

Evaluación económica de las estrategias de mitigación de gases de efecto invernadero en sistemas de producción de patata

J. Cayambe^{1,*}, A. Iglesias¹, S. García de Jalón¹, C. Chuquillanqui² y P. Riga³

¹ Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España. Departamento de Economía Agraria y Ciencias Sociales. Avda. Complutense s/n. 28040. Madrid, España

² Centro Internacional de la Papa. Av. La Molina 1895, La Molina. Lima, Perú

³ Neiker-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario. Parque Tecnológico de Bizkaia, 812 L, 48160, Derio, Bizkaia, España

Resumen

El incremento de temperatura de nuestro planeta asociado al efecto invernadero antropogénico promueve interés por la búsqueda de estrategias de mitigación de gases de efecto invernadero. Puesto que la agricultura es un sector responsable de casi una quinta parte de las emisiones globales, es necesario identificar qué medidas podrían aplicarse, cuál es su potencial de mitigación y el coste estimado de la aplicación de cada medida. Nuestro estudio responde a estas preguntas comparando la producción de patata en dos sistemas productivos bien diferenciados y a partir de datos reales de campo. En una primera fase este trabajo calcula la huella de carbono en sistemas de producción modernos de la mecanización agrícola y el uso de energía para el riego (localizados en España) y en sistemas productivos que integran menos tecnologías (localizados en Perú). Los resultados muestran que en los casos de estudio de ambos países el ciclo de nitrógeno representa la primera fuente de emisiones de gases de efecto invernadero, seguido de energía para riego y combustible para la mecanización. Posteriormente este estudio evalúa las acciones de mitigación mediante el análisis económico de Curvas de Costes Marginales de Mitigación. Dichos resultados demuestran que el manejo del fertilizante nitrogenado es la mejor alternativa para reducir la huella de carbono debido a su mayor potencial de reducción de emisiones y menores costes de mitigación equivalentes. Finalmente el estudio aporta un marco metodológico que puede ser fácilmente aplicado a otros cultivos.

Palabras clave: Curvas de costes marginales de mitigación, fertilización nitrogenada, coste-eficacia, riego.

Abstract

Economic evaluation of strategies for mitigating greenhouse gas emissions in potato production systems

The temperature rise of the planet associated with anthropogenic greenhouse gas emissions promotes interest for strategies to mitigate them. Since agriculture is a sector responsible for nearly a fifth of global emissions, it is necessary to identify measures to be applied, what is their mitigation potential and the estimated cost of implementing each measure. Our study addresses these questions by comparing the

* Autor para correspondencia: jhenny.cayambe.teran@alumnos.upm.es

<http://dx.doi.org/10.12706/itea.2015.011>

production of potato in two distinct production systems and with actual field data. In a first step, this paper calculates in a modern agricultural system the carbon footprint of mechanization and energy use for irrigation (located in Spain) and in less productive systems that integrate less technologies (located in Peru). The results show that in the case studies in both countries the nitrogen cycle represents the primary source of greenhouse gas emissions, followed by energy fuel for irrigation and mechanization. Subsequently this study evaluates economically the mitigation actions through Marginal Abatement Cost Curves. These results demonstrate that the management of nitrogen fertilizer is the best alternative to reduce the carbon footprint because of their greater potential to reduce greenhouse gas emissions and their lower equivalent mitigation costs. Finally, the study provides a methodological framework that can be easily applied to other crops.

Key words: Marginal abatement cost curves, nitrogen fertilization, cost-effectiveness, irrigation.

Introducción

El cambio climático y sus efectos medioambientales adversos son una preocupación para la sostenibilidad del planeta y para la producción de alimentos en el futuro (IPCC, 2013; Iglesias *et al.*, 2011). En 2010, se estima que la agricultura representa la tercera actividad económica responsable de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) con una producción anual de 4,6 Gt CO₂e, lo que equivale al 14% de las emisiones mundiales (FAOSTAT, 2013). Los principales factores contribuyentes a las emisiones de GEI en la agricultura proceden de la transformación, mediante diversos procesos biológicos y físico-químicos presentes en el suelo, de los insumos de fertilizantes inorgánicos y de la materia orgánica (estiércol, compost, residuos vegetales) (Dyer *et al.*, 2010). Estos procesos conllevan la producción de los tres principales GEI procedentes de la agricultura: N₂O, CO₂ y CH₄.

Desde 1992 se han venido evaluando las posibles soluciones al problema del calentamiento global. La Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático firmada por 154 países, incluidos España y Perú, implica un compromiso, principalmente por parte de los países industrializados, para disminuir las emisiones de CO₂. El compromiso firmado establece que cada país debe elaborar, actualizar y publicar inventarios nacionales de

las emisiones antropógenas; además de formular, aplicar, publicar y actualizar regularmente programas nacionales que contengan medidas orientadas a la mitigación y adaptación al cambio climático (CMNUCC, 1992).

A partir de la firma de varios convenios de índole ambiental entre países, en 1997 se firmó el Protocolo de Kyoto que entró en vigencia en el 2005. A través de este instrumento los países signatarios acordaron una reducción voluntaria de las emisiones netas de GEI durante el período 2008-2012 hasta alcanzar un nivel equivalente a las emisiones de 1990. Esto dio origen al mercado de carbono, que estableció unidades de emisión para todos los países, de manera que los países que acrediten secuestro de carbono pueden vender a los países emisores parte del excedente en sus unidades de emisión. La existencia de un mercado de carbono crea, dentro de cada país, la necesidad de rastrear la huella de carbono de distintos productos y procesos productivos en empresas agropecuarias e industriales (Viglizzo, 2010).

Al mismo tiempo, existe un número creciente de consumidores que están cada vez más interesados, no solamente en el precio y la calidad de los alimentos, sino también en su procedencia y en las técnicas de producción y de elaboración. Esto es especialmente relevante en los países más ricos, pero el número de consumidores con una preocupación

ambiental crece en todos los países. El hecho que el consumidor se interese cada vez más por el origen de sus compras promueve que las compañías y los gobiernos también lo estén, lo cual crea oportunidades para aquellos que están tratando de vender productos más limpios o de implementar políticas ambientales.

En consecuencia, se prevé que en un futuro próximo, los productos agrícolas podrán ser valorados sobre la base de su huella de carbono, con la obligatoria eco-etiqueta de sus emisiones. Por lo tanto, los responsables políticos, el público en general, y los productores, desean urgentemente disponer del conocimiento necesario para mejorar las prácticas agrícolas con el fin de producir alimentos de alta calidad con la mínima huella de carbono (Gan et al., 2012).

La huella de carbono es el parámetro que cuantifica las emisiones de GEI, expresada en equivalentes de CO₂, derivados de las actividades de producción o consumo de bienes y servicios (Espíndola y Valderrama, 2012). Comprende todas las actividades o eslabones de un proceso que describe el ciclo de vida de un producto, desde las materias primas utilizadas hasta el desecho final como residuo. De esta manera, el consumidor puede tener una idea del potencial de contaminación ambiental de los productos que consume (Viglizzo, 2010).

La huella de carbono (C), siendo una expresión cuantitativa de las emisiones de GEI de una actividad, ayuda en la gestión de las emisiones y en la evaluación de las medidas de mitigación. La cuantificación de las emisiones y la identificación de sus principales fuentes, generan un impacto positivo en el medio ambiente, en la reducción de costes, y en la rentabilidad de las empresas. Esto puede ayudar a aumentar las ventas, mejorar su marca corporativa e identificar ahorros de costes y oportunidades de desarrollo de productos.

Las Curvas de Costes Marginales de Mitigación (MACC-Marginal Abatement Cost Cur-

ves) se han convertido recientemente en una herramienta política estándar en la evaluación de los aspectos económicos de las alternativas de mitigación del cambio climático, ya que representan la rentabilidad de la reducción de emisiones de una manera sencilla (Kesicki y Strachan, 2011). Ciertas medidas pueden adoptar un costo unitario más bajo que otras, y en algunos casos, los agricultores podrían implementar medidas que a la vez podrían ahorrar dinero y reducir emisiones (Moran et al., 2011). Las curvas MACC son útiles como una herramienta para ilustrar el potencial de reducción de emisiones (variación de emisiones reducidas, emisiones con signo negativo) y los costes asociados a la mitigación del cambio climático, en un determinado punto en el tiempo.

La literatura muestra varios intentos de estimar el coste-efectividad de las diferentes opciones de mitigación. En países como Reino Unido e Irlanda (Moran et al., 2011, Macleod et al., 2010, Schulte y Donnellan, 2012) se han realizado investigaciones utilizando la metodología MACC enfocada al sector agricultura, uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Los gobiernos de varios países, están comprometidos con metas ambiciosas de reducción de emisiones de GEI mediante el análisis de costo-efectividad (Macleod et al., 2010).

Estas investigaciones utilizan un enfoque bottom-up para estimar la rentabilidad y la reducción potencial de una amplia gama de medidas posibles y eficaces, proyectando escenarios de mitigación para años futuros (Moran et al., 2011). Según Wreford et al. (2010) es posible identificar áreas de investigación y búsqueda de políticas relevantes para la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos) en relación con la promoción de la economía del cambio climático en la agricultura; una de esas áreas es el modelado de costos marginales de mitigación.

Wreford et al. (2010) menciona que el enfoque bottom-up es el más ilustrativo de todos

los métodos para determinar potenciales de mitigación dentro del presupuesto agrícola. Existen muy pocos estudios utilizando la metodología bottom-up, por lo cual se resalta la necesidad de este tipo de estudios.

Inevitablemente, mientras las emisiones agrícolas se encuentren bajo creciente escrutinio regulatorio, este potencial global tiene que orientarse a cada país o como información para cada productor sobre cómo las reducciones pueden caber dentro de un presupuesto económicamente eficiente (Wreford et al., 2010).

En este contexto, se planteó estimar la huella de carbono de dos sistemas de producción de patata, uno de los principales cultivos a nivel mundial, en dos países: España y Perú, utilizando el programa Cool Farm Tool-Potato (Haverkort y Hillier, 2011). Se eligieron estos dos países por presentar sistemas agrarios muy contrastados con los siguientes fines: observar los posibles efectos de estos sistemas en las emisiones de GEI y evaluar la adecuación del programa CFT-Potato para el cálculo de la huella de C de sistemas agrarios tradicionales que no han integrado tecnologías modernas de producción.

Además, en el caso del cultivo en España, se evaluaron las posibles medidas de mitigación mediante un análisis económico en el que se valoró el potencial de mitigación de dichas medidas y sus costes económicos. No tenemos conocimiento de una evaluación similar de la gama de tecnologías existentes en cuestión de curvas MAC. La metodología utilizada en nuestro trabajo radica en la búsqueda de medidas de mitigación dirigida a una explotación y cultivo en particular, en este caso la patata. Consideramos que las conclusiones de esta investigación servirán a los productores de patata como una herramienta valiosa para la implementación de los cambios en la producción con el fin de reducir las emisiones de GEI.

Materiales y métodos

Ámbito geográfico

Se recopiló y analizó la información procedente de sistemas de producción de patata (*Solanum tuberosum* L.), en dos países: España y Perú.

Siendo históricamente el centro de origen de la patata, Perú representa tan solo el 1.23% de la producción mundial y España aporta con el 0.59%. El área cosechada de patata en España corresponde al 0,38% y Perú representa el 1,63% del área cosechada mundial de patata (FAOSTAT, 2013).

El cultivo de patata constituye una de las principales fuentes de trabajo e ingresos en la región rural andina y no sólo constituye un alimento básico para países andinos, también forma parte del sistema productivo tradicional del pequeño y mediano productor (Devaux et al., 2010).

En cuanto al rendimiento de ambos países para el año 2012, Perú presentó un rendimiento equivalente a 14,3 t ha⁻¹ y España a 24,3 t ha⁻¹. El rendimiento medio de las explotaciones peruanas estudiadas se situó netamente por debajo del promedio mundial equivalente a 18,9 t ha⁻¹ en el año 2012 (FAOSTAT, 2013). Existen muchas razones agronómicas, climáticas, socio-económicas e institucionales que explican dicha situación. La producción primaria de este país andino se caracteriza por una gran dispersión de áreas cultivadas y una gran variabilidad de tecnologías usadas y de productividad (Devaux et al., 2010).

Los agricultores que poseen pequeñas explotaciones, destinan una parte de su producción al autoconsumo y para semilla, y otra parte la venden a los mayoristas o en mercados regionales. Los productores con superficies medianas y grandes, destinan casi toda su producción a la comercialización. En estas explotaciones el riego es tecnificado y se rea-

liza mediante goteo o gravedad, mientras que en las pequeñas explotaciones se cultiva bajo seco. (Devaux et al., 2010).

El cultivo de patata en España es intensivo y por lo tanto mecanizado, presenta una gran variedad de tipologías de explotaciones en las cuales los agricultores se encargan de sembrar, cultivar, recoger el producto y ponerlo a disposición de la comercialización en origen, la mayor parte de la producción se destina a la comercialización (MARM, 2010).

Recolección de datos

La información a nivel de España fue recopilada mediante 13 encuestas presenciales a productores alaveses realizadas en colaboración con la Cooperativa UDAPA. Estos productores participaron voluntariamente en las encuestas, ya que la mencionada cooperativa estaba interesada en integrar la huella de C en las iniciativas voluntarias de reducción y compensación de emisiones de GEI en dicha organización. La superficie media cultivada por los encuestados fue de $3,9 \pm 1,4$ ha. La totalidad de la superficie implicada en las encuestas fue de 50,9 ha lo que representa aproximadamente el 4% de toda la superficie dedicada al cultivo de la patata en Álava, cual sea su destino: consumo, industria o semilla (EUSTAT, 2012).

En el caso de Perú, se contó con el apoyo del Centro Internacional de la Patata de Perú, quién se encargó de realizar las encuestas a 8 productores de patata de la sierra peruana, correspondientes a las provincias de Puno y Cajamarca. La superficie media cultivada por los encuestados fue de $2,9 \pm 1,2$ ha. La totalidad de la superficie implicada en las encuestas fue de 100 ha lo que representa aproximadamente el 0,13% de toda la superficie dedicada al cultivo de la patata en Puno y Cajamarca, según información obtenida del Ministerio Agricultura y Riego de Perú (2011). Se utilizó la misma plantilla de encuestas utilizada en Álava (Es-

paña), con ciertas adecuaciones en las preguntas, debido a que la mayoría de las actividades agrícolas en Perú no están mecanizadas. Los encuestados fueron seleccionados al azar de un grupo de productores pertenecientes a un consorcio de productores de patata. En Perú, se cultiva patata en las regiones de la costa y de la sierra, pero el 95% se siembra en la sierra; razón por la cual se consideró únicamente los datos de esta zona.

Para los dos países se realizaron las estimaciones de las emisiones de GEI para cada explotación y se presentan los datos medios con sus desviaciones.

Caracterización de los sistemas de cultivo

Se caracterizaron los sistemas de cultivo de patata en España y Perú en base a las encuestas presenciales y datos bibliográficos. La tabla 1 recopila los valores medios de cada parámetro de entrada que el programa CFT-Potato tiene en cuenta para el cálculo de la huella de C.

Las diferencias más notables entre ellos se refieren al rendimiento, los sistemas de laboreo y fertilización, los sistemas de riego y el transporte. El rendimiento de patata en España es relativamente superior al de Perú, lo cual posiblemente se deba por diferencia de variedades o manejo del cultivo. Las actividades de laboreo del suelo de las explotaciones peruanas que han participado en este estudio se realizaron de manera manual y mediante tracción animal.

El riego en Perú fue realizado por gravedad, no se utilizaron sistemas de riego como en España, y muchos productores emplean únicamente lluvia estacional. La utilización de fitosanitarios para el control de las plagas es superior en España. Finalmente, la distancia entre los almacenes y las parcelas en Perú es menor a 200 metros, mientras que en España la distancia media equivale a 2,9 km, lo cual genera mayores emisiones por transporte interno.

Tabla 1. Caracterización de los sistemas de producción de patata en España y Perú
 Table 1. Characterization of potato production systems in Spain and Peru

Parámetro	España			Perú		
	n	x	d.e.	n	x	d.e.
Rendimiento (t·ha⁻¹)						
Producto cosechado	13	39,06	4,84	8	33,67	3,62
Producto comercializado	13	38,34	4,74	8	32,86	3,81
Tipo de suelos						
Textura de suelo	13	Media	0	8	Media	0
Materia orgánica del suelo (%)	13	1,56	0,54	8	1,5	0,36
pH	13	> 8.5	0,15	8	5,5 a 7,4	0,26
Abonado mineral (kg·ha⁻¹)						
N	13	183,34	49,07	8	100,75	8,53
P ₂ O ₅	13	144	34,46	8	110	8,64
K ₂ O	13	227	35,3	8	90,5	9,94
Riego (mm)	13	275,65	36,81	8	No calculado	0
Fitosanitarios						
Número de tratamientos	13	8	0,66	8	2	0,63
Combustible (l·ha⁻¹ gasoil) y transporte						
Arado vertedera	13	30,7	10,61	8	10	0
Arado chisel	11	17,8	7,48	7	10	0
Acaballador	12	96,9	30,54	6	Animal	0
Sembradora	13	20,1	10,38	8	Manual	0
Pulverización herbicida	13	4,8	8,24	8	Manual	0
Pulverización fertilizante	13	4,6	5,14	8	Manual	0
Pulverización fungicida	13	4,8	9,62	8	Manual	0
Cosechadora	13	89,3	34,31	8	Manual	0
Quema de matas	13	4,8	2,85	8	No	0
Distancia de transporte agrícola (km)	12	2,9	2,99	8	< 0,2	66,45

n: número de réplicas, x: media, d.e.: desviación estándar.

Determinación de la huella de carbono

Para cuantificar las emisiones de CO₂e, se introdujeron los datos procedentes de cada encuesta en el programa de cálculo de la huella de carbono Cool Farm Tool – Potato (CFT-Potato). El programa presenta siete secciones de entrada en relación con: la información general (lugar, año, producto, zona de producción, clima), manejo del cultivo (operaciones agrícolas, protección de cultivos, uso de fertilizantes, gestión de residuos), secuestro de carbono (uso y gestión del suelo, biomasa vegetal), ganadería (opciones de alimentación, fermentación entérica, excreción de N, gestión del estiércol), uso de energía (riego, maquinaria agrícola), procesamiento primario (fábrica, almacenes), transporte (carretera, ferrocarril, aéreo, marítimo). Los datos de salida que genera el programa corresponden a las emisiones de CO₂e desde la plantación hasta la cosecha en función de tres criterios: por área cultivada (hectárea), por unidad de producto (tonelada) y según las prácticas agrarias tales como producción de semilla, producción de fertilizante, antecedentes de óxido nitroso en suelo, emisiones inducidas por uso de fertilizante en campo, emisiones por uso de pesticidas, uso de energía, transporte interno en finca, manejo de residuos de cosecha (Haverkort y Hillier, 2011).

Se han considerado las emisiones dentro del Ciclo de Vida del cultivo, contemplándose únicamente la fase de producción, excluyéndose la fase de procesamiento del producto, almacenamiento, cadena de distribución y comercialización fuera de finca (Moran et al., 2011).

El programa CFT-Potato calcula las emisiones de GEI procedentes de diferentes fuentes utilizando los índices de conversión de modelos previamente publicados. En el caso de la producción y distribución de fertilizantes utiliza la base de datos Ecoinvent (Ecoinvent Center, 2007). Para las emisiones de óxido ni-

troso (N₂O) relacionados con la aplicación de fertilizantes, utiliza el modelo empírico multivariante de Bouwman et al. (2002) que considera el tipo de fertilizante, frecuencia de aplicación, clima y características físico-químicas del suelo. Las emisiones de NO y de NH₃ son calculadas según el modelo de la FAO/IFA (2001) y convertidas a N₂O a través de factores de conversión que figuran en el IPCC (2006). También se utilizan factores de conversión para el cálculo de la lixiviación y de las emisiones de CO₂ como consecuencia de la aplicación de urea o encalado. Las emisiones procedentes del suelo se calculan introduciendo datos climáticos, características del suelo, prácticas de labranza y manejo de residuos de cosecha. Los efectos de la adición de materia orgánica sobre las existencias del C del suelo se derivan de los datos de Smith et al. (1997). Las emisiones debido al uso directo de energía (gasolina, diesel, electricidad) para las operaciones de campo y el procesamiento primario, se han calculado a partir de las normas técnicas de ASABE (ASABE, 2006). Las emisiones debido al uso de la electricidad de cada país se basan en el protocolo de GEI por sector y se emplean factores de conversión del GHG Protocol (2003).

El programa CFT-Potato modeliza las emisiones de GEI en base, entre otros, a parámetros climáticos (temperatura media) y a las propiedades físico-químicas del suelo introducidas por el usuario. Por lo tanto el modelo permite personalizar los cálculos para cada explotación. En caso de que se desconozca los datos climáticos, el programa ofrece la opción de elegir valores estándares en función de la localización geográfica, a nivel del país. Este aspecto afecta las emisiones de los fertilizantes y la gestión de carbono del suelo (enmiendas orgánicas, labranza, cultivos de cobertura). Además, el programa considera aspectos propios de cada zona: textura del suelo, contenido de materia orgánica, humedad del suelo, buen o mal drenaje, pH del

suelo. En el caso de las emisiones producidas por las fábricas de fertilizantes, se considera que las plantas de producción que datan de la década de los años 2000 utilizan tecnologías antiguas y en el caso de aquellas que son posteriores al 2006, se estima que emplean tecnologías modernas de reducción de las emisiones de N₂O.

El programa CFT-Potato ha sido probado mediante una evaluación comparativa de cuatro sistemas de producción de patata en Países Bajos (Haverkort y Hillier, 2011). Los resultados obtenidos han sido comparados satisfactoriamente, utilizando otras metodologías de cálculo de las emisiones de GEI (Hillier et al., 2011a, b). También se han realizado referencias cruzadas con otros cultivos como el trigo o la colza, observándose mínimas variaciones (Hillier, datos no publicados). Recientemente se ha publicado un estudio comparativo entre 11 programas de cálculo de la emisión de GEI aplicados a la agricultura en donde la evaluación multi-criterio ha permitido clasificar el programa Cool Farm Tool en primera posición (Whittaker et al., 2013).

Análisis de sensibilidad del programa Cool Farm Tool – Potato

Se realizó un análisis de sensibilidad con el fin de seleccionar los parámetros de entrada claves en el modelo, y poder determinar los aspectos que mayor influencia tienen en las emisiones de CO₂. El análisis de sensibilidad, la evaluación y propuesta de medidas se realizó únicamente para el caso de estudio en España.

Una de las limitaciones del programa CFT-Potato es que no es un modelo dinámico que permita calcular la respuesta del rendimiento al modificar alguno de los parámetros de cultivo como puede ser la fertilización, la dosis de riego o el laboreo del suelo. Por lo tanto, para obtener el análisis de sensibilidad referente a los abonos nitrogenados, fue necesario establecer la variación del rendimiento según la

dosis de nitrógeno aplicada al cultivo. La función de rendimiento (ecuación 1) se obtuvo mediante interpolaciones realizadas a los resultados presentados por Love et al. (2005).

$$y = -0,1817x^2 + 91,354x + 25557 \quad [1]$$

$$(R^2 = 0,9998)$$

Donde:

Y, rendimiento del cultivo de patata (kg·ha⁻¹)

X, dosis de nitrógeno aplicado en el ciclo del cultivo (kg N·ha⁻¹).

Para obtener el análisis de sensibilidad del factor riego, se utilizó el modelo de Córcoles et al. (2012) que simula la variación del rendimiento según la dosis de agua aplicada al cultivo según la ecuación 2.

$$Y = -0,2377x^2 + 350,87x + 57514 \quad [2]$$

$$(R^2 = 0.6107)$$

Donde:

Y, rendimiento del cultivo de patata (kg·ha⁻¹)

X, dosis de riego aplicado en el ciclo del cultivo incluyendo la precipitación efectiva (mm).

La información referente a la precipitación en Álava (País Vasco-España) correspondiente a los meses que dura el ciclo del cultivo fue tomada de la base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología de España (AEMET, 2012). Los datos han sido recopilados desde el año 1971 al 2000, se utilizó la información proporcionada por la estación meteorológica Foronda-Txokiza.

Para obtener la precipitación efectiva, que es el agua procedente de la lluvia que realmente puede ser aprovechada por la planta, se han seguido las fórmulas propuestas por Brouwer y Heibloem (1986), en función de la precipitación mensual (p, mm/mes).

$$P_{\text{eff}} \text{ (mm/mes)} = 0,8 xp - 25, \quad [3]$$

$$\text{si } p > 75 \text{ mm/mes}$$

$$P_{\text{eff}} \text{ (mm/mes)} = 0,6 xp - 10, \quad [4]$$

$$\text{si } p > 75 \text{ mm/mes}$$

Con la información de precipitación media y precipitación efectiva en los meses correspondientes al ciclo del cultivo, se calculó la dosis promedio de agua que recibe el cultivo y el rendimiento esperado.

Se reconoce que ambos factores, dosis de nitrógeno ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) y dosis de riego (mm) aplicados en el ciclo del cultivo, podrían estar en la misma función. Ferreira y Goncalves (2007) indican que una función de rendimiento conjunta puede ser muy útil para determinar una estrategia de manejo agrícola óptimo bajo las condiciones locales dadas, pero debe ser complementada con datos históricos de precipitación regional y evapotranspiración permitiendo la predicción del rendimiento año a año.

Puesto que la presente investigación se realizó en un solo punto en el tiempo, se consideraron las funciones de rendimiento para riego y fertilización nitrogenada, de forma separada.

Curvas de Costes Marginales de Mitigación

Se realizó un análisis MACC (Marginal Abatement Cost Curves), con la finalidad de determinar el potencial de reducción de las emisiones de GEI y los costes de mitigación asociados a estas propuestas.

Una curva MACC indica el coste estimado (euros por tonelada de CO_2), asociado con el coste marginal de la reducción de emisiones (generalmente, en millones de toneladas de CO_2). Por lo tanto, en un gráfico se contrasta el coste marginal de reducción en el eje 'y', y el nivel de reducción de las emisiones en el eje 'x' (Kesicki y Strachan, 2011).

Las dosis aplicadas de fertilizante y riego por los productores de España permitieron obtener las emisiones generadas (escenarios base). Se denominó 'dosis promedio total' a la dosis promedio de fertilizante ($183,34 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) y de riego ($275,65 \text{ mm}$) aplicada por

todas las explotaciones encuestadas. Además se realizó una agrupación de datos en función de la distribución estadística por cuartiles: los datos del primer cuartil, corresponden a las explotaciones que consumen menos fertilizante (dosis menores a $147,2 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) y menos dosis de riego (dosis menores a 232 mm). Los valores del tercer cuartil, corresponden a las explotaciones que consumen más fertilizante (dosis mayores a $246,08 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) y aplican mayor cantidad de agua (dosis mayores a $309,33 \text{ mm}$).

Se propusieron escenarios alternativos de mitigación, considerando reducción en las dosis de fertilizante nitrogenado y de riego en un 10%, 20% y 34%. De la misma manera, se calcularon las emisiones de CO_2e que se generarían y se estimaron los ingresos netos en caso de que se aplicasen las medidas (escenarios propuestos).

La variación de las emisiones y de los ingresos fue calculada por diferencia, entre las emisiones e ingresos generados en el escenario base menos las emisiones e ingresos obtenidos en los escenarios propuestos (ecuaciones 5 y 6).

$$\text{Variación de emisiones} = \text{Emisiones generadas}_{(\text{Escenario base})} - \text{Emisiones generadas}_{(\text{Escenario propuesto})} \quad [5]$$

$$\text{Variación de ingresos} = \text{Ingresos generados}_{(\text{Escenario base})} - \text{Ingresos generados}_{(\text{Escenario propuesto})} \quad [6]$$

El coste marginal de reducir las emisiones fue el resultado de la división entre la variación de ingresos y la variación de emisiones (ecuación 7).

$$\text{Coste marginal de reducción de emisiones} = \frac{\text{Variación de ingresos}}{\text{Potencial de mitigación}} \quad [7]$$

Los ingresos de los productores se calcularon en función del precio medio que recibe el

productor por tonelada de producto, que según información proporcionada por la cooperativa de productores de patata UDAPA es equivalente a 160 €. (Robles, comunicación personal).

El precio promedio del fertilizante nitrogenado (urea) según datos del Banco Mundial para el año 2012 fue equivalente a 315,4 €·t⁻¹ (The World Bank, 2013).

Según las encuestas realizadas a los productores de patata, el precio del agua empleada en regadío, fue de 0,13 €·m⁻³, incluyendo el coste de energía eléctrica para el bombeo.

No se realizó el análisis MACC para combustible, debido a que no se encontraron datos exactos referentes a la variación de rendimiento del cultivo en función de las actividades agrícolas mecanizadas.

Propuesta de medidas para reducir la huella de carbono

Se realizó la propuesta de medidas de mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en función del potencial de mitigación y de sus costes económicos, para lo cual se consideró la información obtenida a través de las curvas MACC para fertilizante nitrogenado y para el caso de la energía empleada en irrigación.

Se compararon las dos propuestas y se analizó cuál de ellas tuvo mayor coste-eficacia, es decir cuál de las medidas presentó mayor potencial de reducción de emisiones de GEI y a su vez, implicó menores costes de implementación.

Esto se realizó con la finalidad de ayudar a los productores a tomar decisiones estratégicas y tácticas, para mejorar su sostenibilidad ambiental y económica.

Resultados y discusión

Emisiones de CO₂e

El sistema de producción en España presentó unos valores de emisiones de CO₂e ha⁻¹año⁻¹ que prácticamente duplican los de Perú (Tabla 2).

Se observa la misma tendencia al analizar la huella de carbono por unidad de producto comercial, los sistemas de producción en Perú presentaron emisiones menores, equivalentes al 57% comparado con el sistema español (Tabla 2).

En nuestro estudio, la huella de carbono por tonelada de patata en España representa el doble de las emisiones de Reino Unido, la principal razón que explica la diferencia en las emisiones, es el rendimiento del cultivo; puesto que en Reino Unido el rendimiento promedio es de 52 t ha⁻¹ (Wale, 2008); mientras que en España, según las encuestas realizadas, el rendimiento promedio llega a 39 t ha⁻¹; lo cual concuerda con los valores reportados por MARM (2010), que muestran que el rendimiento promedio en áreas de regadío es de 29 t ha⁻¹ y el rendimiento máximo de 50 t ha⁻¹. Mientras que en Perú los rendimientos obtenidos como resultado de las encuestas fueron de 34 t ha⁻¹, lo cual concuerda con los valores reportados por Devaux *et al.* (2010), quienes mencionan que los rendimientos de variedades mejoradas se encuentran entre 22 t ha⁻¹ y 41 t ha⁻¹.

Los datos reflejan que la diferencia entre los sistemas de producción radica en el mayor uso de insumos como: abonos, combustible para las labores de campo, energía requerida para el riego y el transporte.

Los GEI emitidos por las fábricas dedicadas a la producción de abonos representa uno de

Tabla 2. Emisiones de CO₂ en los sistemas de producción de patata en España y Perú. Año 2013
 Table 2. CO₂ emissions in potato production systems in Spain and Peru. Year 2013

Actividad	Emisiones por unidad de área (kg CO ₂ e·ha ⁻¹)						Emisiones por unidad de producto comercial (kg CO ₂ e·t ⁻¹)						Valores relativos (%)	
	España		Perú		Perú		España		Perú		Perú		España	Perú
	x	d.e.	x	d.e.	x	d.e.	x	d.e.	x	d.e.	x	d.e.	x	d.e.
Producción abonos	1167,6	262,7	442,8	23,1	30,9	6,0	13,6	1,5	32	32,4				
Uso abonos	598,5	223,6	267,2	32,6	16,0	7,7	8,2	1,3	16,6	19,6				
Emisión N ₂ O del suelo	102,8	19,8	311,5	17,2	2,8	0,8	9,6	1,5	2,9	22,9				
Uso pesticida	212,7	128,1	61,5	0,7	5,8	3,6	1,9	0,2	6,0	4,5				
Uso combustible (Labores agrícolas)	850,2	185,8	96,4	28,5	21,7	5,4	2,9	0,8	22,4	6,9				
Uso energía en irrigación	403,7	77,9	0	0	10,8	2,0	0	0	11,2	0				
Cultivos cobertera y manejo residuos	123	6,9	189,1	8,4	3,3	0,2	5,8	0,4	3,4	13,8				
Otros (Transporte interno)	179	88,7	0	0	5,4	2,4	0	0	5,6	0				
Total	3637,6	598,3	1368,5	61,8	96,6	18,0	42	4,5	100	100				

x: media; d.e.: desviación estándar.

los factores que mayor proporción de CO₂e emite en los sistemas estudiados, siendo responsable del 32% de las emisiones totales en el manejo del cultivo (Tabla 2). Estos valores coinciden con los de estudios previos realizados en cultivos de patata (Haverkort y Hillier, 2011).

En la región alavesa el cultivo de la patata requiere altas dosis de abonos químicos ya que según las encuestas realizadas son suelos con bajo contenido de materia orgánica lo cual concuerda con la caracterización de suelos de las comarcas agrarias de España realizada por Fernández (2011), quien menciona que los suelos de la zona de Álava pertenecen a suelos del tipo Xerochrept y Ustochrept según la clasificación USDA-NRCS, caracterizados por tener bajo contenido de materia orgánica, lo cual hace necesario la aplicación de altas dosis de abonos químicos para compensar la falta de materia orgánica. La suma de las emisiones de CO₂e debido a la fabricación y uso de abonos fue de 47 kg CO₂e·t⁻¹ para el sistema productivo español, y de 22 kg CO₂e·t⁻¹ en Perú, sin embargo las aportaciones relativas al valor total de las emisiones de CO₂e fueron muy parecidas en España y Perú alcanzando respectivamente el 48% y 52%, lo que pone de manifiesto la importancia del uso de abonos químicos independientemente del sistema de cultivo

Cabe recalcar que las emisiones de CO₂e por la fabricación de fertilizantes representa un parámetro imposible de controlar por los productores de patata, puesto que depende de las empresas fabricantes y de la metodología que ellas empleen.

La liberación de N₂O del suelo representa el segundo factor responsable de las emisiones de CO₂e en Perú; mientras que en España, las emisiones debidas al uso de combustible para la maquinaria agrícola son las que influyen mayoritariamente.

Estos resultados se deben a que los suelos de Perú contienen mayores cantidades de ma-

teria orgánica que sometida a la mineralización microbiana contribuyen a la emisión de N₂O (Granli y Bøckman, 1994; Grageda-Cabrera et al., 2000). Además, Wale (2008) menciona que el cultivo de patata implica levantar y mover grandes cantidades de tierra, por lo que es probable que aumenten las tasas de respiración del suelo y por lo tanto las emisiones de GEI.

Los valores relativos de emisiones de CO₂e debido al conjunto del ciclo del nitrógeno incluyendo su fabricación, su uso y la liberación de N₂O del suelo fueron de 43% (España) y 75% (Perú). Estos valores, coinciden con estudios previos que han demostrado que las emisiones de GEI debido al ciclo completo del nitrógeno puede alcanzar los 75% de las emisiones totales de CO₂e en diferentes cultivos e independientemente del sistema de producción, convencional u orgánico (Hillier et al., 2009).

España presenta mayores emisiones que Perú por consumo de energía en el uso de maquinaria agrícola, debido a que en Perú se emplea reducida mecanización agrícola, siendo reemplazada por tracción animal o labranza manual (Devaux et al., 2010). Considerando que en la tracción animal se utiliza bovinos o equinos y generalmente se usan animales machos ya que las hembras no pueden ser usadas durante su preñez o cuando están amamantando a sus terneros (Castellanos, 2012), se ha tomado datos de estudios realizados en Costa Rica (Hassán, 2013), a fin de estimar valores de emisiones por ganado bovino en países en vías de desarrollo, cuyas emisiones son mayores en comparación a las emisiones por ganado bovino en países desarrollados. A su vez se ha tomado datos de emisiones en fincas con manejo tradicional; puesto que en fincas con manejo mejorado, los valores son menores debido a la calidad de la dieta que se maneja.

Según Hassán (2013), las emisiones de un semental y una vaca seca oscilan entre 2,66 y

2,86 kg CO₂e animal⁻¹ día⁻¹, respectivamente. Por otro lado, según comunicación personal con los productores de patata, en el ciclo del cultivo se requieren unas 54 horas de trabajo animal por ha de cultivo que corresponden a las labores de labranza del suelo antes de la siembra, mientras que la cosecha se realiza manualmente. Este trabajo animal equivale a una emisión de 6 a 6,4 kg CO₂e por ha o de 0,18 a 0,20 kg CO₂e por tonelada de patata comercial lo que representa entre un 0,43 y 0,47% de la totalidad de las emisiones.

Por lo tanto aunque el programa CFT-Potato no ofrece la opción de incorporar en los cálculos la huella de C debido al uso de tracción animal en las tareas de campo, el error debido a esta omisión resulta realmente mínimo y se puede despreciar, por lo menos en el marco de este estudio.

Por otra parte, las explotaciones peruanas no presentaron valores de emisiones de CO₂ debido al consumo de energía en irrigación; según la información obtenida de las encuestas y según Devaux *et al.* (2010), el riego se realiza mediante gravedad por su relativo bajo costo. Tampoco presentaron valores de emisiones debido al transporte interno del producto ya que el 87,5% de los productores poseen extensiones de cultivo menores a 10 ha, lo que implica que la distancia promedio entre los almacenes y las parcelas de producción están a menos de 200 metros (Tabla 1). Esto conlleva que los agricultores no empleen transporte mecánico, y utilicen personal de carga o hagan uso de acémilas (bueyes, burros y caballos) para el traslado de la producción a las zonas de almacenamiento (Devaux *et al.*, 2010).

En el presente estudio no se ha considerado la fase de procesamiento de la patata (lavado, empaquetado), costes de almacenamiento ni del transporte fuera de las parcelas de producción, por lo que la cifra sería relativamente mayor. La patata es un cultivo

voluminoso que es almacenado en frío para consumirlo a futuro, lo cual implicaría cifras de emisiones mucho mayores que las presentadas hasta el momento (Wale, 2008).

Análisis de sensibilidad del programa Cool Farm Tool – Potato

El análisis de sensibilidad realizado para los tres primeros parámetros que más influyen las emisiones de CO₂e (nitrógeno, riego y gasoil), muestra que la aplicación de nitrógeno incorporado al suelo presenta el mayor valor de la pendiente en la ecuación (Figura 1), convirtiéndose en el principal candidato para lograr una reducción de emisiones de CO₂. En segundo y tercer lugar se encuentran el combustible y el riego, respectivamente.

Evaluación de la reducción potencial de fertilizante nitrogenado mediante el análisis MACC

El análisis MACC se realizó únicamente en el caso de los sistemas productivos de España ya que en el caso de las explotaciones peruanas la huella de C procedente del uso de combustible y del riego es nula.

Los resultados mostraron que en el conjunto de las explotaciones el coste para reducir una cantidad de GEI comprendida entre 0,10 y 0,32 t CO₂e ha⁻¹ (aplicando reducciones del 10% y 30% en la dosis de N, respectivamente) sería de 790 a 1060 € t⁻¹ CO₂e (Figura 2). Estos resultados muestran que el coste para reducir las emisiones no es proporcional a la cantidad, por lo tanto cuanto más toneladas de CO₂ se reduzcan, más barato resulta el esfuerzo para reducir una unidad de CO₂. En los sistemas de cultivo de alto consumo de N (> 246 kg N·ha⁻¹) el coste para reducir una cantidad máxima de 0,45 t CO₂e ha⁻¹ sería de 450 €·t⁻¹ CO₂e (Figura 2) mientras que en el caso de las parcelas que presentan un bajo consumo de N (< 147 kg N·ha⁻¹) el esfuerzo

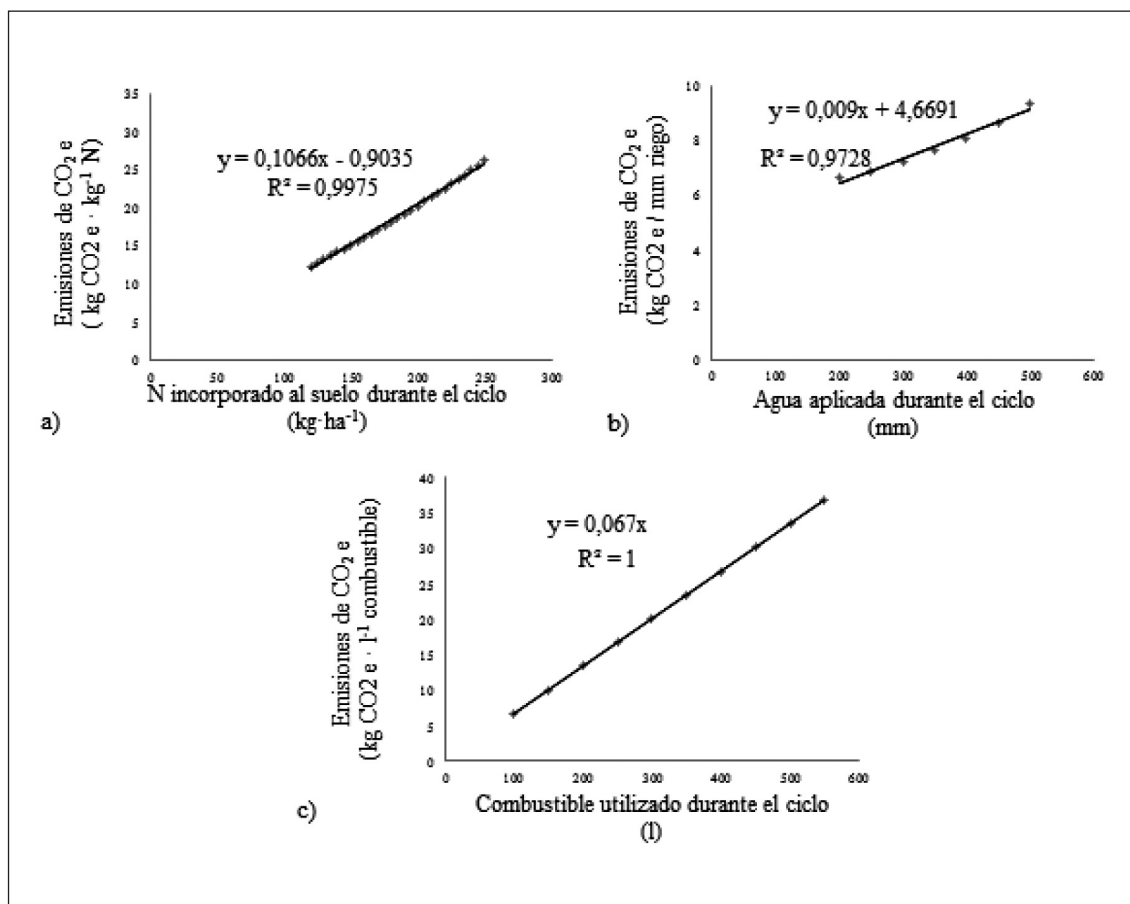


Figura 1. Análisis de sensibilidad del programa CFT-patata para las emisiones de CO₂ por:
 a) Aplicación de nitrógeno. b) Uso de energía eléctrica en riego.
 c) Combustible utilizado en actividades agrícolas.

Figure 1. Sensitivity analysis of CFT-potato program for CO₂ emissions:
 a) Application of nitrogen. b) Use of electricity in irrigation.
 c) Fuel used in farming.

para reducir 0,25 t CO₂e ha⁻¹ sería de 1460 € t⁻¹ CO₂e. Por lo tanto, las explotaciones que aplican altas dosis de nitrógeno (> 246 kg N·ha⁻¹), podrán reducir en mayor medida sus emisiones a un coste menor; mientras que la aplicación de medidas de mitigación de GEI resultará más costoso para las explotaciones que ya se encuentren aplicando bajas cantidades de nitrógeno (< 147 kg N·ha⁻¹).

Evaluación de la reducción potencial de la dosis de riego mediante el análisis MACC

El análisis MACC mostró que el potencial de reducción de emisiones de CO₂ en las explotaciones de mayor consumo agua, no difiere en mayor medida con las explotaciones de menor consumo. Esto ocurre debido a que, según el análisis de sensibilidad realizado, la

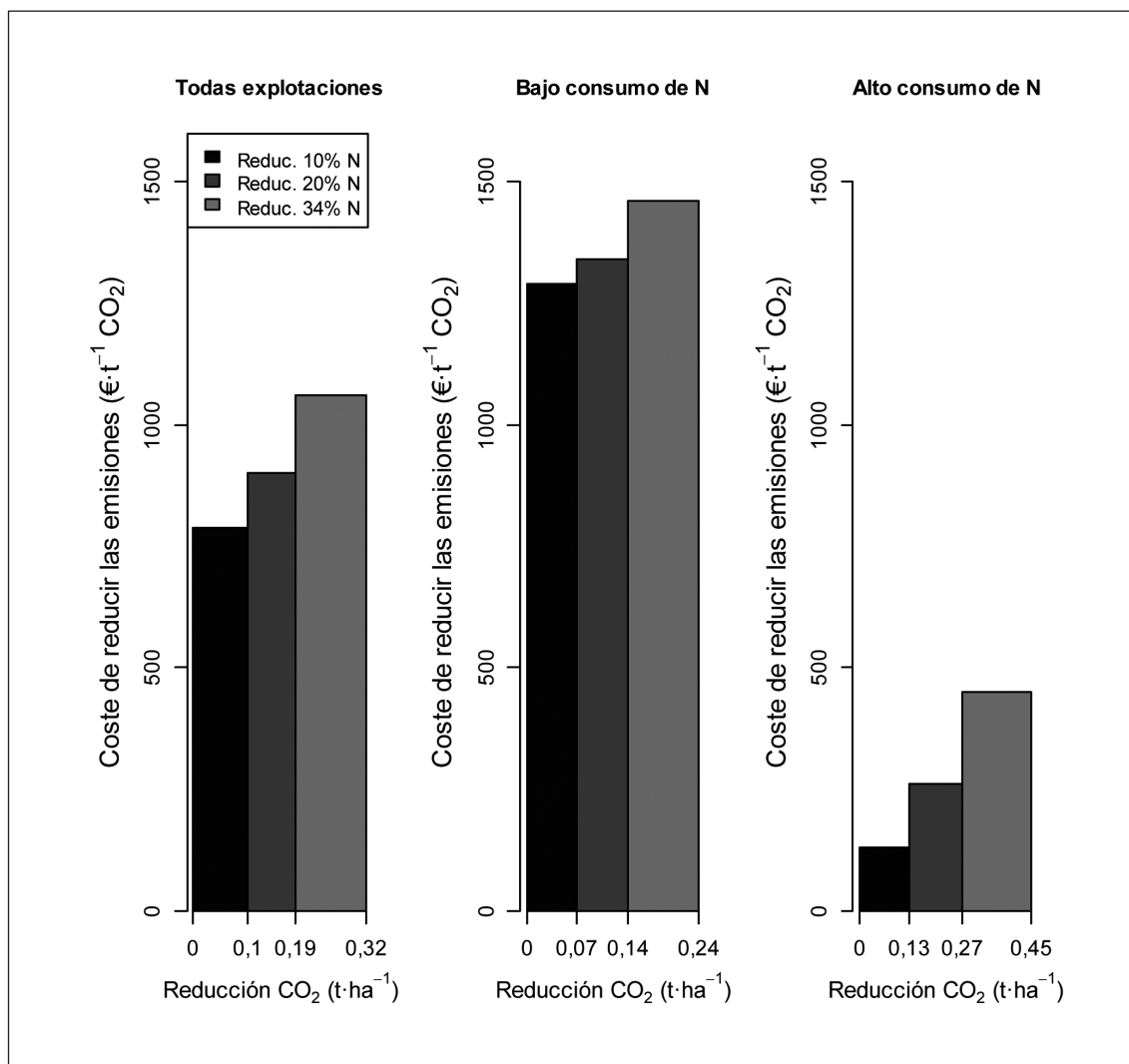


Figura 2. Curvas de Costes Marginales de Mitigación para el uso de fertilizante nitrogenado.
 Figure 2. Marginal Abatement Cost Curves for nitrogen fertilizer.

dosis de riego es el aspecto de menor influencia en las emisiones. Sin embargo, la tendencia es la misma: el potencial de reducción de emisiones de GEI en las explotaciones de mayor consumo de riego es superior al potencial de reducción de emisiones de las explotaciones de bajo consumo y al conjunto de todas las explotaciones (Figura 3).

En el conjunto de las explotaciones el coste para reducir una cantidad de GEI comprendida entre 0,04 y 0,15 t CO₂e ha⁻¹ (aplicando reducciones del 10% y 30% en la dosis de riego, respectivamente) sería de 14230 a 15640 € t⁻¹ CO₂e (Figura 3). En los sistemas de cultivo de alto consumo de riego (> 309 mm) el coste para reducir una cantidad máxima de

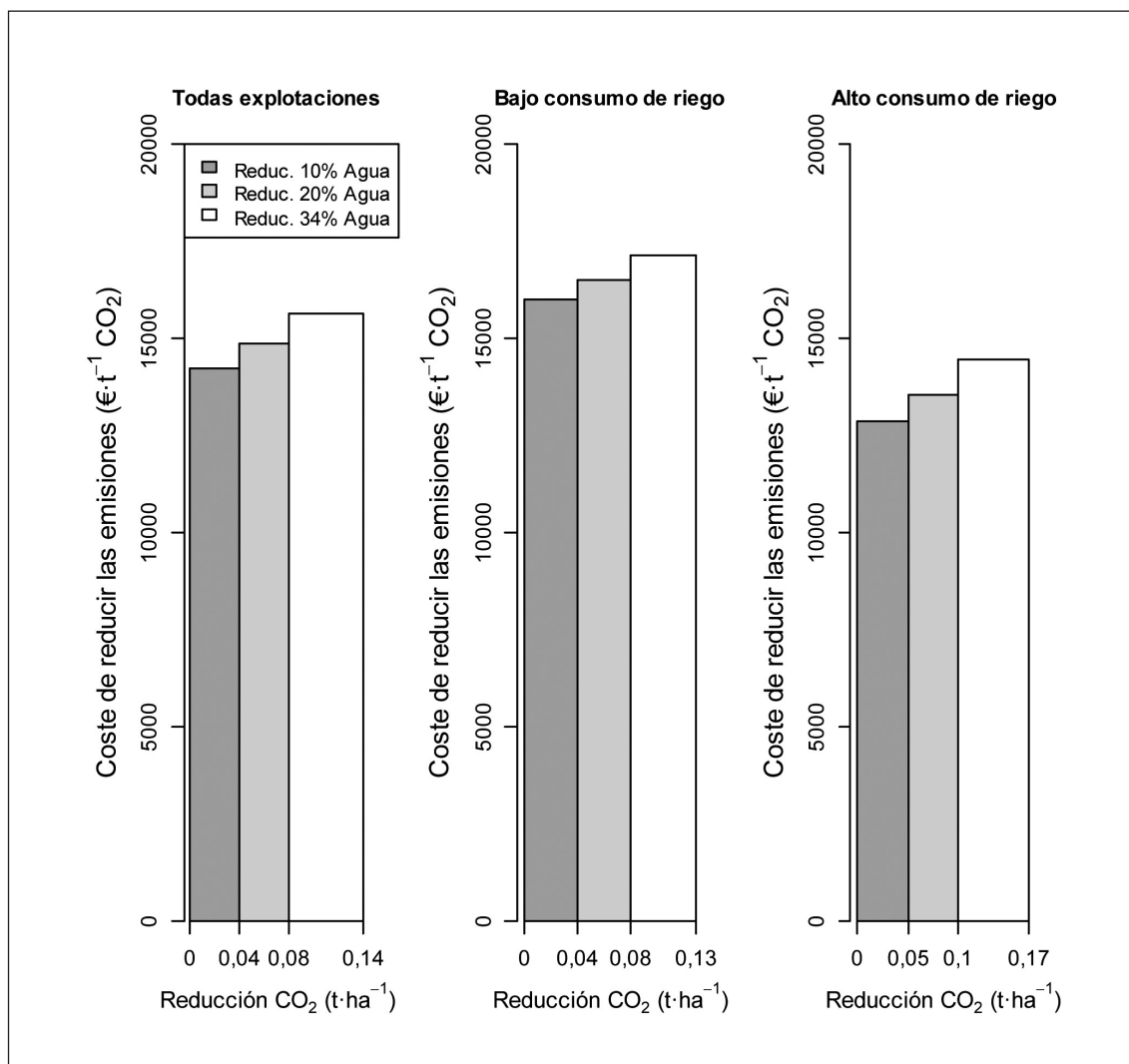


Figura 3. Curvas de Costes Marginales de Mitigación para consumo de energía en riego.
 Figure 3. Marginal Abatement Cost Curves for energy consumption in irrigation.

0,16 t CO₂e ha⁻¹ sería de 14450 € t⁻¹ CO₂e (Figura 3); mientras que en el caso de las parcelas que presentan un bajo consumo de agua (< 232 mm) el esfuerzo para reducir 0,13 t CO₂e ha⁻¹ sería de 17140 € t⁻¹ CO₂e. Por lo tanto, las explotaciones que aplican altas do-

sis de riego (> 309 mm), podrán reducir en mayor medida sus emisiones a un coste menor; a diferencia de las explotaciones que ya se encuentren aplicando bajas cantidades de agua (< 232 mm), a quienes reducir sus emisiones de CO₂ resultará muy costoso.

Propuesta de medidas de mitigación

De acuerdo a los resultados obtenidos por el análisis MACC para fertilizante nitrogenado, en el caso del conjunto de las explotaciones, la acción enfocada a realizar reducciones (10, 20, 34%) de la cantidad de nutriente aplicado implicaría un coste promedio entre 790 y 1060 € por cada tonelada de CO₂e reducida.

En el caso de energía empleada en irrigación, la acción dirigida a realizar reducciones (10, 20, 34%) de la cantidad de riego aplicado implicaría un coste promedio entre 1423 y 1564 € por cada tonelada de CO₂e reducida.

En el conjunto de explotaciones en estudio, el coste total de reducir 0,10 a 0,32 toneladas CO₂ en una hectárea, aplicando reducciones en la fertilización, oscila entre 79 y 339 €·ha⁻¹. Mientras que el coste total de reducir 0,04 a 0,15 toneladas CO₂ en una hectárea, considerando reducciones de la dosis de riego, varía entre 569 y 2346 €.

Comparando estas dos propuestas, sería mucho más factible realizar reducciones de la dosis de fertilizante nitrogenado. Puesto que la disminución de la dosis de nitrógeno aplicada al cultivo, no solo presenta menores costes, sino que la cantidad de emisiones reducidas es mucho mayor, en comparación a las emisiones reducidas por disminución de la dosis de riego.

Los resultados de nuestro estudio se contraponen a los presentados por Moran *et al.* (2011), en donde la disminución de fertilizante nitrogenado como medida de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero en las actividades agrícolas de Reino Unido, presenta un alto coste económico en comparación a otras medidas. Moran *et al.* (2011) tampoco han contemplado las medidas relacionadas con la irrigación del cultivo, debido a su bajo potencial de mitigación.

Por el contrario, Moran *et al.* (2008) demostró que las prácticas agrícolas como drenaje

mejorado y control de la frecuencia de aplicación de fertilizante nitrogenado, fueron las prácticas más rentables asociadas con la mitigación de GEI en suelos agrícolas.

Estos resultados demuestran que el proceso de desarrollo de curvas MAC es particularmente difícil para las emisiones agrícolas, debido a que la agricultura es una industria compleja, caracterizada por la heterogeneidad espacial y temporal (Macleod *et al.*, 2010). Al igual que Wreford *et al.* (2010) mencionan que es necesario realizar análisis MACC específicos para regiones o tipos de granjas, en función de las condiciones locales biofísicas, sociales y económicas que se manejen.

La metodología utilizada en nuestro trabajo radica en la utilización combinada de un software para calcular las emisiones de CO₂ y la búsqueda de medidas de mitigación dirigida a dos regiones (España y Perú) y a cultivo en particular, en este caso la patata. Consideramos que las conclusiones de esta investigación servirán a los productores de patata como una herramienta valiosa para la implementación de cambios en el sistema de producción con el fin de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, incluyendo el coste de mitigación de cada medida en la toma de decisiones.

Kesicki y Strachan (2011) indican que el uso simplista de las curvas MACC puede ser engañoso y encuentra que los límites del concepto de curva MACC pueden conducir a la toma de decisiones sesgadas. Sin embargo, las curvas MACC son una herramienta política útil, siempre y cuando no se las utilice de manera exclusiva sino como una guía ilustrativa para su posterior análisis, especialmente para la elaboración de políticas incluyendo información sobre los costes y eficacia de las políticas que se descubre.

Por lo que se recomienda en futuras investigaciones, considerar un abanico más amplio de opciones de mitigación de GEI. Además, se

recomienda incluir estos resultados de contabilidad de gases dentro de otros sistemas de apoyo a la toma de decisiones, a fin de permitir a los productores, no solo explorar los aspectos de manejo del cultivo que mayor emisiones generen sino también analizar las consecuencias financieras producto de la aplicación de medidas de mitigación.

Conclusiones

La caracterización de los sistemas de producción de patata permitió identificar las diferencias entre los países evaluados que repercuten de manera muy significativa en las emisiones de los GEI. Estas diferencias se agrupan bajo dos aspectos: los de manejo del cultivo (sobre los que se puede actuar) y los de origen natural (imposibles de intervenir) como por ejemplo el contenido de materia orgánica característico de los suelos de Perú. Las diferencias en cuanto al manejo del cultivo nos permitieron determinar posibles medidas de mitigación de gases.

La producción de patata en España presentó mayores emisiones de CO₂e que en Perú, debido a tres aspectos principales: mayor consumo de fertilizante nitrogenado, mayor cantidad de energía consumida en irrigación y mayor cantidad de combustible empleado en labores agrícolas. En los dos países, el ciclo del nitrógeno representó la principal fuente de las emisiones de GEI.

El análisis económico y el cálculo de la reducción potencial de emisiones mostraron que sería más adecuado realizar reducciones de la dosis de fertilizante nitrogenado, por presentar un mayor potencial de reducción de GEI y menor coste marginal.

El estudio aporta un marco metodológico que puede ser aplicado a otros cultivos, mediante la utilización del software y del cálculo de las MACC.

Agradecimientos

Este estudio ha sido realizado de manera conjunta entre el Gobierno de Ecuador a través de las becas otorgadas por la Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (SENESCYT. www.educacionsuperior.gob.ec/) y el proyecto europeo SmartSOIL (www.smartsoil.eu). Un agradecimiento especial a los productores de patata de la cooperativa UDAPA (España), por su colaboración en el desarrollo de las encuestas.

Bibliografía

- AEMET (2012). *Valores climatológicos normales. Foronda-Txokiza*. Disponible en: <http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos?l=90910&k=pva>
- ASABE (2006). Agricultural machinery management data. Standard ASAE EP496.3. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE), St. Joseph, pp. 385-398.
- Bouwman A, Boumans L, y Batjes N (2002). Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles* 16(4): 28-1.
- Brouwer C, Heibloem Y (1986). Irrigation water needs; Irrigation Water Management. Training Manual (3). Ed. FAO. 102 p.
- Castellanos M (2012). Manual de preparación de suelos con tracción animal. Escuela Agrícola Panamericana, El Zamorano, Honduras. 103 p.
- CMNUCC (1992). Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Disponible en: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convsp.pdf>
- Córcoles JI, Camargo DC, Montoya F, Domínguez A, Tarjuelo JM, Ortega JF (2012). Effect of different irrigation strategies on potato (*Solanum tuberosum* L.) crop yield. En: Papers Book of International Conference of Agricultural Engineering. Abstract C0953. 8-12 julio 2012. Valencia, España.

- Devaux A, Ordinola ME, Hibon A, Flores FA (2010). El sector papa en la región andina: Diagnóstico y elementos para una visión estratégica (Bolivia, Ecuador y Perú). International Potato Center. Lima-Perú. 386 p.
- Dyer J, Vergé X, Desjardins R, Worth D, McConkey B (2010). The impact of increased biodiesel production on the greenhouse gas emissions from field crops in Canada. *Energy for Sustainable Development* 14(2), 73-82.
- Ecoinvent Centre (2007). Ecoinvent data v2.0. Ecoinvent reports No.1-25, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf. Disponible en: www.ecoinvent.org
- Espíndola C, Valderrama J (2012). Huella del carbono. Parte 1: Conceptos, métodos de estimación y complejidades metodológicas. *Información Tecnológica* 23(1): 163-176.
- EUSTAT (2012). Instituto Vasco de Estadística. Disponible en: http://www.eustat.es/estadisticas/tema_51/opt_0/ti_Agricultura/temas.html#axzz32MD6ZI6b
- FAO/IFA (2001). Global estimates of NH₃, NO and N₂O for agricultural lands. FAO Rome. 106 p.
- FAOSTAT (2013). Food and Agriculture Organization statistical database. Disponible en: <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/home/E>
- Fernández J (2011). Caracterización de las Comarcas Agrarias de España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España. Comunidades Autónomas (Sinopsis). 1: 301-321.
- Ferreira TC, Gonçalves DA (2007). Crop-yield/water-use production functions of potatoes ("*Solanum tuberosum*", L.) grown under differential nitrogen and irrigation treatments in a hot, dry climate. *Agricultural water management* 90(1): 45-55.
- Gan Y, Liang C, Campbell C, Zentner R, Lemke R, Wang H, Yang C (2012). Carbon footprint of spring wheat in response to fallow frequency and soil carbon changes over 25 years on the semiarid Canadian prairie. *European Journal of Agronomy* 43(20): 175-184.
- GHG protocol. (2003) Emissions factors from cross-sector tools. Disponible en: <http://www.ghgprotocol.org/calculation-tools/all-tools>
- Grageda-Cabrera O, Vermoesen A, van Cleemput O, Peña-Cabriales J (2000). Efecto del tipo de suelo, humedad y fuente de nitrógeno en las emisiones de N₂ y N₂O. *Tierra* 18(1): 1-9.
- Granli T, Boeckman O (1994). Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Science Suppl.* 12(94): 128.
- Hassán J (2013). El ciclo de vida en la producción de leche y la dinámica de las emisiones de gases de efecto invernadero en fincas doble propósito de la península de Azuero, República de Panamá. Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado como requisito para optar por el grado de Magister Scientiae en Agroforestería Tropical. Turrialba, Costa Rica. 144 p.
- Haverkort A, Hillier J (2011). Cool farm tool-potato: Model description and performance of four production systems. *Potato Research* 54(4): 355-369.
- Hillier J, Hawes C, Squire G, Hilton A, Wale S, Smith P (2009). The carbon footprints of food crop production. *International Journal of Agricultural Sustainability* 7(2): 107-118.
- Hillier J, Hilton A, Wale S, Hawes C, Squire G, Smith P (2011a). SAC newsletter Carbon Footprinting of Crop Production. Disponible en: www.scri.ac.uk/scr/file/PiP/Carbonfootprintingofcrop-production.pdf
- Hillier J, Walter C, Malin D, Garcia-Suarez T, Mila-Canals L, Smith P (2011b). A farm-focused calculator for emissions from crop and livestock production. *Environmental Modelling & Software* 26(9): 1070-1078.
- Iglesias A, Quiroga S, Diz A (2011). Looking into the future of agriculture in a changing climate. *European Review of Agricultural Economics* 38(3): 427-447.
- IPCC (2013). Summary for Policymakers. En: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Eds. Stocker TF, Qin

- D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM). Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, y Nueva York, EE. UU.
- IPCC (2006). IPCC 2006 Revised Good Practice Guidelines for Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Institute for Global Environmental Strategies, Tokio, Japón. Disponible en: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Kesicki F, Strachan N (2011). Marginal abatement cost (MAC) curves: Confronting theory and practice. *Environmental Science & Policy* 14(8): 1195-1204.
- Love S, Stark J, Salaiz T (2005). Response of four potato cultivars to rate and timing of nitrogen fertilizer. *American Journal of Potato Research* 82(1): 21-30.
- MacLeod M, Moran D, Eory V, Rees RM, Barnes A, Topp C, Ball B, Hoad S, Wall E, McVittie A, Pajot G, Matthews R, Smith P, Moxey A (2010). Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. *Agricultural Systems* 103(4): 198-209.
- MARM (2010). Estudio de la cadena de valor y formación de precios del sector de la patata fresca de consumo. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/alimentacion/servicios/observatorio-de-precios-de-los-alimentos/ESTUDIO_PATATA_14112010_tcm7-182793.pdf
- Ministerio Agricultura y Riego Perú (2011). Resumen Ejecutivo Producción Nacional Papa. Manuales-Boletines (Perú). Disponible en: <http://agroaldia.minag.gob.pe/biblioteca/download/pdf/manuales-boletines/papa/resumenejecutivo-papa.pdf>
- Moran D, Macleod M, Wall E, Eory V, McVittie A, Barnes A, Rees R, Topp C, Moxey A (2011). Marginal abatement cost curves for UK agricultural greenhouse gas emissions. *Journal of Agricultural Economics*, 62(1), 93-118.
- Moran D, MacLeod M, Wall E, Eory V, Pajot G, Matthews RR, McVittie A, Barnes A, Rees B, Moxey A, Williams A, Smith P (2008). UK marginal abatement cost curves for the agriculture and land use, land-use change and forestry sectors out to 2022, with qualitative analysis of options to 2050. Final report to the Committee on Climate Change. Edinburgh: Scottish Agricultural College Commercial.
- Schulte R, Donnellan T (2012). A Marginal Abatement Cost Curve for Irish Agriculture. Teagasc submission to the National Climate Policy Development Consultation. Teagasc, 30
- Smith P, Powlson D, Glendining M, Smith J (1997). Potential for carbon sequestration in European soils: Preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology* 3(1): 67-79.
- The World Bank (2013). Database. Monthly world prices of commodities and indices. Disponible en: <http://econ.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/EXTDEC/EXTDECPROSPECTS/0,contentMDK:21574907~menuPK:7859231~pagePK:64165401~piPK:64165026~theSitePK:476883,00.html>
- Viglizzo E (2010). Huella de carbono, ambiente y agricultura en el cono sur de Suramérica. IICA – Montevideo: PROCISUR, IICA. Montevideo, Uruguay, 21-32.
- Wale S (2008). The carbon footprint of the potato crop. Extraído de Trials and Demonstration Results Guide. Potatoes in Practice event in Dundee. Disponible en: http://www.scri.ac.uk/scri/file/PiP/PiP2008_results_summary.pdf
- Whittaker C, McManus M, Smith P (2013). A comparison of carbon accounting tools for arable crops in the United Kingdom. *Environmental Modelling & Software* 46: 228-239.
- Wreford A, Moran D, Adger N (2010). Climate change and Agriculture. Impacts, adaptation and mitigation. OECD. Disponible en: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/rome2007/docs/Climate%20Change%20and%20Agr.pdf
- (Aceptado para publicación el 29 de septiembre de 2014)