobre el balance de nitrógeno del suelo. Sin embargo, este parámetro (Brentrup et al., 2000; OECD & EUROSTAT, 2007) puede ser un importante indicador de la sostenibilidad debido a su relación con la fertilidad del suelo y los requisitos de fertilización futuros de los siguientes cultivos.

El balance de nitrógeno del suelo se usa habitualmente en el análisis de los sistemas agrícolas (Dobermann, 2005a). Sin embargo, no se tiene constancia de ninguna referencia en la que se utilice como un indicador adicional para el análisis de la sostenibilidad de los sistemas bioenergéticos. Existen algunas referencias que analizan la eficiencia en el uso del nitrógeno de diferentes opciones bioenergéticas (Brentrup, Küsters, Kuhlmann, & Lammel, 2001; Lewandowski & Schmidt, 2006a; Miller, 2010) o el efecto sobre el potencial de calentamiento global de la utilización de diferentes fertilizantes nitrogenados (Erisman et al., 2010), pero ninguna de ellas trata de clarificar si el uso de menores dosis de fertilización en cultivos energéticos provoca déficits de nitrógeno en suelo o no. Por esta razón, es necesario evaluar los déficits de N en el suelo y alcanzar un compromiso entre estos y la reducción de emisiones de GEIs y los mejores balances energéticos que se obtienen cuando se aplican menores dosis de fertilización nitrogenada en los cultivos energéticos.

La utilización del balance de nitrógeno en combinación con el ACV constituye una magnífica oportunidad para la mejora de la evaluación de la sostenibilidad de la bioenergía. Sin embargo, es necesario definir un modelo de cálculo del balance de nitrógeno que sea coherente con la metodología de los ACVs.

2.3.3 Metodología de cálculo del balance de nitrógeno utilizada en la tesis

Para la definición del modelo de cálculo del balance de nitrógeno del suelo se han tenido en cuenta varias referencias metodológicas (Brentrup et al., 2000; OECD & EUROSTAT, 2007). Se han realizado varios ajustes sobre los modelos anteriores para hacerlos concordantes con la metodología propuesta para realizar los ACVs. En particular, se han tenido en cuenta los inventarios para el cálculo de las emisiones de compuestos nitrogenados derivadas del uso de los fertilizantes y del terreno (ver 2.2.6.3). Las entradas y salidas a contabilizar para el cálculo del balance de nitrógeno de suelo de los cultivos que se estudian en esta tesis se muestran en la Figura 2-6.

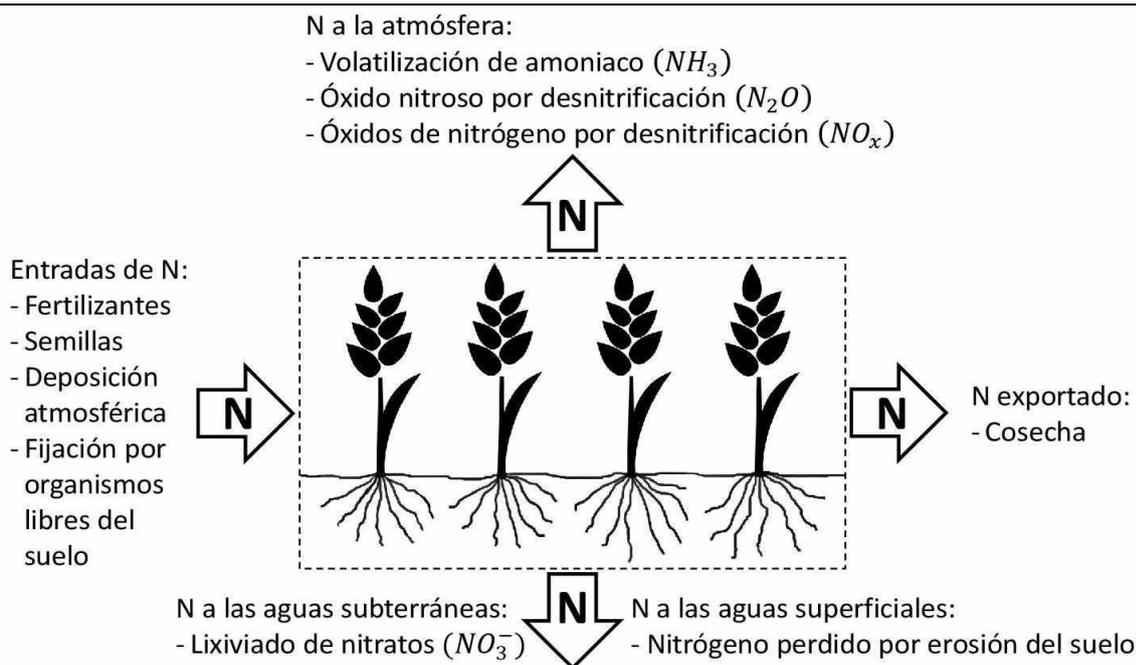


Figura 2-6. Entradas y salidas consideradas en el balance de nitrógeno.

El cálculo del balance de nitrógeno del suelo se realiza de acuerdo con la siguiente expresión:

$$BNS = (N_{Fert} + N_{Sem} + N_{DeAt} + N_{OrgLi}) - (N_{ExCos} + N_{NO_3^-} + N_{Er} + N_{NH_3} + N_{N_2O_{Rc+Fert}} + N_{NO_x}) \quad (2-13)$$

Donde:

BNS ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = balance de nitrógeno del suelo.

N_{Fert} ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = nitrógeno aportado por los fertilizantes.

N_{Sem} ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = nitrógeno aportado por las semillas de siembra. Se ha calculado multiplicando la dosis de siembra por el porcentaje de nitrógeno de las semillas. El contenido en nitrógeno de las semillas se obtiene dividiendo su porcentaje de proteínas (Hansen, Møller, Andersen, Jørgensen, & Hansen, 2004) entre el factor de conversión de nitrógeno a proteínas (FAO, 2013).

N_{DeAt} ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = nitrógeno aportado por deposición atmosférica. Dentro del rango de posibles valores de deposición atmosférica que pueden existir (Herridge, Peoples, & Boddey, 2008), se ha considerado $7\ kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ como una buena estimación.

N_{OrgLi} ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = nitrógeno aportado por la fijación realizada por los organismos libres del suelo. Dentro del rango de valores posibles para la fijación de los organismos libres (Herridge et al., 2008), se ha considerado $3\ kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ como una buena estimación.

N_{ExCos} ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = nitrógeno exportado con la cosecha.

$N_{NO_3^-}$ ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = pérdidas de nitrógeno por lixiviación de nitratos. Estas pérdidas producen efectos significativos sobre la categoría de impacto de eutrofización, y son uno de los principales argumentos para limitar la fertilización nitrogenada.

N_{Er} ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = pérdidas de nitrógeno debidas a la erosión de las partículas del suelo que alcanzan las aguas superficiales.

N_{NH_3} ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = pérdidas de nitrógeno por volatilización en forma de amoníaco.

$N_{N_2O_{Rc+Fert}}$ ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = pérdidas de nitrógeno debido al nitrógeno provenientes de los fertilizantes y los residuos de cultivos y que se emite como óxido nitroso.

N_{NO_x} ($kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) = pérdidas de nitrógeno debido a la liberación de óxidos de nitrógeno durante el proceso de desnitrificación.

2.4 OPORTUNIDADES DE MEJORA IDENTIFICADAS EN LA REVISIÓN METODOLÓGICA

En la revisión de las publicaciones que realizan evaluaciones de la sostenibilidad medioambiental de la bioenergía mediante ACV se han identificado los déficits que se enumeran a continuación y que con esta tesis se pretenden cubrir:

1. No se analizan cultivos en varias campañas agronómicas para reducir los efectos de la variabilidad climática siguiendo la recomendación extraída de la revisión realizada por Don (Don et al., 2012). Este déficit también ha sido identificado en la mayoría de los ACVs de cultivos para bioenergía en España (Butnar et al., 2010; Gasol et al., 2009; González-García et al., 2012; González-García et al., 2014).
2. Se analizan pocas alternativas y no se suele comparar entre localizaciones diferentes para reducir la variabilidad espacial. En la mayoría de las publicaciones se analiza un único escenario para un cultivo, a veces se comparan dos cultivos, pero realmente son pocos los casos en los que se analizan más de dos opciones bioenergéticas y/o se analizan localizaciones diferentes (Butnar et al., 2010; Gasol et al., 2009; González-García et al., 2012; González-García et al., 2014).
3. Existen publicaciones que incluyen el tratamiento de la incertidumbre en los datos, sin embargo, no lo hacen de forma exhaustiva ni diferencian entre variabilidad e incertidumbre o en caso de que no sea posible su separación no se explican las causas (Caputo et al., 2014; Hong, 2012; Malça & Freire, 2012; Tan et al., 2002), tal como recomiendan Huijbregts y Burnham (Burnham et al., 2011; M. A. Huijbregts, 1998a; M. A. Huijbregts, 1998b; M. A. Huijbregts et al., 2003).
4. No se realiza una correcta definición y referenciación de la metodología de los indicadores energéticos que se utilizan en los ACVs (Arvidsson, Fransson, Fröling, Svanström, & Molander, 2012).
5. Los ACVs bioenergéticos no realizan un modelado adecuado de:
 - a. Los cambios directos en el uso de la tierra y los ciclos de carbono, según identifican Muench (Muench & Guenther, 2013b) y Muller-Wenk (Müller-Wenk & Brandão, 2010) en la revisión del estado del arte.
 - b. Emisiones del Suelo. No se disponen de datos edafoclimáticos suficientes para poder modelar adecuadamente las emisiones de N₂O según el criterio de Creutzig y Choudhary (Choudhary et al., 2014; Creutzig et al., 2014) por el que se recomienda la utilización de datos locales. Tampoco realizan los análisis basándose en los métodos más novedosos (Don et al., 2012) como el de la *Round Table of Sustainable Biofuels* incorporado en la nueva metodología para evaluar las emisiones del terreno de Ecoinvent (Nemecek & Schnetzer, 2012)
6. Se proponen pocas opciones de mejora como la optimización del tipo y dosis de fertilizante utilizado y la selección de las variedades mejor adaptadas para bioenergía para las evaluaciones tal y como recomienda Don (Don et al., 2012)
7. No se encuentran referencias que evalúen la sostenibilidad de los esquemas de fertilización de los sistemas bioenergéticos sobre los balances de nitrógeno del suelo

En la Tabla 2-3 se muestra un resumen del grado en que cada uno de los capítulos principales de la tesis (de resultados) cubre las necesidades de mejora identificadas en este apartado.

Tabla 2-3. Grado en que las oportunidades de mejora identificadas quedan cubiertas por los capítulos principales de la tesis en los que existe una exposición de resultados

Oportunidad de Mejora	ACV Cereales (Cap. 3)	ACV Dosis Fertilizante en Centeno + Balance de Nitrógeno (Cap. 4)	ACV Tipos de Fertilizante en Centeno + Balance de Nitrógeno (Cap. 5)	ACV Paja de Trigo con Incorporación de Incertidumbre (Cap. 6)
1 Realizar evaluaciones que incorporen datos de varias campañas				
2 Realizar evaluaciones que incorporen varias alternativas y en varias localizaciones				
3 Realizar un tratamiento exhaustivo de la incertidumbre aplicada a los puntos clave de las evaluaciones bioenergéticas				
4 Definir con claridad los indicadores que se utilizan en especial los energéticos				
5a Modelar adecuadamente los cambios directos en el uso de la tierra y el ciclo del carbono				
5b Modelar adecuadamente y de forma precisa las emisiones del suelo				
6 Optimizar de la dosis y/o tipo de fertilización y utilización de las variedades mejor adaptadas a la bionergía en las evaluaciones				
7 Evaluar la sostenibilidad de los esquemas de fertilización mediante balance de nitrógeno				

EVALUACIÓN DE LA UTILIZACIÓN DE BIOMASA DE CEREALES DESTINADA A LA GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD

3.1 INTRODUCCIÓN

La superficie dedicada en España al cultivo tradicional extensivo de cereales ha descendido en 1,6 Mha (20%) desde 1991 (EUROSTAT, 2016b), debido, en parte, a los reducidos beneficios obtenidos del cultivo de los cereales consecuencia del bajo rendimiento medio nacional ($2.200 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (European Commission, 2012a). Esto puede ser particularmente relevante en regiones como Castilla y León en las que existen grandes extensiones de tierra de cultivo de secano en las que predomina el clima mediterráneo continentalizado y los rendimientos pueden ser aun menores. Los terrenos antes dedicados al cultivo de cereales con fines alimentarios generalmente no se han recuperado para otros fines, por lo que el estudio de alternativas distintas a la alimentaria se convierte en una necesidad. Este planteamiento se ve aún más reforzado si se tienen en cuenta los estudios que sostienen que el sistema agroalimentario español es ineficiente y genera elevados impactos medioambientales (Infante Amate & González de Molina, 2011; Sánchez-Picón, Aznar-Sánchez, & García-Latorre, 2011).

En este contexto, las tierras de cultivo de cereales de invierno antes dedicadas a la producción de alimentos se pueden utilizar en parte para desarrollar cultivos bioenergéticos y producir biomasa lignocelulósica para la generación eléctrica, ayudando así a reducir la dependencia energética nacional y a cumplir los objetivos de la UE de reducción de emisiones de GEIs y de incremento de las renovables en el mix energético. Se han descrito en varios proyectos (Bioelectricity Crop, 2003-2005) experiencias a escala real, en las que se utiliza con éxito los cereales (triticale) como materia prima para plantas de generación eléctrica españolas. Sin embargo, los impactos medioambientales de esta alternativa, y en particular, su potencial de reducción emisiones de GEIs, se deben evaluar tal y como recomienda la Comisión Europea para la biomasa sólida destinada a la generación de electricidad, calor y frío (European Comision, 2010).

Por tanto, el objetivo de este capítulo es presentar el trabajo realizado para la evaluación de los balances de energía y las emisiones de GEIs que se pueden obtener en la generación eléctrica a partir de biomasa de distintas especies y variedades de cereales de invierno en Castilla y León y compararlas con las obtenidas en plantas de generación españolas alimentadas con gas

natural. Además, se deben identificar las fases críticas para los impactos analizados y proponer mejoras para lograr la sostenibilidad medioambiental de esta fuente de energía.

3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL: PARCELAS, SUELO, LABORES Y RENDIMIENTO DE LA BIOMASA Y CARACTERIZACIÓN

Con el fin de obtener los datos experimentales necesarios para los inventarios de los ACVs, se establecieron sendas parcelas demostrativas en las provincias de Soria y León pertenecientes a la zona extensiva de cultivo cerealístico que forma la Comunidad Autónoma de Castilla y León. En estas parcelas, se sembraron varias especies y variedades de cereales de invierno que fueron cultivadas por agricultores utilizando técnicas de cultivo tradicionales representativas de la zona y cosechadas en verde para obtener la biomasa.

Se sembraron varias variedades de avena (*Avena sativa* L.), avena strigosa (*Avena strigosa* Schreb.), triticale (*X Triticosecale* Wittmack), centeno convencional y centeno híbrido (*Secale cereale* L.). La selección de especies y variedades se realizó porque de ellas se esperaba una alta productividad de biomasa, por su rusticidad, así como su amplia distribución, disponibilidad de maquinaria y el conocimiento de los agricultores de las técnicas de cultivo necesarias. Los ensayos se realizaron utilizando maquinaria comercial, formando largas franjas de entre 0,2 y 0,4 ha por variedad ensayada, en parcelas reales pertenecientes a los agricultores. En la Tabla 3-1 se muestra la información completa sobre el diseño del experimento, la localización de las parcelas y las condiciones pedoclimáticas. Como se puede observar en la Tabla 3-1, las parcelas fueron establecidas y monitoreadas durante las campañas 2009-2010 y 2010-2011.

Las parcelas de avena y la avena strigosa solo se ensayaron durante el periodo 2009-2010 en la provincia de León debido a que se quería realizar una evaluación preliminar del comportamiento de estos genotipos para la producción de biomasa. Dado que los resultados no fueron satisfactorios no se realizaron más ensayos (ver Tabla 3-4).

En general, sólo se realizó un único ensayo por especie, variedad y localización, aunque para las variedades más prometedoras se realizaron dos ensayos de acuerdo con las indicaciones de los agricultores. La distinción entre el centeno y el centeno híbrido se ha realizado por las diferencias en las dosis de siembra necesarias para el establecimiento y no se mantendrá a la hora de mostrar los resultados de los ACVs.

Tabla 3-1. Diseño experimental de las parcelas de cereales de invierno.

1. Localizaciones	León		Soria	
Coordenadas	42º 24' N 5º31'W		41º 29' N 2º23'W	
Altitud	763 m		1079 m	
2. Tipo de suelo	Cambisol dístrico		Cambisol calcáreo	
Textura	Franco arcillo arenosa		Franco arenosa	
Materia orgánica	1.82 %		0.90 %	
4. Características y tamaño de las parcelas	Franjas de 0,3-0,4 ha por variedad		Franjas de 0,2-0,3 ha por variedad	
3. Periodos experimentales	2009-2010	2010-2011	2009-2010	2010-2011
4. Clima	Mediterráneo continentalizado	Mediterráneo continentalizado	Mediterráneo continentalizado	Mediterráneo continentalizado
Temperatura media	8,7ºC	11,0ºC	9,0ºC	9,9ºC
Precipitaciones	517 mm	482 mm	482 mm	386 mm
5. Cereal de invierno (cultivar)	Avena (Aintre, Prevision) Avena strigosa (Saia) Centeno (Petkus) Centeno híbrido (Gutino, Placido) Triticale (Amarillo, Sencozac, Trujillo)	Triticale (Trujillo)	Centeno (Petkus) Centeno híbrido (Askari) Triticale (Bienvenue, Colegial, Trimour, Trujillo)	Centeno (Petkus) Centeno híbrido (Askari) Triticale (Bienvenue, Colegial, Trimour, Trujillo)
6. Manejo de cultivo				
Dosis de siembra (kg·ha ⁻¹)	Avena (130) Avena strigosa (90) Centeno (165) Centeno híbrido (60) Triticale (185)	Triticale (240)	Centeno (120) Centeno híbrido (60) Triticale (250)	Centeno (120) Centeno híbrido (60) Triticale (250)
Fertilización (kg·ha ⁻¹)	NPK 8-15-15 (400) Nitrato amónico cálcico 27 % N (300)	NPK 8-15-15 (500) Nitrato amónico cálcico 27 % N (200)	NPK 8-24-8 (300) Nitrato amónico cálcico 27 % N (270)	NPK 8-24-8 (300) Nitrato amónico cálcico 27 % N (270)
Herbicidas (Kg·ha ⁻¹)	Clortolurón (0,720) Diflufenicán (0,045)	Clortolurón (0,720) Diflufenicán (0,045)	2,4-D (0,25) Tribenuron-metil (0,016)	2,4-D (0,25) Tribenuron-metil (0,016)

Para el desarrollo de los cultivos los agricultores han llevado a cabo las labores agrícolas tradicionales para los cereales en las dos zonas de cultivo seleccionadas. Toda la información referente a las labores realizadas, la maquinaria y el consumo de materias primas se muestran en la Tabla 3-2 y en la Tabla 3-3 para los casos de León y Soria respectivamente. Para algunas labores el consumo de combustible depende en gran medida de la productividad de la parcela. En estos casos, la capacidad de trabajo y el consumo de combustible máximos, mínimos y medios (entre paréntesis) se detallan para cada labor en la Tabla 3-2 y la Tabla 3-3.

Tabla 3-2. Labores realizadas para el cultivo de cereales en León.

Labor	Tractor		Apero			
	Peso (kg)	Potencia (kW)	Clase	Peso (kg)	Tiempo operativo (h·ha ⁻¹)	Consumo de combustible (L·ha ⁻¹)
Laboreo primario	7000	125	Arado	3000	1,34	30,9
Laboreo secundario	7000	125	Grada	2000	0,81	16,1
Fertilización de base	7000	125	Abonadora centrífuga	400	0,54	4,3
Siembra	7000	125	Sembradora	300	1,80	28,2
Tratamiento herbicida	7000	125	Pulverizador	471	0,36	2,9
Fertilización de cobertera	7000	125	Abonadora centrífuga	400	0,54	4,3
Siega ^a	13500	213	Segadora autopropulsada	NA	0,97-0,65 (0,81) ^b	18,4-12,2 (15,3) ^b
Hilerado	4500	81	Rastrillo hilerador	800	0,4	3,2
Empacado ^a	7000	125	Empacadora	1700	0,97-0,65 (0,81) ^b	10,6-7,8 (9,7) ^b
Carga de las pacas ^a	7000	125	Cargador	585	0,65-0,43 (0,54) ^b	3,8-2,6 (3,2) ^b

^a El consumo de combustible y la capacidad de trabajo de esta labor dependen del rendimiento de la cosecha.

^b Valores Máximo-Mínimo (Medio).

Tabla 3-3. Labores realizadas para el cultivo de cereales en Soria

Labor	Tractor		Apero			
	Peso (kg)	Potencia (kW)	Clase	Peso (kg)	Tiempo operativo (h·ha ⁻¹)	Consumo de combustible (L·ha ⁻¹)
Laboreo primario	7100	103	Chísel	700	0,44	20,0
Laboreo secundario	7100	103	Cultivador	640	0,29	12,0
Fertilización de base	5800	81	Abonadora centrífuga	450	0,13	4,0
Siembra	7100	103	Sembradora	800	0,60	12,0
Tratamiento herbicida	5800	81	Pulverizador	471	0,13	4,0
Fertilización de cobertera	5800	81	Abonadora centrífuga	450	0,13	4,0
Siega ^a	5800	81	Barra de corte	150	0,79-0,53 (0,69) ^b	18,6-11,6 (15,0) ^b
Hilerado	5800	81	Rastrillo hilerador	800	0,2	4
Empacado ^a	7185	136	Empacadora prismática	1700	0,58-0,38 (0,50) ^b	14,9-9,2 (12,0) ^b
Carga de las pacas ^a	7185	136	Remolque autocargador	9300	0,58-0,38 (0,50) ^b	5,9-4,1 (5,0) ^b

^a El consumo de combustible y la capacidad de trabajo de esta labor dependen del rendimiento de la cosecha.

^b Valores Máximo-Mínimo (Medio).

Para realizar las evaluaciones energéticas y medioambientales de la utilización de la biomasa de cereales de invierno como combustible sólido para la generación eléctrica, se ha medido la productividad y se ha realizado la caracterización de la biomasa de cada ensayo de forma individual. La Tabla 3-4 muestra los rendimientos de los ensayos según la especie y variedad, la campaña y la provincia en la que se establecieron los cultivos.

Tabla 3-4. Productividad de la biomasa de cereales de invierno.

Lugar	Especies	Genotipo	Rendimiento biomasa aérea (kg base seca·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	
			2009-2010	2010-2011
León	Avena	Aintre	3.060	
		Prevision	4.450	
	Avena strigosa	Saia	5.660, 6.280 ^a	
		Gutino	5.370	
	Centeno	Petkus	7.420	
		Placido	6.590	
		Amarillo	7.550, 7.840 ^a	
Triticale	Seconzac	7.170, 7.570 ^a		
	Trujillo	6.200, 6.630 ^a	4.600	
Soria	Centeno	Askari	11.320	8.530
		Petkus	10.220	7.740
	Triticale	Bienvenue	9.360	9.620
		Colegial	9.530	6.200
		Trimour	7.690	10.250
		Trujillo	7.050	6.830

^a El rendimiento de la biomasa aérea de los genotipos que fueron probados en dos parcelas están separados por coma.

Los datos medios sobre la caracterización de la biomasa se muestran en la Tabla 3-5 e incluyen información relativa a su composición y al poder calorífico inferior de la biomasa a presión constante al 0% y al 12% de humedad (Barro et al., 2011; Barro et al., 2010). El poder calorífico de la biomasa se muestra a un 12% de humedad (base húmeda) ya que ésta es la humedad media de la biomasa que consume la planta energética de la que se extraen los datos de eficiencia y emisiones que se utilizan en este estudio.

Tabla 3-5. Composición y contenido energético de la biomasa de los cereales de invierno

Especies	C	H	N	S	Cl	PCI _{pc,0} ^a	PCI _{pc,12} ^b
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(MJ/kg, bs ^c)	(MJ/kg, bh ^d)
Avena	44,60	6,10	1,22	0,11	0,72	16,78	14,48
Avena strigosa	44,60	6,00	1,12	0,10	0,80	16,71	14,41
Centeno	45,95	6,10	0,88	0,09	0,09	17,07	14,73
Triticale	44,65	6,08	0,79	0,08	0,07	16,61	14,32

^a Poder Calorífico inferior a presión constante y 0 % de contenido en agua.

^b Poder Calorífico inferior a presión constante y 12 % de contenido en agua.

^c Base seca

^d Base húmeda

3.3 METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

La metodología utilizada para llevar a cabo los ACVs se describe al detalle en el apartado 2.2.6.

Para la realización de los análisis de ciclo de vida se ha llevado a cabo un proceso de validación de los datos de los agricultores y una valoración de la calidad de los mismos. En este proceso se identificó que los consumos de combustibles de las labores realizadas en León eran más altas de lo esperable y tras contactar con los agricultores, se confirmaron los consumos. Se optó por no realizar ninguna modificación y que los datos sirvieran para reflejar que no siempre los agricultores realizan una utilización óptima de la maquinaria agrícola a la hora de realizar las labores.

De todos los métodos descritos para el análisis de inventario solo se han utilizado aquellos que tienen influencia sobre los impactos que se evalúan en este capítulo: potencial de calentamiento global y cálculo de la energía primaria fósil.

La fijación de carbono en el suelo por rizodepósitos es un aspecto específico del análisis de inventario de ciclo de vida de este capítulo y se describe a continuación.

3.3.1.1 Fijación de carbono en el suelo

Se ha realizado una estimación de la posible fijación de CO₂ por parte de rizodepósitos que permanecería en el suelo. Para realizar esta estimación se calcula la asimilación total de carbono por la planta y se estima que un 3% de esta cantidad permanece en el suelo para este estudio (Kuzyakov & Domanski, 2000). Para transformar este contenido de carbono en CO₂ se debe multiplicar por la relación másica CO₂/C. El carbono total asimilado se obtiene como el doble del carbono asimilado por la parte aérea de los cultivos, ya que éste se estima en la mitad del carbono total (parte aérea, raíces, respiración y carbono fijado) (Kuzyakov & Domanski, 2000). El carbono asimilado por la parte aérea de los cereales en los ensayos se calcula multiplicando el rendimiento de los cereales (ver Tabla 3-4) por su contenido en carbono (ver Tabla 3-5).

La estimación de la fijación de carbono se realiza para todos los ensayos y cuando ésta se incluye en los resultados, se menciona de forma explícita.

3.4 RESULTADOS

Los resultados del estudio se presentan en dos apartados. En el primer apartado se analizan los resultados de la evaluación del potencial de calentamiento global (PCG) mientras que en el segundo se analizan los resultados de la evaluación del consumo de energía primaria de origen fósil.

3.4.1 Evaluación del potencial de calentamiento global

En los resultados del potencial de calentamiento global (PCG) mostrados en la Figura 3-1 y en la Figura 3-2 se ha incluido una estimación de la posible fijación de carbono por parte de los rizodepósitos de los cereales (ver 3.3.1.1). En las figuras en las que esta estimación se incluye los resultados se presentan en dos grupos, uno que se representa con formas rellenas donde la fijación de carbono está excluida y otro con formas huecas que sí incluye esta fijación de carbono. Cuando se haga referencia a los resultados que incluyen la fijación por rizodepósitos se mencionara explícitamente.

En la Figura 3-1 se muestra, para cada ensayo, el rendimiento de la biomasa obtenida frente al PCG producido por unidad de energía eléctrica generada. Para cada grupo de resultados, con y sin la inclusión de la fijación de CO₂ por los rizodepósitos, se ha ajustado una curva de tendencia ($R^2=0,96$) que ha resultado idéntica en ambos casos pero con un desplazamiento en el eje Y. Este desplazamiento corresponde con un PCG menor en el caso de inclusión de la fijación de 20 Mg CO₂ eq. por TJe. En ambas curvas se observa una marcada correlación negativa entre el rendimiento de los cereales de invierno y el PCG generado. De forma análoga, las dos curvas parecen tener una asíntota horizontal debido a que algunas fases del ciclo de vida, como pueden ser el transporte de la biomasa y la operación de la planta de energía, no se ven afectadas por las variaciones del rendimiento de los cereales ensayados. Observando los datos de esta figura y los de la Tabla 3-4 se puede deducir que, para las condiciones de este estudio, los rendimientos obtenidos y por tanto el PCG generado se puede explicar en mayor medida por la especie y genotipo de los cereales ensayados que por la localización y/o el año agrícola de los ensayos. Los cultivos que tuvieron un menor rendimiento (3500 a 6000 kg·ha⁻¹·año⁻¹) y generaron mayor PCG (135 a 80 Mg CO₂ eq.·TJe⁻¹) fueron la avena y la avena strigosa. En contraposición, el triticale con rendimientos de 4.500 a 10.250 kg·ha⁻¹·año⁻¹ y un PCG de 100 a 45 Mg CO₂ eq.·TJe⁻¹ y sobretodo el centeno con un rendimiento que fue de 6.000 a 11.500 kg·ha⁻¹·año⁻¹ y un PCG que de 90 a 40 Mg CO₂ eq.·TJe⁻¹ obtuvieron los mejores resultados. Cabe destacar los buenos resultados del centeno Petkus que, sin ser híbrido, obtuvo buenos

rendimientos (ver Tabla 3-4) y por lo tanto bajo PCG tanto en Soria como en León y por eso fue el cultivo y variedad elegido para los ensayos de los capítulos 4 y 5.

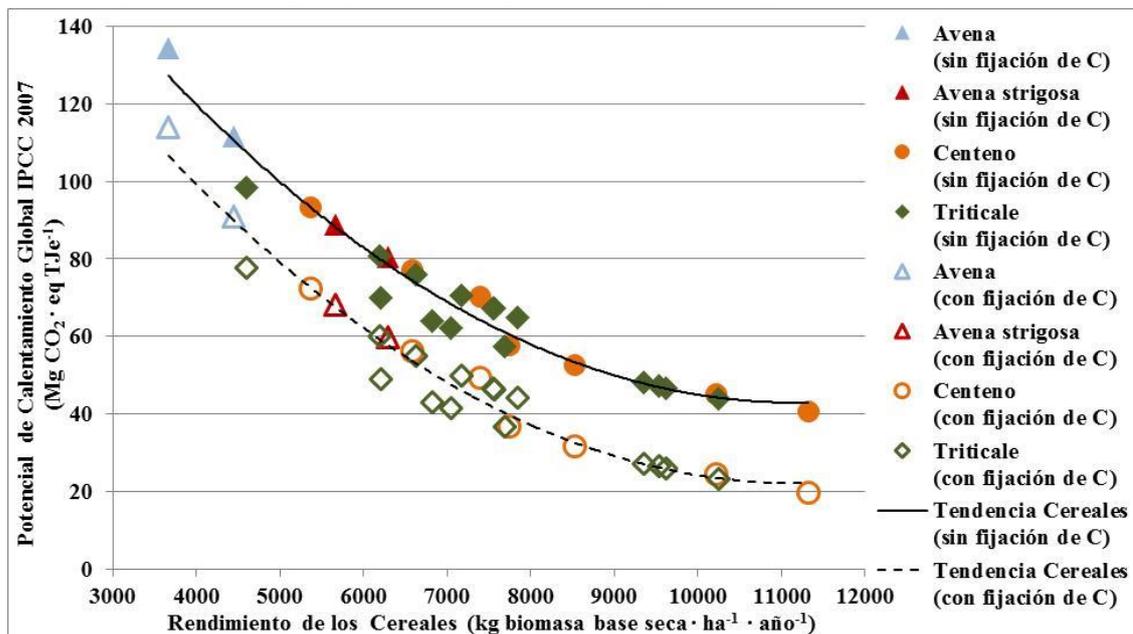


Figura 3-1. Relación entre el potencial de calentamiento global de la electricidad generada a partir de biomasa de cereales de invierno y el rendimiento de la parte aérea de los cereales.

En la Figura 3-2 se muestra la relación entre el rendimiento de los ensayos de cereales y el porcentaje de ahorro de emisiones de GEIs cuando se compara la generación de energía eléctrica a partir de los cereales ensayados con la generación a partir del gas natural. Al igual que en el caso de la Figura 3-1, se ha ajustado una curva de tendencia para los resultados que no consideran la fijación de CO₂ por los rizodepósitos y otra para los que sí. Ambas curvas son idénticas pero desplazadas, de tal forma que, en caso de considerar la fijación por rizodepósitos, los ahorros en GEIs son siempre para cualquier rendimiento aproximadamente un 15% mayores. Debido a las fases del ACV que no se ven alteradas por las variaciones en los rendimientos de los cereales, las dos curvas tienen sendas asíntotas que se sitúan aproximadamente en un 85 % de ahorro cuando se considera fijación y en un 70% de ahorro cuando se excluye. Observando la figura se comprueba que la productividad de la biomasa se correlaciona positivamente con los ahorros en GEIs, sugiriendo que la selección de especies de cereal y genotipos tiene una gran influencia en la cuantía de los ahorros obtenidos. Por ejemplo, la avena y la avena strigosa con unos ahorros en GEIs menores a un 25% y a un 45% respectivamente fueron los cultivos que produjeron menores ahorros en las emisiones de GEIs. Mientras que el centeno y el triticale tuvieron mayores rendimientos y por tanto, mayores ahorros en las emisiones de GEIs. Sin embargo, cabe señalar que los intervalos de ahorro en emisiones fueron más amplios para estos cultivos que para las especies de avena debido a que se realizaron más pruebas y en más localizaciones. Los rendimientos de centeno y triticale variaron desde los 4.500 hasta 11.500 kg de biomasa en base seca por ha y año y produjeron ahorros en emisiones de GEIs respecto a la generación eléctrica con gas natural que fueron desde el 30% hasta el 70%.

La Comisión Europea recomienda tener en cuenta los mismos criterios de sostenibilidad para los combustibles sólidos y gaseosos (European Comision, 2010) que los propuestos por la DER para los combustibles líquidos (European Parliament, 2009). Siguiendo estas recomendaciones, se ha asumido que la producción de energía sostenible a partir de cereales de invierno debe generar unos ahorros mínimos del 60% en las emisiones de GEIs respecto a la electricidad generada en España a partir del gas natural, ya que éste será el porcentaje de ahorro requerido para los combustibles líquidos a partir de 2017 en la DER. Estos ahorros mínimos se consiguen según los datos de la Figura 3-2, con rendimientos a partir de 6500 Kg de biomasa seca por ha y

año cuando se tiene en cuenta la fijación del CO₂ por rizodepósitos y de 8000 Kg de biomasa seca por ha y año cuando no se tienen en cuenta. Si no se tiene en cuenta la fijación del CO₂, se obtienen ahorros superiores a esos límites para 4 de las 7 pruebas realizadas con el centeno y para 5 de las 14 pruebas realizadas con el triticale. Sin embargo, si se considera la fijación del CO₂ los resultados mejoran, y se consiguen estos límites de ahorros con 6 de las 7 pruebas realizadas con centeno y con 12 de los 14 ensayos realizados con triticale. Ninguno de los ensayos con avena alcanzó esos valores de ahorros, ni siquiera considerando la fijación del CO₂. A pesar de que los aumentos del rendimiento de la parte aérea mejoran las curvas de ahorro, éstas se estabilizan cuando los rendimientos tienden a infinito en un 85% de ahorros cuando se incluye la fijación y un 70% cuando no.

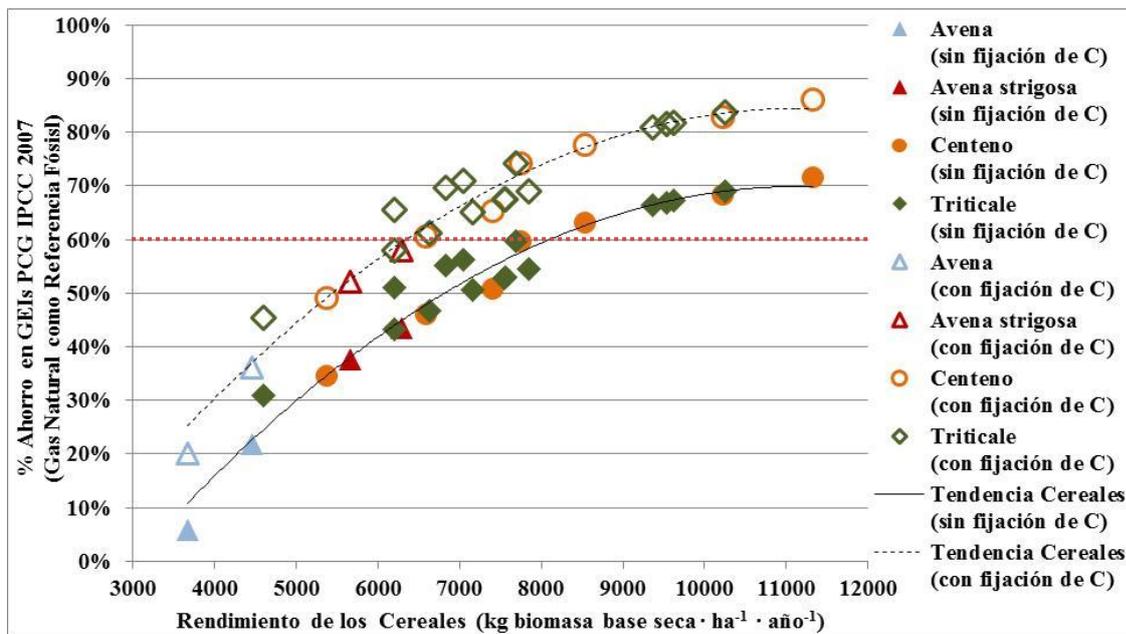


Figura 3-2. Relación entre los ahorros de emisiones de efecto invernadero de la biomasa de cereales de invierno destinada a la generación eléctrica comparada con la generación con gas natural y el rendimiento de la parte aérea de los cereales.

Con el objetivo de poder comparar los resultados obtenidos en las diferentes localizaciones ensayadas (provincias de León y Soria), se calcularon las emisiones promedio del PCG producido por unidad de electricidad generado ($\text{Mg CO}_2\text{eq} \cdot \text{TJ}^{-1}$) y se muestran en la Figura 3-3, donde también se incluye el PCG de la electricidad generada a partir del gas natural en España para poder comparar los ahorros de emisiones de estos sistemas de biomasa frente al gas natural. Cuando se analizan los datos mostrados en la Figura 3-3, se observa que ambos sistemas de bioenergía producen menor PCG que el sistema de gas natural y suponen de media un 63% y un 41% menos de PCG para los escenarios de Soria y León respectivamente. En otros estudios en los que se evaluó *Brassica carinata L.* como cultivo energético dedicado para la generación de electricidad en España se obtuvieron ahorros de hasta un 33% (Gasol et al., 2007).

El PCG debido a la operación de la planta y el transporte de las pacas fue bastante similar en Soria y León. Sin embargo, el PCG debido al consumo de materias primas y a las emisiones de las fases agrícolas fue respectivamente un 55% y un 60% más alto para el caso de León. El PCG derivado del uso de la maquinaria fue también considerablemente más alto para el caso de León. Esta última circunstancia se debe principalmente al menor tiempo operativo ($\text{h} \cdot \text{ha}^{-1}$) de las labores de Soria en comparación con las de León (Tablas 2-4 y 2-5). El menor tiempo operativo de las labores en Soria se debe a que la textura del suelo fue más ligera, las parcelas más anchas y los aperos que no eran de labranza tenían una mayor anchura de trabajo.

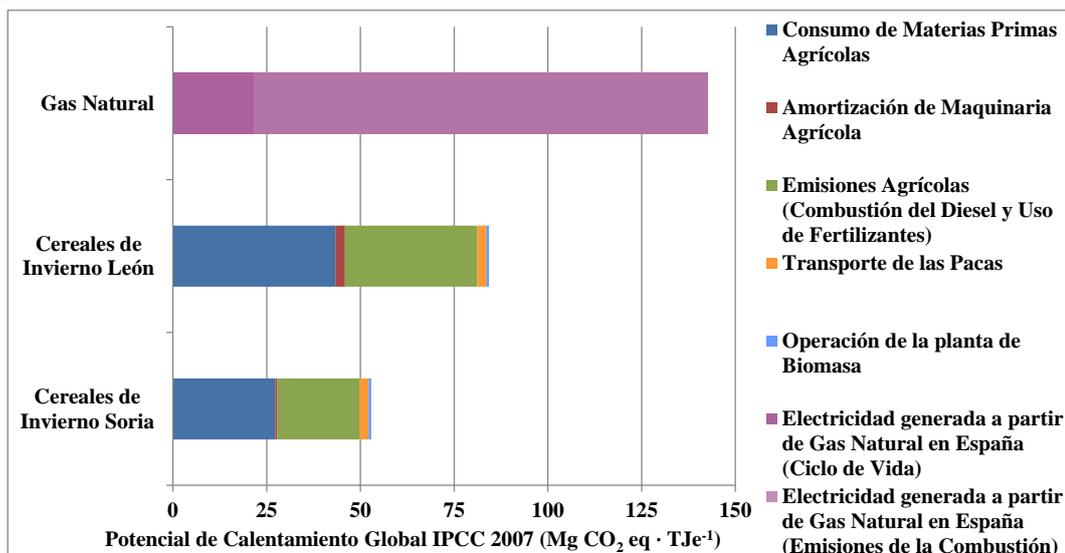


Figura 3-3. Potencial de calentamiento global generado en la producción de electricidad a partir de biomasa de cereales de invierno para los escenarios medios de Soria y León y a partir de gas natural consumido en plantas de generación españolas.

En la Figura 3-4 se muestra el PCG de los escenarios medios de Soria y León por cuotas porcentuales de las fases. La fase agrícola fue la fase que contribuyó en mayor medida al PCG e incluye las 5 últimas fases listadas en la figura (fabricación de fitosanitarios, producción de semillas, labores, emisiones de los fertilizantes y fabricación de fertilizantes) y supone un 94,2% y un 96,3% del PCG total para Soria y León respectivamente. El resto de las fases, correspondientes al transporte de las pacas y a la operación de la planta de biomasa incluyendo la gestión de residuos, sólo supusieron un 6,8% del PCG para Soria y un 4,7% para León.

Dentro de la fase agrícola, la fabricación y transporte de los fertilizantes y las emisiones derivadas de la aplicación de mismos suponen juntos un 76,4% y un 75,2% del PCG total para los escenarios de Soria y León respectivamente. Estos resultados son coherentes con otros resultados previos obtenidos en España (Gasol et al., 2007; Sebastián et al., 2011) y en otros países de Europa (Bioelectricity Crop, 2003-2005). Las emisiones de N₂O derivadas de la aplicación de los fertilizantes suponen aproximadamente un 30% del PCG generado en ambas localizaciones.

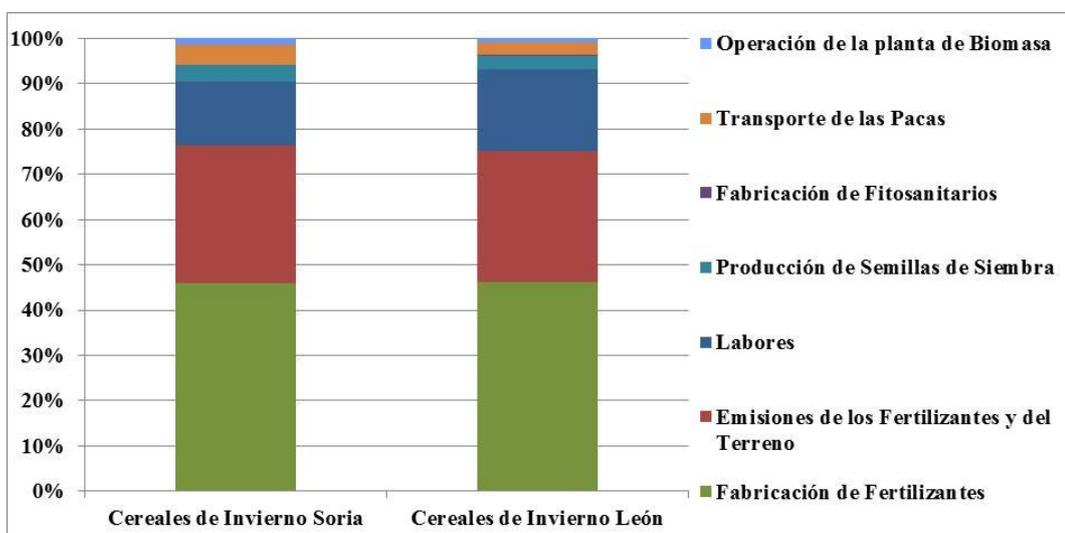


Figura 3-4. Potencial de calentamiento global de los escenarios medios de Soria y León por cuotas porcentuales de las fases.

3.4.2 Evaluación energética

En la Figura 3-5 se muestra la relación entre el rendimiento de la biomasa de los cereales y la energía eléctrica generada a partir de la biomasa por unidad de energía fósil consumida en el ciclo de vida. Los datos expuestos en la figura indican que existe una correlación positiva entre esta relación energética y el rendimiento de los distintos genotipos de las especies de los cereales estudiados. Los datos de la relación energética varían en el intervalo que va de 1,1 a 3,7 TJe por TJ fósil consumido y los de las productividades de biomasa en el intervalo que va de 3.600 a 11.300 kg biomasa seca por ha y año. Cabe destacar que, en todos los ensayos realizados, se produce más energía eléctrica que la energía primaria de origen fósil consumida, obteniéndose por tanto en todos los casos un balance positivo de energía. Sin embargo, estos valores varían considerablemente según el tipo de cereal ensayado. Así, se puede comprobar que los rendimientos energéticos de la avena (1,1 a 1,3) son más bajos que los de la avena strigosa (1,6-1,8) y considerablemente más bajos que los del centeno (1,6-3,7) y el triticale (1,8-3).

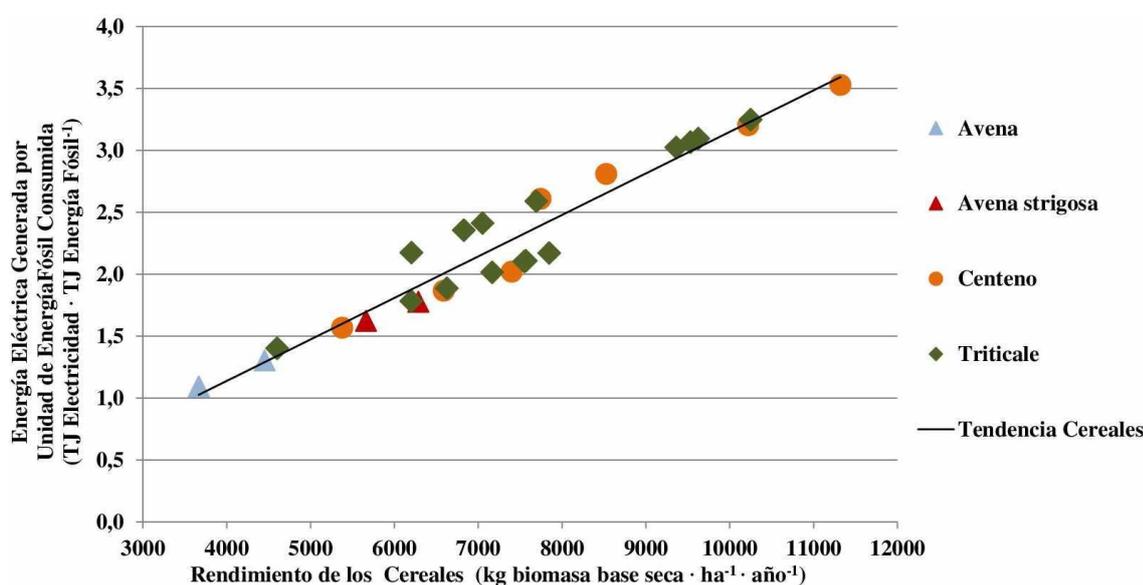


Figura 3-5. Relación entre la energía eléctrica generada por energía fósil consumida y el rendimiento de la parte aérea de los cereales.

En la Figura 3-6 se muestra la relación entre la energía fósil consumida y la electricidad generada para el sistema de generación eléctrica con biomasa en los escenarios promedio para Soria y León y para el sistema que utiliza gas natural. De acuerdo con los datos mostrados en la Figura 2-7, los consumos de energía fósiles para la generación de energía eléctrica son un 85,2% y un 75,7% menores para Soria y León respectivamente que para el sistema que utiliza el gas natural. En ambos escenarios, aproximadamente un 85% del consumo de energía se utilizó para la producción y el transporte de materias primas (fertilizantes, fitosanitarios y diésel). Cuando se comparan las cifras totales de consumo de energía fósil en las diferentes localizaciones, se comprueba que la cantidad de energía consumida en el sistema de León fue de un 65,9% mayor que en el de Soria, debido fundamentalmente a que en León, se consumió una mayor cantidad de materia prima y a que la fase agrícola proporcionó un menor rendimiento. Sin embargo, como ya se ha mencionado, ambos sistemas bioenergéticos generan en promedio más energía eléctrica que la energía fósil consumida en su ciclo de vida.

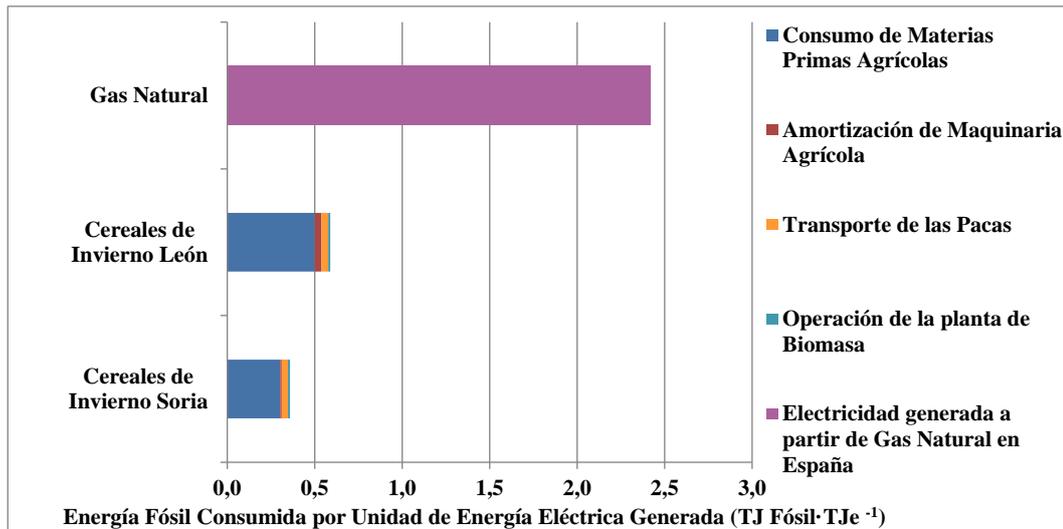


Figura 3-6. Energía fósil consumida en la producción de electricidad a partir de biomasa de cereales de invierno para los escenarios medios de Soria y León y a partir de gas natural consumido en plantas de generación españolas.

La Figura 3-7 muestra la energía fósil consumida en los escenarios medios de León y Soria por cuotas porcentuales de las fases. Al igual que en la evaluación del PCG, la fase agrícola (últimas 4 fases listadas en la Figura 3-7) fue la fase que más contribuyó al consumo de energía fósil, suponiendo un 86,6% y un 91,7% del total de la energía consumida para los escenarios de Soria y León respectivamente. El resto de las fases, que se corresponden con el transporte de la biomasa y la operación de la planta de biomasa, suponen sólo un 13,4% y un 8,3% del consumo total de energía fósil para Soria y León respectivamente.

Dentro de la fase agrícola, la producción de fertilizantes es la fase de mayor consumo de energía fósil, ya que supone entre un 51,5% y un 49,8% dependiendo de la localización. Le sigue en importancia el consumo de diésel que supone de un 28,1% a un 31,4% para Soria y León respectivamente. Estos resultados son coherentes con otros estudios energéticos que incluyen cereales de invierno cultivados en secano en España (Ciria, Ciria, Pérez, & Carrasco, 2011). La contribución de los fertilizantes es más baja para el consumo de energía fósil que para el PCG, ya que las emisiones derivadas del uso de los mismos, entre las que se incluyen las de N₂O, no tienen efecto sobre los balances de energía fósil.

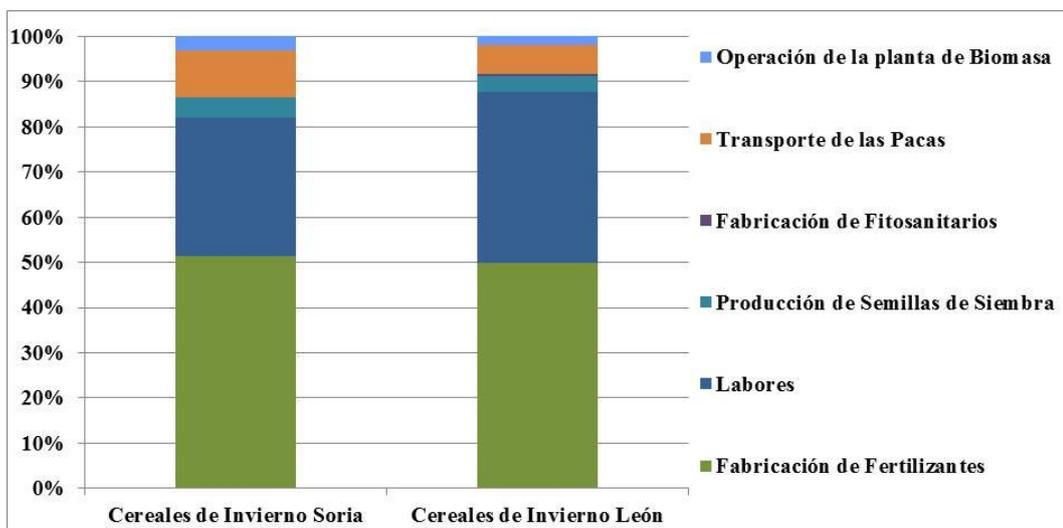


Figura 3-7. Energía fósil consumida en los escenarios medios de Soria y León por cuotas porcentuales de las fases.

3.5 DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de la evaluación del cultivo de cereales de invierno como fuente de biomasa ligno-celulósica para la generación de energía eléctrica en los diferentes escenarios analizados, sugieren que éstos proporcionan beneficios significativos con respecto a los ahorros en las emisiones de GEIs y en los balances de energía cuando se comparan con la generación de energía eléctrica a partir del gas natural en España. Sin embargo, a pesar de las diferencias encontradas entre las especies y variedades cultivadas, sólo el 36% de los ensayos alcanzó los límites mínimos de ahorro del 60% en emisiones de GEIs establecidos como criterio de sostenibilidad recomendados por la Comisión Europea para la biomasa (European Comision, 2010). El porcentaje aumentó hasta el 73% de las evaluaciones, cuando se tuvo en cuenta la fijación del CO₂ por los rizodepósitos. De los datos obtenidos se puede derivar que, para superar este umbral de ahorros en las emisiones de GEIs, es necesario obtener rendimientos superiores a 6.500 o 8.000 kg de biomasa por ha y año según se incluya o no la estimación de la fijación de CO₂ por rizodepósitos en los cálculos.

Teniendo en cuenta los resultados, que incluyen un amplio intervalo de rendimientos obtenidos en parcelas reales y en dos campañas agrícolas, se obtiene una clara correlación entre la productividad de los cultivos y los balances de energía y los ahorros de GEIs. La amplitud del rango de los rendimientos obtenidos para unos consumos de materias primas agrícolas relativamente similares, genera serias dudas sobre el cumplimiento de los criterios de sostenibilidad en tierras marginales, donde los rendimientos suelen ser bajos y los consumos de materias primas agrícolas no siempre lo son.

En la discusión actual sobre cultivos energéticos y criterios de sostenibilidad, es generalmente se acepta que las especies de cultivos que se deben fomentar son aquellas que se adapten mejor a las tierras de cultivo marginales o abandonadas, las cuales no son competitivas para la producción de alimentos (Lewandowski & Schmidt, 2006b; Lewandowski, Scurlock, Lindvall, & Christou, 2003; Niblick, Monnell, Zhao, & Landis, 2013). Por lo tanto, se sugiere que los cultivos herbáceos anuales cultivados actualmente en el área de estudio como materia prima para la generación eléctrica, se deben optimizar para reducir sus impactos medioambientales asociados y mejorar los balances energéticos, sobre todo en tierras de cultivo en las que los rendimientos esperados sean bajos.

En este estudio, triticale y centeno han obtenido mejores resultados que avena y avena strigosa. El centeno ha destacado sobre el triticale, ya que con un 57% de los ensayos por encima del criterio de 60% de ahorro en GEIs, obtuvo más de un 50% más de ensayos por encima del límite. Dentro de los ensayos de triticale, cabe destacar los resultados de la variedad petkus, que obtuvo buenos rendimientos en Soria y León sin ser híbrida y disponer de los beneficios que esta característica generalmente confiere.

A pesar de los buenos resultados de triticale y centeno, se tienen que realizar más pruebas y ensayos específicos para seleccionar las variedades de cereales de invierno con un mayor rendimiento en biomasa para el cultivo de secano en condiciones semiáridas en España. Una posible estrategia sería explorar antiguos genotipos de estos cereales que tengan un menor índice de cosecha (peso de grano/peso de la planta entera). Estos genotipos probablemente requerirán menor fertilización nitrogenada por tonelada de biomasa producida, dado que los granos tienen normalmente mayor contenido en proteínas y por tanto en nitrógeno.

Las fases del ciclo de vida que más contribuyeron al PCG y al consumo de energía fósil fueron la producción de fertilizantes y, en su caso, las emisiones derivadas de su aplicación con más de un 75% y un 50% del total, respectivamente. Esto sugiere que se deben hacer grandes esfuerzos para optimizar el uso de los fertilizantes sin comprometer los rendimientos de biomasa de los cultivos, especialmente en tierras de baja productividad las cuales deben tener una mayor disponibilidad para el desarrollo de cultivos energéticos. La productividad esperada de un cultivo en una parcela y la eficiencia en el uso de los nutrientes se deben tener en cuenta para aplicar

una cantidad óptima de fertilizantes. La aplicación de dosis bajas de fertilización nitrogenada (de cobertera) puede ser posible si se combina con técnicas que produzcan una mejora del nitrógeno en el suelo. Estas técnicas a considerar son el barbecho, el laboreo de conservación o el no laboreo y sobre todo, la rotación del cultivo energético con leguminosas. Esta última técnica es bien conocida y se sabe que puede aumentar el nitrógeno del suelo entre 80 y 300 kg·ha⁻¹·año⁻¹ (Cuttle, Shepherd, & Goodlass, 2003). Los balances de nitrógeno de los sistemas de cultivo se tienen que valorar para optimizar la eficiencia de utilización del nitrógeno, determinar la idoneidad y posibilidades del uso de dosis reducidas de fertilización y/o técnicas específicas encaminadas a incrementar las reservas de nitrógeno del suelo.

El consumo de diésel por parte de la maquinaria agrícola supuso en los ensayos realizados alrededor del 30% del consumo de energía primaria de origen fósil. La optimización de las labores (IDAE, 2006b) y el dimensionamiento apropiado de la maquinaria agrícola (IDAE, 2006a) pueden contribuir a aumentar la eficiencia energética y reducir como consecuencia este consumo. En particular, el no laboreo y el laboreo de conservación puede tener efectos sinérgicos consistentes en una reducción del consumo de diésel y una mejora de los nutrientes y fertilidad del suelo (Holland, 2004), permitiendo así una reducción de los fertilizantes.

Las tecnologías de procesado representan otro camino que puede ser explorado en la búsqueda de caminos para mejorar los resultados de los ACVs. Parece razonable que rendimientos bajos pueden ser compensados parcialmente por mayores eficiencias de transformación (Ahrenfeldt, Thomsen, Henriksen, & Clausen, 2013; Chen, Lund, Rosendahl, & Condra, 2010).

3.6 CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos en este estudio, que considera un amplio intervalo de productividades en cultivos reales (distintos tipos de cereales, diferentes localizaciones y pruebas) y en dos campañas agrícolas, se puede concluir que hay una correlación clara entre la productividad del cultivo a nivel de explotación agrícola, los balances de energía fósil y los ahorros de emisiones de GEIs. En todos los ensayos realizados se obtuvieron balances de energía positivos y se ahorraron emisiones de GEIs cuando se comparó con la generación de energía eléctrica generada a partir del gas natural. Sin embargo, solo el 37 % de los ensayos realizados alcanzaron los objetivos de ahorros mínimos del 60% de GEIs y para ello fue necesario obtener productividades de cereales superiores a 8.000 kg por ha y año. Este valor se incrementó hasta un 74% se consideró la fijación de CO₂ por rizodepósitos.

De los cultivos ensayados, cabe destacar que centeno y triticale obtuvieron mejores resultados que avena y avena strigosa aunque su variabilidad fue grande. El centeno fue el mejor de los cultivos ensayados con un 57% de las experiencias por encima del 60% de ahorro en GEIs, seguido a bastante distancia por el triticale con un 36%. La variedad Petkus de centeno no híbrido demostró un buen comportamiento obteniendo buenos rendimientos tanto en Soria como en León.

La fase agrícola es la que más emisiones de GEIs generó (94,2% y 96,3% según el escenario) y consumos de energía fósil produjo (86-91%). Dentro de esta fase, la producción y utilización de fertilizantes es de gran relevancia ya que supuso aproximadamente un 75% de las emisiones de GEIs y un 50% de los consumos de energía fósil totales. Teniendo en cuenta los resultados anteriores, se pone de manifiesto que es necesario hacer un gran esfuerzo para optimizar el manejo de los cultivos energéticos, en especial, las prácticas de fertilización. Esta optimización permitiría avanzar en el objetivo de reducción las emisiones y de mejora de los balances de energía. De esta forma, al comparar con la generación de energía eléctrica a partir de gas natural, la biomasa resultaría significativamente mejor y se lograría satisfacer el criterio de sostenibilidad de la UE de ahorro en emisiones de GEIs más fácilmente.

INTEGRACIÓN DEL BALANCE DE NITRÓGENO EN LAS EVALUACIONES DE LOS CULTIVOS ENERGÉTICOS: CASO EJEMPLO DE DOSIS DE FERTILIZACIÓN EN CENTENO

4.1 INTRODUCCIÓN

Una vez expuesto y comprobado que el centeno es el cultivo que obtuvo los mejores resultados de todos los cereales evaluados en los análisis realizados en el capítulo anterior, es necesario profundizar en el análisis de su sostenibilidad.

Para ello, en este capítulo, además de analizar el balance energético y el potencial de calentamiento global se analizan el resto de impactos incluidos en el método CML (Althaus H.J. & EMPA, 2010a), ya que también se consideran de gran importancia. Además, se incluye la utilización del balance de nitrógeno como indicador clave que debe acompañar a los ACVs en la evaluación de la bioenergía para conseguir hacerla más holística. La inclusión de este indicador permite poner el foco sobre la fertilización de los cultivos energéticos y verificar si los esquemas de fertilización que se utilizan son o no suficientes, comprobación que hasta ahora ha sido obviada. Esto ha posibilitado que experiencias que utilizaron una fertilización reducida se presentaran como sostenibles debido a los bajos impactos medioambientales que generaron, a pesar de que, muy probablemente estuvieran esquilmando el nitrógeno del suelo.

Para verificar la conveniencia de la utilización del ACV en conjunción con el balance de nitrógeno del suelo, se han desarrollado experiencias reales en las que se utilizan diferentes dosis de fertilización nitrogenada en el cultivo de centeno destinado a la generación de energía eléctrica.

Los sistemas analizados incluyen datos relativos a la producción de biomasa, así como al análisis del suelo y la caracterización de la biomasa obtenida durante dos campañas agrícolas en una parcela experimental. Los datos relativos al transporte de las pacas de centeno y a su transformación en electricidad son los que corresponden con la planta de biomasa de 25 MWe descrita en el apartado 2.2.6.2. Los resultados de los ACVs de la biomasa se han comparado con los de la electricidad generada a partir de gas natural en condiciones españolas. Para evaluar el cumplimiento del criterio de sostenibilidad de la UE sobre la generación de electricidad a partir de biomasa (European Comision, 2010), se ha calculado el porcentaje de ahorro en emisiones de GEIs de la biomasa con respecto al gas natural. Estos resultados, junto con los indicadores de

consumo energético fósil, se han confrontado con sus balances de nitrógeno correspondientes. Esto ha permitido establecer posibles relaciones y comprobar la sostenibilidad de las dosis de fertilización probadas, en los que respecta a sus ahorros de emisiones de GEIs, sus indicadores de consumo energético fósil y los balances de nitrógeno del suelo resultantes.

4.2 DISEÑO EXPERIMENTAL: PARCELAS, SUELOS, LABORES Y RENDIMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DE LA BIOMASA

Para obtener los datos de campo para los inventarios de los ACVs y los balances de nitrógeno se han realizado diferentes ensayos en una parcela de una superficie total de 8.500 m² en la que se ha cultivado el centeno durante dos campañas agrícolas consecutivas en el periodo 2010-2012. La parcela estaba localizada en la provincia de Soria. Los ensayos de fertilización se realizaron en franjas de 800-900m² utilizando maquinaria comercial y prácticas de cultivo típicas para todas las labores, excepto para la fertilización de cobertera, para la que se han ensayado dos dosis adicionales de nitrato amónico cálcico 27% N además de la dosis típica usada por los agricultores (80 kg N·ha⁻¹·año⁻¹). Estas dosis corresponden a una dosis que se llamará baja de 30 kg N·ha⁻¹·año⁻¹ y a otra nula de 0 kg N·ha⁻¹·año⁻¹. Se llevaron a cabo tres ensayos de fertilización por dosis y campaña agrícola, cada ensayo se estableció en una porción de suelo con características diferenciadas (S1, S2 y S3). Todos los detalles sobre el diseño experimental y las condiciones pedo-climáticas se muestran en la Tabla 4-1.

Tabla 4-1. Diseño experimental de las parcelas de centeno para ensayo de dosis de fertilización de cobertera

1. Localización	Soria		
Coordenadas	41° 36' 40,0" N 2° 28' 55,6" W		
Altitud	1.035 m		
2. Clima	Mediterráneo continentalizado con inviernos fríos		
3. Genotipo	Secale Cereale (Petkus)		
4. Parcelas	9 / 2 / en franjas / 0,04-0,05 ha		
5. Periodo experimental	Año 1 (A1)	Año 2 (A2)	
Duración	09/2010 al 06/2011	09/2011 al 06/2012	
Temperatura media	10,3 °C	11,0 °C	
Lluvia total	447 mm	293 mm	
6. Prácticas de manejo del cultivo	A1	A2	
Dosis de siembra (kg·ha ⁻¹ ·y ⁻¹)	Centeno (120)	Centeno (120)	
Fertilización presiembra (kg·ha ⁻¹ ·y ⁻¹)	NPK 8-24-8 (300)	NPK 8-24-8 (300)	
Fertilización cobertera (kg N·ha ⁻¹ ·y ⁻¹)	Nitrato Amónico Cálcico 27% N (0/30/80)	Nitrato Amónico Cálcico 27% N (0/30/80)	
Herbicidas (kg·ha ⁻¹ ·y ⁻¹)	Dicamba (0,125) 2,4-D (0,370)	No se aplicaron tratamientos	
7. Clase de suelo	Suelo 1 (S1)	Suelo 2 (S2)	Suelo 3 (S3)
Textura	Arenosa	Arenosa	Franco arenosa
Arcilla (%) / Arena (%) / Limo (%)	8/84/8	4/84/12	12/76/12
pH	7,19	6,85	7,13
Materia Orgánica (%)	0,54	0,84	1,3
Nitrógeno (%)	0,050	0,070	0,100
Fósforo total (%)	0,0058	0,0103	0,0187

Las labores a realizar para el cultivo del centeno se han llevado a cabo teniendo en cuenta su diseño experimental. La Tabla 4-2 muestra los detalles sobre las labores realizadas y la maquinaria utilizada para el cultivo del centeno. Debido a que el consumo de gasoil de algunas labores depende de la productividad del cultivo, cada una de ellas tiene un consumo asociado específico que depende del rendimiento del ensayo. En la Tabla 4-2 se muestra a modo de resumen el consumo máximo, mínimo y medio (entre paréntesis) para estas labores.

Tabla 4-2. Labores desarrolladas y características de la maquinaria empleada para el cultivo del centeno

Labores	Tractor		Apero			
	Peso	Potencia	Tipo	Peso	Tiempo de operación	Consumo de combustible
	(kg)	(kW)		(kg)	(h·ha ⁻¹)	(L·ha ⁻¹)
Laboreo primario	5470	103	Arado	1390	1,00	20
Laboreo secundario	5470	103	Grada	400	0,66	10
Fertilización de presembrado	3914	66	Abonadora	110	0,20	4
Siembra	5470	103	Sembradora	830	0,60	8
Tratamiento herbicida	3914	66	Pulverizador	230	0,50	4
Fertilización de cobertera ^a	3914	66	Abonadora	110	0,20	4
Rulado	3914	66	Rulo	1000	0,40	8
Segadora-hileradora ^b	3914	66	Segadora acondicionadora	150	1,89-1,16 (1,49) ^c	15,77-9,68 (12,42) ^c
Empacado ^b	9000	144	Empacadora prismática	1700	1,33-0,82 (1,05) ^c	26,51-16,43 (20,96) ^c
Carga de pacas al remolque del tractor	5470	103	Remolque autocargador	2500	0,48	10,9
Carga de pacas al camión	5470	103	Elevador	1870	0,40	4

^a La fertilización de cobertera no se realiza cuando la dosis de fertilización es nula.

^b El consumo de gasoil y la capacidad de trabajo para esta labor dependen del rendimiento de la cosecha.

^c Máximo-Mínimo (promedio).

Cuando el centeno se cosechó, se midió la productividad de la biomasa para cada ensayo y a su vez se realizó el muestreo y la caracterización de la misma. Se midieron las proporciones entre la biomasa cosechada, el rastrojo y las raíces y se determinaron también las diferencias entre el contenido de carbono y nitrógeno de cada una de estas partes del centeno.

Se encontró que, como promedio, el rastrojo equivalía a un 13% de la biomasa cosechada mientras que las raíces equivalían a un 9%. No se encontraron diferencias importantes entre los porcentajes de carbono de las diferentes partes del centeno. Es decir, el contenido en carbono de la biomasa aérea (biomasa cosechada + rastrojo) fue aproximadamente el mismo al de las raíces. Sin embargo, cuando se analizó el porcentaje de N se observó que éste era un 53% superior en las raíces en comparación con la biomasa aérea (biomasa cosechada + rastrojo).

La Tabla 4-3 muestra un resumen detallado sobre la caracterización de la biomasa y la productividad de los ensayos de centeno, incluyendo información sobre el rendimiento de la biomasa seca (0% humedad), su poder calorífico en esta condición y al 12% de humedad, ya que ésta es la humedad media de referencia de las pacas que alimentan la planta de biomasa considerada en este estudio (ver apartado 2.2.6.2).

Tabla 4-3. Rendimiento y caracterización del centeno en los ensayos de dosis de fertilización de cobertera

Ensayo	Año	Fertilización de cobertera (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	Suelo	Rendimiento de la biomasa (kg bs ^a ·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	N en biomasa aérea (%)	N en raíces (%)	C biomasa aérea y raíces (%)	PCI _{pc,0} ^b (MJ·kg bs ^{-1a})	PCI _{pc,12} ^c (MJ·kg bh ^{-1d})
1	A1	0	S1	7.092	0,57	0,87	44,9	16,68	14,39
2	A1	0	S2	10.142	0,90	1,38	45,2	16,85	14,53
3	A1	0	S3	9.001	1,15	1,76	44,4	16,57	14,29
4	A1	30	S1	8.182	0,82	1,26	44,6	16,57	14,29
5	A1	30	S2	10.442	1,01	1,55	45,0	16,79	14,48
6	A1	30	S3	10.792	0,86	1,32	45,6	16,93	14,61
7	A1	80	S1	10.548	1,00	1,53	45,6	16,97	14,64
8	A1	80	S2	11.815	0,83	1,27	45,4	16,88	14,56
9	A1	80	S3	13.200	0,87	1,33	45,3	16,85	14,53
10	A2	0	S1	4.416	0,68	1,04	45,6	16,82	14,51
11	A2	0	S2	5.028	0,81	1,24	46,0	16,94	14,61
12	A2	0	S3	5.875	0,81	1,24	45,5	16,81	14,50
13	A2	30	S1	6.349	0,73	1,12	45,7	16,84	14,53
14	A2	30	S2	6.024	0,80	1,23	45,9	16,93	14,61
15	A2	30	S3	6.091	0,91	1,39	45,8	16,87	14,55
16	A2	80	S1	7.577	1,29	1,98	46,0	16,92	14,60
17	A2	80	S2	8.298	1,24	1,90	45,2	16,96	14,63
18	A2	80	S3	6.452	1,07	1,64	45,7	16,88	14,56

^a Base seca

^b Poder calorífico inferior a presión constante y 0 % de humedad

^c Poder calorífico inferior a presión constante y 12 % de humedad

^d Base húmeda

4.3 METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

La metodología empleada para realizar los ACVs de esta tesis se describe de forma pormenorizada en el apartado 2.2.6. Para este capítulo se han tenido en cuenta todas las emisiones descritas en el análisis de inventario (compuestos nitrogenados, compuestos fosforados, metales pesados, etc.) ya que influyen en los resultados de las categorías de impacto que han sido analizadas utilizando el método CML.

Para la realización de los análisis de ciclo de vida se ha llevado a cabo un proceso de validación de los datos de los agricultores y una valoración de la calidad de los mismos. En este proceso no se han encontrado desviaciones importantes.

4.4 METODOLOGÍA DEL BALANCE DE NITROGENO DEL SUELO

La metodología empleada para llevar a cabo el balance de nitrógeno se describe en el punto 2.3.3 y se alimenta de los datos descritos en el punto 4.2 de este capítulo. Tanto la utilización del balance de nitrógeno en conjunción con el ACV como el ajuste del cálculo de este indicador para hacerlo coherente con el análisis de inventario de los ACVs son aportes originales de esta tesis.

4.5 RESULTADOS

4.5.1 Balance de nitrógeno del suelo

Se han realizado balances de nitrógeno para los distintos ensayos de centeno, los cuales incluyen la utilización de diferentes dosis de fertilización de cobertera en dos campañas agrícolas en porciones de suelo con características diferenciadas. En la Tabla 4-4 se muestran los

resultados obtenidos de los balances de Nitrógeno del suelo. Como puede comprobarse para prácticamente todos los ensayos realizados los balances resultaron negativos, excepto para el ensayo número 18. En general, se han obtenido déficits de nitrógeno más altos para las dosis de fertilización de cobertera nula o baja y también se han obtenido déficits de nitrógeno más altos en el primer año de cultivo en comparación con el segundo. Incluso cuando no se realizó fertilización de cobertera, el principal aporte de nitrógeno al suelo se debió a los fertilizantes. Las salidas de nitrógeno se debieron fundamentalmente al nitrógeno exportado por las cosechas, aunque también tuvo una contribución significativa el nitrógeno perdido en forma de nitratos.

Tabla 4-4. Resultados del balance de nitrógeno para los ensayos de dosis de fertilización de cobertera utilizadas en centeno destinado a la generación eléctrica.

Ensayo	Código ^a	Balance de Nitrógeno del Suelo (kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	Entradas (kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹) ^b				Salidas (kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹) ^b					
			N_Fert	N_Sem	N_DeAt	N_OrLi	N_ExCos	N_NO ₃	N_Eros	N_NH ₃	N_N ₂ O _{Rc+Fert}	N_NO _x
1	A1_0_S1	-32,27	24	1,91	7	3	40,42	24,29	1,98	0,96	0,35	0,18
2	A1_0_S2	-72,87	24	1,91	7	3	91,28	13,07	2,78	0,96	0,49	0,20
3	A1_0_S3	-93,10	24	1,91	7	3	103,51	19,83	3,97	0,96	0,52	0,22
4	A1_30_S1	-29,54	54	1,91	7	3	67,09	23,80	1,98	1,56	0,72	0,30
5	A1_30_S2	-61,98	54	1,91	7	3	105,46	16,95	2,78	1,56	0,82	0,32
6	A1_30_S3	-57,89	54	1,91	7	3	92,81	24,34	3,97	1,56	0,79	0,33
7	A1_80_S1	-20,11	104	1,91	7	3	105,48	24,17	1,98	2,56	1,32	0,51
8	A1_80_S2	-24,79	104	1,91	7	3	98,06	35,47	2,78	2,56	1,30	0,53
9	A1_80_S3	-34,03	104	1,91	7	3	114,84	26,70	3,97	2,56	1,35	0,52
10	A2_0_S1	-22,16	24	1,91	7	3	30,03	24,61	1,98	0,96	0,32	0,17
11	A2_0_S2	-37,91	24	1,91	7	3	40,73	28,81	2,78	0,96	0,35	0,19
12	A2_0_S3	-42,28	24	1,91	7	3	47,59	25,11	3,97	0,96	0,37	0,19
13	A2_30_S1	-10,54	54	1,91	7	3	46,35	25,61	1,98	1,56	0,66	0,29
14	A2_30_S2	-20,66	54	1,91	7	3	48,19	33,06	2,78	1,56	0,67	0,31
15	A2_30_S3	-22,53	54	1,91	7	3	55,43	26,49	3,97	1,56	0,69	0,30
16	A2_80_S1	-12,36	104	1,91	7	3	97,74	24,19	1,98	2,56	1,30	0,50
17	A2_80_S2	-23,55	104	1,91	7	3	102,90	29,38	2,78	2,56	1,32	0,52
18	A2_80_S3	9,87	104	1,91	7	3	69,04	28,76	3,97	2,56	1,23	0,48

^a El código de cada ensayo se compone del año, las dosis de fertilización en kg N·ha⁻¹·a⁻¹ y la referencia al tipo de suelo.

^b El significado de las abreviaturas de las entradas y salidas consideradas en el balance se describe en el punto 2.3.3.

4.5.2 Potencial de calentamiento global

En este apartado se analiza el efecto que tiene en los ahorros de emisiones de GEIs el rendimiento del cultivo, el balance de N del suelo y la eficiencia total de fertilización. En las figuras de este apartado se representan los porcentajes de ahorro en GEIs frente a las variables anteriores.

En la Figura 4-1 se representa el porcentaje de ahorro en emisiones de GEIs frente al rendimiento de la biomasa para los diferentes ensayos de centeno. Los datos mostrados reflejan que los ensayos tienden a seguir tres curvas diferenciadas, cada una de ellas para una dosis de fertilización diferente. Estas curvas sugieren que existe una correlación positiva entre el ahorro de emisiones de GEIs y el rendimiento de la biomasa de centeno. La forma de la curva es muy similar para las tres dosis de fertilización de cobertera utilizadas, sin embargo, están desplazadas de forma que para las mismas productividades de centeno, el porcentaje de ahorro aumenta cuanto menor es la dosis de fertilizante utilizada. Como consecuencia se comprueba que, en promedio, los ahorros son más altos cuando se han utilizados dosis de cobertera nulas (77,7%) y bajas (71,6%) que cuando se han utilizado las dosis típicas de fertilización de 80 kg de N·ha⁻¹·año⁻¹ (63,7%). En esta figura se observa a su vez el efecto de la variabilidad climática. En nuestro caso en todos los ensayos el rendimiento empeoró durante la segunda campaña agrícola cuando se compara dentro de la misma dosis de fertilización, esto se debió principalmente a las menores precipitaciones. El criterio de sostenibilidad de la UE de 60 % de ahorro en emisiones de GEIs lo

cumplieron el 89% de los ensayos. Los dos ensayos que no cumplieron con este criterio corresponden a ensayos del segundo año en los que se utilizó dosis de fertilización típica.

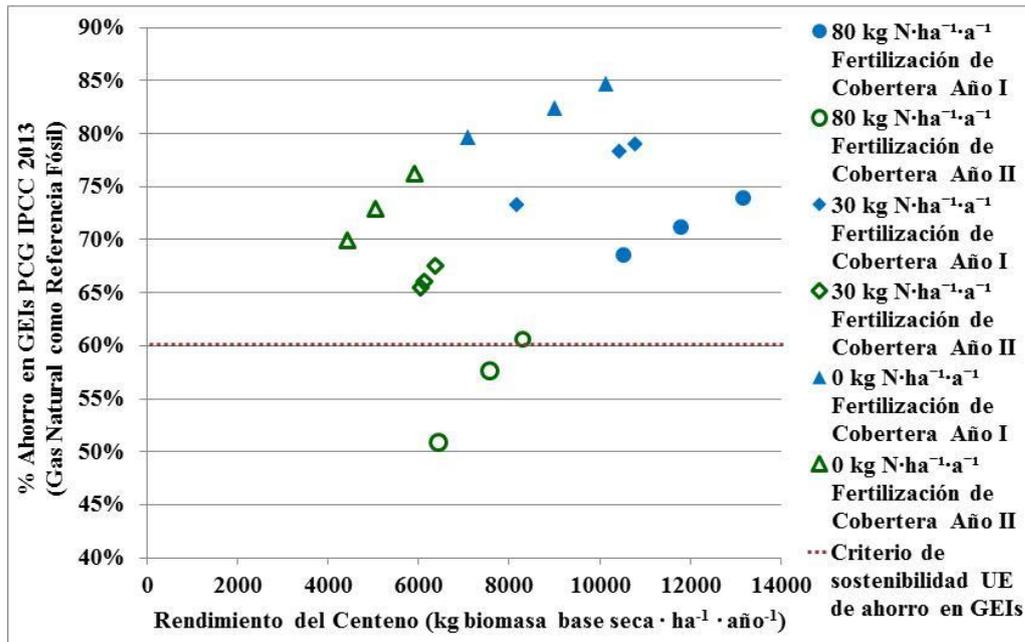


Figura 4-1. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de dosis de fertilización de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculadas con el método del IPCC 2013 frente al rendimiento de la parte aérea del centeno.

En la Figura 4-2 se comparan los ahorros de emisiones de GEIs frente al balance de nitrógeno del suelo. Se observa que hay una correlación positiva bastante clara entre el porcentaje de ahorro en emisiones de GEIs y el déficit de nitrógeno generado en el suelo. Sin embargo, en esta figura los ensayos no se alinean formando curvas claras en función de las dosis de fertilización, como sí ocurría al representar los ahorros de emisiones de GEIs frente al rendimiento del centeno (ver Figura 4-1). El principal motivo para que esto sea así es la importancia que tiene el nitrógeno exportado por la cosecha en el balance de nitrógeno del suelo en relación a otras partidas así como su variabilidad. Esta variabilidad se refleja en Tabla 4-4 y se debe principalmente a la variabilidad del contenido en nitrógeno de la biomasa (ver Tabla 4-3) dentro del mismo grupo de ensayos (misma fertilización de cobertera y año). Los déficits de nitrógeno fueron mayores en promedio para la dosis nula ($50 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) y baja ($34 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) de fertilización de cobertera que para la dosis típica ($20 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$), mostrándose así una correlación negativa entre la dosis de fertilización de cobertera y el déficit de nitrógeno generado en el suelo. Cabe destacar que en los ensayos realizados, se produjeron déficits de nitrógeno no despreciables aun cuando se utilizaron dosis típicas de fertilización de cobertera de $80 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. También se observa que los ensayos del primer año ($-47 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) produjeron en promedio mayores déficit de nitrógeno que los del segundo ($-20 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) y generaron como consecuencia mayores ahorros de emisiones de GEIs. Este efecto se debió a los mayores rendimientos del primer año que a su vez fueron consecuencia de unas mejores condiciones mediambientales. La reducción $1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ del déficit de nitrógeno del suelo implica una reducción de los ahorros de emisiones de GEIs del 0,31% bajo las condiciones de este estudio.

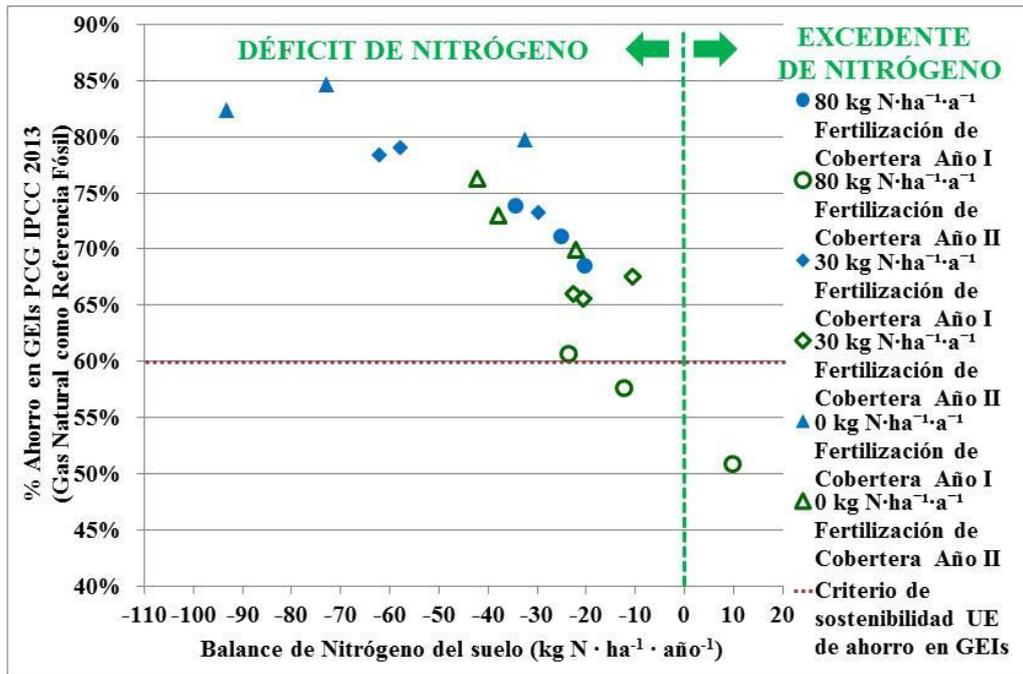


Figura 4-2. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de dosis de fertilización de cobertura en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculadas con el método del IPCC 2013 frente al balance de nitrógeno del suelo.

En la Figura 4-3 se enfrentan los ahorros de emisiones de GEIs con la eficiencia de fertilización total, la cual mide la energía contenida en la cosecha por unidad de N aplicado en la fertilización total (presembrado + cobertura). Se aprecia que los resultados de los ensayos se alinean formando una curva que parece tener una asíntota horizontal. Esta curva indica una relación de correlación positiva entre la eficiencia de fertilización y el porcentaje de ahorro en emisiones de GEIs. La eficiencia media de fertilización total fue mejor el primer año que el segundo debido a las mejores condiciones meteorológicas las cuales derivaron en un mayor crecimiento del cultivo pero a su vez en mayores extracciones de nitrógeno que vinieron de los aportes de los fertilizantes así como de las reservas del suelo. Como era de esperar la eficiencia de fertilización total fue mayor para la fertilización de cobertura nula y baja porque el centeno fue capaz de crecer extrayendo la mayoría del nitrógeno de las reservas del suelo en lugar de obtenerlo de los fertilizantes.

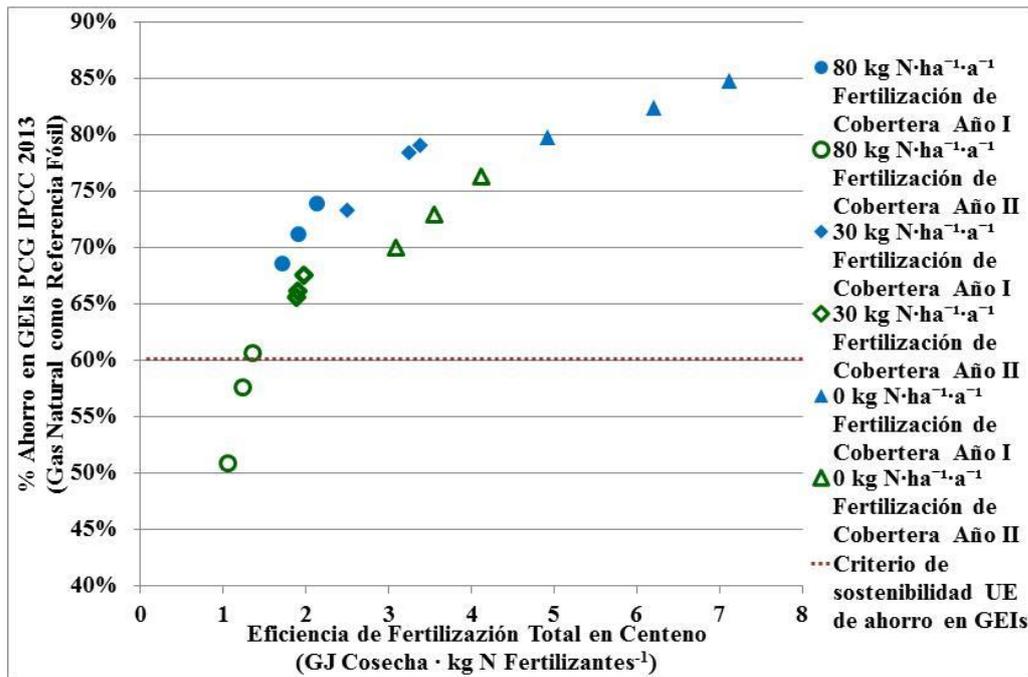


Figura 4-3. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de dosis de fertilización de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculadas con el método del IPCC 2013 frente a la eficiencia total de fertilización

4.5.3 Demanda de energía primaria

En este apartado se analiza el efecto que tiene en la tasa de retorno energético fósil el rendimiento del cultivo, el balance de N del suelo y la eficiencia total de fertilización. La tasa de retorno energético fósil es la energía eléctrica que se genera por unidad de energía primaria fósil consumida. En las tres primeras figuras de este apartado se representan la tasa de retorno energético fósil frente a las variables anteriores. En las dos siguientes se exponen los resultados del consumo de energía primaria. En la primera se desglosa en renovable y no renovable para los tres escenarios de fertilización y para el gas natural y en la segunda se muestra además desagregado en seis tipos adicionales de energía y detallado por fases, aunque sólo para los escenarios de centeno.

En la Figura 4-4 se muestra la relación entre la tasa de retorno energético fósil y el rendimiento de la biomasa de centeno. En la misma, se puede observar que los ensayos se alinean formando tres líneas de tendencia en función de la dosis de fertilización de cobertera. A su vez, evidencian una correlación positiva entre la tasa de retorno energético fósil y el rendimiento del centeno tal y como ocurría con los ahorros de emisiones de GEIs frente al rendimiento en la Figura 4-1.

Se observa que, en promedio, las dosis de fertilización más bajas produjeron mayores tasas de retorno energético fósil, pero peores rendimientos y que para la misma dosis de fertilización a mayor rendimiento mayor tasa de retorno energético fósil.

En todos los ensayos la tasa de retorno energético fósil fue superior a 1,5, situándose todos los valores en el intervalo que va de 1,6 a 3,8. Independientemente de la dosis de fertilización de cobertera utilizada, los resultados obtenidos durante el primer año fueron mejores que los del segundo, de manera que durante el primer año la electricidad generada fue entre 2,6 y 3,8 veces mayor que la energía fósil consumida, mientras que para el segundo año fue entre 1,7 y 2,6 veces superior.

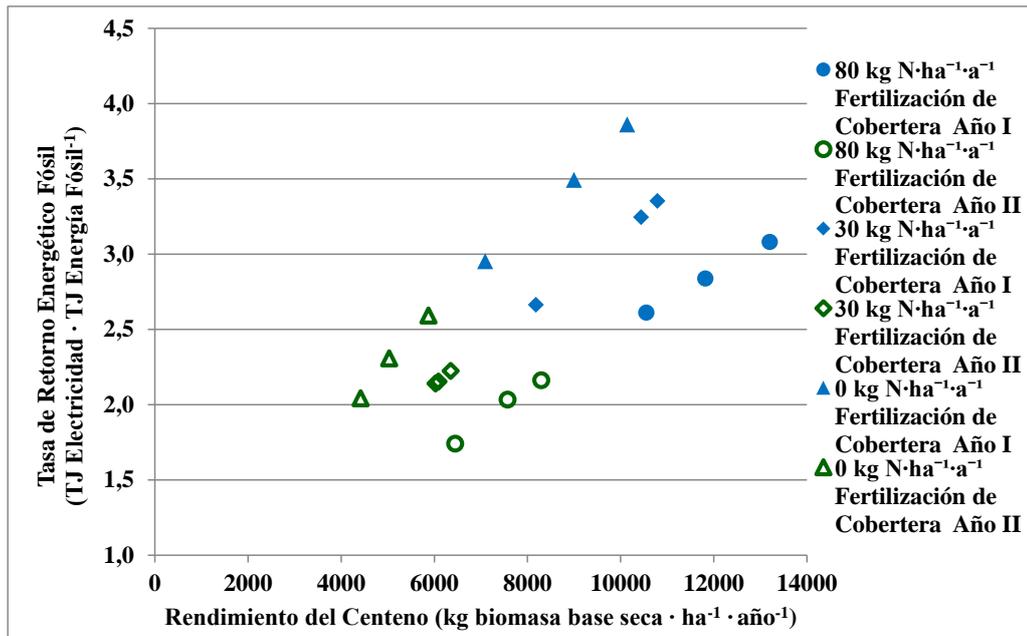


Figura 4-4. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de dosis de fertilización de cobertera por unidad energía fósil consumida frente al rendimiento de la parte aérea del centeno.

La Figura 4-5 muestra la relación entre la tasa de retorno energético fósil y el balance de nitrógeno del suelo. Los datos de la figura evidencian que hay una correlación positiva bastante clara entre la tasa de retorno energético fósil y el déficit de nitrógeno generado en el suelo. Los resultados para las tres dosis de fertilización de cobertera del primer año evidenciaron una mayor eficiencia en el uso de la energía fósil, sin embargo, produjeron peores balances de nitrógeno del suelo con una amplia variabilidad. El intervalo de valores que tomó el balance de nitrógeno para los ensayos del primer año fue de -93 a -20 kg N·ha⁻¹·a⁻¹, mientras que para el segundo año fue más estrecho, desde -42 a -10 N·ha⁻¹·a⁻¹. La reducción de 1 kg·ha⁻¹·a⁻¹ del déficit de nitrógeno del suelo implicaría un empeoramiento de la tasa de retorno energético fósil de 0,021 TJe-TJ fósil⁻¹ de acuerdo con los cálculos de los autores para las condiciones de este estudio.

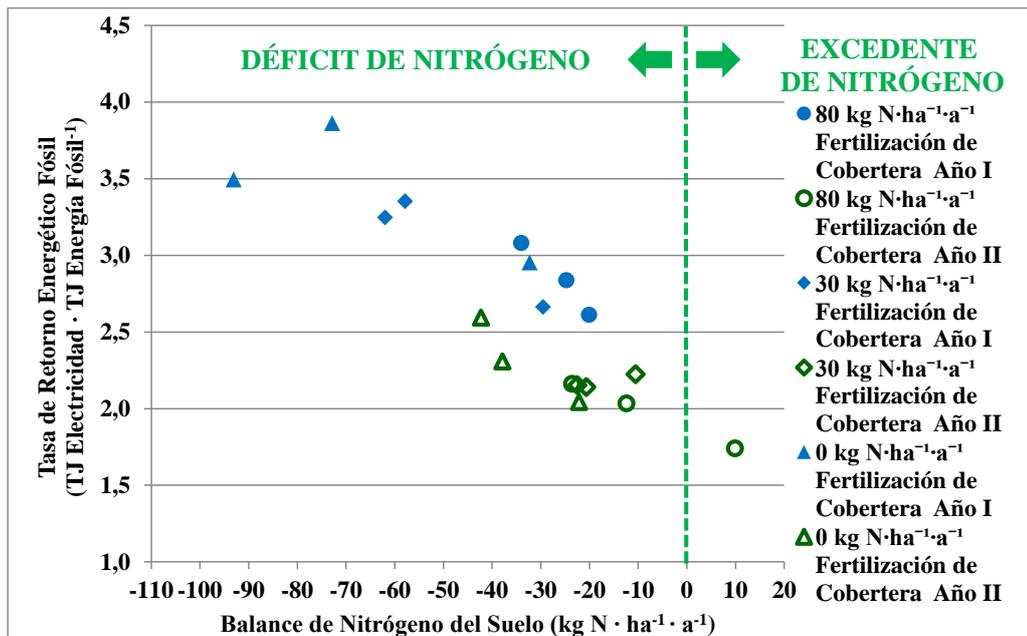


Figura 4-5. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de dosis de fertilización de cobertera por unidad energía fósil consumida frente al balance de nitrógeno del suelo.

En la Figura 4-6 se muestran los resultados de la tasa de retorno energético fósil frente a la eficiencia total de fertilización. En ella se observa que los ensayos se alinean formando tres líneas de tendencia claras según la dosis de fertilización de cobertera tal y como sucede en la Figura 4-2 y la Figura 4-4. La tasa de retorno energético fósil mejora con la eficiencia de fertilización total indicado una correlación positiva. La eficiencia de fertilización total para la misma dosis de fertilización de cobertera fue siempre menor para los ensayos del segundo año que para los del primero.

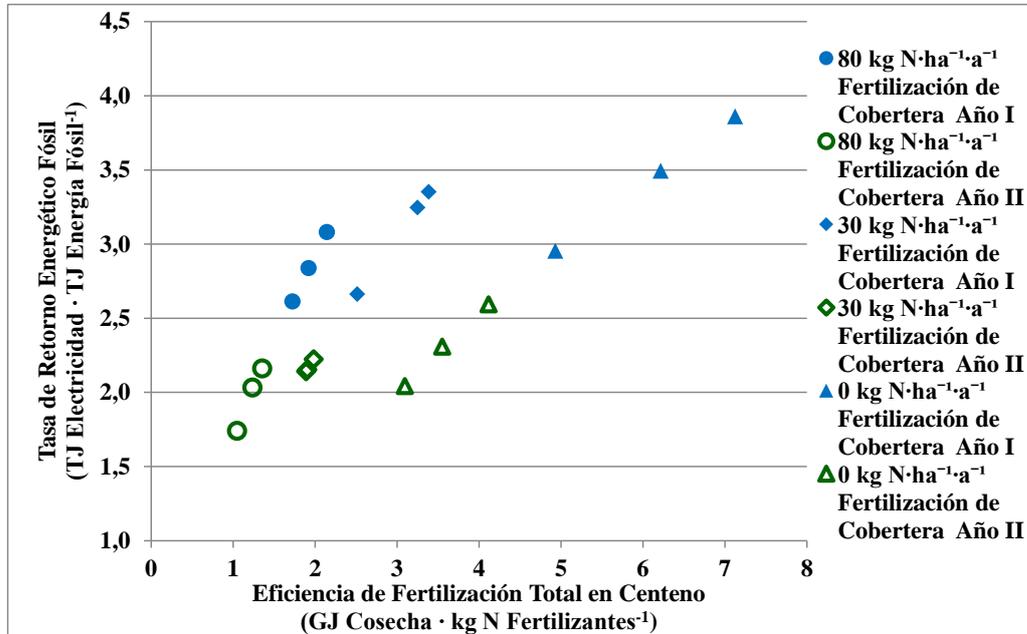


Figura 4-6. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de dosis de fertilización de cobertera por unidad energía fósil consumida frente a la eficiencia total de fertilización.

La Figura 4-7 muestra los resultados de la tasa de retorno energético de la energía primaria total dividida en fuentes renovables y no renovables para los tres escenarios de fertilización de cobertera en centeno y para el gas natural. El consumo de energía primaria total fue mayor para los tres escenarios de electricidad generada a partir de biomasa de centeno con 4,06, 4,03 y 4,01 TJ energía primaria · TJ electricidad⁻¹ para las dosis típica, baja y nula de fertilización de cobertera respectivamente, frente a los 2,89 TJ energía primaria · TJ electricidad⁻¹ del gas natural. Los altos valores de energía primaria para los escenarios bioenergéticos se deben principalmente a la contabilización de la energía de la biomasa de las pacas de centeno. Sin embargo, el consumo de energía no renovable, en su mayoría energía fósil, fue más de siete veces superior para el gas natural que para cualquiera de los tres escenarios de electricidad obtenida a partir de biomasa de centeno. Los tres escenarios de fertilización en centeno tuvieron unos resultados muy similares para los consumos de energía renovable. Esto se debe a la escasa variación de la energía de biomasa que predomina entre el resto de renovables y a que el valor de ésta depende prácticamente en su totalidad del poder calorífico del centeno, el cual tuvo variaciones muy pequeñas entre escenarios. Lo mismo ocurrió para la energía no renovable, pero en este caso se debe a que las dosis de fertilización nulas y bajas tuvieron rendimientos más bajos que se compensaron por la menor cantidad de fertilizante consumido, el cual requiere grandes cantidades de energía para su producción en su mayoría no renovable. Cabe destacar que el consumo de energía no renovable para la generación con gas natural fue 6,4 veces superior que para la generación con biomasa de centeno utilizando una fertilización de cobertera típica de 80 kg N·ha⁻¹·a⁻¹.

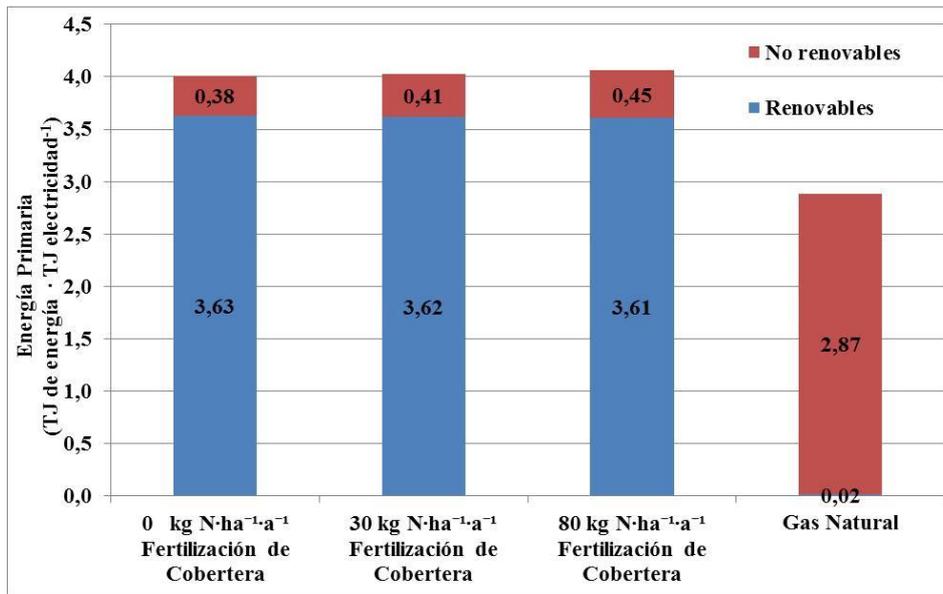


Figura 4-7. Energía primaria total media consumida en la generación de 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de dosis de fertilización de cobertera estudiados y a partir de gas natural.

En la Figura 4-8 se muestra el consumo medio por fases de los diferentes tipos de energía primaria para la generación de 1 TJ de electricidad en cada uno de los tres escenarios de fertilización de cobertera en centeno. Se observa que la producción y transporte de fertilizantes fue la fase más importante para seis de los nueve tipos de energía representados. La operación de la planta de biomasa fue la fase más importante para el consumo de energía renovable de la biomasa debido a que las pacas de centeno se queman en esta fase y por tanto la energía de la biomasa contenida en el centeno se contabiliza en esta fase. Como la energía renovable procedente de la biomasa es el tipo de energía más consumida, la operación de la planta de biomasa fue la fase con más influencia sobre el consumo total de energía renovable y sobre el consumo total de energía primaria. Las labores agrícolas fueron la segunda fase en orden de importancia para cinco tipos de energía incluyendo la energía fósil. Como era de esperar la importancia relativa del consumo y transporte de fertilizantes creció con la dosis de fertilización de cobertera para todos los tipos de energía.

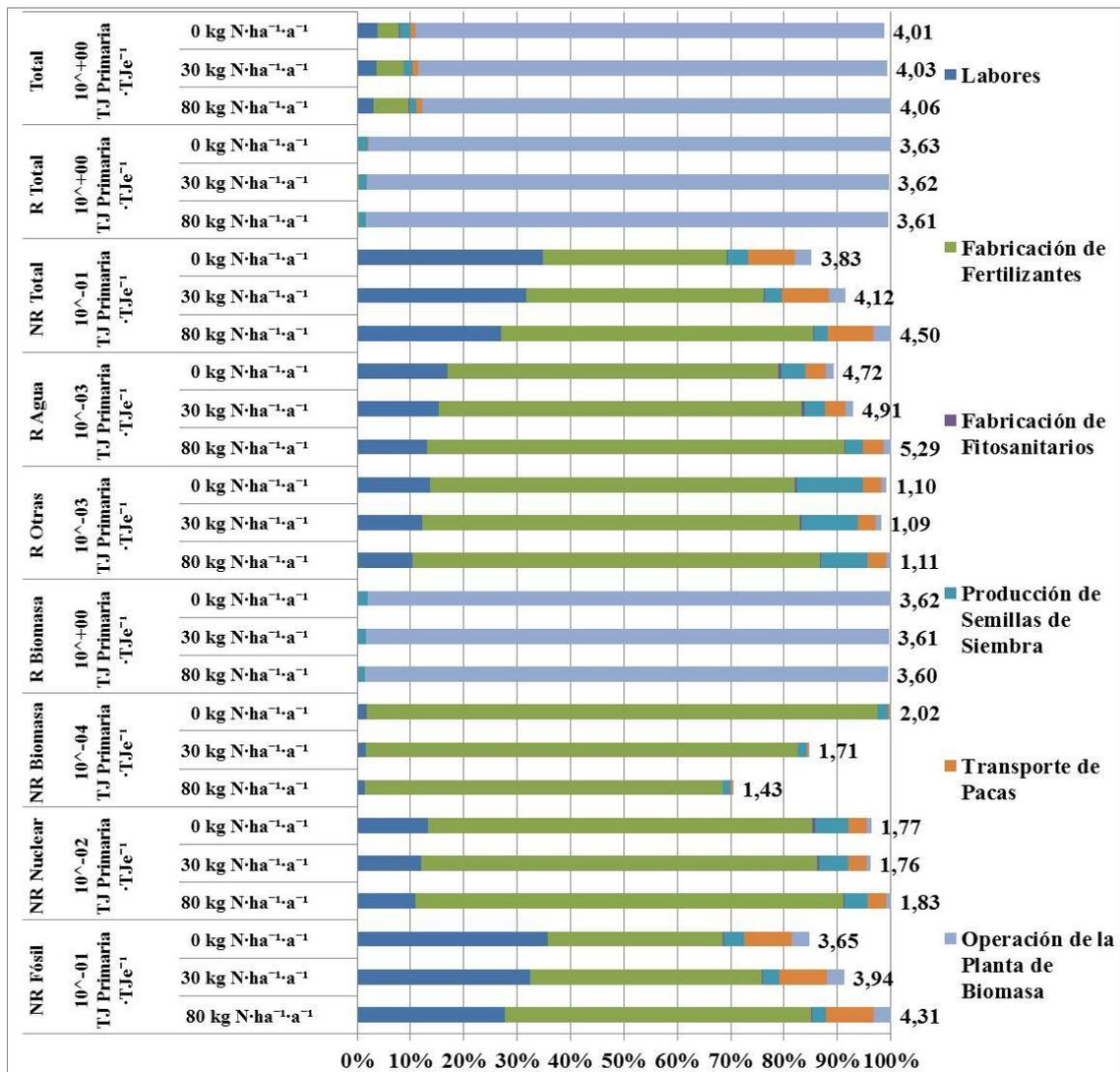


Figura 4-8. Energía primaria media por tipos consumida en las diferentes fases implicadas en la generación de 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de dosis de fertilización de cobertera estudiados.

4.5.4 Categorías de impacto del método CML

En este apartado se analizan los resultados obtenidos de la generación de electricidad con biomasa de centeno en los tres escenarios de fertilización y con gas natural para las once categorías de impacto del método CML (Althaus H.J. & EMPA, 2010b).

La Figura 4-9 compara los resultados medios de los ensayos de dosis de fertilización de cobertera en centeno con los del gas natural para las categorías del método CML. En ella, se observa que la biomasa de centeno destinada a la generación eléctrica es mejor opción que el gas natural solamente para cuatro de las once categorías analizadas. Sin embargo, el potencial de calentamiento global y el agotamiento de recursos abióticos por consumo de energía fósil están entre estas categorías y ambas se consideran habitualmente entre las más importantes en los ACVs. Cuando se compara entre los escenarios de fertilización de centeno se aprecia que los sistemas que utilizaron dosis típica de fertilización de cobertera generaron los mayores impactos para ocho de las once categorías.

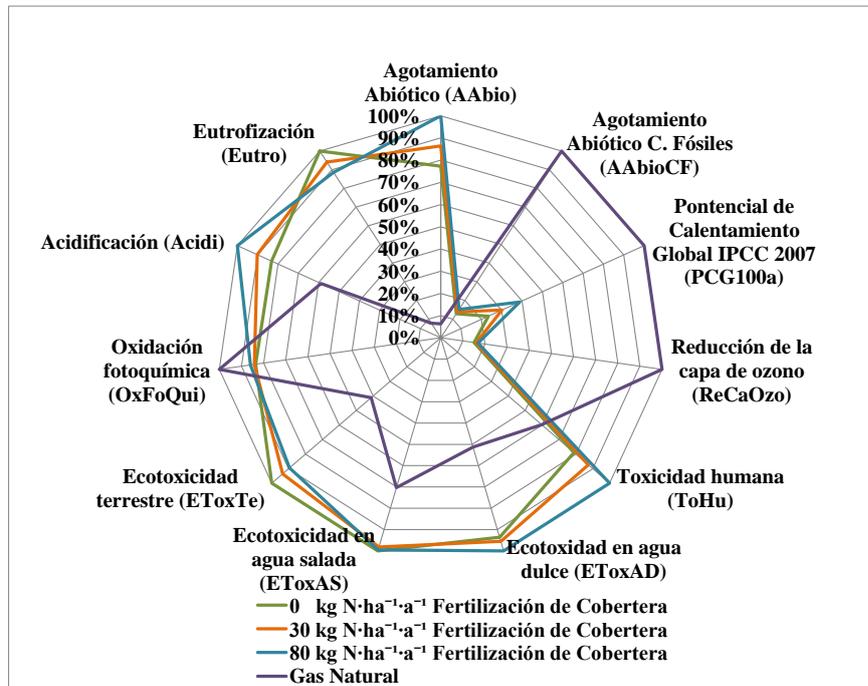


Figura 4-9. Comparativa de los resultados obtenidos para las categorías de impacto del método CML entre el ACV de los tres escenarios de dosis de fertilización de cobertera utilizada en el cultivo de centeno destinado a la generación eléctrica y el ACV del gas natural destinado al mismo fin.

En la Figura 4-10 se representan los resultados medios por fases de las categorías de método CML cuando se genera 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de dosis de fertilización de cobertera estudiados. La producción de fertilizantes junto con las emisiones derivadas de su uso y del terreno fueron las fases más importantes para todas las categorías de impacto, excepto para la acidificación en la que la operación de la planta de biomasa tuvo más influencia que la suma de estas dos fases debido a las emisiones aéreas de SO_2 . Los impactos generados dentro de una misma categoría crecieron con la dosis de fertilización para nueve de las once categorías analizadas. En el caso de la eutrofización, se obtuvieron impactos más altos para las dosis de fertilización nula y baja. Esto se debió, fundamentalmente, a los menores rendimientos de los escenarios con dosis nula o baja de fertilización de cobertera y a la alta influencia de las emisiones por el uso de fertilizantes fosforados, los cuales se aplicaron en la misma dosis en todos los escenarios. Los resultados de la ecotoxicidad acuática marina fueron muy similares en los tres escenarios de fertilización considerados y se vieron afectados principalmente por la producción de fertilizantes.

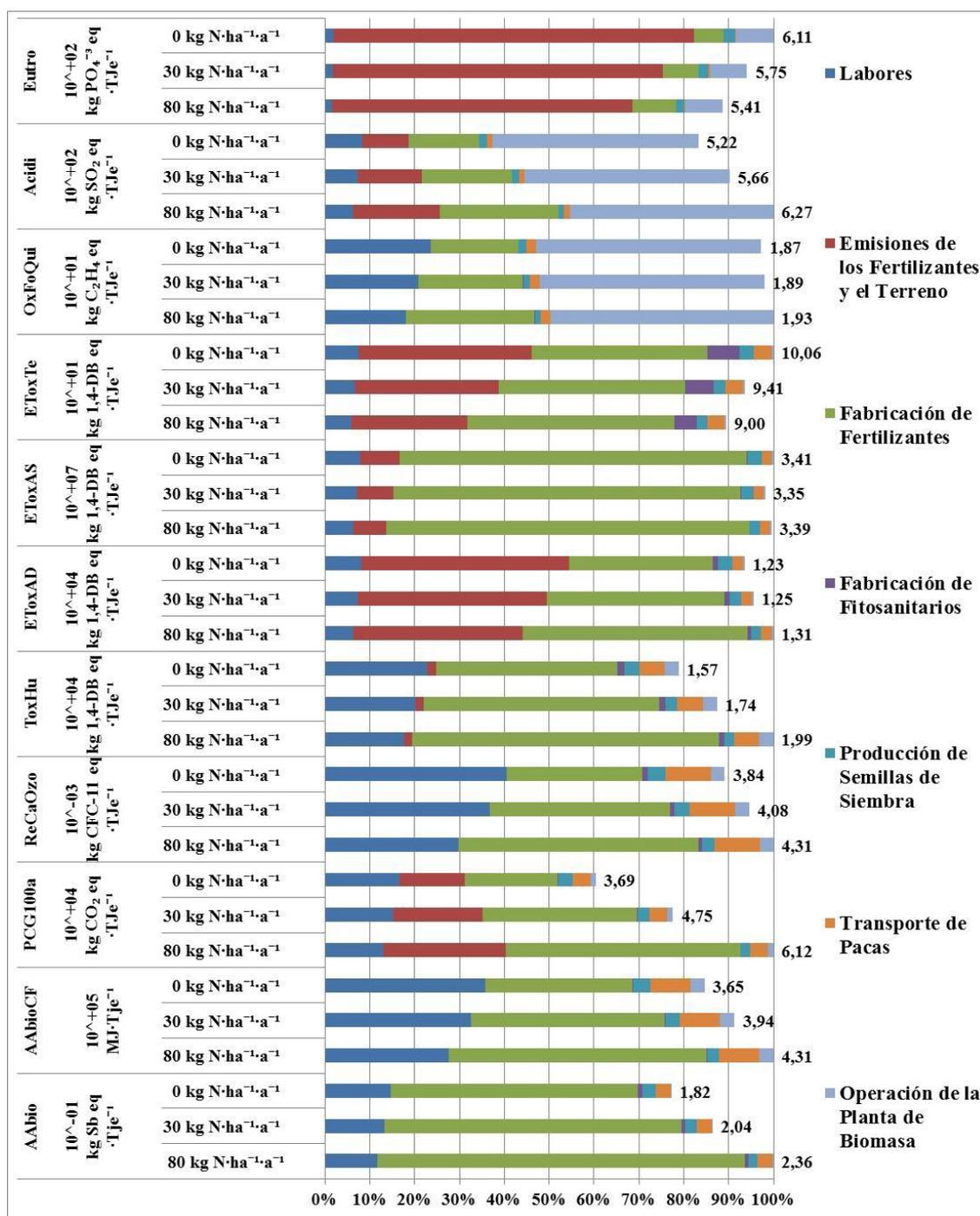


Figura 4-10. Impactos incurridos para las categorías del método CML en las diferentes fases implicadas en la generación de 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de dosis fertilización de cobertera estudiados.

4.6 DISCUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos en este capítulo, en el que se evalúa la generación de electricidad a partir de la parte aérea del centeno y se compara con la generación con gas natural, se han obtenido nuevas y relevantes relaciones entre las cantidades de nitrógeno aportadas en la fertilización de cobertera y los ahorros de emisiones de GEIs, los balances energéticos fósiles y los balances de nitrógeno.

Comparando los resultados de los diferentes ensayos se ha descubierto que, en promedio, cada kg de N aplicado en la fertilización de cobertera produjo una reducción de los ahorros en emisiones de GEIs del 0,18% (ver Figura 4-1), así como un empeoramiento del balance energético de 0,00084 TJ fósiles por TJ eléctrico generado (ver Figura 4-4). Por el contrario, cada kg de N adicional fue capaz de reducir déficit de nitrógeno del suelo en 0,43 kg de N por ha (ver Figura 4-2 y Figura 4-5).

Los resultados de la Figura 4-2 también revelaron que incluso con la dosis de fertilización de cobertera más alta (80 kg de N·ha⁻¹·a⁻¹), se produjeron déficits significativos en las reservas de nitrógeno del suelo para la mayoría de los ensayos realizados (ver Tabla 4-4). La compensación de los déficits de nitrógeno del suelo de los ensayos que se muestran en la Figura 4-2, utilizando la relación descrita con anterioridad, produciría una reducción de los ahorros de emisiones de GEIs hasta valores entre el 52,7% y el 60,1%. Estos nuevos resultados implicarían que sólo uno de los dieciocho ensayos cumplirían ahora con el criterio de sostenibilidad de la UE de 60% de ahorro en emisiones de GEIs, empeorando los resultados originales en los que dieciséis de dieciocho ensayos realizados cumplían el criterio (ver Figura 4-3).

Atendiendo a los resultados descritos anteriormente, se cree conveniente que a la hora de evaluar la sostenibilidad de un determinado cultivo se identifiquen los posibles déficits de nitrógeno y se compensen. El aumento de las dosis de fertilización por encima de valores típicos para compensar el déficit de nitrógeno detectado, podría: (1) poner en peligro la consecución del criterio de sostenibilidad de la UE de ahorro de emisiones de GEIs, (2) empeorar el balance energético y (3) aumentar los impactos en otras categorías importantes de impacto como, por ejemplo, la eutrofización.

Se pueden utilizar varias alternativas para mejorar las reservas de nitrógeno del suelo sin necesidad de recurrir a un incremento de la utilización de fertilizantes nitrogenados inorgánicos. Entre ellas cabe destacar: el uso de técnicas de mejora del nitrógeno en el suelo, como la introducción de las leguminosas en los sistemas de cultivo, el no laboreo, la optimización de la fertilización de cobertera, y la reducción de las extracciones específicas de los cultivos mediante la optimización del momento de cosechado y/o el uso de especies con bajo contenido en nitrógeno.

La introducción de leguminosas en las rotaciones de cultivos puede mejorar el nitrógeno acumulado en el suelo entre 80 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ y 300 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ de acuerdo con la bibliografía (Cuttle et al., 2003). Se ha demostrado que la técnica de no laboreo genera un aumento de la materia orgánica del suelo con respecto al laboreo convencional (Holland, 2004), lo que a su vez incrementa el nitrógeno en el suelo. La optimización de la fertilización de cobertera persigue una mejora de la eficiencia en el uso del nitrógeno, lo cual se puede conseguir optimizando la aplicación del nitrógeno para ajustarse mejor a las ventanas temporales en las que los cultivos requieren mayor nitrógeno y considerando la posibilidad de dividir la fertilización de cobertera en dos o más aplicaciones (Dobermann, 2005b).

Otra posible forma de mejora es la optimización de los procesos implicados en las fases más importantes del ACV. La optimización de las labores (Holland, 2004) y el dimensionamiento adecuado de la maquinaria (IDAE, 2006a) podría mejorar los balances energéticos e incrementar los ahorros de emisiones de GEIs. El no laboreo es una buena opción para optimizar la utilización de maquinaria agrícola, que además tiene otros efectos positivos sobre los suelos como se ha mencionado.

Se podría probar la utilización de otros fertilizantes en cobertera, como por ejemplo sulfato amónico que genera menores impactos sobre el potencial de calentamiento global que el nitrato amónico cálcico, que es el fertilizante que se utiliza en este estudio por ser el más habitual para los cereales en la región. Sin embargo, se tendría que comprobar si se mantiene el rendimiento de la biomasa y si los posibles efectos que este fertilizante podría tener sobre el pH del suelo son asumibles y/o controlables.

Otra opción de mejora podría ser reducir las distancias de transporte de la biomasa, incentivando a los agricultores de las zonas próximas a las plantas de energía a cultivar estos cultivos bioenergéticos asegurándoles unas buenas condiciones de venta.

Otro hallazgo importante de este estudio, son las grandes diferencias entre las dos campañas agrícolas con respecto a los impactos medioambientales producidos por las cadenas de valor de los cultivos analizados. En el caso de los ahorros de emisiones de GEIs, el primer año de cultivo se obtuvieron mejores resultados que el segundo, de manera que teniendo en cuenta todos los ensayos, el valor medio de ahorro fue del 76,7 % para primer año frente del 65,3 % del segundo. Estas diferencias se deben fundamentalmente a los diferentes rendimientos anuales de biomasa asociados a las condiciones climáticas variables de cada año, en particular a las precipitaciones (ver Tabla 4-1). Estos resultados evidencian la necesidad de realizar los ACVs durante suficientes años si se quieren obtener conclusiones bien fundamentadas para la zona de estudio, en especial si la variabilidad inter-anual de los rendimientos de la biomasa es alta.

Para ser coherentes con la propuesta de utilizar un enfoque más global e integral de la evaluación de la sostenibilidad medioambiental de la bioenergía, además del potencial de calentamiento global, se evalúan otros impactos incluidos en el método CML. Los resultados obtenidos en los análisis indican que independientemente del escenario de fertilización de cobertera analizado, la electricidad generada a partir de biomasa de centeno genera mayores impactos en las siguientes categorías: eutrofización, acidificación, agotamiento abiótico, toxicidad humana y ecotoxicidades (ver Figura 4-9).

A pesar de que muchas de las alternativas sugeridas anteriormente para la mejora de los ahorros de emisiones de GEIs y del balance de nitrógeno reducirían también estos impactos, podrían no ser suficientes para alcanzar mejores resultados que el gas natural, por las grandes diferencias existentes en la mayoría de las categorías citadas. Sin embargo, los resultados negativos obtenidos en estas categorías se deben confrontar a los positivos obtenidos para el PCG, el consumo de energía fósil, el agotamiento de la capa de ozono y la oxidación fotoquímica. Los resultados de la evaluación del consumo de energía primaria han constatado que, independientemente del escenario de fertilización de cobertera, el consumo de energía no renovable fue menor para el centeno, mientras que los consumos de energía renovable y energía total fueron siempre mayores debido a que se incluye en los cálculos la energía renovable de la biomasa contenida en las pacas de centeno.

La eficiencia total de fertilización (GJ kg^{-1}) y su inversa, la intensidad de nitrógeno (Miller, 2010), se utilizan habitualmente para comparar entre los desempeños de diferentes cultivos energéticos y/o escenarios de manejo para un mismo cultivo. Su utilización en solitario, da lugar a que las experiencias que utilizan dosis bajas de fertilización nitrogenada obtengan muy buenos resultados (ver Figura 4-3 y Figura 4-6), ya que no contemplan los grandes déficits de nitrógeno en el suelo que se generan en estos casos (ver Tabla 4-4).

La utilización del balance de nitrógeno del suelo ha puesto de manifiesto que, algunas evaluaciones bioenergéticas con elevados ahorros de emisiones de GEIs, pueden estar generando balances de nitrógeno excesivamente negativos. Es por esto que, se recomienda la inclusión del balance de nitrógeno en conjunción con el ACV y el establecimiento de un déficit máximo de nitrógeno dentro de los criterios de sostenibilidad la bioenergía.

4.7 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que incluso las dosis típicas de fertilización que se han aplicado a los cultivos energéticos de este estudio pueden generar déficits de nitrógeno en el suelo. La utilización de dosis bajas o nulas de fertilización de cobertera produjeron mayores ahorros en emisiones de GEIs con respecto a la generación con gas natural y mejores resultados para la mayoría de los impactos analizados. Sin embargo, generaron

considerables aumentos del déficit de nitrógeno, comprometiendo la sostenibilidad del uso del suelo y la fertilidad futura de los cultivos.

Aumentar la fertilización nitrogenada para tratar de evitar generar déficits de nitrógeno en el suelo podría poner en peligro la consecución de los criterios de sostenibilidad de la UE de 60% de ahorro de en GEIs. Además, se podrían elevar de forma preocupante los impactos generados en otras categorías de impacto medioambiental y empeorarían los balances energéticos.

Para superar este problema y ser capaz de alcanzar los criterios de sostenibilidad de la UE y a la vez obtener balances de nitrógeno del suelo sostenibles se proponen las siguientes recomendaciones:

- El uso de técnicas de mejora de nitrógeno del suelo como la rotación de cultivos con leguminosas, la no labranza y la optimización de prácticas de fertilización de cobertera.
- La reducción de las extracciones de nitrógeno del suelo específicas del cultivo, mediante la optimización del momento de cosechado del cultivo y/o la utilización de especies con bajo contenido en nitrógeno.
- La mejora de las técnicas de la fertilización nitrogenada para tratar de reducir las pérdidas por lixiviación por nitratos.
- La optimización de las labores y el transporte de la biomasa, así como el uso de los fertilizantes más eficientes y con menores emisores de entre las diferentes opciones disponibles para el cultivo.

A pesar de que tener a disposición todos los datos específicos del suelo y de la caracterización de la biomasa de los cultivos puede no ser lo más habitual, es recomendable realizar al menos un balance de nitrógeno aproximado utilizando los valores bibliográficos o de bases de datos que mejor se adapten al caso analizado. Este balance aproximado sería útil para identificar la existencia de déficits de nitrógeno elevados, que difícilmente se convertirían en superávits si se utilizaran datos específicos para realizar los cálculos.

El uso del balance de nitrógeno como indicador de sostenibilidad unido al ACV, puede ayudar a proporcionar un enfoque más holístico a la evaluación de los sistemas bioenergéticos, cuestionando algunas experiencias que cumplen con el criterio de sostenibilidad de la UE de 60% de ahorro en emisiones de GEIs, pero generan excesivos déficits de nitrógeno y por tanto, requieren mejoras. El establecimiento de un límite máximo sostenible para el déficit de nitrógeno generado en los suelos como parte de los criterios de sostenibilidad de la bioenergéticos, puede ser una buena estrategia para mejorar la evaluación de la sostenibilidad de la bioenergía y complementar a los resultados obtenidos de los ACVs.

EVALUACIÓN DEL USO DE DIFERENTES TIPOS DE FERTILIZANTES DE COBERTERA EN CENTENO COMPLEMENTADA CON BALANCE DE NITRÓGENO DEL SUELO

5.1 INTRODUCCIÓN

Una vez se ha probado el buen comportamiento del centeno para la generación eléctrica en el capítulo 3 y se ha demostrado la utilidad de la incorporación del balance de nitrógeno a la evaluación su sostenibilidad en el capítulo 4, se requiere realizar una búsqueda de vías para mejorar su sostenibilidad. Estas vías deben permitir cumplir con el criterio de sostenibilidad de la UE de ahorro en emisiones de GEIs en un mayor número de zonas, donde pueden existir rendimientos menores a los observados en los capítulos anteriores.

Los fertilizantes son responsables de entre el 2% y 3% de las emisiones de GEIs mundiales (International Fertilizer Industry Association, 2009) y su producción junto con las emisiones derivadas de su utilización han sido identificadas como la fase que genera mayores impactos en la mayoría de categorías de impacto, incluido el PCG, en numerosos ACV de cadenas bioenergéticas (Cherubini & Strømman, 2011b). Debido a esto varias publicaciones han puesto el foco sobre ellos (Ahlgren, Röös, Di Lucia, Sundberg, & Hansson, 2012a; Brentrup & Lammel, 2011; Brentrup, Küsters, Lammel, Barraclough, & Kuhlmann, 2004; Erismann et al., 2010; Hasler, Bröring, Omta, & Olf, 2015; Sistani, Jn-Baptiste, Lovanh, & Cook, 2011; Skowrońska Monika & Tadeusz, 2014). En el caso del ciclo de vida del centeno para generación eléctrica, los fertilizantes y su aplicación generan un 70% del PCG total y suponen el mayor impacto en 10 de las 11 categorías de impacto (Sastre et al., 2016). Este hecho los convierte en un objetivo prioritario sobre el que plantear alternativas para mejora de la sostenibilidad. Entre ellas se encuentra el objetivo de este capítulo: la búsqueda de fertilizantes que generen menores emisiones de GEIs y menores impactos en general, a la par que logran mantener los rendimientos y producir balances de nitrógeno sostenibles para el suelo.

Para tratar de lograr la consecución del objetivo anterior, en este capítulo, se va evalúa el efecto que tiene la utilización de diferentes tipos de fertilizantes que aportan la misma dosis de nitrógeno en la fertilización de cobertera del centeno. Para ello se analizan los impactos medioambientales, los balances energéticos y la extracción de nitrógeno mediante un ACV que se combina con el balance de nitrógeno del suelo.

5.2 DISEÑO EXPERIMENTAL: PARCELAS, SUELOS, LABORES Y RENDIMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DE LA BIOMASA

Con el objetivo de obtener los datos necesarios para realizar los ACVs y los balances de nitrógeno, se han realizado un conjunto de ensayos en dos parcelas diferentes de una superficie total aproximada de 1500 m² cada una. Las dos parcelas se localizan en la provincia de Soria, una en el municipio de Lubia y otra en el de Escobosa de Almazán. Los ensayos se llevaron a cabo en ambas localidades entre 2011 y 2012. En las dos parcelas se cultiva la misma variedad de centeno en un total de 12 franjas estrechas de 100-150 m². Cada franja se corresponde con uno de los cuatro tipos de ensayos de fertilización realizados, de los que se realizan tres repeticiones. Los cuatro tipos de ensayos realizados se basan en la utilización de diferentes prácticas para la fertilización de cobertera. El primer tipo de ensayo es un testigo en el que no se aplica ningún fertilizante de cobertera (NIN), el segundo consiste en la aplicación de 80 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ en forma de nitrato amónico cálcico (NAC), en el tercer tipo se aplica la misma dosis pero en forma de sulfato amónico (SAM) y por último se utiliza urea (URE) también en la misma dosis. En la Tabla 5-1 se muestra un resumen de los datos relativos al diseño experimental y a las condiciones pedo-climáticas de las dos parcelas en las que se han llevado a cabo los ensayos.

Tabla 5-1. Diseño experimental de las parcelas de centeno para ensayo de tipos de fertilizantes de cobertera

1. Localización	Lubia (Soria)	Escobosa de Almazán (Soria)
Coordenadas	41º 36' 40,0" N 2º 28' 55,6" W	41º 29' 31,3" N 2º 21' 59,6" W
Altitud	1.035 m	1.081 m
2. Clima	Mediterráneo continentalizado con inviernos fríos	Mediterráneo continentalizado con inviernos fríos
3. Genotipo		
Especie (variedad)	Secale Cereale (Petkus)	Secale Cereale (Petkus)
4. Parcelas		
Cantidad / años / tipo / tamaño	12/1/ en franjas / 100-150 m ²	12/1/ en franjas / 100-150 m ²
5. Periodo experimental		
Duración	09/2011 to 06/2012	09/2011 to 06/2012
Temperatura media	10,3 °C	10,8 °C
Lluvia total	293 mm	335 mm
6. Prácticas de manejo del cultivo		
Dosis de siembra (kg·ha ⁻¹ ·y ⁻¹)	Centeno (120)	Centeno (120)
Fertilización presiembra (kg·ha ⁻¹ ·y ⁻¹)	Compuesto NPK 8-24-8 (300) Ninguna (0)	Compuesto NPK 8-24-8 (300) Ninguna (0)
Fertilización cobertera (kg N·ha ⁻¹ ·y ⁻¹)	Nitrato amónico cálcico 27% N (80) Sulfato amónico 21% N (80) Urea 46% N (80)	Nitrato amónico cálcico 27% N (80) Sulfato amónico 21% N (80) Urea 46% N (80)
Herbicidas (kg·ha ⁻¹ ·y ⁻¹)	No se realizaron tratamientos	No se realizaron tratamientos
7. Clase de suelo	Suelo 1 (S1)	Suelo 2 (S2)
Textura	Franco arenosa	Franco arenosa
Arcilla (%) / Arena (%) / Limo (%)	12/76/12	20/52/28
pH	7,13	8,68
Materia Orgánica (%)	1,30	1,30
Nitrógeno (%)	0,100	0,110
Fósforo total (%)	0,0187	0,0196

Las labores necesarias para el cultivo del centeno se han llevado a cabo teniendo en cuenta el diseño experimental. La Tabla 5-2 muestra las características de las labores realizadas así como los aperos utilizados para llevar a cabo los ensayos de tipos de fertilizantes en centeno destinado a fines energéticos.

Tabla 5-2. Labores desarrolladas y características de la maquinaria empleada para el cultivo del centeno

Labor	Tractor		Apero		Consumo de combustible (L·ha ⁻¹)	
	Peso	Potencia	Clase	Peso		Tiempo Operativo
	(kg)	(kW)		(kg)		(h·ha ⁻¹)
Laboreo primario	5470	103	Arado	1390	1,00	20
Laboreo secundario	5470	103	Grada	400	0,66	10
Fertilización de presembrado	3914	66	Abonadora	110	0,20	4
Siembra	5470	103	Sembradora	830	0,60	8
Tratamiento herbicida	3914	66	Pulverizador	230	0,50	4
Fertilización de cobertera ^a	3914	66	Abonadora	110	0,20	4
Rulado	3914	66	Rulo	1000	0,40	8
Segadora-hileradora ^b	3914	66	Segadora acondicionadora	150	1,88-0,65 (1,17) ^c	18,84-6,50 (11,60) ^c
Empacado ^b	9000	144	Empacadora prismática	1700	1,32-0,44 (0,82) ^c	31,68-10,60 (19,64) ^c
Carga de pacas al remolque del tractor	5470	103	Remolque autocargador	2500	0,48	10,9
Carga de pacas al camión	5470	103	Elevador	1870	0,40	4

^a La fertilización de cobertera no se realiza cuando la dosis de fertilización es nula.

^b El consumo de gasoil y la capacidad de trabajo para esta labor dependen del rendimiento de la cosecha.

^c Máximo-Mínimo (promedio).

Una vez se cosecharon los ensayos de centeno se midió la productividad de la biomasa para cada ensayo junto con un muestreo y caracterización de la misma. Las relaciones encontradas entre el rastrojo, las raíces y la biomasa cosechadas así como las relaciones entre los porcentajes de C y N de estas partes de los cultivos siguen el mismo patrón descrito en el punto 4.2 del capítulo anterior. La Tabla 5-3 muestra un resumen detallado sobre la caracterización de la biomasa y la productividad de los ensayos de centeno, incluyendo información sobre el rendimiento de la biomasa seca (0% humedad), su poder calorífico en esta condición y al 12% de humedad, ya que ésta es la humedad media de referencia de la planta de biomasa considerada para la conversión del centeno en energía eléctrica.

Tabla 5-3. Rendimiento y caracterización del centeno en los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera

Ensayo	Localización	Dosis de fertilización de cobertera (kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	Fertilizante de Cobertera ^a	Rendimiento de la biomasa (kg bs ^b ·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	N en biomasa aérea (%)	N en raíces (%)	C biomasa aérea y raíces (%)	PCI _{pc,0} ^c (MJ·kg bs ^{-1a})	PCI _{pc,12} ^d (MJ·kg bh ^{-1e})
1	Lubia	0	NIN	10.948	1,09	1,64	44,7	16,47	14,20
2	Lubia	0	NIN	10.486	1,09	1,64	43,9	15,99	13,78
3	Lubia	0	NIN	9.700	1,14	1,71	44,6	16,28	14,03
4	Lubia	80	NAC	10.731	1,23	1,85	44,6	16,50	14,23
5	Lubia	80	NAC	8.258	1,13	1,70	43,8	16,07	13,85
6	Lubia	80	NAC	9.617	1,61	2,42	43,9	16,22	13,98
7	Lubia	80	SAM	11.558	1,30	1,95	44,8	16,54	14,26
8	Lubia	80	SAM	10.534	1,50	2,25	45,1	16,63	14,34
9	Lubia	80	SAM	11.102	1,50	2,25	45,5	16,80	14,49
10	Lubia	80	URE	10.243	1,65	2,48	43,6	16,09	13,87
11	Lubia	80	URE	8.942	1,31	1,97	44,2	16,17	13,94
12	Lubia	80	URE	8.227	1,42	2,13	45,1	16,66	14,37
13	Escobosa	0	NIN	9.679	1,44	2,16	43,8	16,25	14,01
14	Escobosa	0	NIN	11.826	1,41	2,12	43,9	16,17	13,94
15	Escobosa	0	NIN	9.502	1,52	2,28	43,6	16,04	13,82
16	Escobosa	80	NAC	11.769	1,56	2,34	43,8	16,23	13,99
17	Escobosa	80	NAC	12.303	1,38	2,07	44,5	16,35	14,09
18	Escobosa	80	NAC	12.036	1,47	2,21	44,2	16,29	14,04
19	Escobosa	80	SAM	9.546	1,56	2,34	44,6	16,61	14,32
20	Escobosa	80	SAM	11.410	1,54	2,31	44,7	16,59	14,31
21	Escobosa	80	SAM	13.275	1,52	2,28	44,8	16,57	14,29
22	Escobosa	80	URE	10.156	1,33	2,00	43,9	16,22	13,98
23	Escobosa	80	URE	9.999	1,67	2,51	45,0	16,55	14,27
24	Escobosa	80	URE	10.078	1,50	2,25	44,5	16,39	14,13

^a La abreviatura NIN representa ninguno, NAC representa nitrato amónico cálcico 27 % N, SAM representa sulfato amónico 21 % N y URE representa urea 46 % N.

^b Base seca

^c Poder calorífico inferior a presión constante y 0 % de humedad

^d Poder calorífico inferior a presión constante y 12 % de humedad

^e Base húmeda

5.3 METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

La metodología empleada para realizar los ACVs se describe de forma detallada en el apartado 2.2.6. Para este capítulo se han tenido en cuenta todas las emisiones descritas en el análisis de inventario (compuestos nitrogenados, compuestos fosforados, metales pesados, etc.), incluyendo las emisiones de CO₂ de la urea cuya cuantificación se detalla a continuación.

Para la realización de los análisis de ciclo de vida se ha llevado a cabo un proceso de validación de los datos de los agricultores y una valoración de la calidad de los mismos. En este proceso no se han encontrado desviaciones reseñables.

5.3.1 Emisiones de CO₂ por la utilización de la urea como fertilizante

La aplicación de Urea en el terreno libera 1,570 kg CO₂ por kg de N aplicado (Nemecek & Schnetzer, 2012).

5.4 METODOLOGÍA DEL BALANCE DE NITROGENO DEL SUELO

La metodología empleada para llevar a cabo el balance de nitrógeno se describe en el punto 2.3.3 y se sirve de los datos descritos en el punto 5.2 de este capítulo. Como ya se ha mencionado en el apartado 4.4, la utilización del balance de nitrógeno en conjunción con el ACV y el ajuste de la metodología para el cálculo para que sea coherente con la del ACV son aportes de esta tesis.

5.5 RESULTADOS

5.5.1 Balance de nitrógeno del suelo

Se han realizado balances de nitrógeno para los distintos ensayos de centeno, los cuales incluyen la utilización de diferentes tipos de fertilización de cobertera en dos localizaciones diferentes. Los ensayos examinaron la aplicación de nitrato amónico cálcico (NAC), sulfato amónico (SAM) y urea (URE) en una dosis típica de fertilización de 80 kg N·ha⁻¹·a⁻¹, junto con un testigo para el que no se realizó fertilización de cobertera (NIN). Los ensayos se desarrollaron en las localidades sorianas de Lubia (LUB) y Escobosa (ESC) en las que se realizaron tres repeticiones de cada tipo de ensayo.

En la Tabla 5-4 se muestran los resultados obtenidos del balance de nitrógeno. En ella se observa que todos los balances de nitrógeno fueron negativos tanto para los testigos como para el resto de ensayos. Los balances negativos se deben principalmente al nitrógeno exportado por la cosecha del centeno que se calcula a partir de la productividad y el porcentaje de nitrógeno de la biomasa aérea (ver Tabla 5-3). Esta partida supone 81% de media sobre el total de las salidas y un 34% sobre la suma de la media entradas y salidas en valor absoluto en los ensayos con dosis típica de fertilización de cobertera (80 kg N·ha⁻¹·a⁻¹).

De forma análoga, el nitrógeno aportado por la fertilización supone un 89,7% de las entradas y un 34,0% de la suma de entradas y salidas en valor absoluto. En un segundo orden de importancia se encuentran las pérdidas por nitratos para las salidas (11,75%) y la deposición atmosférica para las entradas (6,0%). El balance de nitrógeno para todos los ensayos que utilizaron dosis típicas de cobertera y diferentes fertilizantes se sitúa en el rango que va de los -15 a los -119 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ con una media de -74 kg N·ha⁻¹·a⁻¹. En el caso de los testigos, en los

que no se realizó fertilización de cobertera, el balance de nitrógeno fue un 61% más negativo en promedio, como era de esperar al ser muy inferior el aporte de nitrógeno.

Tabla 5-4. Resultados del balance de nitrógeno para los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera utilizados en centeno destinado a la generación eléctrica

Ensayo	Código ^a	Balance de Nitrógeno del Suelo (kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	Entradas (kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹) ^b				Salidas (kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹) ^b					
			N_Fert	N_Sem	N_DeAt	N_OrLi	N_ExCos	N_NO ₃	N_Eros	N_NH ₃	N_N ₂ O _{Rc+Fert}	N_NO _x
1	LUB_NIN_1	-107,02	24	1,91	7	3	119,34	17,87	3,97	0,96	0,56	0,23
2	LUB_NIN_2	-102,59	24	1,91	7	3	114,29	18,51	3,97	0,96	0,54	0,23
3	LUB_NIN_3	-99,34	24	1,91	7	3	110,58	18,98	3,97	0,96	0,53	0,23
4	LUB_NAC_1	-49,00	104	1,91	7	3	131,99	24,47	3,97	2,56	1,39	0,53
5	LUB_NAC_2	-15,12	104	1,91	7	3	93,31	29,39	3,97	2,56	1,29	0,51
6	LUB_NAC_3	-69,01	104	1,91	7	3	154,83	21,57	3,97	2,56	1,45	0,54
7	LUB_SAM_1	-69,81	104	1,91	7	3	150,25	22,15	3,97	7,36	1,44	0,55
8	LUB_SAM_2	-76,61	104	1,91	7	3	158,01	21,16	3,97	7,36	1,46	0,56
9	LUB_SAM_3	-84,07	104	1,91	7	3	166,53	20,08	3,97	7,36	1,48	0,56
10	LUB_URE_1	-91,87	104	1,91	7	3	169,01	19,77	3,97	12,96	1,49	0,58
11	LUB_URE_2	-46,42	104	1,91	7	3	117,14	26,36	3,97	12,96	1,35	0,55
12	LUB_URE_3	-46,15	104	1,91	7	3	116,83	26,40	3,97	12,96	1,35	0,55
13	ESC_NIN_1	-128,67	24	1,91	7	3	139,38	19,02	4,36	0,96	0,61	0,25
14	ESC_NIN_2	-154,53	24	1,91	7	3	166,74	17,43	4,36	0,96	0,68	0,27
15	ESC_NIN_3	-133,45	24	1,91	7	3	144,43	18,73	4,36	0,96	0,62	0,26
16	ESC_NAC_1	-96,90	104	1,91	7	3	183,59	20,21	4,36	2,56	1,53	0,56
17	ESC_NAC_2	-83,84	104	1,91	7	3	169,78	21,01	4,36	2,56	1,49	0,55
18	ESC_NAC_3	-90,60	104	1,91	7	3	176,92	20,60	4,36	2,56	1,51	0,56
19	ESC_SAM_1	-68,94	104	1,91	7	3	148,91	22,23	4,36	7,36	1,44	0,55
20	ESC_SAM_2	-94,28	104	1,91	7	3	175,72	20,67	4,36	7,36	1,51	0,57
21	ESC_SAM_3	-118,90	104	1,91	7	3	201,77	19,15	4,36	7,36	1,58	0,59
22	ESC_URE_1	-61,47	104	1,91	7	3	135,07	23,03	4,36	12,96	1,40	0,56
23	ESC_URE_2	-91,64	104	1,91	7	3	166,99	21,17	4,36	12,96	1,48	0,59
24	ESC_URE_3	-76,68	104	1,91	7	3	151,16	22,10	4,36	12,96	1,44	0,57

^a El código de ensayo se compone de las abreviaturas para el lugar, el tipo de fertilizante de cobertera y el número de repetición.

^b El significado de las abreviaturas de las entradas y salidas consideradas en el balance se describe en el punto 2.3.3.

5.5.2 Potencial de calentamiento global

En este apartado se analiza el efecto que tiene en los ahorros de emisiones de GEIs el rendimiento del cultivo, el balance de N del suelo y la eficiencia total de fertilización. En las figuras mostradas en este apartado se representan los porcentajes de ahorro en GEIs frente a las variables previas.

En la Figura 5-1 se muestra el porcentaje de ahorro en emisiones de GEIs frente al rendimiento de la biomasa de los diferentes ensayos de tipos de fertilizantes en centeno. Se observa que los ensayos se alinean en función del tipo de fertilización realizada, que los ahorros de GEIs son mayores cuando no se fertiliza y que cuando se realiza una fertilización típica de 80 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ los mayores ahorros medios se obtienen para sulfato amónico (SAM) seguido muy cerca del nitrato amónico (NAC) y les sigue por último la urea (URE).

Con respecto al rendimiento se observa que, como era de esperar, los mayores rendimientos dentro de un mismo grupo de ensayos generan mayores ahorros de GEIs. El rango de variabilidad de los resultados para el rendimiento fue mayor para Escobosa con un recorrido de 3.800 kg·ha⁻¹·a⁻¹ frente a los 3.300 kg·ha⁻¹·a⁻¹ de Luvia. Para el porcentaje de ahorros en emisiones de GEIs el recorrido fue mayor en Luvia con un 27% frente al 15% de Escobosa. Cabe destacar que el 91,7 % de los ensayos que utilizaron una dosis típica de fertilización de 80 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ superaron el criterio de sostenibilidad de la UE de 60% de ahorro en emisiones de GEIs.

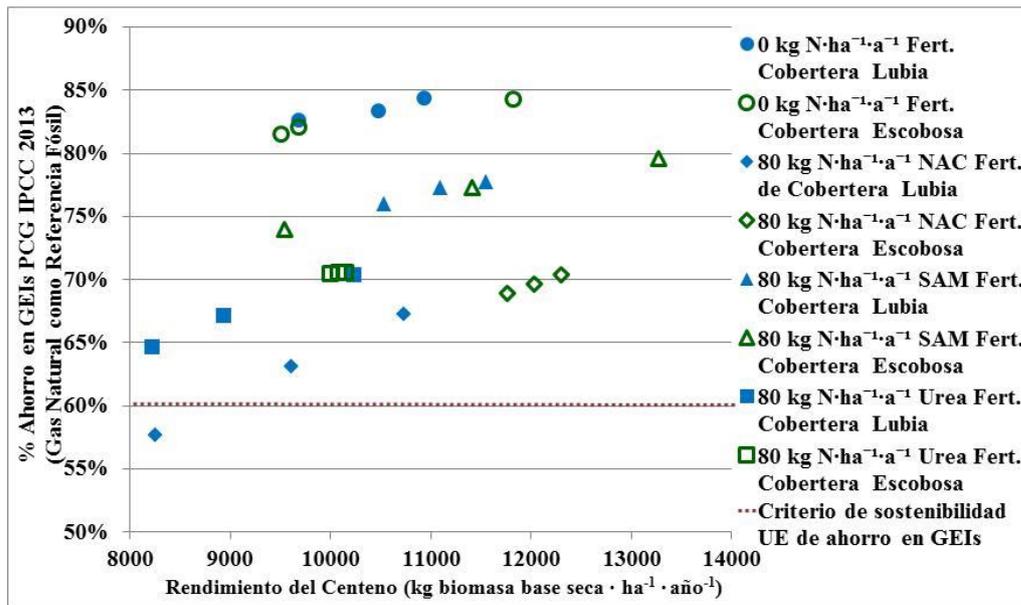


Figura 5-1. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculado con el método del IPCC 2013 frente al rendimiento de la parte aérea del centeno.

La Figura 5-2 muestra el porcentaje de ahorro en emisiones de GEIs de la biomasa frente al balance de nitrógeno de cada ensayo. Tanto para los testigos como para los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera se observa una ligera correlación positiva ($R^2 = 0,66$) entre los déficits de nitrógeno generados y el porcentaje de ahorro en emisiones de GEIs. Se observa que los mayores ahorros y por tanto los balances de nitrógeno más negativos fueron producidos por los testigos. También, se observa que los ensayos para la urea y el nitrato amónico cálcico produjeron unos ahorros en emisiones de GEIs muy similares con un promedio del 69% y de 66% respectivamente y que también generaron unos déficits de nitrógeno similares con -67 y -69 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ respectivamente. Por otro lado, el sulfato amónico produjo unos mayores ahorros en emisiones de GEIs con un promedio del 77% y a su vez generó un déficit medio de 85 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

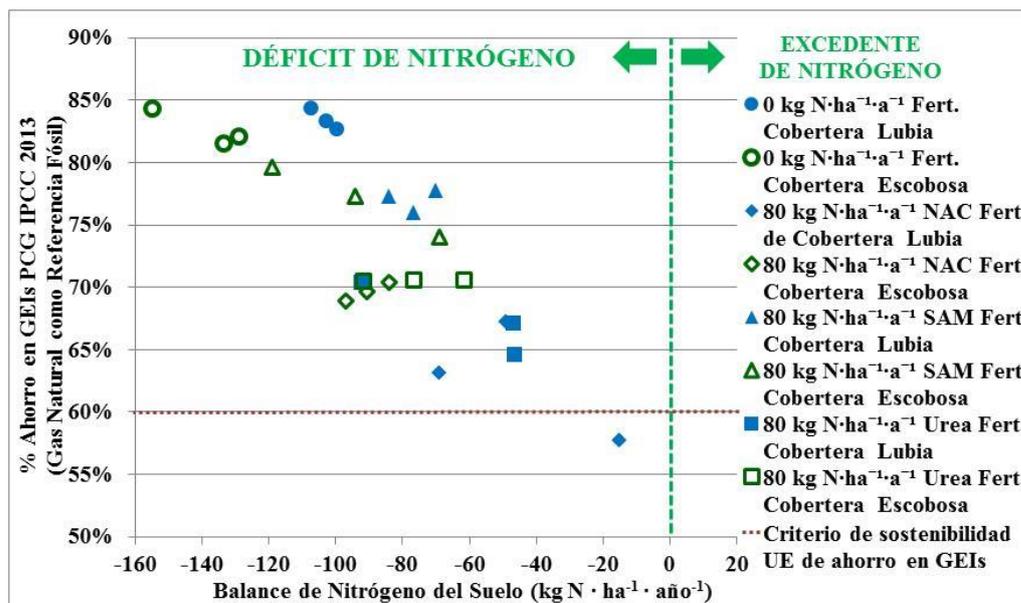


Figura 5-2. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculado con el método del IPCC 2013 frente al balance de nitrógeno del suelo.

En la Figura 5-3 se enfrentan los ahorros de emisiones de GEIs con la eficiencia de fertilización total. Se aprecia que los testigos se alinean de forma separada del resto de los ensayos y tienen unas eficiencias de fertilización que van de 6,3 a 8,0 GJ·kg N⁻¹ con unos ahorros en GEIs que se sitúan entre el 81% y el 85%. Los ensayos de tipos de fertilizantes se sitúan en un rango estrecho para la eficiencia de fertilización total que va de 1,2 a 2,1 GJ·kg N⁻¹ y un rango más amplio para los ahorros que va desde el 57% y hasta el 80%. El intervalo de valores para la fertilización total es muy similar para los tres fertilizantes ensayados, sin embargo destacan los mayores ahorros en emisiones de GEIs obtenidos por los ensayos que utilizaron sulfato amónico, con valores que se sitúan entre el 74% y el 85%. Por su parte el nitrato amónico cálcico y la urea obtuvieron menores ahorros con un mayor rango de variabilidad para el primero. El valor de la eficiencia de fertilización no fue decisivo para determinar el cumplimiento del criterio de 60% de ahorro en GEIs ya que la mayoría de los ensayos con eficiencias bajas cumplieron el criterio sobradamente.

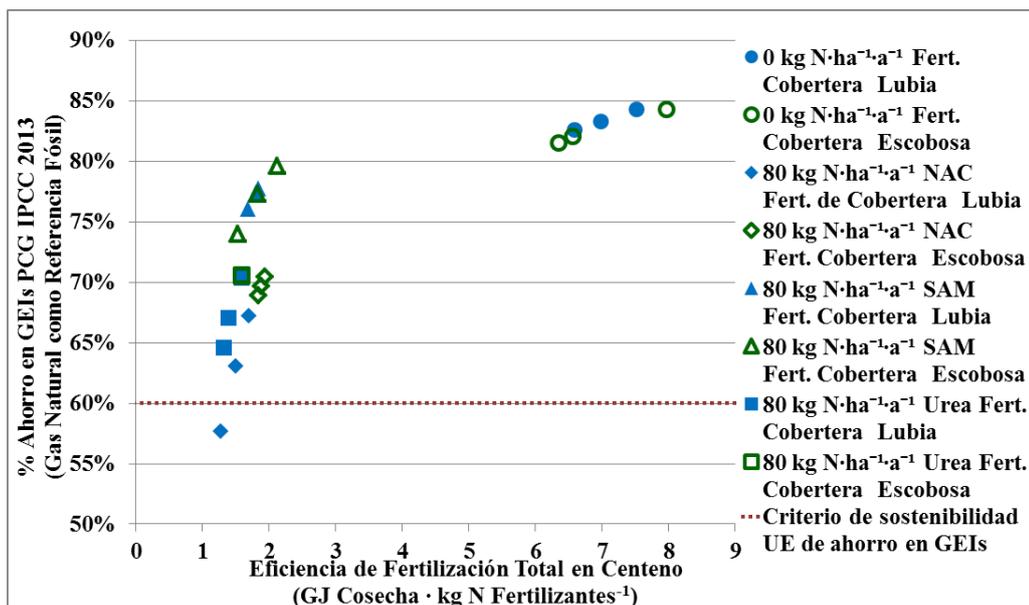


Figura 5-3. Ahorro en emisiones de GEIs de los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera en centeno destinado a la generación eléctrica respecto al gas natural calculado con el método del IPCC 2013 frente a la eficiencia de fertilización total

5.5.3 Demanda de energía primaria

En este apartado se analiza el efecto que tiene sobre la tasa de retorno energético fósil el rendimiento del cultivo, el balance de N del suelo y la eficiencia total de fertilización. La tasa de retorno energético fósil se define como la energía eléctrica generada por unidad de energía primaria fósil consumida. En las tres primeras figuras de este apartado se representa la tasa de retorno energético fósil frente a las variables anteriores. En las dos siguientes se exponen los resultados del consumo de energía primaria. En la primera se desglosa en renovable y no renovable para los cuatro escenarios de tipos de fertilización y para el gas natural y en la segunda se muestra además desagregado en seis tipos adicionales de energía y detallado por fases, aunque sólo para los escenarios de centeno.

La Figura 5-4 muestra la relación entre la tasa de retorno energético fósil y el rendimiento de la biomasa del centeno. En ella se observa que los ensayos se alinean en función del tipo de fertilización empleada, aunque cabe destacar que la hipotética línea de tendencia formada por los ensayos de fertilización de nitrato amónico cálcico y urea prácticamente se solapan, aunque con unos rendimientos medios inferiores y unas tasa de retorno energético media inferior en el caso de la urea.

Existe una correlación positiva para todos los tipos de ensayos por la que cuanto mayor es el rendimiento, dentro de un mismo tipo de ensayo, mayor es la tasa de retorno energético fósil. El rango de dispersión de la tasa de retorno energético fósil fue mayor en Lubia que en Escobosa para los ensayos de nitrato amónico cálcico y de urea y menor para el sulfato amónico y los testigos.

Los testigos fueron los que tuvieron una mayor tasa de retorno energético fósil con un promedio de 3,58 TJe-TJ fósil⁻¹, seguidos de los ensayos de sulfato amónico con 3,19 TJe-TJ fósil⁻¹, de los de nitrato amónico cálcico con 2,48 TJe-TJ fósil⁻¹ y por último de los de urea con 2,34 TJe-TJ fósil⁻¹. Por tanto, los ensayos de sulfato amónico tuvieron una tasa de retorno energético fósil netamente superior al nitrato amónico y a la urea. Los mejores valores de los testigos se deben a que se en estos ensayos se ahorra el consumo energético de la producción de fertilizante de cobertera a la par que se mantienen unos rendimientos bastante buenos, el problema está en el gran déficit de nitrógeno que se genera en el suelo (ver Figura 5-5).

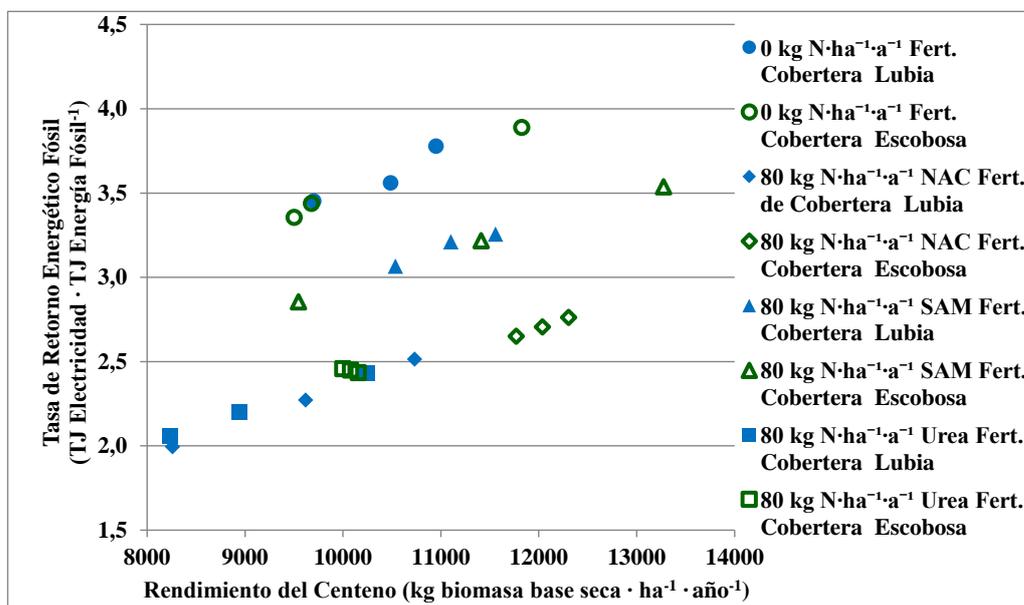


Figura 5-4. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera por unidad energía fósil consumida frente al rendimiento de la parte aérea del centeno.

En la Figura 5-5 se muestra la relación entre la tasa de retorno energético fósil y el balance de nitrógeno del suelo. En ella se observa que los datos se alinean indicando una ligera correlación positiva entre el retorno energético fósil y el déficit de nitrógeno ($R^2= 0,65$), la cual es menos fuerte que para el caso de los ahorros de GEIs (ver Figura 5-2). Como era de esperar los testigos produjeron los mayores déficits de nitrógeno y por tanto les correspondieron las mayores tasas de retorno energético fósil. Es relevante que para el resto de ensayos se obtuvo una gran dispersión en el balance de nitrógeno, a pesar de que se usó la misma dosis de fertilización ($80 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$), lo que a su vez permitió una gran variabilidad de la tasa de retorno energético fósil que fue desde los 2,0 a algo más de 3,5 TJe-TJ fósil⁻¹.

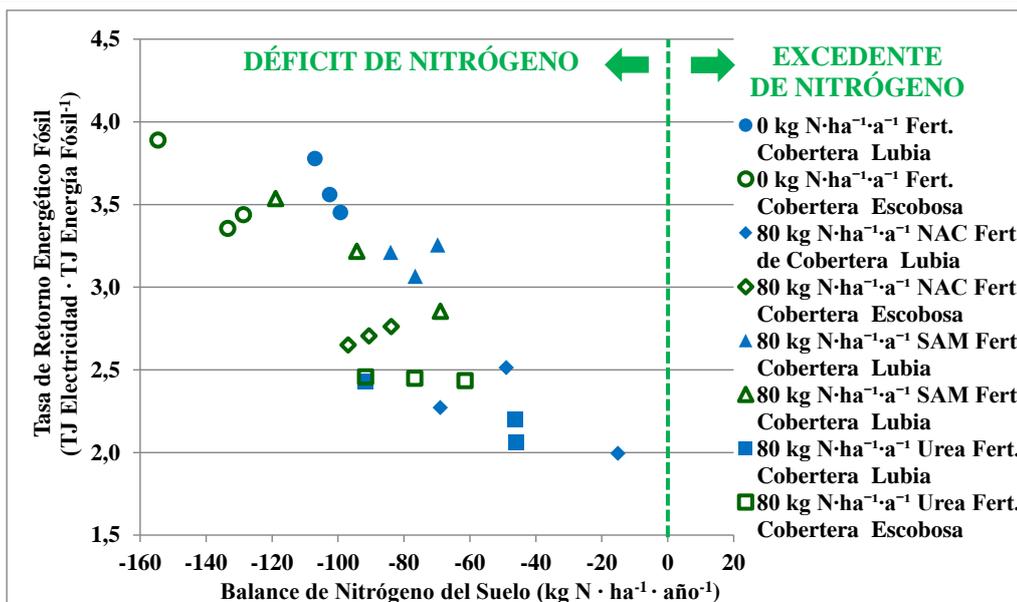


Figura 5-5. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera por unidad energía fósil consumida frente al balance de nitrógeno del suelo.

La Figura 5-6 muestra los resultados de la tasa de retorno energético fósil frente a la eficiencia total de fertilización. En ella se observa que los ensayos se alinean en función del tipo de fertilización realizada, solapándose las curvas formadas por los ensayos de urea y nitrato amónico cálcico. En todos los casos se observa una correlación positiva entre la eficiencia de fertilización y la tasa de retorno energético fósil dentro del mismo tipo de ensayo. Como era de esperar, los testigos tuvieron las mayores tasas de retorno energético fósil y las mayores eficiencias de fertilización, debido a que los rendimientos obtenidos fueron altos (Ver Tabla 5-3) a pesar de haber realizado en su caso únicamente una fertilización de pre-siembra que aportó $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. El resto de ensayos tienen eficiencias de fertilización que se sitúan entre 1 y 2 $\text{GJ} \cdot \text{kg N}^{-1}$ aunque destacan las tasas de retorno energético fósil de los ensayos de sulfato amónico.

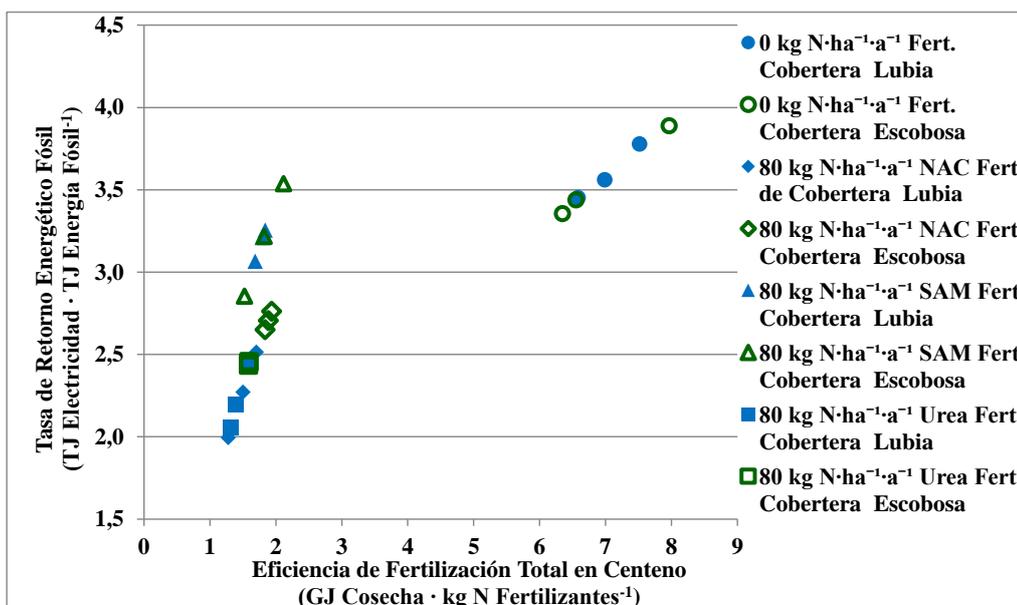


Figura 5-6. Energía eléctrica generada a partir de biomasa de centeno obtenida en los ensayos de tipos de fertilizantes de cobertera por unidad energía fósil consumida frente a la eficiencia total de fertilización.

En la Figura 5-7 se muestran los resultados de la tasa de retorno energético de la energía primaria total dividida en fuentes renovables y no renovables para los cuatro escenarios de

fertilización de cobertera y para el gas natural. En ella se observa que el consumo total de energía primaria fue mayor para los cuatro escenarios de electricidad generada a partir de biomasa de centeno con 3,89, 4,03, 3,93 y 4,06 TJ energía primaria · TJ electricidad⁻¹ para los testigos y los ensayos de nitrato amónico cálcico, los de sulfato amónico y los de urea respectivamente, frente a los a los 2,89 TJ energía primaria TJ electricidad⁻¹ del gas natural.

Los valores superiores de energía primaria total de los escenarios bioenergéticos se deben a los altos valores de energía renovable que a su vez procede de la energía de la biomasa contabilizada por el consumo de las pacas de centeno. El consumo de energía de la biomasa es muy similar entre los escenarios y las pequeñas variaciones se deben en parte al diferente poder calorífico de la biomasa de cada ensayo (ver Tabla 5-3). El consumo de energía no renovable para los escenarios bioenergéticos es más de seis veces inferior al consumo de este tipo de energía en el caso del gas natural. Cabe destacar que el consumo de energía no renovable para el caso del sulfato amónico solo fue un 14% superior que para los testigos debido a los menores consumos energéticos incurridos en su fabricación. Sin embargo, los consumos de los ensayos de urea y nitrato amónico cálcico con respecto a los testigos fueron netamente superiores con un 55% y un 45% respectivamente.

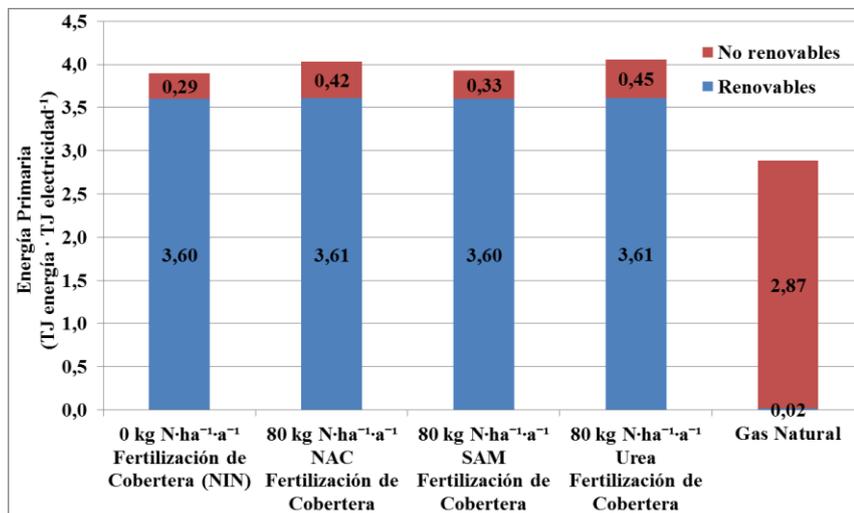


Figura 5-7. Energía primaria total media consumida en la generación de 1 TJe a partir de biomasa centeno para los tres escenarios de tipo de fertilizante de cobertera estudiados y a partir de gas natural.

La Figura 5-8 muestra el consumo medio por fases de los diferentes tipos de energía primaria para la generación de 1 TJ de electricidad en cada uno de los cuatro escenarios de fertilización de cobertera en centeno. Se observa la gran importancia relativa de la operación de la planta de biomasa para el consumo de energía total, renovable total y renovable de la biomasa; esto se debe a que, en esta fase, se contabiliza la energía de las pacas de centeno que son consumidas en la planta.

Respecto a la energía no renovable se observa que para todos los escenarios el 95% o más es de origen fósil. Además, la fase que más contribuye al consumo de este tipo de energía es la producción de fertilizantes para todos los escenarios a excepción de los testigos. A su vez cabe destacar que los consumos de energía fósil incurridos por la producción de fertilizantes son semejantes entre urea y nitrato amónico cálcico pero bastante inferiores en el caso del sulfato amónico. La siguiente fase en orden de importancia para los consumos fósiles sería la realización de las labores para los tres escenarios en los que se ha realizado fertilización de cobertera, en el caso de los testigos las labores son la fase de mayor importancia debido a que no se han consumido fertilizantes de cobertera en este caso.

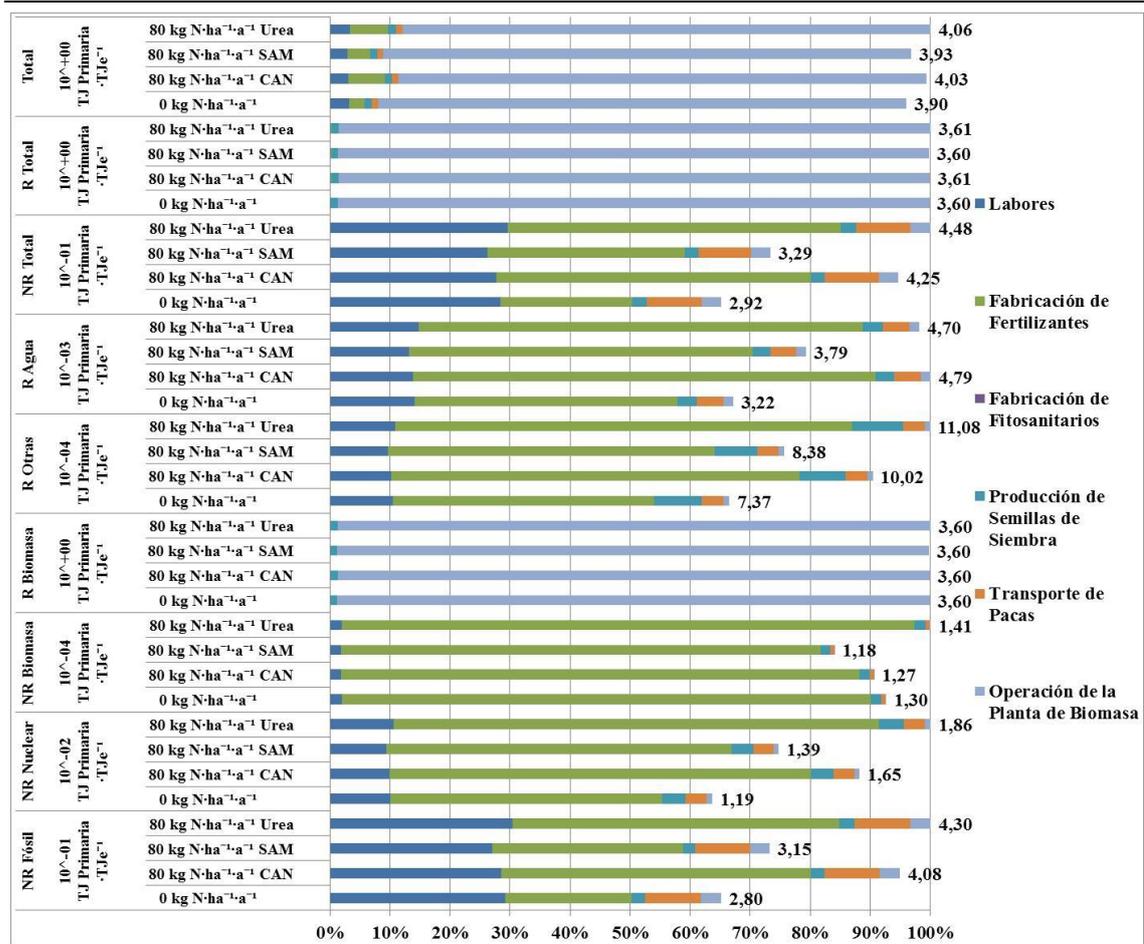


Figura 5-8. Energía primaria media por tipos consumida en las diferentes fases implicadas en la generación de 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los tres escenarios de tipo de fertilizante de cobertera estudiados.

5.5.4 Categorías de impacto del método CML

En este apartado se analizan los resultados de las once categorías de impacto del método CML (Althaus H.J. & EMPA, 2010b) para los cuatro sistemas de biomasa de centeno ensayados para la generación de electricidad y para la generación con gas natural en los casos que corresponde.

En la Figura 5-9 se comparan los resultados medios de los ensayos de tipos de fertilización de cobertera en centeno con los del gas natural para las categorías del método CML. En ella se observa que, únicamente para cuatro de las once categorías de impacto evaluadas los cuatro escenarios de fertilización en centeno generaron menores impactos que el gas natural. Sin embargo, para el resto de categorías, el gas natural genera menos impactos excepto para la ecotoxicidad en agua salada en la que esta circunstancia depende del escenario bioenergético analizado. A su vez, destaca que en nueve de las once categorías analizadas el escenario de fertilización con sulfato amónico generó unos impactos que en ningún caso fueron más de un 10% superiores a los del testigo.

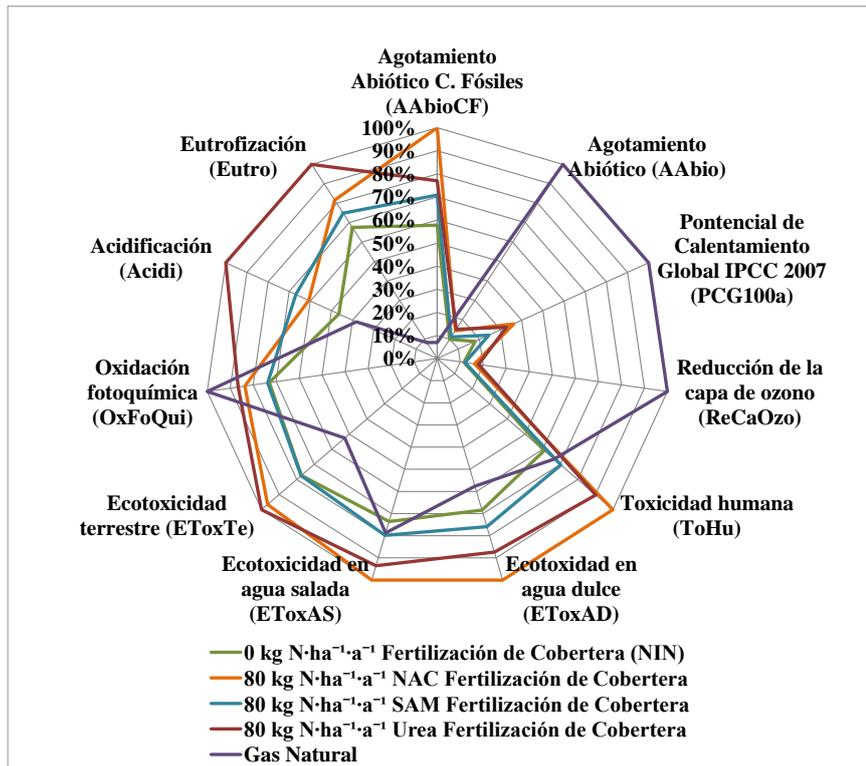


Figura 5-9. Comparativa de los resultados obtenidos para las categorías de impacto del método CML entre el ACV de los tres escenarios de tipo de fertilizante de cobertera utilizado en el cultivo de centeno destinado a la generación eléctrica y el ACV del gas natural destinado al mismo fin.

La Figura 5-10 muestra los resultados medios por fases de las categorías del método CML cuando se genera 1 TJe a partir de biomasa de centeno para los cuatro escenarios de tipos de fertilización de cobertera estudiados. En ella se observa que la producción de fertilizantes junto con las emisiones derivadas de su uso son las fases que en conjunto producen los mayores impactos en todas las categorías a excepción de las categorías de acidificación fotoquímica y oxidación fotoquímica, en las que domina la operación de la planta de biomasa debido principalmente a sus emisiones aéreas.

Destaca el alto valor de eutrofización de los escenarios que utilizaron urea en la fertilización de cobertera. Esto se debe a que el factor de emisión de NH₃ de la urea es el más alto con un 15% y a que los ensayos de urea tuvieron el rendimiento medio más bajo con aproximadamente 9600 kg⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ frente a los más de 10.000 kg⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ del resto de escenarios.

En el análisis de los tres escenarios en los que se realizó fertilización de cobertera se observa que la fabricación del sulfato amónico produjo menores impactos que la fabricación de la urea y del nitrato amónico para todas las categorías de impacto analizadas. Aunque parece clara la ventaja del sulfato amónico es necesario tener en cuenta el efecto del rendimiento de la biomasa que en el caso de este fertilizante fue el más alto con 11.200 kg⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ frente a los 10.800 kg⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ del nitrato amónico cálcico y los 9.600 kg⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ de la urea ya mencionados anteriormente.

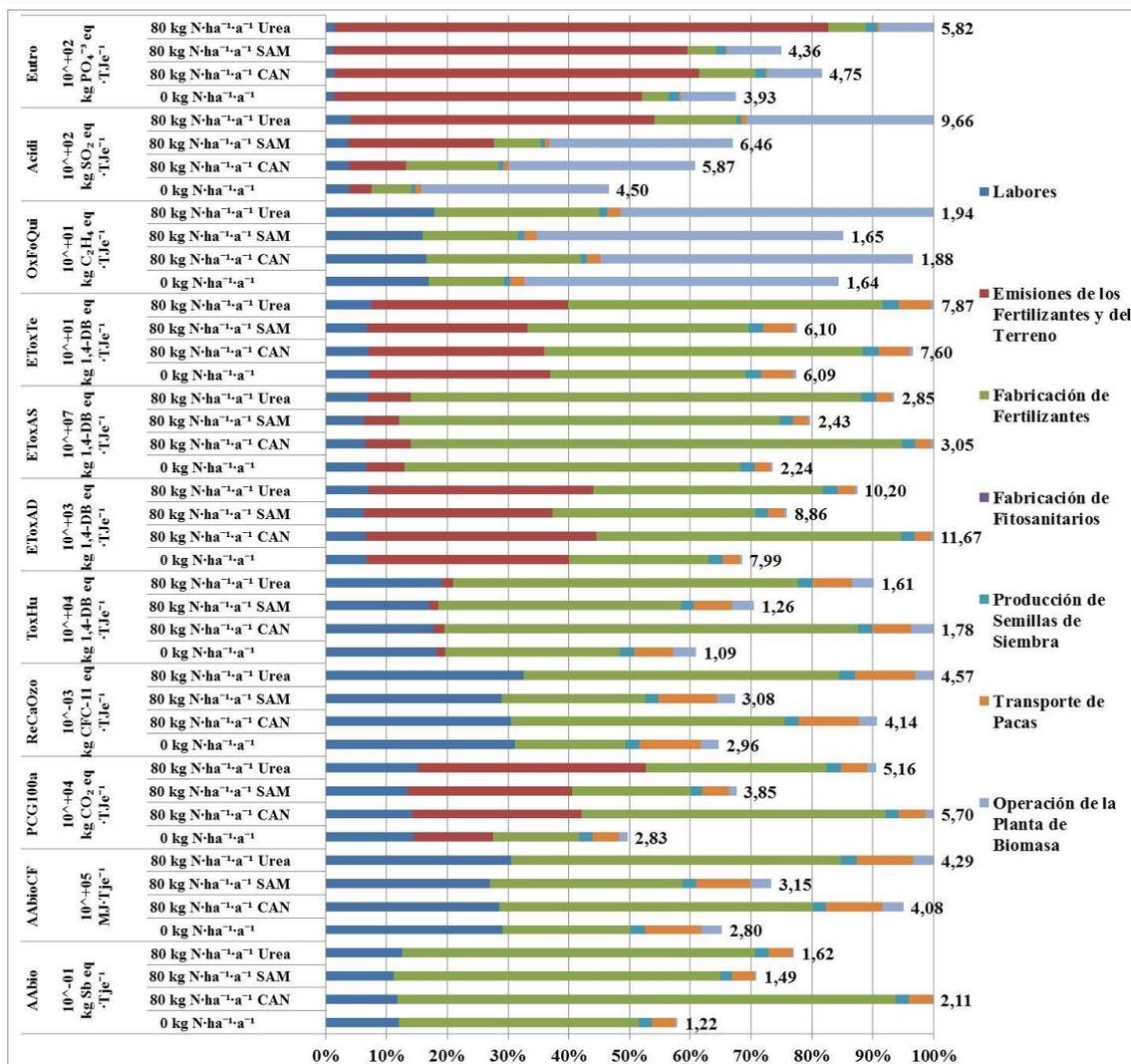


Figura 5-10. Impactos incurridos para las categorías del método CML en las diferentes fases implicadas en la generación de 1 TJe a partir de biomasa centeno para los tres escenarios de tipo de fertilizante de cobertera estudiados y el testigo.

5.6 DISCUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos en este capítulo, en el que se evalúa la generación de electricidad a partir de la parte aérea del centeno y se compara con la generación con gas natural, se han obtenido resultados de gran utilidad sobre los efectos producidos por los tipos de fertilización de cobertera en los ahorros de emisiones de GEIs, los balances energéticos fósiles y los balances de nitrógeno asociados a cada fertilizante ensayado.

Todos los ahorros de GEIs medios de los fertilizantes ensayados estuvieron por encima del criterio de la UE de 60% de ahorro. Todos juntos obtuvieron un ahorro promedio del 71% aunque generaron un déficit medio de nitrógeno en el suelo de 74 kg N·ha⁻¹·a⁻¹. El sulfato amónico generó los mayores ahorros en emisiones de GEIs con un 77% de ahorro frente al 69% de la urea y al 66% del nitrato amónico cálcico. El sulfato amónico, tuvo una eficiencia de fertilización media un 5,5% superior a la urea y un 6,2% superior al nitrato amónico y obtuvo las mejores tasas de retorno energético fósil con 0,32 frente a 0,43 de la urea y los 0,41 del nitrato amónico. Además, generó menos impactos que la urea y el nitrato amónico en todas las categorías del método CML menos en la acidificación. Sin embargo, generó un déficit de nitrógeno promedio de 85 kg N⁻¹·ha⁻¹·a⁻¹ que fue superior al de la urea (69 kg N⁻¹·ha⁻¹·a⁻¹) y el del nitrato amónico

cálcico ($67 \text{ kg N}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$). Este mayor déficit se debió principalmente a que su rendimiento promedio fue el mayor ($11200 \text{ kg}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) y a que el contenido de nitrógeno de su biomasa aérea fue alto (1,5 %N) aunque similar al del resto de fertilizantes.

La acidificación de los suelos (descenso de su pH) es uno de los problemas que el fertilizante sulfato amónico puede provocar. A partir de los datos del Fertiliser Technology Research Centre (FTRC) (University of Adelaide, 2010) se extrae que el potencial de acidificación medido en kg de caliza equivalente $\cdot\text{kg N}^{-1}$ es aproximadamente 3,5 unidades superior para el sulfato amónico que para la urea o el nitrato amónico con independencia del porcentaje de absorción o lixiviación del nitrógeno. Debido a esto, no sería recomendable la utilización de este fertilizante en suelos ácidos. En todo caso, si se quieren comparar los tres fertilizantes en una teórica igualdad de condiciones, se podría calcular el impacto de una enmienda caliza que neutralizara el potencial de acidificación del sulfato amónico hasta dejarlo al nivel de la urea y el nitrato amónico cálcico. Haciendo un cálculo teórico aproximado, esta enmienda supondría un aumento del PCG de $320 \text{ kg CO}_2 \text{ eq./ha}$ equivalente a un promedio de $6,1 \text{ Mg CO}_2 \text{ eq./TJe}$ adicionales y un descenso del ahorro en GEIs del 3,8%. Esto supondría que el ahorro en GEIs del sulfato amónico descendería del 77% al 73% y seguiría siendo superior al 69% de la urea y el 66% del nitrato amónico cálcico.

A pesar de que la determinación del fertilizante que obtiene mejores rendimientos no es el objetivo de este estudio, sí parece claro que en las condiciones de los ensayos las diferencias entre el sulfato amónico ($11.200 \text{ kg}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$), el nitrato amónico cálcico ($10.800 \text{ kg}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) y la urea ($9.600 \text{ kg}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) no fueron relevantes. Para poder extraer conclusiones mejor fundadas sobre este punto, se necesitaría ampliar el estudio incluyendo más locaciones y repeticiones en varias campañas agrícolas.

A partir de los datos del capítulo anterior y de este mismo se observa que los suelos con un mayor contenido de nitrógeno parecen producir biomasa que también tienen un porcentaje de nitrógeno más elevado que el de las biomasa de suelos con menos nitrógeno. De los datos de la Tabla 4-1 y Tabla 4-3 se extrae que los suelos S1, S2, y S3 con porcentajes de nitrógeno del 0,05%, el 0,07% y el 0,10% produjeron biomasa con un contenido medio en N del 0,87%, el 0,93% y del 0,97%. Así mismo, en este capítulo, se extrae de los datos de la Tabla 5-1 y la Tabla 5-3 que los suelos de Lubia y Escobosa con porcentajes de nitrógeno del 0,10%, el 0,11% produjeron biomasa con un contenido medio en N del 1,33% y el 1,49%.

Estos porcentajes de N en la biomasa implican que aun cuando se aplican dosis típicas de fertilización de $80 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ se generan importantes déficits de nitrógeno en el suelo ($74 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$). Estas cifras parecen indicar que en suelos con mayores contenidos en nitrógeno existe el riesgo de que el porcentaje de N en la biomasa sea mayor y se generen extracciones de nitrógeno demasiado elevadas. Sin embargo, los datos analizados en este estudio no son suficientes para demostrar la relación entre el N en la biomasa aérea del centeno y el nitrógeno del suelo.

Por ello se recomienda realizar más experiencias que permitan demostrar esta relación. Si se confirma, y se realizan experiencias en suelos con menos nitrógeno, se podría recomendar la utilización de éstos, siempre y cuando proporcionasen un rendimiento suficiente que permita cumplir el criterio de sostenibilidad de la UE. De esta forma, se lograrían balances de nitrógeno del suelo más sostenibles y el cumplimiento del criterio de sostenibilidad de ahorro en GEIs.

Los fertilizantes tienen un peso específico importante en los ACVs bioenergéticos y el uso de datos regionales actualizados es altamente recomendable (Ahlgren et al., 2012a; Hasler et al., 2015). Los inventarios de los fertilizantes inorgánicos utilizados para este trabajo proceden de la base de datos Ecoinvent (Nemecek, Kägi, & Blaser, 2007) y son en su mayoría anteriores al año 2000, a pesar de haber utilizado la versión más reciente esta base de datos. Desde esa fecha, se han ido incorporando a la industria procesos de captura de emisiones y mejoras en la eficiencia de los procesos productivos (European Commission, 2007). Es por esto que, la

utilización de inventarios más actuales puede reducir los impactos medioambientales que se contabilizan por el uso de los fertilizantes. Es más, las emisiones de GEIs sufrirían previsiblemente una reducción significativa. Sin embargo, salvo en notables excepciones (Ahlgren et al., 2012a) las empresas productoras no dan respuesta a las peticiones de datos de sus procesos productivos para la actualización de los inventarios.

Este hecho es particularmente relevante ya que unos pocos puntos porcentuales pueden invalidar el cumplimiento del criterio de sostenibilidad de la UE de 60% de ahorro en GEIs en muchas tierras de cultivo. Más aún en España, debido a que los bajos rendimientos que se obtienen en extensas áreas del secano español dificultan más si cabe el cumplimiento de este criterio.

5.7 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la comparativa de fertilizantes nitrogenados inorgánicos utilizados en el cultivo de centeno con fines energéticos señalan al sulfato amónico como la mejor opción de las ensayadas. Este fertilizante produjo unos mayores ahorros en emisiones de GEIs con un 77% de ahorro frente al 69% de la urea y al 66% del nitrato amónico cálcico. Además, obtuvo las mejores tasas de retorno energético fósil con 3,2 frente a 2,3 de la urea y los 2,5 del nitrato amónico. A su vez, produjo menos impactos que los otros dos fertilizantes en diez de las once categorías de impacto analizadas en el método CML. Como contrapunto a estos resultados positivos, cabe destacar que el sulfato amónico generó el mayor déficit de nitrógeno en el suelo ($85 \text{ kg N}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) aunque esto se deba principalmente a los mayores rendimientos obtenidos.

La única categoría de impacto en la que el sulfato amónico no resultó ser la mejor opción es la de acidificación. Es precisamente la acidificación de los suelos uno de los problemas que puede provocar este fertilizante y por lo que no se recomienda su utilización en suelos ácidos y si es interesante su utilización en suelos básicos. Para poder comparar en igualdad de condiciones en suelos en los que la acidificación es un problema, habría que suponer una teórica enmienda caliza para el sulfato amónico que empeoraría los ahorros de GEIs de este fertilizante en cerca de un 4%. Aun así, seguiría teniendo mayores ahorros en GEIs que la urea y el nitrato amónico cálcico.

Aunque los resultados para el sulfato amónico son prometedores, es necesario realizar más evaluaciones en más zonas y sobre todo, durante varias campañas agrícolas consecutivas. De esta forma, por un lado se conseguiría incorporar en mayor medida la variabilidad espacial y temporal representadas por el efecto de las diferencias edafoclimáticas y por otro, evaluar posibles descensos del rendimiento por la disminución del pH del suelo, si los ensayos se acompañan de mediciones anuales de este parámetro.

Las dosis habituales de fertilización de cobertera utilizadas para el centeno en este estudio ($80 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) generaron importantes déficits de N en suelo con $74 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ de media. Gran parte de este déficit se debe a las altas extracciones de nitrógeno de la biomasa ($154 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) que a su vez, se derivan de los altos porcentajes de N de la misma (1,5%). Este alto contenido en N de la biomasa aérea, parece estar relacionado con los porcentajes de N del suelo. Es por esto que, además de aplicar las vías de mejora de los balances del nitrógeno del suelo descritas en el capítulo 4, se debe profundizar en el estudio de esta relación; ya que de confirmarse y siempre que se obtengan rendimientos suficientes, permitiría recomendar el uso del centeno para la producción de electricidad y/o calor en suelos con menores contenidos en nitrógeno al de los ensayados ($<0,1\% \text{ N}$).

Por último, cabe destacar que debido a la importancia crítica de los fertilizantes en los ACV bioenergéticos es muy recomendable tratar de utilizar, en la medida de lo posible, datos

regionales y actualizados para el modelado del inventario de ciclo de vida de los propios fertilizantes.

INCORPORACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE Y LA VARIABILIDAD PARAMÉTRICA A LA EVALUACIÓN DE LA PAJA DE TRIGO

6.1 INTRODUCCIÓN

Una vez se ha conseguido realizar una evaluación mejorada y de calidad de los cereales en general y del centeno en particular y se han explorado las vías de mejora centradas en la fertilización, se debe poner el foco sobre la evaluación de los residuos agrícolas de los cereales.

El trigo es uno de los cultivos de secano más importantes de España en lo que se refiere a la superficie cultivada y a la producción de grano total anual con 2,0 Mha y 5,3 Mt en peso seco de media en los últimos 10 años (FAOSTAT, 2015). De acuerdo con estas cifras se producen cada año, conjuntamente con el grano, aproximadamente 5,3 Mt de paja en peso seco que corresponde con 90 PJ de energía de la biomasa. En muchas regiones españolas, hay un exceso de paja de trigo debido a la escasa importancia del ganado rumiante y/o a la preferencia por la paja de cebada como fuente de alimento. Cuando esto sucede, el excedente de paja de trigo se incorpora habitualmente al suelo para tratar de mantener o incrementar la cantidad de materia orgánica del mismo.

En este contexto, la paja de trigo se puede vender a las plantas de biomasa como materia prima para la generación de electricidad en vez de incorporarla al suelo. Este uso alternativo de la paja puede ayudar a reducir la dependencia energética del exterior y al cumplimiento de los objetivos de la UE de reducción de emisiones de GEIs y de porcentaje de energías renovables. Sin embargo, se debe realizar un ACV de este uso de la paja para evaluar los impactos medioambientales generados y en particular la reducción de emisiones de GEIs, tal y como recomienda la Comisión Europea para la biomasa sólida destinada a la generación de electricidad, calor y frío (European Comision, 2010). Se debe prestar una atención especial a los efectos que provoca la exportación de la paja en las emisiones de GEIs debido a la posible reducción de la fertilidad futura del suelo y de la cantidad de materia orgánica del suelo (Cherubini & Ulgiati, 2010b; Gregg & Izaurralde, 2010). Cuando la paja se incorpora al suelo, una parte de su carbono termina formando humus (materia orgánica efectiva) por lo que se debe contabilizar una pérdida de materia orgánica cuando la paja es exportada. Además, se debe compensar la pérdida de fertilidad debido al efecto beneficioso del aumento de la cantidad humus y a los nutrientes que la paja proporciona para los cultivos futuros.

Existe una gran incertidumbre a la hora de contabilizar las variables anteriormente descritas, así como los rendimientos de la paja del trigo, la humedad de la paja y su contenido energético, las emisiones de N₂O (Payraudeau, van der Werf, & Vertès, 2007; Reijnders & Huijbregts, 2011), el consumo de diésel de las labores agrícolas, etc. La incertidumbre y la variabilidad han sido señaladas como aspectos importantes a tratar en el campo de los ACVs en general (M. A. J. Huijbregts, 1998; Lloyd & Ries, 2007b; van Zelm & Huijbregts, 2013b) y en los ACVs bioenergéticos en particular (Ahlgren, Rööös, Di Lucia, Sundberg, & Hansson, 2012b; Kendall & Yuan, 2013; Mullins, Griffin, & Matthews, 2011). Es por esto que, incorporar la incertidumbre y la variabilidad de las variables anteriores, supone una oportunidad indudable para la mejora de la evaluación de la sostenibilidad del uso de la paja de trigo para la generación de electricidad.

En este estudio se ha realizado una consideración sistemática de la incertidumbre y variabilidad paramétrica de todos los parámetros que afectan a los aspectos anteriormente descritos, recopilando datos de todas las referencias encontradas que se ajustaron suficientemente al caso de estudio. Cuando los datos recopilados fueron suficientemente cuantiosos para un parámetro se ajustó la mejor distribución posible de acuerdo con los resultados obtenidos de los test de bondad del ajuste. Cuando los datos fueron demasiado escasos para un parámetro, se ajustaron distribuciones triangulares o uniformes considerando los datos disponibles y el conocimiento que se tiene sobre el proceso en estudio. Existen en la literatura varios ACVs que evalúan el potencial de la paja de trigo para la generación de electricidad y/o calor (Cherubini & Ulgiati, 2010b; Giuntoli et al., 2013; Parajuli et al., 2014; Weiser et al., 2014) pero no se ha encontrado ninguno que incorpore variabilidad e incertidumbre paramétrica para todos los aspectos descritos anteriormente.

El objetivo de este capítulo es realizar una evaluación lo más exacta posible de la sostenibilidad medioambiental de la utilización de la paja de trigo para la generación de energía eléctrica en España. Con este propósito, se ha realizado un ACV de los balances energéticos y las emisiones de GEIs de la electricidad obtenida de la paja de trigo y se ha comparado con la obtenida a partir de gas natural en plantas de energía españolas. Para incorporar la variabilidad e incertidumbre que afectan a los cálculos de los ACVs se han realizado análisis de Monte Carlo y de sensibilidad. Se han calculado los ahorros de emisiones de GEIs de la electricidad de paja de trigo con respecto al gas natural y se ha evaluado el cumplimiento de los límites mínimos sugeridos en los criterios de sostenibilidad de la UE (European Comision, 2010). Se ha discutido sobre las fases que generan los mayores impactos y sobre los parámetros más críticos para los resultados sugiriendo posibles mejoras.

6.2 METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

Las principales bases de datos utilizadas para el modelado de los inventarios del sistema bioenergético fueron: FAOSTAT (FAOSTAT, 2015) para los rendimientos de trigo, la base de datos ECN Phyllis 2 (Phyllis2, 2015) para la energía de la paja, la base de datos BIOBID (BIOBID, 2015) para los componentes de la paja, la plataforma española para el conocimiento de la maquinaria agrícola para la amortización de la maquinaria y los consumos de aceite de motor y diésel debido a la realización de las labores (MAGRAMA, 2014), el IPPC (De Kleine et al., 2006). Los datos obtenidos de las fuentes de datos previas se han utilizado para incluir la incertidumbre y variabilidad paramétrica al modelado de los ACV para proporcionar unos resultados más exactos que representen las diferentes realidades agrícolas españolas.

Se eligió como referencia fósil para las comparaciones la generación eléctrica con gas natural en España, que utiliza datos medios nacionales para el modelado de los inventarios (Emmenegger M. F. et al., 2007).

La herramienta de software Simapro 7.3 y la base de Datos Ecoinvent 2.2 se han seleccionado para realizar los ACVs de este capítulo.

La metodología utilizada para llevar a cabo los ACVs se describe en detalle en el apartado 2.2.6. De todos los métodos descritos para el análisis de inventario solo se han utilizado aquellos que tienen influencia sobre los impactos que se evalúan en este capítulo: potencial de calentamiento global y cálculo de la energía primaria.

A continuación se describen los aspectos metodológicos que por ser específicos de este capítulo se han excluido de la descripción metodológica general.

6.2.1 Descripción del sistema agrícola y sus inventarios

El objetivo del cultivo de trigo normalmente es la obtención del grano con fines alimenticios. Debido a esto, la paja de trigo se considera como un residuo y todas las materias primas y labores que se necesitan para el cultivo del trigo para la producción del grano no se contabilizan y se consideran fuera de los límites del ACV de la paja de trigo. En el ACV de la utilización de la paja con fines energéticos sólo se han contabilizado las diferencias entre el sistema de referencia de cultivo del trigo (paja incorporada en el suelo) y el sistema estudiado (paja exportada para generar electricidad), estas diferencias son lo que generalmente se conoce como cambios directos en el uso de la tierra. Las diferencias a tener en cuenta son las siguientes:

(a) Existen diferencias a tener en cuenta en las labores realizadas debido a la exportación de la paja. Durante el cosechado del grano de trigo, la paja no se pica ya que va a ser empacada; además, es necesario realizar las labores de empacado y carga de las pacas. La cantidad de maquinaria amortizada por la realización de estas labores ha sido contabilizada así como el consumo de diésel y de aceite motor y las emisiones debidas a la combustión del diésel.

(b) Otra diferencia es la reducción de las emisiones de N₂O debido a que la paja permanece en el suelo, el porcentaje de nitrógeno de la paja es muy importante para la estimación de estas emisiones.

(c) Una diferencia adicional es la reducción de la fertilidad de los cultivos en años futuros debido a las pérdidas de humus y de nutrientes N, P y K que la paja suministra cada año en el sistema de referencia de cultivo de trigo. La pérdida de fertilidad del suelo se ha compensado realizando un modelado basado en la intensificación en el uso de los fertilizantes inorgánicos. Cherubini mantiene que los efectos fertilizantes de la paja van del 25% al 75% de su contenido en N, P y K (Cherubini & Ulgiati, 2010b), así que se han elegido distribuciones uniformes para modelar estos rangos y se han ajustado distribuciones log-normales para los contenidos de N, P y K de la paja de trigo (ver punto 6.2.2). La intensificación en la utilización de fertilizantes nitrogenados produce un aumento de las emisiones de N₂O que también han sido contabilizadas (ver punto 6.2.2).

(d) La última y más importante diferencia es la pérdida de carbono orgánico del suelo (COS) debido a la exportación de la paja. Se han contabilizado las emisiones de CO₂ debido a la pérdida de COS para un año de acuerdo con la siguiente expresión:

$$\text{CO}_2\text{COS} (\text{kg CO}_2\cdot\text{ha}^{-1}) = 44/12\cdot\text{RG}\cdot\text{RPG}\cdot\text{CIH}\cdot\text{FCS} \quad (6-1)$$

Donde:

CO₂COS (kg CO₂·ha⁻¹) = emisiones de CO₂ debido a los cambios en el uso de la tierra provocados por la pérdida de carbono orgánico del suelo.

RG (kg grano·ha⁻¹) = rendimiento en grano del trigo.

RPG (kg paja·kg grano⁻¹) = relación paja grano.

CIH (kg materia orgánica·kg paja⁻¹) = coeficiente isohúmico, que mide la cantidad de paja que se convierte en humus (materia orgánica del suelo)

FCS (kg de carbono·kg materia orgánica⁻¹) = factor de carbono del suelo, es el contenido en carbono de la materia orgánica del suelo.

Los valores que toman los parámetros anteriores en este capítulo, incluyendo la información relativa a la variabilidad y la incertidumbre, se muestran en la sección 6.2.2.

6.2.1.1 Consumo de diésel y de aceite motor y emisiones derivadas de la combustión de la maquinaria agrícola

El consumo de diésel y de aceite motor por parte de la maquinaria agrícola se han obtenido de la plataforma para el conocimiento de la maquinaria agrícola (MAGRAMA, 2014). Se han tenido en cuenta las diferencias existentes en las labores cuando la paja se incorpora en el suelo y cuando se exporta. Esto significa que se debe sustraer el consumo del picado de la paja de la cosechadora y se deben contabilizar los consumos del empacado y la carga de las pacas. La plataforma para el conocimiento de la maquinaria proporciona para cada labor la vida útil del tractor o la cosechadora y de los aperos, la potencia del tractor o la cosechadora, los pesos de todos los elementos, el tiempo de operación y el consumo de diésel y aceite motor por hectárea. Se ha establecido el valor del factor de consumo de diésel y aceite (FCDA), mostrado en la Tabla 6-1, cambiando las condiciones de las labores realizadas de las mejores a las peores posibles (aquellas de mayor consumo) dentro de un escenario plausible. Cuando el consumo de una labor depende de la productividad, se ha tenido en cuenta de forma separada y no ha influido en el cálculo del (FCDA). Según la plataforma para el conocimiento de la maquinaria el consumo de aceite motor se estima en un 1% del consumo de diésel.

6.2.1.2 Emisiones de compuestos nitrogenados derivadas del uso de los fertilizantes y del terreno

Los lixiviados de nitratos (NO_3^-) que afectan a las emisiones de N_2O (ver ecuación (2—4)) no se han incluido ya que su estimación se basa en la interrelación de varios parámetros locales y sería difícil obtener estimaciones representativas de la realidad media de España debido a la infinidad de datos que se deberían recopilar para tener una estimación fiable.

6.2.2 Incertidumbre y variabilidad paramétrica

Hay varios ejemplos de evaluaciones cuantitativas de la incertidumbre en los ACVs que tratan el problema de su incorporación a los modelos (Lloyd & Ries, 2007b) y están apareciendo más con el tiempo. Sin embargo, la incorporación de la incertidumbre a través de la utilización de un modelado estocástico con simulaciones de Monte Carlo no es aún una práctica común en los estudios de ACV recientes, a pesar de las recomendaciones que se han hecho desde hace años (M. J. Huijbregts et al., 2001).

En el proceso de ajuste de distribuciones de probabilidad a los parámetros del análisis se ha seguido un proceso científico cuando la cantidad de datos disponibles ha sido suficiente tenido una cantidad de datos suficiente. Para ajustar la mejor distribución posible se han combinado tests de bondad del ajuste con procedimientos como los gráficos cuanti-cuantil (Q-Q). Cuando el número de datos para un parámetro no fue suficiente para seguir este procedimiento, se han ajustado distribuciones triangulares o uniformes teniendo en cuenta los datos obtenidos de las referencias y el conocimiento que se tiene del fenómeno (ver Tabla 6-1).

Los percentiles del 5% (P05) y del 95% (P95) se han calculado para cada parámetro para realizar el análisis de sensibilidad que determina los parámetros que tienen una mayor influencia en los resultados (ver Figura 6-4y Figura 6-8).

Para todos los inventarios que tienen una importancia significativa en los resultados se ha incorporado de forma sistemática la incertidumbre y variabilidad paramétrica. Posteriormente, se han realizado simulaciones de Monte Carlo.

La situación ideal cuando se trata la incertidumbre y la variabilidad (M. A. J. Huijbregts, 1998) es separar sus efectos para cada parámetro y realizar una simulación de Monte Carlo por niveles (M Hauck and Z J N Steinmann and I J Laurenzi and R Karuppiah and, M.A.J. Huijbregts, 2014). Sin embargo, no ha sido posible separar los efectos de la variabilidad y de la incertidumbre para

todos los parámetros definidos en el estudio, debido a esto y por consistencia, las distribuciones de probabilidad mostradas en la Tabla 6-1 consideran la incertidumbre y la variabilidad de forma conjunta. La dificultad para separar variabilidad e incertidumbre se da en la mayoría de los parámetros agrícolas. Por ejemplo, la relación paja grano tendrá un componente de variabilidad dependiente de la variedad de trigo pero dentro de estas variedades existirá incertidumbre sobre el valor concreto que toma esta relación. En este caso concreto sería muy difícil obtener información suficiente para poder separar estos dos componentes. En la Tabla 6-1 los seis primeros parámetros que se muestran proporcionan la salida energética del sistema según la ecuación (2—1).

Capítulo 6: Incorporación de la incertidumbre y la variabilidad paramétrica a la evaluación de la paja de trigo

Tabla 6-1. Incertidumbre y variabilidad de los parámetros del inventario de ciclo de vida

Parámetros	Unidades	Distribución ¹	P05 ²	P95 ³	Fuentes de datos y explicaciones	Refs
RG	Rendimiento de grano del trigo kg grano · ha ⁻¹	Log-Normal (2462; 582)	1633	3516	Últimos 15 años disponibles de rendimientos de trigo. Se restó un 11% de humedad a los datos.	(FAOSTAT, 2015)
RPG	Relación paja/grano kg paja · kg grano ⁻¹	Uniforme (0,9; 1,1)	0,91	1,09	Adaptado para los rendimientos de paja y alturas de corte típicas en España.	(Dallemand, 2007)
PA	Pérdidas de almacenamiento kg perdido · kg almacen ⁻¹	Uniforme (0,01; 0,03)	0,011	0,029	2 % es una buena estimación para el clima seco de España. Una variación de un ± 50% se ha considerado apropiada.	(Forsberg, 2000)
PCI _{FC,0}	PCI 0% Humedad Paja MJ · kg paja ⁻¹	Log-Normal (16,94; 0,99)	15,4	18,6	37 muestras de trigo obtenidas de la base de datos ECN Phyllis 2	(Phyllis2, 2015)
H	Humedad paja % bh	Triangular (12, 10; 16)	10,8	14,9	Basado en la información proporcionada por los encargados de una planta Española de biomasa de 25 MWe.	
η	Eficiencia de la planta MJe · MJ paja ⁻¹	Triangular (0,30; 0,29; 0,31)	0,293	0,307	Basado en la información proporcionada por los encargados de una planta Española de biomasa de 25 MWe.	(Boiffin, Zagbahi, & Sebillotte, 1986;
CIH	Coefficiente isohúmico kg MOS · kg paja ⁻¹	Triangular (0,10; 0,08; 0,15)	0,088	0,137	Valor medio y variaciones apropiadas para cuando la paja de trigo se entierra sin aplicar nitrógeno.	Gros & Vivancos, 1981; Hénin, Gras, & Monnier, 1969; Urbano Terrón, 2002)
FCS	Factor de carbono del suelo kg C · kg MOS ⁻¹	Uniforme (0,50; 0,56)	0,503	0,557	Se suele emplear 0,58 en los cálculos edafológico pero este valor es más un máximo que una media.	(Howard, 1965)
FCP	Factor de compensación de la fertilidad por exportar la paja kg Fertilizante · kg Nutriente ⁻¹	Uniforme (0,25; 0,75)	0,275	0,725	Basado en los ACVs de Cherubini.	(Cherubini & Ulgiati, 2010b)
NP	N paja	Log-Normal (0,568; 0,180)	0,0326	0,901	Obtenido de 18, 18 y 20 muestras de trigo de la base de datos BIOBID. Los valores negativos de las distribuciones se convierten a cero en las simulaciones.	
PP	P ₂ O ₅ paja	Triangular (0,19; -0,027; 0,22)	0,0247	0,201	Los contenidos de K y P se han transformado en K ₂ O y P ₂ O ₅ ya que las dosis de los fertilizantes se dan en estos formatos.	(BIOBID, 2015)
KP	K ₂ O paja	Triangular (1,63; -0,23; 1,63)	0,186	1,583		
FE ₁	Factor 1 del IPCC kg N-N ₂ O · kgN input ⁻¹	Triangular (0,01; 0,003; 0,03)	0,0061	0,0248	Factores del IPCC para las emisiones de N ₂ O. Para los dos factores se han ajustado distribuciones triangulares con los valores típicos como modas y los valores extremos del intervalo del IPCC como máximos y mínimos.	(De Kleine et al., 2006)
FE ₄	Factor 4 del IPCC kg N-N ₂ O · kg N-NH ₃ ⁻¹	Triangular (0,01; 0,002; 0,05)	0,0064	0,0402		
FCDA	Factor de consumo de diésel y aceite motor	Uniforme (0,75; 1,25)	0,775	1,225	Buena estimación para los consumos cuando se cambian las condiciones para una labor específica.	(MAGRAMA, 2014)
FDT	Factor de disponibilidad de la tierra ha dispo. · ha totales ⁻¹	Triangular (0,03; 0,015; 0,045)	1,97	4,03	Estimación basada en la distancia media de transporte dada por los encargados de la planta de de biomasa 25 MWe.	
FGN	Factor de consumo de gas natural	Uniforme (0,5; 1,5)	0,55	1,45	Una variación de un ± 50 % sobre los datos proporcionados por los encargados de la planta de 25 MWe se considera adecuada.	
FPCE	Factor de producción de cenizas y escorias	Uniforme (0,75; 1,25)	0,775	1,225	Una variación de un ± 25 % sobre los datos proporcionados por los encargados de la planta de 25 MWe se considera adecuada.	
FTCE	Factor de transporte de cenizas y escorias	Uniforme (0,75; 1,25)	0,775	1,225	Una variación de un ± 25 % sobre los datos proporcionados por los encargados de la planta de 25 MWe se considera adecuada.	
FEPB	Factor de emisiones de la Planta de Biomasa	Uniforme (0,75; 1,25)	0,775	1,225	Una variación de un ± 25 % sobre los datos proporcionados por los encargados de la planta de 25 MWe se considera adecuada.	

¹LN: Log-Normal (media; desviación estándar) Uniforme (mínimo; máximo) Triangular (moda; mínimo; máximo).

²Percentil del 5 %

³Percentil del 95%

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Potencial de calentamiento global

En la Figura 6-1 se muestra la distribución de probabilidad del PCG generado en la producción de 1 TJe a partir de paja de trigo en España. La simulación necesitó 811 ejecuciones para obtener un error estándar de la media menor del 0,5 % como promedio. Los valores obtenidos conforman un intervalo de confianza con un nivel de significación del 5% que va de los 41 a los 70 Mg CO₂ eq·TJe⁻¹. El valor medio de los resultados fue 55 Mg CO₂ eq·TJe⁻¹, un 62% menos que los 143 Mg CO₂ eq·TJe⁻¹ obtenidos cuando se simuló la generación de electricidad con gas natural en condiciones españolas. Cuando se comparó la generación de un 1 TJe con gas natural con la generación de 1 TJe con paja de trigo se obtuvo que en un 100% de las simulaciones el PCG para el gas natural fue mayor.

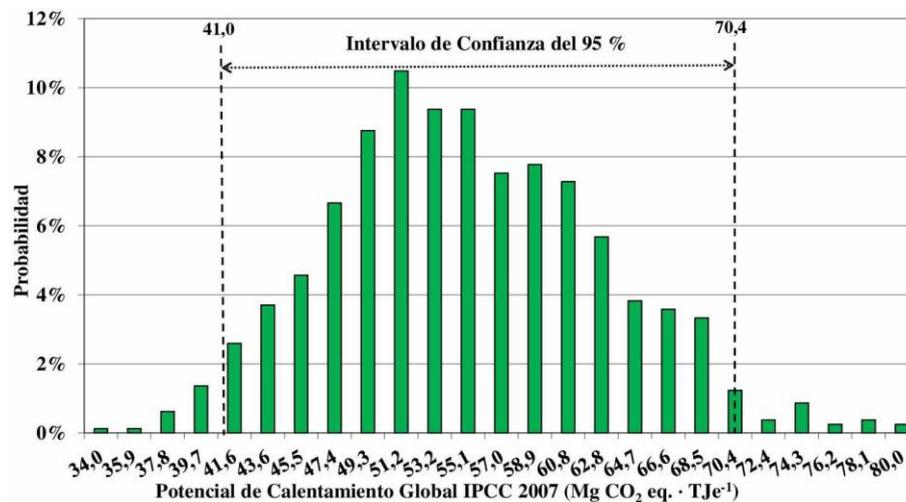


Figura 6-1. Distribución de probabilidad del potencial de calentamiento global debido a la generación de 1 TJe a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.

La Figura 6-2 muestra la distribución de probabilidad del cumplimiento del criterio de sostenibilidad de la UE para la generación de electricidad con paja de trigo en España. En ella se muestra en valores positivos y color verde el valor del PCG ahorrado con respecto a la referencia más allá del criterio del 60% y en negativo y color rojo el valor del PCG que faltó para cumplir el mismo criterio. La simulación necesitó 17.205 ejecuciones para obtener un error estándar de la media menor del 0,5 % como promedio. Los límites del intervalo de confianza con un 5% de nivel de significación se situaron entre los -16 y los 18 Mg CO₂ eq·TJe⁻¹. La generación de electricidad a través de la combustión de la paja en condiciones españolas cumplió el criterio de sostenibilidad de la UE para 58% de las 17205 simulaciones realizadas. De acuerdo con estos resultados, la generación de energía eléctrica con paja de trigo española fue sostenible en la mayoría de los casos aunque se debe tener en cuenta que existe una 42% de probabilidad de estar fuera de los criterios de sostenibilidad la UE.

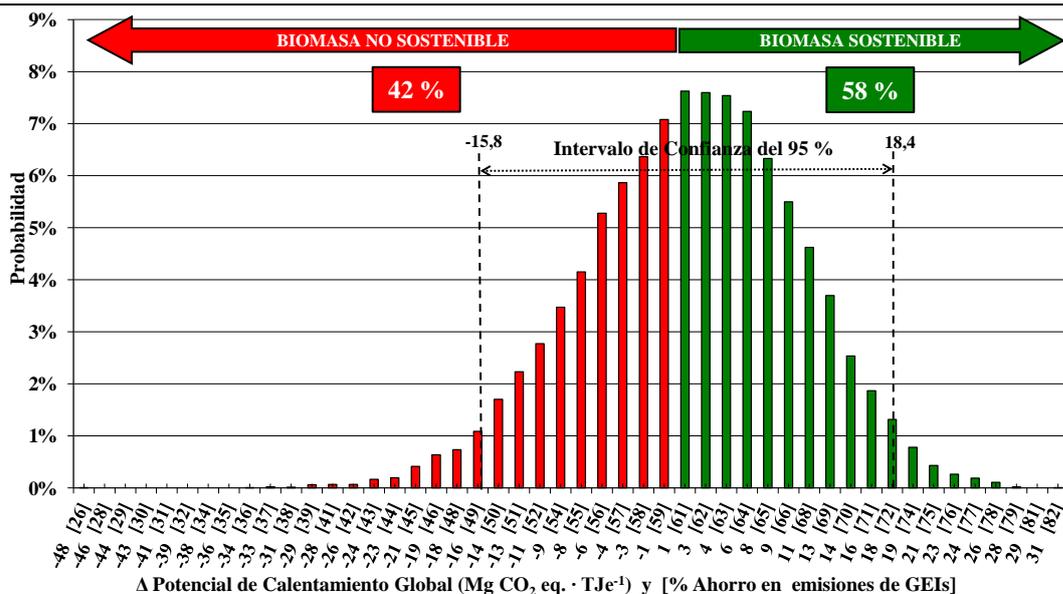


Figura 6-2. Distribución de probabilidad del potencial de calentamiento global de las simulaciones que ahorraron más (en verde) y menos (en rojo) que el umbral del 60% de ahorros en emisiones de GEIs en la comparativa entre electricidad obtenida a partir de paja de trigo frente a electricidad obtenida a partir de gas natural en condiciones representativas del caso español.

En la Figura 6-3 se muestran los valores del PCG para cada una de las fases consideradas en la evaluación de la generación de electricidad a través de la combustión de la paja de trigo. La pérdida de carbono del suelo debido a la extracción de la paja es la fase que mayor impacto generó con 43,5 Mg CO₂ eq·TJe⁻¹ seguida de la compensación de la disminución de fertilidad futura con 8,9 Mg CO₂ eq·TJe⁻¹. Las emisiones evitadas de óxido nitroso (N₂O) debido a la menor cantidad de residuos que permanecen en el suelo tuvieron una remarcable contribución negativa con 7,0 Mg CO₂ eq·TJe⁻¹. Las labores realizadas para la exportación de la paja tuvieron un impacto de 6,5 Mg CO₂ eq·TJe⁻¹, el cual fue mucho mayor que el de otras fases como pueden ser el transporte de las pacas de paja de trigo o la operación de la planta de biomasa.

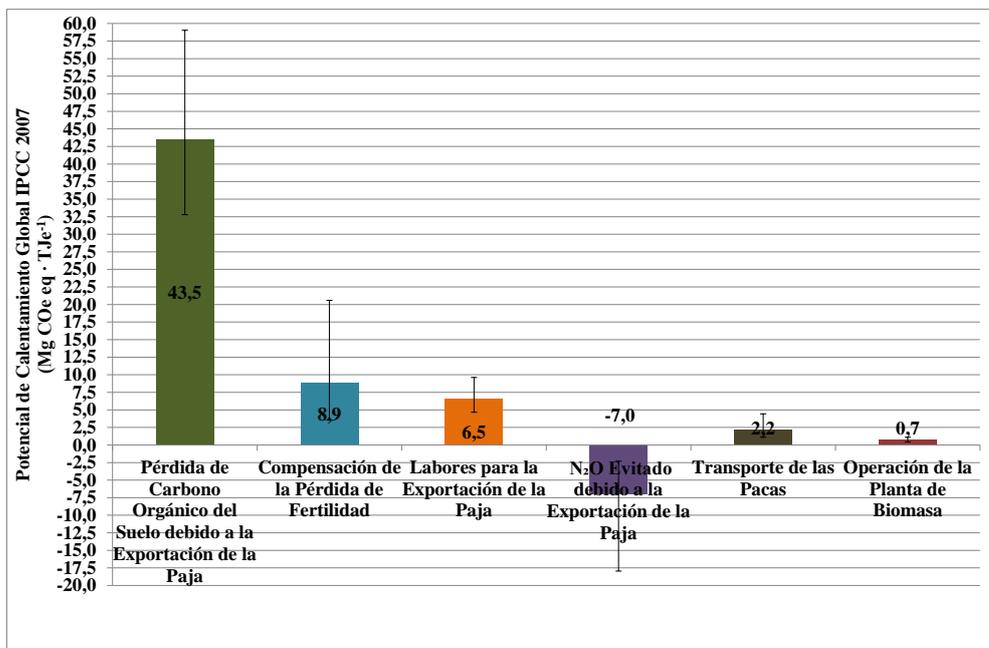


Figura 6-3. Potencial de calentamiento global por fases para la mediana y los percentiles del 2,5% y del 97,5% debido a la generación de un 1 TJe a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.

La Figura 6-4 muestra el análisis de sensibilidad de los parámetros cuyas variaciones provocan mayores cambios en el PCG y las fases del análisis a las que afectan estos parámetros bordeadas

por rectángulos de diferente colores. Se observa que para los parámetros que se modelaron utilizando distribuciones no simétricas (ver Tabla 6-1) la influencia del percentil superior, del 95% (P95), y la del percentil inferior, del 5% (P05) fue, como cabría esperar, muy diferente. El coeficiente isohúmico fue el parámetro más sensible especialmente para el percentil de 95%. El poder calorífico inferior y el factor de compensación de la fertilidad tuvieron ambos importancias significativas en el análisis de sensibilidad ya que su rango P05-P95 supone más del 10% del valor total del PCG.

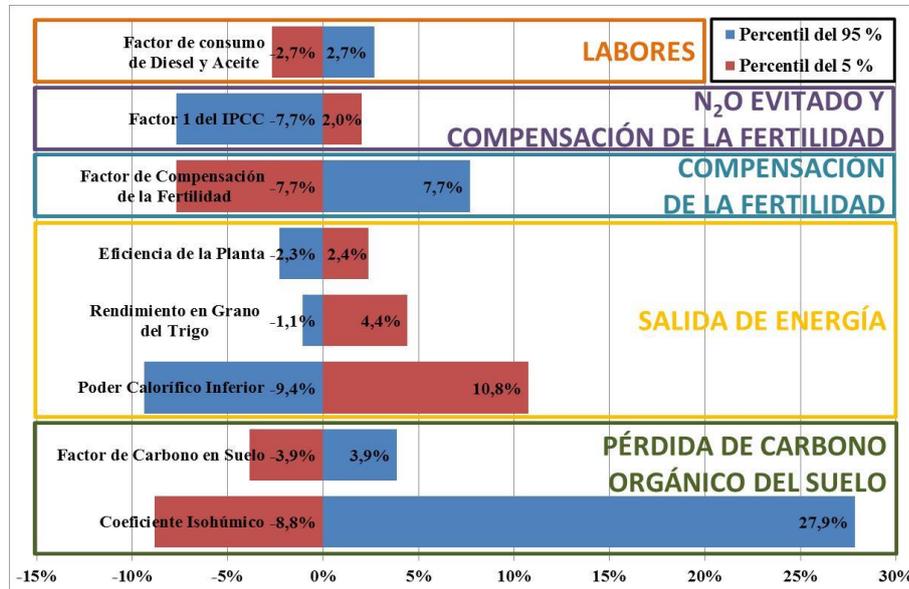


Figura 6-4. Análisis de sensibilidad de los parámetros cuyo rango entre los percentiles de 5 % y el 95 % supone más de un 5 % respecto al potencial de calentamiento global promedio debido a la generación de electricidad de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.

6.3.2 Energía primaria

En la Figura 6-5 se muestra, para cada tipo de energía, el porcentaje de las simulaciones en las que la electricidad generada a partir de paja de trigo consumió más energía que la electricidad generada a partir de gas natural en rojo y cuando sucede a la inversa en verde. El consumo total de energía primaria fue mayor para la paja en un 95% de las simulaciones debido a que se ha contabilizado la energía de la biomasa de las pacas de paja de trigo consumidas. Sin embargo, el consumo de energía no renovable de origen fósil fue siempre mayor para la electricidad generada a partir de gas natural, siendo a su vez este tipo de energía la más consumida de los tres tipos de energía no renovables analizadas.

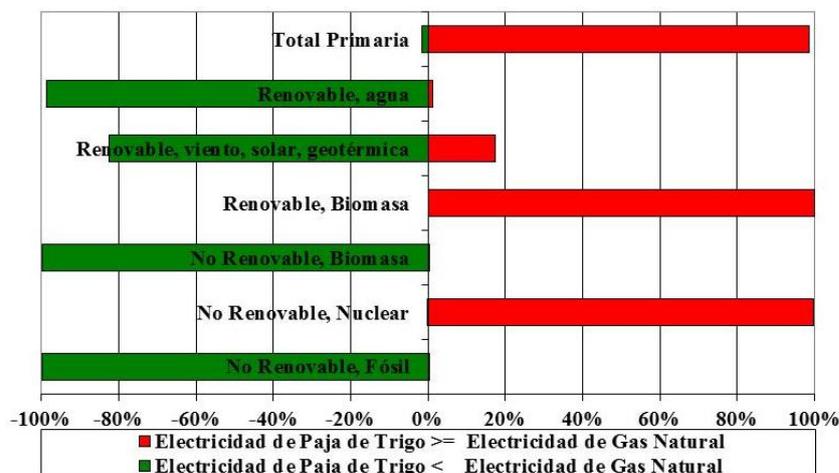


Figura 6-5. Análisis de incertidumbre de los diferentes tipos de energía primaria consumidos en la generación de un 1 TJ de electricidad a partir de gas natural menos 1 TJ de electricidad a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.

La Figura 6-6 muestra la distribución de probabilidad de la energía fósil consumida para la generación de un TJ de electricidad a partir de paja de trigo. Se ha estudiado de forma separada el consumo de energía fósil debido a su carácter no renovable y a la escasez de los combustibles fósiles. A partir de los valores de la figura se conforma un intervalo de confianza con un nivel de significación del 5% que va de los 0,13 a los 0,26 TJ fósil·TJe⁻¹. El valor medio obtenido fue de 0,18 TJ fósil·TJe⁻¹, más de diez veces menos de los 2,44 TJ fósil·TJe⁻¹ de la electricidad obtenida a partir de gas natural. El valor medio de consumo obtenido para la electricidad generada a partir de paja de trigo implica que la generación de energía eléctrica fue más de cinco veces mayor que la energía fósil consumida para su generación.

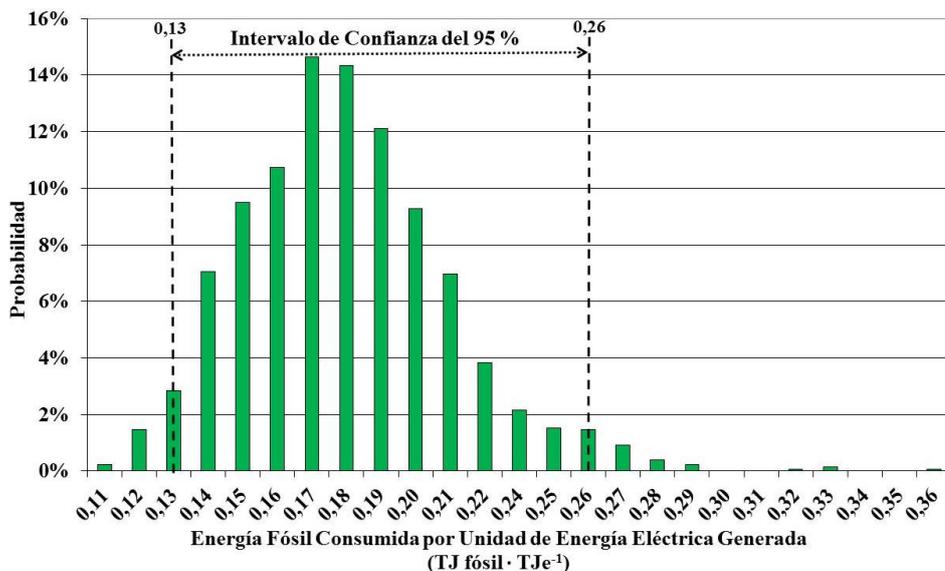


Figura 6-6. Distribución de probabilidad de la energía primaria de origen fósil consumida en la generación de 1 TJe a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español. La simulación necesitó 1.304 ejecuciones para obtener un error estándar de la media menor del 0,5 % en promedio.

En la Figura 6-7 se muestran los consumos de energía fósil por fases para la generación de energía eléctrica a partir de la paja de trigo. La fase que más energía fósil consumió fue las labores para la exportación de la paja con un 49% del total. La segunda fase con mayores consumos fue la intensificación en el uso de fertilizantes para compensar la pérdida de fertilidad futura con un 22 % del total. El transporte de las pacas y la operación de la planta supusieron en conjunto el 23% restante del total.

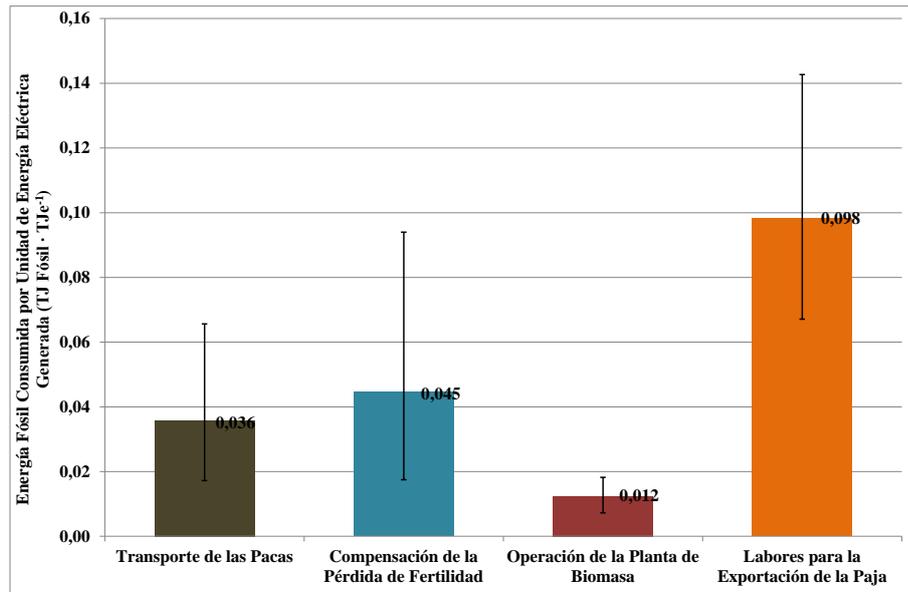


Figura 6-7. Energía fósil por fases para la mediana y los percentiles del 2,5% y del 97,5% debido a la generación de un 1 TJe a partir de paja de trigo en condiciones representativas del caso español.

La Figura 6-8 muestra el análisis de sensibilidad de los parámetros más influyentes para el consumo de energía fósil y las fases a las que afectan estos parámetros. El factor de compensación de la fertilidad fue uno de los parámetros cuyas variaciones provocaron mayores cambios en los consumos de energía fósil, aumentado o disminuyendo su consumo en más de un 12% para los percentiles del 95% y del 5% respectivamente. El rendimiento en grano del trigo fue el segundo parámetro en orden de influencia, aumentando el consumo de energía en más de un 18% con respecto al promedio para el percentil del 5%. El factor de consumo de diésel y el poder calorífico de la paja de trigo tuvieron una importancia pareja en el análisis de sensibilidad produciendo variaciones de alrededor del 10% para los percentiles del 5% y del 95% con respecto a los valores medios.

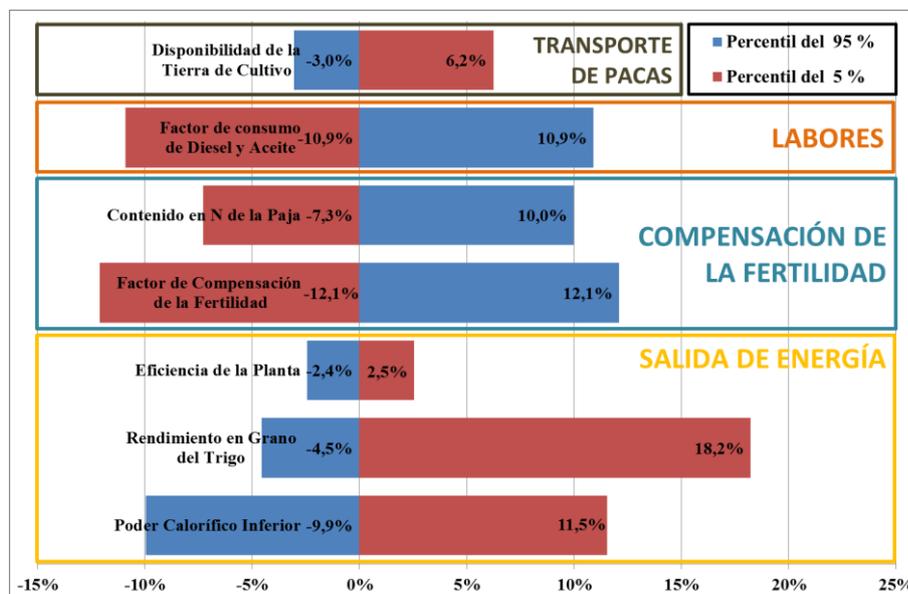


Figura 6-8. Análisis de sensibilidad de los parámetros cuyo rango entre los percentiles de 5% y el 95% supone más de un 5% respecto a la energía primaria de origen fósil promedio consumida en la generación de electricidad de paja de trigo en condiciones representativas del caso español. Las fases a las que estos parámetros afectan se muestran bordeadas por rectángulos de colores.

6.4 DISCUSIÓN

Los resultados medios de este capítulo para el PCG de la electricidad generada a partir de paja de trigo ($55 \text{ Mg CO}_2\text{-TJe}^{-1}$) son muy similares a los resultados obtenidos para los cereales de invierno utilizados como cultivo energético para la generación de energía eléctrica en la provincia de Soria ($52 \text{ Mg CO}_2\text{-TJe}^{-1}$) (Sastre et al., 2014) y algo mayores que los obtenidos para la *Brassica Carinata* cultivada también en España (Gasol et al., 2007). A la hora de comparar estos resultados se debe tener en cuenta que las metodologías utilizadas y los límites definidos en estos estudios tienen diferencias entre ellos. La contabilización de la pérdida de carbono orgánico del suelo debida a la exportación de la paja es la razón principal por la que se obtienen mayores valores de PCG para el ACV de un residuo de un cultivo que para los ACVs de los cultivos dedicados mencionados anteriormente.

La pérdida del carbono orgánico del suelo es el mayor impulsor del PCG y su valor es crucial para saber si se pueden obtener más de un 60% de ahorro de emisiones de GEIs en la comparación de la electricidad obtenida a partir de paja de trigo frente la obtenida a partir de gas natural. El coeficiente isohúmico y el factor de carbono del suelo son los parámetros que más influencia tienen en esta pérdida de carbono. Estos parámetros dependen de factores locales como las características del residuo de cultivo y del suelo, las precipitaciones, la temperatura, etc., y se pueden estimar de forma más precisa y exacta para una determinada parcela. Debido a esto, se recomienda utilizar parámetros locales si están disponibles o desarrollar experimentos para obtener información sobre ellos, ya que según el modelado que se ha realizado el cumplimiento del criterio de sostenibilidad de la UE depende en gran medida de los valores que tomen estos factores. Esta aseveración sigue la línea de las recomendaciones que se han realizado en estudios recientes (Finnveden et al., 2009; Hellweg & Milà i Canals, 2014) en los que se enfatiza la importancia de los aspectos locales y las condiciones específicas del caso de estudio en los resultados de los ACVs.

La selección de variedades de trigo más adaptadas a la bioenergía con mayor poder calorífico inferior y menor contenido de nitrógeno en la paja puede mejorar los resultados, especialmente el consumo de energía fósil. En la selección de estas variedades, se debe tener en cuenta que el objetivo principal del cultivo de trigo es la producción de grano por lo que la productividad y calidad de éste se deben preservar, lo que al final, limitaría la selección de variedades con características bioenergéticas mejoradas. Dado que el contenido de nitrógeno de los granos es un requerimiento para conseguir una buena calidad y alta productividad, cosechar en el momento óptimo cuando todo el nitrógeno ha migrado a los granos, es importante para los objetivos alimentarios y bioenergéticos, ya que en este caso el nitrógeno en la paja sería el mínimo posible.

Para los consumos fósiles, son negativos los altos contenidos de nitrógeno en la paja de trigo, ya que, de acuerdo con el modelado realizado en este trabajo se necesitaría mayor fertilización inorgánica para compensar el nitrógeno perdido por la exportación de la paja. Sin embargo, un mayor contenido en nitrógeno tiene efectos contrapuestos para el PCG. Por un lado, cuanto más nitrógeno tiene la paja de trigo mayor cantidad de emisiones en forma de óxido nitroso (N_2O) son evitadas debido a que este residuo no se va dejar en el campo. Por otro lado, se necesitan más fertilizantes inorgánicos nitrogenados para compensar la pérdida de fertilidad por el nitrógeno que no se va a incorporar a las reservas del suelo, estos fertilizantes a su vez generan N_2O por su aplicación.

Para ayudar a mejorar el grado de exactitud de los resultados es necesario realizar más investigaciones sobre la forma óptima de compensar la pérdida de fertilidad debido a la exportación de la paja. Se considera fundamental la obtención de datos actualizados y específicos del país sobre los inventarios de los fertilizantes (Ahlgren et al., 2012b), aunque la probabilidad de conseguirlos es muy baja por la negativa de los fabricantes a compartir los detalles de sus procesos de fabricación. El efecto de la actualización de estos inventarios sería

en general beneficioso, debido a que en la mayoría de los casos, se han desarrollado procesos de producción más eficientes que incorporan tecnologías para la captura de GEIs. La probabilidad de que las pacas tengan una alta humedad en España es menor que la existente en otros países del centro y norte de Europa, en los que pueden producirse bastantes precipitaciones en verano. Aun así, la utilización de un almacenamiento cubierto para las pacas reduciría su humedad y las pérdidas de almacenamiento en caso de lluvia (Darr & Shah, 2012).

La optimización de las labores agrícolas necesarias para la exportación de la paja es otra tarea importante a realizar a la hora de minimizar el consumo de energía fósil y el PCG. Se puede reducir el consumo de diésel y a la par reducir el consumo de energía fósil y el PCG, mediante el dimensionamiento adecuado de la maquinaria, el correcto mantenimiento del tractor y los aperos así como realizando las labores a la velocidad óptima

La construcción de plantas de biomasa más eficientes podría reducir los impactos sobre el PCG y el consumo de energía fósil. Sin embargo, existe un compromiso ya que las plantas más eficientes son normalmente mayores y requieren, por tanto, abastecerse de biomasa que es necesario transportar desde más lejos, generando así un mayor impacto en la fase de transporte. Una posible solución para minimizar el aumento de la distancia de transporte podría ser estimular mediante contratos a los agricultores más cercanos a la planta para cultivar trigo y vender las pacas de trigo a la planta.

En algunos países se debe enterrar un porcentaje de paja de forma obligatoria que varía en función de la calidad de la tierra. Considerar esta circunstancia en los cálculos de este estudio variaría muy ligeramente los resultados ya que se ha utilizado una unidad funcional energética en vez de una por superficie de cultivo. Los únicos cambios a incluir estarían relacionados con las variaciones que se deriven de que las labores para la exportación de la paja no se realizan para la totalidad de la paja si no que se realizarían únicamente para el porcentaje que se puede exportar.

6.5 CONCLUSIONES

La inclusión sistemática de la variabilidad paramétrica y de la incertidumbre para los parámetros más influyentes de los ACVs bioenergéticos es una tarea fundamental para proporcionar resultados más fiables y exactos, en especial cuando se utilizan datos estadísticos, como es el caso. El seguimiento de este criterio de modelado permitiría a los decisores proporcionar unas repuestas más fundamentadas sobre el cumplimiento de los criterios de sostenibilidad de la bioenergía en estos casos.

La generación de electricidad a partir de paja de trigo genera cambios directos en el uso de la tierra, siempre que el destino original de este residuo fuera su incorporación al terreno. Debido a la inclusión de los cambios directos en el uso de la tierra, los resultados medios de emisiones de GEIs de la paja (un residuo), fueron un 6% superiores a los resultados medios de los cereales sorianos del capítulo 4 (cultivos dedicados). Esto es así porque en el caso de los cereales no se contabilizaron los cambios directos en el uso de la tierra, aunque esta decisión de modelado esté debidamente justificada (ver 2.2.6.3). En las simulaciones realizadas, que incluyeron el efecto de estos cambios, la electricidad obtenida de la paja obtuvo, en todos los casos, menores emisiones de GEIs que la electricidad obtenida a partir de gas natural en condiciones españolas. Sin embargo, sólo un 58% de las simulaciones cumplieron con el criterio de sostenibilidad de la UE de 60% de ahorro de emisiones de GEIs cuando se compararon con el gas natural. Este resultado implica que, aunque para la mayoría de las simulaciones el sistema bioenergético analizado se considera sostenible, existe una probabilidad considerable de no cumplir con el umbral de la UE, en cuyo caso, las fases más influyentes se deben reanalizar para tratar de minimizar los impactos.

Los ahorros de emisiones de GEIs se pueden aumentar ligeramente a la par que se mejoran los balances energéticos con una optimización de las labores agrícolas realizadas para exportar la paja, en especial si se combina con una reducción de las pérdidas de almacenamiento y de la humedad de las pacas. La selección de variedades de trigo con mayor poder calorífico de la paja puede suponer también una vía a explorar para la mejora de los resultados. Sin embargo, como señala el análisis de sensibilidad, los parámetros que intervienen en el cálculo de las pérdidas del carbono orgánico del suelo debido a la exportación de la paja son los que más influyen sobre el PCG y por lo tanto, son cruciales para esclarecer si el criterio de sostenibilidad de la UE de 60% de ahorro en emisiones de GEIs se cumple para la electricidad generada a partir de paja de trigo en España. Debido a esto, la estimación local y específica para el caso de estudio del factor de carbono del suelo y en especial, del coeficiente isohúmico, son tareas fundamentales para reducir la incertidumbre y proporcionar una respuesta definitiva al cumplimiento del criterio de sostenibilidad de la UE de un determinado residuo de cultivo obtenido en una zona específica.

CONCLUSIONES, APORTACIONES, PUBLICACIONES Y FUTUROS DESARROLLOS

7.1 CONCLUSIONES Y APORTACIONES

El objetivo principal de esta tesis se ha cumplido al conseguir mejorar la evaluación de la sostenibilidad medioambiental y energética del uso de los cereales de invierno y la paja de trigo para la generación de energía eléctrica en España. Para ello, se ha definido la metodología utilizada en el capítulo 2, se han evaluado distintas especies y variedades de cereales de invierno en el capítulo 3, se ha avanzado en la mejora de la evaluación de la sostenibilidad probando el beneficio de la utilización del balance de nitrógeno en conjunción con el ACV en ensayos de dosis de fertilización en centeno en el capítulo 4, se han explorado vías para la mejora de los resultados de las evaluaciones mediante el ensayo de diferentes tipos de fertilización en centeno en el capítulo 5 y se ha evaluado la paja de trigo utilizando datos estadísticos y bibliográficos mediante la incorporación de la incertidumbre y variabilidad paramétrica en el capítulo 6.

Metodología (Capítulo 2)

La definición de la metodología a seguir es clave para la consecución del objetivo de la tesis. La metodología general para realizar los ACVs, así como los aspectos particulares de relevancia para la evaluación de la bioenergía han quedado definidas en este capítulo. Son aportaciones originales a este respecto:

- La recopilación y validación de los datos de la fase industrial (planta de biomasa) para todos los capítulos. Los datos de la fase industrial son de gran valor al estar basados en una planta real e incluir datos de las emisiones aéreas medias.
- La recopilación y validación de los datos de la fase transporte para todos los capítulos. El transporte tiene una influencia media en la mayoría de impactos. Para el capítulo 6 se ha propuesto una metodología de cálculo que permite estimar la distancia de transporte media de la biomasa a partir de la disponibilidad de la tierra para su producción (ver ecuación (2—2))
- La revisión y validación de los datos agrícolas para los capítulos 3, 4 y 5. Los datos agrícolas son críticos para todos los impactos y la revisión y validación de los mismos es fundamental para obtener unos resultados de calidad. Haber dispuesto de datos reales para esta fase es una ventaja aunque se haya tenido que emplear un esfuerzo considerable en el tratamiento y validación de los mismos.

- La búsqueda, recopilación y revisión de los datos estadísticos procedentes de diversas bases de datos para la fase agrícola del capítulo 6. Se ha recolectado una ingente cantidad de datos de diversas fuentes que han sido tratados para posibilitar el ajuste de distribuciones estadísticas a la mayoría de los parámetros considerados en el análisis. Este procedimiento ha permitido obtener unos resultados de calidad equiparables a los obtenidos cuando se utilizan datos reales
- El ajuste de la metodología a las necesidades de cada evaluación concreta. En cada estudio la disponibilidad de datos y la naturaleza de los mismos ha sido diferente. Esto ha supuesto tener que hacer algunos ajustes a la metodología para obtener resultados de la mayor calidad posible.

En este apartado también se ha definido el balance de nitrógeno del suelo, para el que cabe destacar las siguientes aportaciones:

- El descubrimiento de la oportunidad y la conveniencia de la utilización del balance de nitrógeno junto con el ACV para la evaluación de la bioenergía.
- El ajuste de la metodología de cálculo del balance de nitrógeno para hacerla coherente con la metodología del ACV.

ACV de los cereales de invierno (Capítulo 3)

En este capítulo se realizó un ACV en el que se evaluaron diferentes especies y variedades de cereales en varias campañas agrícolas y localizaciones. A partir de los resultados obtenidos, se pudo demostrar la existencia de una correlación clara entre la productividad de los cereales, los balances de energía fósil y los ahorros de emisiones de GEIs. Todos los ensayos obtuvieron mejores balances energéticos y produjeron menores emisiones de GEIs que el gas natural. A pesar de estos buenos resultados, sólo un 37% de los ensayos superó el criterio de sostenibilidad de la UE de 60% de ahorro en emisiones de GEIs. La fase agrícola se identificó como la que mayor impacto tuvo sobre los consumos de energía fósil y sobre las emisiones de GEIs generadas y dentro de ella la producción y utilización de los fertilizantes.

Las aportaciones originales de este capítulo son:

- La obtención de una curva que permite estimar el ahorro de emisiones de GEIs de los cereales de invierno destinados a la generación de energía a partir de su rendimiento teniendo y sin tener en cuenta la fijación de CO₂ por los rizodepósitos.
- La identificación del centeno petkus como el cultivo y la variedad no híbrida que obtuvo mejores resultados para las condiciones de Soria y León.

ACV y balance de nitrógeno de dosis de fertilización en centeno (Capítulo 4)

En este capítulo se comprobó la utilidad del uso del balance de nitrógeno del suelo en conjunción con el ACV a través de ensayos en los que se emplearon tres dosis de fertilización de cobertera en centeno: convencional (80 kg⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹), baja de (30 kg⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹) y nula. Se comprobó que incluso las dosis típicas de fertilización pueden generar déficits de N y que las dosis baja y nula obtuvieron los mejores balances energéticos, los mayores ahorros de GEIs y los menores impactos. Sin embargo, generaron los mayores déficits de nitrógeno en el suelo los cuales podrían comprometer la sostenibilidad del uso del suelo y la fertilidad futura.

Son aportaciones originales de este capítulo:

- La utilización pionera del balance de nitrógeno del suelo en conjunción con el ACV para evaluar un cultivo real al que se ha realizado una caracterización de su biomasa y del que se disponen de datos del análisis del suelo
- La constatación de que dosis bajas de fertilización pueden generar grandes déficits a pesar de posibilitar la obtención de grandes ahorros en GEIs que superan ampliamente el criterio del 60%.
- La sugerencia de la utilización como criterio de sostenibilidad de la bioenergía de un límite máximo anual para el déficit de nitrógeno de suelo.

- La recomendación de que en caso de no disponer de datos del suelo o de la caracterización de la biomasa, se realice un balance de nitrógeno del suelo aproximado para identificar si se están generando o no elevados déficits de nitrógeno.
- La propuesta de alternativas para la mejora de los resultados tanto de impactos como del balance de nitrógeno. Algunas sugerencias fueron las rotaciones con leguminosas, la selección de variedades más adaptadas a la bioenergía, la optimización de fases como por ejemplo la fertilización.

ACV y balance de nitrógeno de tipos de fertilizantes en centeno (Capítulo 5)

En este capítulo se estudió el efecto de diferentes tipos de fertilizantes en centeno, para ello se realizó un ACV que se complementó con un balance de nitrógeno para poder evaluar bien los flujos de nitrógeno en el suelo. El sulfato amónico fue el fertilizante que produjo los mayores ahorros en emisiones de GEIs con un 77%, seguido de la urea con un 69% y del nitrato amónico cálcico que se situó en último lugar con un 66%. El sulfato amónico también obtuvo los mejores balances energéticos y generó los menores impactos para la mayoría de las categorías de impacto a excepción de la acidificación. Todos los fertilizantes generaron déficits de nitrógeno en el suelo a pesar de que se utilizaron dosis de fertilización convencionales ($80 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), el sulfato amónico fue el que mayor déficit generó ($85 \text{ kg N}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$), debido en parte a sus mayores rendimientos.

Las aportaciones originales de este capítulo son:

- El descubrimiento de indicios que apuntan a que los suelos con alto contenido en nitrógeno generan mayores extracciones de este nutriente y por tanto empeoran los balances de nitrógeno.
- El método para realizar un cálculo estimado que permita compensar la acidificación provocada por el sulfato amónico mediante una enmienda caliza y la aplicación del mismo
- La demostración de que el sulfato amónico es el fertilizante que genera menores emisiones de GEIs, incluso si se le penaliza estimando los impactos que se generarían al corregir la acidificación que provoca.

ACV de la paja de trigo con incorporación de variabilidad e incertidumbre (Capítulo 6)

En este capítulo se comprobó la utilidad de la incorporación sistemática de la variabilidad e incertidumbre para la mejora de la fiabilidad de los resultados. Los resultados obtenidos indican que la paja genera menores emisiones de GEIs y consume menor energía fósil que el gas natural en todas las simulaciones realizadas. Aun así, solo el 58% de las simulaciones consiguieron superar el umbral del 60% de emisiones de GEIs. La fijación de carbono que se deja de producir por exportar la paja es el principal responsable de las emisiones de GEIs identificado en el análisis de resultados. A partir de ahí, se sugiere realizar más experiencias para estimar mejor los parámetros que intervienen en el cálculo de esta fijación, y en especial del coeficiente isohúmico.

Son aportaciones originales de este capítulo:

- La realización del primer modelado que incorpora variabilidad e incertidumbre para todos los parámetros que influyen en las fases críticas del ACV de un residuo agrícola y que tiene en cuenta los cambios directos en el uso de la tierra debido a su exportación.
- La obtención de la distribución de ahorros en GEIs de la paja de trigo utilizada para la generación de energía eléctrica en España, entre otras.
- El análisis de la sensibilidad de los resultados basado en la utilización de los percentiles del 5 y el 95% de los parámetros críticos a los que se ajustaron distribuciones estadísticas.

7.2 PUBLICACIONES

Durante el desarrollo de los trabajos de la presente tesis doctoral, se han realizado participaciones en congresos internacionales que han dado lugar a la publicación de varios artículos en sus actas y se han realizado publicaciones en revistas de impacto indexadas en el *Journal Citation Report*.

Publicaciones en revistas de impacto indexadas en el *Journal Citation Report*:

C. M. Sastre, J. Carrasco, R. Barro, Y. González-Arechavala, E. Maletta, A. Santos-Montes, P. Ciria. Improving bioenergy sustainability evaluations by using soil nitrogen balance coupled with life cycle assessment: a case study for electricity generated from rye biomass. *Applied Energy*. vol. 179, pp. 847-863, October 2016. JCR impact factor: 5.746 (2015)

C. M. Sastre, Y. González-Arechavala, A. Santos-Montes. Global warming and energy yield evaluation of Spanish wheat straw electricity generation - A LCA that takes into account parameter uncertainty and variability. *Applied Energy*. vol. 154, pp. 900-911, September 2015. JCR impact factor: 5.746 (2015)

C. M. Sastre, E. Maletta, Y. González-Arechavala, P. Ciria, A. Santos-Montes, A. del Val, P. Pérez, J. Carrasco. Centralised electricity production from winter cereals biomass grown under central-northern Spain conditions: global warming and energy yield assessments. *Applied Energy*. vol. 114, pp. 737-748, February 2014. JCR impact factor: 5.613 (2014).

Participación en congresos y publicación de artículos en sus actas:

C. M. Sastre, Y. González-Arechavala, A. Santos-Montes, Evaluation of the environmental sustainability of the use of straw for electricity production, 2nd International Conference on Renewable Energy Research and Applications - ICRERA 2013. ISBN: 978-1-4799-1464-7, pp. 722-727, Madrid, Spain, 20-23 October 2013

C. M. Sastre, E. Maletta, P. Ciria, P. Pérez de Ayala, A. del Val, A. Santos-Montes, Y. González-Arechavala, J. Carrasco, Can crop management improve emissions savings?: preliminary results of the optimization of rye (*Secale cereale* L.) as energy crop for electricity production in Spain, 20th European Biomass Conference and Exhibition. ISBN: 978-88-89407-54-7, pp. 566 - 573, Milán, Italy, 18-22 June 2012

C. M. Sastre, E. Maletta, P. Ciria, A. Santos-Montes, A. del Val, P. Pérez, Y. González-Arechavala, P. Lerga, J. Carrasco, Energy and environmental assessment of electricity production from winter cereals biomass harvested in two locations of Northern Spain, 19th European Biomass Conference & Exhibition: From Research to Industry and Markets. ISBN: 978-88-89407-55-7, Berlín, Germany, 06-10 June 2011

7.3 DESARROLLOS FUTUROS

Existen muchas posibilidades que permitirían continuar los desarrollos llevados a cabo en la presente tesis doctoral. A continuación se describen algunas de las que se consideran más interesantes:

- Ampliar las experiencias demostrativas a más zonas de la geografía Española y durante más campañas agrícolas. De esta forma, se conseguiría un conjunto de resultados más completo que permitiría incorporar de forma óptima, los efectos de la variabilidad temporal y espacial.
- Evaluar rotaciones de cultivos. El monocultivo se ha demostrado perjudicial no solo para el medioambiente sino también para la fertilidad de las tierras. Evaluar rotaciones de cultivos en las que coexistan cultivos destinados a la bioenergía, cultivos alimentarios y

además se introduzcan cultivos mejorantes como las leguminosas supondría una importante novedad y sería de gran utilidad para el desarrollo de la bioenergía.

- Evaluar cultivos perennes destinados a la bioenergía. Debido a que durante el ciclo de vida de los cultivos perennes se realizan menos labores, especialmente de arado, y a que generalmente se consumen menos materias primas para su cultivo, a estos cultivos se les presupone un potencial de mejora sobre los cultivos anuales. Sin embargo, son necesarias experiencias reales con ciclos completos realizadas en múltiples localizaciones para poder obtener resultados de calidad que confirmen esta hipótesis.
- Realizar análisis de costes de ciclo de vida (ACCV) en las evaluaciones. De esta forma se podría obtener el coste de producción de la biomasa y evaluar el compromiso entre impactos medioambientales generados y los costes de cada alternativa.
- Incorporar análisis multicriterio para poder decidir entre las alternativas analizadas cuando existe compromiso entre los impactos evaluados. Este desarrollo se hace aún más necesario en el caso de incorporar ACCV.
- Cambiar la perspectiva de los ACVs de atribucional a consecuente. Una vez la metodología de ACV consecuente aplicada a la bioenergía este algo más desarrollada, sería conveniente utilizar este tipo de ACVs. Gracias a este tipo de ACVs, basados en modelos de equilibrio, se podría evaluar las consecuencias reales de cada unidad de energía adicional producida con bioenergía tiene sobre el resto de sistemas que se ven afectados en el equilibrio.

- Ahlgren, S., Röös, E., Di Lucia, L., Sundberg, C., & Hansson, P. (2012a). EU sustainability criteria for biofuels: Uncertainties in GHG emissions from cultivation. *3*(4), 399-411. doi:10.4155/bfs.12.33
- Ahlgren, S., Röös, E., Di Lucia, L., Sundberg, C., & Hansson, P. (2012b). EU sustainability criteria for biofuels: Uncertainties in GHG emissions from cultivation. *Biofuels*, *3*(4), 399-411. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/10.4155/bfs.12.33>
- Ahrenfeldt, J., Thomsen, T. P., Henriksen, U., & Clausen, L. R. (2013). Biomass gasification cogeneration – A review of state of the art technology and near future perspectives. *Applied Thermal Engineering*, *50*(2), 1407-1417. doi:10.1016/j.applthermaleng.2011.12.040
- Althaus H.J., & EMPA. (2010a). *CML 2001 method in: Implementation of life cycle impact assessment methods. final report ecoinvent v2.2 no. 3.* (). Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Althaus H.J., & EMPA. (2010b). *IPCC 2007 method in: Implementation of life cycle impact assessment methods. final report ecoinvent v2.2 no. 3.* (). Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Arvidsson, R., Fransson, K., Fröling, M., Svanström, M., & Molander, S. (2012). Energy use indicators in energy and life cycle assessments of biofuels: Review and recommendations. *Journal of Cleaner Production*, *31*(0), 54-61. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.001>
- Banco Mundial. (2016). *Evolución del porcentajes de población rural en españa.* (). doi:<http://datos.bancomundial.org/indicador/SP.RUR.TOTL.ZS?locations=ES>
- Barro, R., Ciria, P., Maletta, E., Fernández, M. J., Pérez, J., Losada, J., & Carrasco, J. E. (2011). Variability on the properties of triticale and rye biomass due to the different varieties and growing conditions. Berlin (Germany). , *VP1.3.13* 569-569-578. doi:10.5071/19thEUBCE2011-VP1.3.13
- Barro, R., Fernández, M. J., Losada, J., Rovira, L., Salvadó, A., Serra, J., & Carrasco, J. E. (2010). Differences on the quality of the biomass obtained from different species of winter cereals. Lyon (France). , *VP1.3.52* 534-534-537. doi:10.5071/18thEUBCE2010-VP1.3.52
- Basset-Mens, C., Kelliher, F. M., Ledgard, S., & Cox, N. (2009). Uncertainty of global warming potential for milk production on a new zealand farm and implications for decision making. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *14*(7), 630-638.

Bibliografía

- Basset-Mens, C., Werf, H. M. G. v. d., Durand, P., & Leterme, P. (2006). Implications of uncertainty and variability in the life cycle assessment of pig production systems(7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 298-304. doi:10.1065/lca2005.08.219
- BIOBID. (2015). Vienna university of technology. BIOBID database. available at: <http://Www.vt.tuwien.ac.at/biobib/EN/>.
- Bioelectricity Crop. (2003-2005). Project: "Big scale demonstration of energy crops utilization of bioelectricity generation". programme for research, technological development and demonstration on "energy, environment and sustainable development, 1998-2002". contract NN5-2001-00605. european union. Unpublished manuscript.
- Boiffin, J., Zagbahi, J. K., & Sebillotte, M. (1986). Systèmes de culture et statut organique des sols dans le noyonnais: Application du modèle de hénin-dupuis. *Agronomie*, 6(5), 437-446.
- Brentrup, F., & Lammel, J. (2011). LCA to assess the environmental impact of different fertilizers and agricultural systems. , 687 1-20.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. (2000). Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 349-357. doi:<https://dx.doi.org/10.1007/BF02978670>
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. (2001). Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: An example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy*, 14(3), 221-233. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00098-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00098-8)
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P., & Kuhlmann, H. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. the application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 20(3), 265-279. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00039-X](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00039-X)
- Burnham, A., Han, J., Clark, C. E., Wang, M., Dunn, J. B., & Palou-Rivera, I. (2011). Life-cycle greenhouse gas emissions of shale gas, natural gas, coal, and petroleum. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 619-627.
- Butnar, I., Rodrigo, J., Gasol, C. M., & Castells, F. (2010). Life-cycle assessment of electricity from biomass: Case studies of two biocrops in Spain. *Biomass and Bioenergy*, 34(12), 1780-1788. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.07.013>
- Caputo, J., Balogh, S. B., Volk, T. A., Johnson, L., Puettmann, M., Lippke, B., & Oneil, E. (2014). Incorporating uncertainty into a life cycle assessment (LCA) model of short-rotation willow biomass (salix spp.) crops. *BioEnergy Research*, 7(1), 48-59.
- Chen, M., Lund, H., Rosendahl, L. A., & Condra, T. J. (2010). Energy efficiency analysis and impact evaluation of the application of thermoelectric power cycle to today's CHP systems. *Applied Energy*, 87(4), 1231-1238. doi:10.1016/j.apenergy.2009.06.009
- Cherubini, F. (2010). GHG balances of bioenergy systems – overview of key steps in the production chain and methodological concerns. *Renewable Energy*, 35(7), 1565-1573. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2009.11.035>
- Cherubini, F., Bird, N. D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., & Woess-Gallasch, S. (2009). Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(8), 434-447. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.03.013>
- Cherubini, F., & Strømman, A. H. (2011a). Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresource Technology*, 102(2), 437-451. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.010>
- Cherubini, F., & Strømman, A. H. (2011b). Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresource Technology*, 102(2), 437-451. doi:10.1016/j.biortech.2010.08.010

- Cherubini, F., & Ulgiati, S. (2010a). Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study. *Applied Energy*, 87(1), 47-57. doi:DOI: 10.1016/j.apenergy.2009.08.024
- Cherubini, F., & Ulgiati, S. (2010b). Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study. *Applied Energy*, 87(1), 47-57. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Choudhary, S., Liang, S., Cai, H., Keoleian, G., Miller, S., Kelly, J., & Xu, M. (2014). Reference and functional unit can change bioenergy pathway choices. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), 796-805. doi:10.1007/s11367-013-0692-z
- Ciria, P., Ciria, C. S., Pérez, P., & Carrasco, J. E. (2011). Energy analysis of agricultural exploitations under rain-fed continental conditions in central-northern Spain. Berlin (Germany). , VP1.3.15 585-585 -590. doi:10.5071/19thEUBCE2011-VP1.3.15
- Clavreul, J., Guyonnet, D., Tonini, D., & Christensen, T. H. (2013). Stochastic and epistemic uncertainty propagation in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(7), 1393-1403.
- Clavreul, J., Guyonnet, D., & Christensen, T. H. (2012). Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management*, 32(12), 2482-2495. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.008>
- Consoli, F. (1993). *Guidelines for life-cycle assessment: A code of practice* Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- Cooper, J. S., Noon, M., & Kahn, E. (2012). Parameterization in life cycle assessment inventory data: Review of current use and the representation of uncertainty. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(6), 689-695.
- Creutzig, F., Ravindranath, N. H., Berndes, G., Bolwig, S., Bright, R., Cherubini, F., . . . Masera, O. (2014). Bioenergy and climate change mitigation: An assessment. *GCB Bioenergy*, 12205, 1-29. doi:10.1111/gcbb.12205
- Curran, M. A. (1996). *Environmental life-cycle assessment* McGraw-Hill Professional Publishing.
- Cuttle, S., Shepherd, M., & Goodlass, G. (2003). A review of leguminous fertility-building crops, with particular reference to nitrogen fixation and utilisation. *Written as Part of DEFRA Project OF0316 "The Development of Improved Guidance on the use of Fertilitybuilding Crops in Organic Farming".* Department for Environment, Food and Rural Affairs.UK.,
- Dale, B. E., & Kim, S. (2014). Can the predictions of consequential life cycle assessment be tested in the real world? comment on "Using attributional life cycle assessment to estimate Climate-Change mitigation...". *Journal of Industrial Ecology*,
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W. A. (2008). LCA of soybean meal. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 240-254.
- Dallemand, J. (2007). *Cereals straw resources for bioenergy in the European Union* (1st ed.). Luxembourg: European Communities.
- Darr, M. J., & Shah, A. (2012). Biomass storage: An update on industrial solutions for baled biomass feedstocks. *Biofuels*, 3(3), 321-332. doi:<http://dx.doi.org/10.4155/bfs.12.23>
- Davis, J., & Haglund, C. (1999). Life cycle inventory (LCI) of fertilizer production. fertilizer products used in Sweden and Western Europe (SIK rep. no. 654). *Swedish Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg, Sweden*,
- de Haes, H. U., & Society of Environmental Toxicology and Chemistry. (1996). *Towards a methodology for life cycle impact assessment* Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- De Kleine, C., Novoa, R. S. A., Ogle, S., Keith, A. S., Rochette, P., & Wirth, T. C. (2006). Chapter 11: N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In International Panel on Climate Change (Ed.), *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories volume 4: Agriculture, forestry and other land use* () Intergovernmental Panel on Climate Change.

- Deng, L., Babbitt, C. W., & Williams, E. D. (2011). Economic-balance hybrid LCA extended with uncertainty analysis: Case study of a laptop computer. *Journal of Cleaner Production*, 19(11), 1198-1206. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.03.004>
- Dobermann, A. R. (2005a). *Nitrogen use efficiency—state of the art*. ().
- Dobermann, A. R. (2005b). Nitrogen use efficiency—state of the art. *Agronomy & Horticulture. Faculty Publications. University of Nebraska - Lincoln., Paper 316.*, 1-16.
- Don, A., Osborne, B., Hastings, A., Skiba, U., Carter, M. S., Drewer, J., . . . Zenone, T. (2012). Land-use change to bioenergy production in europe: Implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *GCB Bioenergy*, 4(4), 372-391. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01116.x
- Dworak, T., Elbersen, B., van Diepen, K., Staritsky, I., van Kraalingen, D., Suppit, I., . . . Ribeiro, M. (2009). *Assessment of inter-linkages between bioenergy development and water availability*. (No. ENV.D.2/SER/2008/0003r). Ecologic â€“ Institute for International and European Environmental Policy Berlin/Vienna.
- Earles, J. M., & Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment: A review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 445-453.
- EC-JRC-IES. (2010). *International reference life cycle data system (ILCD) handbook - general guide for life cycle assessment - provisions and action steps. first edition*. (). Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- EEA. (2013). *EU bioenergy potential from a resource-efficiency perspective*. (No. EEA report no. 6/2013).
- Ekvall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171.
- Elsayed, M. A., Matthews, R., & Mortinmed, N. D. (2003). *Carbon and energy balances for a range of biofuels options. project final report. project number B/B6/00784/REP. resource research unit, sheffield hallam university and forest research*. ().
- Emmenegger M. F., Heck, T., & Jungbluth, N. (2007). *Erdgas. in: sachbilanzen von energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen vergleich von energiesystemen und den einbezug von energiesystemen in ökobilanzen für die schweiz (ed. dones R.). final report ecoinvent data v2.0, no. 6-V*. (). Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Ericsson, N., Porsö, C., Ahlgren, S., Nordberg, Å, Sundberg, C., & Hansson, P. (2013). Time-dependent climate impact of a bioenergy system ? methodology development and application to swedish conditions. *GCB Bioenergy*, 5(5), 580-590. doi:10.1111/gcbb.12031
- Erismann, J. W., van Grinsven, H., Leip, A., Mosier, A., & Bleeker, A. (2010). Nitrogen and biofuels; an overview of the current state of knowledge. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86(2), 211-223. doi:<https://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9285-4>
- European Commission. (2010). *Report on sustainability requirements for the use of solid and gaseous biomass sources in electricity, heating and cooling*. (No. 11). Brussels:
- European Commission. (2007). *Reference document on best available techniques for the manufacture of large volume inorganic chemicals - ammonia, acids and fertilisers*. ().
- European Commission. (2011). *A roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050*. (No. 112). Brussels:
- European Commission. (2012a). Eurostat: Your key to european statistics.
- European Commission. (2012b). *Innovating for sustainable growth: A bioeconomy for europe. COM (2012) 60*. ().
- European Commission. (2013). *Energy technologies and innovation. COM(2013) 253*. ().
- European Parliament. (2009). *Directive 2009/28/EC of european parliament of the council of 23 april 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing directives 2001/77/EC and 2003/30/EC*. (No. 30). Brussels:

- European Union. (2009). Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *Official Journal of the European Union*, 140, 16-62.
- EUROSTAT. (2016a). *Energy dependency in the EU*. (No. 28/2016).
- EUROSTAT. (2016b). Your key to European statistics.
- Faist, M., Reinhard, J., & Zah, R. (2011). *RSB GHG calculation methodology v 2.0*. (). Roundtable on Sustainable Biofuels.
- FAO. (2013). Factors used in converting nitrogen to protein and in computing calories. available at: <http://www.fao.org/docrep/x5557e/x5557e0t.htm>. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/x5557e/x5557e0t.htm>
- FAOSTAT. (2015). Agriculture organization of the United Nations. faostat database. available at: <http://faostat.fao.org/>.
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., . . . Suh, S. (2009). Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1-21. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Forsberg, G. (2000). Biomass energy transport: Analysis of bioenergy transport chains using life cycle inventory method. *Biomass and Bioenergy*, 19(1), 17-30. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0961-9534\(00\)00020-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0961-9534(00)00020-9)
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H. J., Doka, G., Dones, R., Hischier, R., . . . Spielmann, M. (2007). *Overview and methodology. final report ecoinvent data v2.0, no. 1*. (). Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- García, C. A., Fuentes, A., Hennecke, A., Riegelhaupt, E., Manzini, F., & Masera, O. (2011). Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88(6), 2088-2097. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- Garraín, D., Herrera, I., Lechón, Y., & Lago, C. (2014). Well-to-tank environmental analysis of a renewable diesel fuel from vegetable oil through co-processing in a hydrotreatment unit. *Biomass and Bioenergy*, 63(0), 239-249. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.035>
- Gasol, C. M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, P., & Rieradevall, J. (2009). LCA of poplar bioenergy system compared with brassica carinata energy crop and natural gas in regional scenario. *Biomass and Bioenergy*, 33(1), 119-129. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.04.020>
- Gasol, C. M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, P., . . . Rieradevall, J. (2007). Life cycle assessment of a brassica carinata bioenergy cropping system in southern Europe. *Biomass and Bioenergy*, 31(8), 543-555. doi:10.1016/j.biombioe.2007.01.026
- Giuntoli, J., Boulamanti, A. K., Corrado, S., Motegh, M., Agostini, A., & Baxter, D. (2013). Environmental impacts of future bioenergy pathways: The case of electricity from wheat straw bales and pellets. *GCB Bioenergy*, 5(5), 497-512. doi:<http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12012>
- Goedkoop, M., De Schryver, A., Oele, M., Sipke, D., & De Roest, D. (2010). *Introduction to LCA with SimaPro 7*. (). Netherlands: PRé Consultants.
- Goglio, P., Grant, B. B., Smith, W. N., Desjardins, R. L., Worth, D. E., Zentner, R., & Malhi, S. S. (2014). Impact of management strategies on the global warming potential at the cropping system level. *Science of the Total Environment*, 490, 921-933. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.070>
- González-García, S., Dias, A. C., Clermidy, S., Benoist, A., Bellon Maurel, V., Gasol, C. M., . . . Arroja, L. (2014). Comparative environmental and energy profiles of potential bioenergy production chains in southern Europe. *Journal of Cleaner Production*, 76(0), 42-54. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.022>

Bibliografía

- González-García, S., Gasol, C. M., Gabarrell, X., Rieradevall, J., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2010). Environmental profile of ethanol from poplar biomass as transport fuel in southern europe. *Renewable Energy*, 35(5), 1014-1023. doi:DOI: 10.1016/j.renene.2009.10.029
- González-García, S., Gasol, C. M., Gabarrell, X., Rieradevall, J., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2009). Environmental aspects of ethanol-based fuels from brassica carinata: A case study of second generation ethanol. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(9), 2613-2620. doi:DOI: 10.1016/j.rser.2009.06.004
- González-García, S., Iribarren, D., Susmozas, A., Dufour, J., & Murphy, R. J. (2012). Life cycle assessment of two alternative bioenergy systems involving salix spp. biomass: Bioethanol production and power generation. *Applied Energy*, 95(0), 111-122. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.02.022>
- Gregg, J. S., & Izaurralde, R. C. (2010). Effect of crop residue harvest on long-term crop yield, soil erosion and nutrient balance: Trade-offs for a sustainable bioenergy feedstock. *Biofuels*, 1(1), 69-83. doi:<http://dx.doi.org/10.4155/bfs.09.8>
- Gros, A., & Vivancos, A. D. (1981). *Abonos: Guía práctica de la fertilización* (7th ed.). Madrid: Mundi Prensa.
- Guinee, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., . . . Rydberg, T. (2010). Life cycle assessment: Past, present, and future†. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90-96.
- Guo, M., & Murphy, R. (2012). LCA data quality: Sensitivity and uncertainty analysis. *Science of the Total Environment*, 435, 230-243.
- Guo, M., Li, C., Bell, J. N., & Murphy, R. J. (2012). Influence of agro-ecosystem modeling approach on the greenhouse gas profiles of wheat-derived biopolymer products. *Environmental Science & Technology*, 46(1), 320-330. doi:10.1021/es2030388
- Han, F. X., King, R. L., Lindner, J. S., Yu, T., Durbha, S. S., Younan, N. H., . . . Plodinec, M. J. (2011). Nutrient fertilizer requirements for sustainable biomass supply to meet U.S. bioenergy goal. *Biomass and Bioenergy*, 35(1), 253-262. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.003>
- Hansen, H. B., Møller, B., Andersen, S. B., Jørgensen, J. R., & Hansen, Å. (2004). Grain characteristics, chemical composition, and functional properties of rye (*secale cereale* L.) as influenced by genotype and harvest year. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52(8), 2282-2291. doi:<https://dx.doi.org/10.1021/jf0307191>
- Hasler, K., Bröring, S., Omta, S. W. F., & Olf, H. -. (2015). Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *European Journal of Agronomy*, 69, 41-51. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.001>
- Heinrich, A. B. (2010). International reference life cycle data system handbook. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(5), 524-525.
- Hellweg, S., & Milà i Canals, L. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188), 1109-1113. doi:<http://dx.doi.org/10.1126/science.1248361>
- Hénin, S., Gras, R., & Monnier, G. (1969). *Le profil cultural: L'état physique du sol et ses conséquences agronomiques* Masson Paris.
- Hennecke, A. M., Faist, M., Reinhardt, J., Junquera, V., Neeft, J., & Fehrenbach, H. (2013). Biofuel greenhouse gas calculations under the european renewable energy directive – A comparison of the BioGrace tool vs. the tool of the roundtable on sustainable biofuels. *Applied Energy*, 102, 55-62. doi:10.1016/j.apenergy.2012.04.020
- Herridge, D. F., Peoples, M. B., & Boddey, R. M. (2008). Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil*, 311(1-2), 1-18. doi:<https://dx.doi.org/10.1007/s11104-008-9668-3>
- Holland, J. M. (2004). The environmental consequences of adopting conservation tillage in europe: Reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103(1), 1-25. doi:<https://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.018>

- Hong, J. (2012). Uncertainty propagation in life cycle assessment of biodiesel versus diesel: Global warming and non-renewable energy. *Bioresource Technology*, 113(0), 3-7. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.107>
- Howard, P. (1965). The carbon-organic matter factor in various soil types. *Oikos*, 15(2), 229-236.
- Huijbregts, M. A. (1998a). Part I: A general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), 273-280.
- Huijbregts, M. A. (1998b). Part II: Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(6), 343-351.
- Huijbregts, M. A., Gilijamse, W., Ragas, A. M., & Reijnders, L. (2003). Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment. A case study comparing two insulation options for a dutch one-family dwelling. *Environmental Science & Technology*, 37(11), 2600-2608.
- Huijbregts, M. A. J. (1998). Application of uncertainty and variability in LCA. *Int J LCA*, 3(5), 273-280. doi:<http://dx.doi.org/10.1007/BF02979835>
- Huijbregts, M. J., Norris, G., Bretz, R., Citroth, A., Maurice, B., von Bahr, B., . . . de Beaufort, A. H. (2001). Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(3), 127-132. doi:<http://dx.doi.org/10.1007/BF02978728>
- IDAE. (2006a). In Instituto para la Diversificación y el ahorro de energía (Ed.), *Ahorro, eficiencia energética y estructura de la explotación agrícola*. Madrid:
- IDAE. (2006b). In Instituto para la Diversificación y el ahorro de energía (Ed.), *Ahorro, eficiencia energética y sistemas de laboreo agrícola*. Madrid:
- INE. (2016). *Encuesta de población activa*. (). doi:http://www.ine.es/prensa/epa_tabla.htm
- Infante Amate, J., & González de Molina, M. (2011). 'Sustainable de-growth' in agriculture and food: An agro-ecological perspective on Spain's agri-food system (year 2000). *Journal of Cleaner Production*,
- International Fertilizer Industry Association. (2009). *Fertilizers, climate change and enhancing agricultural productivity sustainably*. ().
- ISO. (2006a). 14040:2006. *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*. European Committee for Standardization.,
- ISO. (2006b). 14044:2006. *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines*. European Committee for Standardization.,
- Johnson, D. R., Willis, H. H., Curtright, A. E., Samaras, C., & Skone, T. (2011). Incorporating uncertainty analysis into life cycle estimates of greenhouse gas emissions from biomass production. *Biomass and Bioenergy*, 35(7), 2619-2626. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.02.046>
- Jungbluth, N. (2007). *Erdöl. in: sachbilanzen von energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen vergleich von energiesystemen und den einbezug von energiesystemen in ökobilanzen für die schweiz (ed. dones R.). final report ecoinvent data v2.0, no. 6-IV*. (). Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Jungbluth, N., Esu-services, Frischknecht, R., Ecoinvent-Centre, & EMPA. (2010). *Cumulative energy demand method in: Implementation of life cycle impact assessment methods. final report ecoinvent v2.2 no. 3*. (). Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Kendall, A., & Yuan, J. (2013). Comparing life cycle assessments of different biofuel options. *Current Opinion in Chemical Biology*, 17(3), 439-443. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.02.020>
- Kløverpris, J., Wenzel, H., & Nielsen, P. H. (2008). Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 13-21.
- Koponen, K., Soimakallio, S., Tsupari, E., Thun, R., & Antikainen, R. (2013). GHG emission performance of various liquid transportation biofuels in Finland in accordance with the EU sustainability criteria. *Applied Energy*, 102(0), 440-448. doi:10.1016/j.apenergy.2012.07.023

Bibliografía

- Kuzyakov, Y., & Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science/Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 163(4), 421-431.
- Lechón, Y., Cabal, H., de la Rúa, C., Lago, C., Izquierdo, L., Sáez, R., & Fernández, M. (2006). Análisis del ciclo de vida de combustibles alternativos para el transporte. fase II: Análisis del ciclo de vida comparativo del biodiésel y del diésel. *Centro De Publicaciones–Secretaría Gral.Técnica–Ministerio De Medio Ambiente, Madrid*,
- Lechón, Y., Cabal, H., Lago, C., Rúa, C., Sáez, R., & Fernández, M. (2005). Análisis del ciclo de vida de combustibles alternativos para el transporte. fase i. análisis de ciclo de vida comparativo del etanol de cereales y de la gasolina. *Centro De Investigaciones Energéticas, Medioambientales Y Tecnológicas (Ciemat).Madrid*.[Http://Energiasrenovables.Ciemat.Es/Adjuntos/Documentos/Bioetanol/Ciemat](http://Energiasrenovables.Ciemat.Es/Adjuntos/Documentos/Bioetanol/Ciemat),
- Lechón, Y., Cabal, H., de la Rúa, C., Caldés, N., Santamaría, M., & Sáez, R. (2009). Energy and greenhouse gas emission savings of biofuels in spain's transport fuel. the adoption of the EU policy on biofuels. *Biomass and Bioenergy*, 33(6-7), 920-932. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.02.001>
- Lewandowski, I., & Schmidt, U. (2006a). Nitrogen, energy and land use efficiencies of miscanthus, reed canary grass and triticale as determined by the boundary line approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(4), 335-346. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.003>
- Lewandowski, I., & Schmidt, U. (2006b). Nitrogen, energy and land use efficiencies of miscanthus, reed canary grass and triticale as determined by the boundary line approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(4), 335-346.
- Lewandowski, I., Scurlock, J. M., Lindvall, E., & Christou, M. (2003). The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and europe. *Biomass and Bioenergy*, 25(4), 335-361.
- Linares, P., & Pérez-Arriaga, I. J. (2013). A sustainable framework for biofuels in europe. *Energy Policy*, 52(0), 166-169. doi:10.1016/j.enpol.2012.10.008
- Lloyd, S. M., & Ries, R. (2007a). Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in Life-Cycle assessment: A survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 161-179.
- Lloyd, S. M., & Ries, R. (2007b). Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: A survey of quantitative approaches. *J Ind Ecol*, 11(1), 161-179. doi:<http://dx.doi.org/10.1162/jiec.2007.1136>
- Lo, S., Ma, H., & Lo, S. (2005). Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the bayesian monte carlo method. *Science of the Total Environment*, 340(1-3), 23-33. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.08.020>
- López-Arias, M., & Grau-Corbí, J. M. (2004). *Resultados del inventario de materia orgánica y metales pesados de la capa superficial de los suelos agrícolas*. ().
- Lund, H., Mathiesen, B. V., Christensen, P., & Schmidt, J. H. (2010). Energy system analysis of marginal electricity supply in consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(3), 260-271.
- M Hauck and Z J N Steinmann and I J Laurenzi and R Karuppiah and M.A.J.Huijbregts. (2014). How to quantify uncertainty and variability in life cycle assessment: The case of greenhouse gas emissions of gas power generation in the US. *Environmental Research Letters*, 9(7), 074005-(7pp). doi:<http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/7/074005>
- MAGRAMA. (2014). Observatory of technologies: Agricultural machinery (in spanish). spanish ministry of agriculture, food and environment. available at: <Http://Www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/plataforma-de-conocimiento-para-el-medio-rural-y-pesquero/observatorio-de-tecnologias-probadas/maquinaria-agricola/costes-aperos-maquinas.aspx>.
- MAGRAMA. (2016). Los incendios forestales en españa. *Avances Infomativos*, , 1-31.

- Malça, J., & Freire, F. (2012). Addressing land use change and uncertainty in the life-cycle assessment of wheat-based bioethanol. *Energy*, 45(1), 519-527. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.070>
- Mattila, T., Leskinen, P., Soimakallio, S., & Sironen, S. (2012). Uncertainty in environmentally conscious decision making: Beer or wine? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(6), 696-705.
- Miller, S. A. (2010). Minimizing land use and nitrogen intensity of bioenergy. *Environmental Science & Technology*, 44(10), 3932-3939. doi:<https://dx.doi.org/10.1021/es902405a>
- Muench, S., & Guenther, E. (2013a). A systematic review of bioenergy life cycle assessments. *Applied Energy*, 112(0), 257-273. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.06.001>
- Muench, S., & Guenther, E. (2013b). A systematic review of bioenergy life cycle assessments. *Applied Energy*, 112(0), 257-273. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.06.001>
- Müller-Wenk, R., & Brandão, M. (2010). Climatic impact of land use in LCA- carbon transfers between vegetation/soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 172-182. doi:10.1007/s11367-009-0144-y
- Mullins, K. A., Griffin, W. M., & Matthews, H. S. (2011). Policy implications of uncertainty in modeled life-cycle greenhouse gas emissions of biofuels. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 132-138. doi:<http://dx.doi.org/10.1021/es1024993>
- Narain, M., & Singh, B. (1988). Energy profile of a seed-processing plant. *Applied Energy*, 30(3), 227-234.
- Nemecek, T., & Kägi, T. (2007). Life cycle inventories of agricultural production systems. *Ecoinvent V2.0 Final Report no. 15*,
- Nemecek, T., Kägi, T., & Blaser, S. (2007). *Life cycle inventories of agricultural production systems. final report ecoinvent data v2.0, no. 15*. (). Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Nemecek, T., & Schnetzer, J. (2012). *Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems*. (No. 15).
- Niblick, B., Monnell, J. D., Zhao, X., & Landis, A. E. (2013). Using geographic information systems to assess potential biofuel crop production on urban marginal lands. *Applied Energy*, 103, 234-242. doi:10.1016/j.apenergy.2012.09.036
- OECD, & EUROSTAT. (2007). *Gross nitrogen balances-handbook*. (No. 20).
- Parajuli, R., Løkke, S., Østergaard, P. A., Knudsen, M. T., Schmidt, J. H., & Dalgaard, T. (2014). Life cycle assessment of district heat production in a straw fired CHP plant. *Biomass and Bioenergy*, 68(0), 115-134. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.06.005>
- Payraudeau, S., van der Werf, H. M. G., & Vertès, F. (2007). Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agr Syst*, 94(2), 416-430. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2006.11.014>
- Phyllis2. (2015). Energy research centre of the netherlands (ECN). Phyllis2 database. available at <https://www.ecn.nl/phyllis2/>.
- Plevin, R. J., Delucchi, M. A., & Creutzig, F. (2013). Using attributional life cycle assessment to estimate Climate-Change mitigation benefits misleads policy makers. *Journal of Industrial Ecology*,
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008a). A survey of unresolved problems in life cycle assessment-part I goals and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 290-300.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008b). A survey of unresolved problems in life cycle assessment-part II impact assessment and interpretation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(5), 374-388.
- Reijnders, L., & Huijbregts, M. (2011). Nitrous oxide emissions from liquid biofuel production in life cycle assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(5), 432-437. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.005>

Bibliografía

- Röös, E., Sundberg, C., & Hansson, P. (2011). Uncertainties in the carbon footprint of refined wheat products: A case study on Swedish pasta. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(4), 338-350. doi:10.1007/s11367-011-0270-1
- Roundtable on Sustainable Biofuels. (2012). *RSB GHG calculation methodology*. (No. RSB-STD-01-003-01 (Version 2.1)). Roundtable on Sustainable Biofuels.
- SAEFL. (2000). *Handbuch offroad-datenbank. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL)*,
- Sánchez-Picón, A., Aznar-Sánchez, J., & García-Latorre, J. (2011). Economic cycles and environmental crisis in arid southeastern Spain. A historical perspective. *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1360-1367.
- Santos, T., Arruda, J., & Brissaud, D. (2013). Treating input data uncertainty in LCA: Monte Carlo and fuzzy approaches. *4th International Workshop on Advances in Cleaner Production, São Paulo-SP, May 22nd to 24th*,
- Sastre, C. M., González-Arechavala, Y., & Santos, A. M. (2015). Global warming and energy yield evaluation of Spanish wheat straw electricity generation – A LCA that takes into account parameter uncertainty and variability. *Applied Energy*, 154, 900-911. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.05.108>
- Sastre, C. M., Maletta, E., González-Arechavala, Y., Ciria, P., Santos, A. M., del Val, A., . . . Carrasco, J. (2014). Centralised electricity production from winter cereals biomass grown under central-northern Spain conditions: Global warming and energy yield assessments. *Applied Energy*, 114(0), 737-748. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.08.035>
- Sastre, C. M., Carrasco, J., Barro, R., González-Arechavala, Y., Maletta, E., Santos, A. M., & Ciria, P. (2016). Improving bioenergy sustainability evaluations by using soil nitrogen balance coupled with life cycle assessment: A case study for electricity generated from rye biomass. *Applied Energy*, 179, 847-863. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.022>
- Schmidt, J. H. (2008). System delimitation in agricultural consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 350-364.
- Schmidt, J. H., & Weidema, B. P. (2008). Shift in the marginal supply of vegetable oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 235-239.
- Sebastián, F., Royo, J., & Gómez, M. (2011). Cofiring versus biomass-fired power plants: GHG (greenhouse gases) emissions savings comparison by means of LCA (life cycle assessment) methodology. *Energy*, 36(4), 2029-2037. doi:10.1016/j.energy.2010.06.003
- Sistani, K. R., Jn-Baptiste, M., Lovanh, N., & Cook, K. L. (2011). Atmospheric emissions of nitrous oxide, methane, and carbon dioxide from different nitrogen fertilizers. *40(6)*, 1797-1805. doi:10.2134/jeq2011.0197
- Skowrońska, Monika, & Tadeusz, F. (2014). *Life cycle assessment of fertilizers: A review* doi:10.2478/intag-2013-0032
- Sonnemann, G. W., Schuhmacher, M., & Castells, F. (2003). Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. *Journal of Cleaner Production*, 11(3), 279-292. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00028-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00028-8)
- Srirangan, K., Akawi, L., Moo-Young, M., & Chou, C. P. (2012). Towards sustainable production of clean energy carriers from biomass resources. *Applied Energy*,
- Steinmann, Z. J., Venkatesh, A., Hauck, M., Schipper, A. M., Karupiah, R., Laurenzi, I. J., & Huijbregts, M. A. (2014). How to address data gaps in life cycle inventories: A case study on estimating CO₂ emissions from coal-fired electricity plants on a global scale. *Environmental Science & Technology*, 48, 5282-5289.
- Sutter, J. (2010). *Life cycle inventories of pesticides. final report ecoinvent v2.2*. (). St. Gallen, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

- Tan, R. R., Culaba, A. B., & Michael R.I. Purvis. (2002). Application of possibility theory in the life-cycle inventory assessment of biofuels. *International Journal of Energy Research*, 26(8), 737-745.
- Thomassen, M. A., Dalgaard, R., Heijungs, R., & de Boer, I. (2008). Attributional and consequential LCA of milk production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 339-349.
- Tonini, D., Hamelin, L., Wenzel, H., & Astrup, T. (2012). Bioenergy production from perennial energy crops: A consequential LCA of 12 bioenergy scenarios including land use changes. *Environmental Science & Technology*, 46(24), 13521-13530.
- University of Adelaide. (2010). *Fertilizers and soil acidity*. ().
- Urbano Terrón, P. (2002). *Fitotecnia: Ingeniería de la producción vegetal* (1st ed.). Madrid: Mundi Prensa.
- van Zelm, R., & Huijbregts, M. A. (2013a). Quantifying the trade-off between parameter and model structure uncertainty in life cycle impact assessment. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 9274-9280. doi:<http://dx.doi.org/10.1021/es305107s>
- van Zelm, R., & Huijbregts, M. A. J. (2013b). Quantifying the trade-off between parameter and model structure uncertainty in life cycle impact assessment. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 9274-9280. doi:<http://dx.doi.org/10.1021/es305107s>
- VOCENTO. (2015). Capítulo II. el medio natural: Erosión y desertificación. Available at: <Http://Www.atlasdemurcia.com/index.php/secciones/14/erosion-y-desertificacion/2/>.
- Weidema, B. P., Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., . . . Wernet, G. (2013). *Overview and methodology. data quality guideline for the ecoinvent database version 3*. (No. Ecoinvent Report 1(v3)).Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Weiser, C., Zeller, V., Reinicke, F., Wagner, B., Majer, S., Vetter, A., & Thraen, D. (2014). Integrated assessment of sustainable cereal straw potential and different straw-based energy applications in germany. *Applied Energy*, 114(0), 749-762. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.07.016>
- Yan, J., & Lin, T. (2009). Biofuels in asia. *Applied Energy*, 86, Supplement 1, S1-S10. doi:10.1016/j.apenergy.2009.07.004