



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR  
DE INGENIEROS DE CAMINOS,  
CANALES Y PUERTOS



# EMISIONES DE GASES EN EL CULTIVO DEL ARROZ: EFECTO DE LA GESTIÓN DE LA PAJA

TRABAJO FIN DE MÁSTER TIPO B  
MÁSTER EN INGENIERÍA AMBIENTAL  
*GESTIÓN AMBIENTAL*

**Autora:**

ELENA SANCHIS JIMÉNEZ

**Directora:**

PETRA AMPARO LÓPEZ JIMÉNEZ

**Codirector:**

SALVADOR CALVET SANZ

VALENCIA, JUNIO 2014



## ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN .....	1
1.1.	Contexto general .....	1
1.2.	El cultivo del arroz en el Parque Natural de La Albufera.....	2
1.3.	Los campos de arroz como fuente de emisión de metano .....	4
1.3.1.	Origen de las emisiones.....	8
1.3.2.	Dinámica de las emisiones de metano en los campos de arroz.....	9
1.3.2.1.	Producción de metano en los campos de arroz .....	9
1.3.2.2.	Oxidación de metano en los campos de arroz .....	12
1.3.3.	Factores que afectan a la emisión de metano .....	12
1.3.3.1.	Suelo .....	12
1.3.3.2.	Materia orgánica .....	13
1.3.3.3.	Fertilización mineral .....	14
1.3.3.4.	Riego .....	14
1.3.3.5.	Temperatura.....	14
1.3.3.6.	Cultivares de arroz.....	15
1.3.3.7.	Prácticas de cultivo.....	15
1.4.	Efectos ambientales asociados al cultivo del arroz.....	16
1.5.	Estrategias de mitigación de las emisiones en los campos de arroz.....	19
2.	OBJETIVOS .....	21
3.	MATERIAL Y MÉTODOS.....	22
3.1.	Descripción del estudio .....	22
3.2.	Caracterización química de los suelos.....	24
3.2.1.	Preparación de la muestra .....	24
3.2.2.	Determinación del pH .....	25
3.2.3.	Determinación de la conductividad eléctrica.....	25
3.2.4.	Determinación del C orgánico total y materia orgánica total .....	25
3.2.5.	Determinación del N Kjeldahl.....	27
3.3.	Emisiones de metano durante el ciclo de cultivo del arroz .....	29
3.4.	Emisiones procedentes de la quema de la paja .....	32
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
4.1.	Caracterización química de los suelos.....	33
4.1.1.	pH .....	33
4.1.2.	Conductividad eléctrica .....	35

4.1.3.	C orgánico total y materia orgánica total.....	36
4.1.4.	N Kjeldahl.....	39
4.2.	Emisiones de metano durante el ciclo de cultivo del arroz .....	41
4.3.	Influencia de los parámetros químicos del suelo sobre las emisiones de CH <sub>4</sub> durante el ciclo de cultivo .....	49
4.4.	Emisiones producidas durante la quema de la paja.....	50
4.5.	Comparación entre las distintas alternativas de gestión de la paja.....	50
5.	CONCLUSIONES .....	54
6.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	55

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema básico del efecto invernadero .....	5
Figura 2. Contribución parcial (%) de los diferentes gases de efecto invernadero al efecto invernadero .....	6
Figura 3. Emisiones de metano antropogénico por sectores en el año 2010 .....	7
Figura 4. Emisiones de metano antropogénico según fuente de emisión en el año 2010 .....	7
Figura 5. Emisiones de metano antropogénico en el sector agrícola en el año 2010.....	8
Figura 6. Vías de liberación de las emisiones de CH <sub>4</sub> desde el suelo a la atmósfera .....	11
Figura 7. Esquema de la distribución de las balsetas y las alternativas de gestión de la paja.....	22
Figura 8. Labores realizadas en la campaña de cultivo e identificación fotográfica de las etapas: a) Preparación inicial del terreno; b) Trasplante y formación de la plántula; c) Iniciación de la panícula; d) Floración; e) Maduración; f) Recolección del grano .....	23
Figura 9. Toma de muestras de los suelos de las balsetas .....	24
Figura 10. Valoración del dicromato potásico con sulfato ferroso para la determinación del C orgánico total .....	26
Figura 11. Equipo para la determinación de N Kjeldahl.....	29
Figura 12. Cámaras de metacrilato colocadas en las balsetas para la determinación de las emisiones de metano .....	30
Figura 13. Esquema de las urnas de metacrilato .....	30
Figura 14. Muestreo de aire a través de jeringuilla y almacenamiento en tubos de vacío .....	31
Figura 15. Evolución de los valores de pH (y desviación estándar) de los suelos para las distintas alternativas de gestión de la paja.....	33
Figura 16. Evolución de los valores de CE (μS/cm) y desviación estándar de los suelos para las distintas alternativas de gestión de la paja .....	35
Figura 17. Evolución de los valores de MO total (%) y desviación estándar de los suelos para las distintas alternativas de gestión de la paja .....	37
Figura 18. Evolución de los valores de N Kjeldahl (mg/kg) y desviación estándar de los suelos para las distintas alternativas de gestión de la paja .....	39
Figura 19. Evolución de las emisiones de metano a lo largo del ciclo de cultivo para las distintas alternativas estudiadas .....	42
Figura 20. Proporción de las emisiones de CH <sub>4</sub> respecto a la emisión estacional (%).....	47
Figura 21. Incremento de las emisiones de CH <sub>4</sub> respecto a las emisiones de la alternativa de paja retirada (%).....	48



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estimadores de parámetros en el análisis del pH del suelo .....	34
Tabla 2. Estimadores de parámetros en el análisis de la CE del suelo .....	36
Tabla 3. Valores de C orgánico total de los suelos (%) .....	37
Tabla 4. Estimadores de parámetros en el análisis del C orgánico y MO total de suelo .....	39
Tabla 5. Estimadores de parámetros .....	40
Tabla 6. Promedio de emisión acumulada en los distintos periodos vegetativos y emisión estacional de CH <sub>4</sub> (kg/ha) .....	44
Tabla 7. Estimadores de parámetros .....	49
Tabla 8. Emisiones de CO <sub>2</sub> medidas durante el proceso de la quema .....	50
Tabla 9. Equivalencia en CO <sub>2</sub> -eq de la emisión de CH <sub>4</sub> acumulada durante el ciclo de cultivo (kg/ha) .....	51
Tabla 10. Emisiones de CO <sub>2</sub> -eq de las distintas alternativas de gestión de la paja estudiadas .....	51





## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Contexto general

El sector agrícola en España es la segunda fuente en magnitud de emisiones de gases de efecto invernadero de origen antropogénico, situándose detrás del sector energético en cuanto a emisiones de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>-eq) se refiere (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2014).

La actividad agrícola puede ser responsable de una serie de impactos sobre el medio natural, derivados fundamentalmente del uso de fertilizantes orgánicos y sintéticos, la actividad ganadera y otras actividades como el cultivo del arroz y la quema de residuos agrícolas.

La creciente preocupación y sensibilización social sobre el efecto ambiental causado por las actividades antropogénicas se ha traducido en una serie de exigencias legales, la mayoría de ellas traspuestas a la legislación nacional, para la protección del medio ambiente. Así, la Directiva 81/2001/CE sobre techos nacionales de emisión de contaminantes atmosféricos, la Directiva 91/676/CE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos en la agricultura y la Directiva 96/61/CE relativa a la prevención y control integrados de la contaminación pretenden reducir estos efectos mediante la adopción de programas de actuación y técnicas para gestionar correctamente las actividades agrícolas.

Asimismo, también se han contraído compromisos políticos por parte del Estado español a nivel internacional en el marco de las emisiones de contaminantes. Se han fijado una serie de compromisos de reducción de las emisiones y de los residuos contaminantes a partir del Protocolo de Kyoto, la Directiva 81/2001/CE sobre techos nacionales de emisión, el Convenio de Ginebra sobre contaminación atmosférica transfronteriza, etc. De este modo, se hace necesario inventariar las emisiones de forma que sea más sencillo cumplir con los requisitos de reducción establecidos.

Dentro del Inventario Nacional de Emisiones de España, una de las actividades que se incluye es el cultivo del arroz ya que es una fuente importante de emisiones de metano a la atmósfera.

El arroz es uno de los principales cultivos de la Comunidad Valenciana, concentrándose su cultivo principalmente en el Parque Natural de La Albufera de Valencia. Hasta hace unos años, era muy habitual que los agricultores del Parque quemaran la paja de arroz en sus

campos después de la cosecha, sin embargo, esta práctica supone una fuente de emisiones a la atmósfera con las consecuentes repercusiones ambientales y de salud pública.

Por ello, la Administración recomendó mantener la paja de arroz en los campos con el fin de “fanguearlos”, es decir, mezclarlos con el barro y aprovecharlos así como una fuente de fertilización orgánica del suelo.

No obstante, algunos autores (Adhya et al., 2000; Hou et al., 2000; Wang et al., 2012) estudiaron que estos aportes de materia orgánica al suelo pueden producir un aumento de las emisiones de metano, ya que los residuos orgánicos que resultan de la descomposición de la paja sirven de sustrato para las bacterias metanogénicas y otros microorganismos del suelo.

En este sentido, surge la necesidad de disponer de información acerca de las emisiones de gases de efecto invernadero que se producen en los arrozales de la Comunidad Valenciana en función de la gestión de la paja realizada, con el fin de abrir un camino hacia la búsqueda de nuevas estrategias que permitan gestionar la paja consiguiendo beneficios ambientales.

### 1.2. El cultivo del arroz en el Parque Natural de La Albufera

El arroz (*Oryza sativa* L.) es el alimento básico para más de la mitad de la población a nivel mundial, siendo el segundo cereal con mayor producción después del trigo.

Según estadísticas mundiales (FAOSTAT, 2013) la superficie cosechada de arroz en el año 2011 fue de más de 164 millones de ha, suponiendo una producción de 722,8 millones de toneladas de arroz a nivel mundial. Guerra et al. (1998) indicaron que el arroz proporciona entre el 35 y el 60% de las calorías consumidas en la dieta de alrededor de 3.000 millones de personas. Según las proyecciones realizadas por el IRRI (2002) la demanda de arroz en el año 2025 aumentará un 60% respecto a la producción actual con el fin de satisfacer las necesidades de la población mundial.

En España, en el año 2011 se produjeron alrededor de 922.000 toneladas de arroz (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2012). La Comunidad Valenciana es responsable de cerca de un 15% de la producción nacional de arroz con una superficie cultivada de 15.550 ha, concentradas mayoritariamente en el área próxima al Parque Natural de la Albufera (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2012).

En el Parque Natural de la Albufera, la pesca y el cultivo del arroz han sido tradicionalmente las dos actividades más importantes desarrolladas en este humedal. En el

año 1250 se creó la Comunidad de Pescadores del Palmar. Desde entonces, la pesca de la anguila europea y la angula (*Anguilla anguilla*), la lubina (*Dicentrarchus labrax*), la llisa (*Mugil cephalus*) y la carpa (*Cyprinius carpio*), y mucho más recientemente el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) han centrado la actividad de los pescadores en este humedal.

Por otro lado, el otro pilar económico que sustenta La Albufera es el del cultivo del arroz. Este cereal introducido por los árabes hacia finales del siglo XIV se ha cultivado de forma tradicional hasta mediados del siglo pasado, cuando el cultivo pasó a ser explotado de forma intensiva, motivado por la mecanización e introducción de abonos y pesticidas que aumentaron los rendimientos del cultivo. Este hecho, de forma indirecta, produjo una reducción de la actividad pesquera en el lago, convirtiéndose el cultivo del arroz en la principal actividad económica desarrollada en el Parque Natural de La Albufera.

En La Albufera, el cultivo se realiza mediante inundación de los campos. Las necesidades hídricas del arroz permiten la inundación permanente de una amplia superficie de cultivo (cerca de 14.500 ha) durante gran parte del año, lo que permite mantener las características de este espacio como humedal.

El ciclo de cultivo sigue siendo el que tradicionalmente se ha realizado en los arrozales de La Albufera (Roselló, 2002):

- Enero-febrero: los campos inundados se desaguan y se realiza el denominado fanguero, en el que el barro se mezcla con los restos de paja del cultivo anterior para integrarlo en el suelo
- Marzo-abril: se realiza un volteo de la capa superior del suelo como labor preparatoria del cultivo
- Mayo-julio: se inundan los campos, se realizan labores de arado y de nivelado para realizar la siembra durante el mes de mayo
- Agosto-octubre: los campos se secan hacia mediados de agosto para realizar la recolección durante el mes de septiembre
- Noviembre-diciembre: los campos se vuelven a inundar de nuevo mediante el cierre de las compuertas que comunican La Albufera con el mar con el fin de favorecer la atracción de las aves

Por lo tanto, la inundación de los arrozales se realiza en dos periodos: entre mayo y septiembre, coincidiendo con la producción del cereal, y entre noviembre y enero, cuando se favorece la inundación invernal.

El hecho de permitir una inundación prolongada del arrozal constituye un factor clave para favorecer el desarrollo de una rica comunidad biológica, tanto de invertebrados acuáticos (insectos, crustáceos, anélidos, moluscos, etc.) como de vegetación acuática (macrófitos dulceacuícolas, plantas adventicias, etc.). Esta comunidad biológica constituye la base alimenticia de la mayoría de aves acuáticas presentes en el parque natural, así como de otros vertebrados (peces, anfibios, etc.).

La inundación de los campos de arroz de La Albufera también ejerce un importante papel en la prevención de la salinización de los horizontes de cultivo, y en especial, en la reducción que tendría la intrusión marina en el suelo, tan marcada y perjudicial en muchos sectores litorales de la Comunidad Valenciana. El mantenimiento de la inundación durante periodos prolongados de tiempo y el movimiento continuo de las aguas hacia horizontes inferiores del suelo, contribuye a desplazar y mantener el frente salino, evitando con ello su desplazamiento hacia las zonas de cultivo (Conselleria de Medio Ambiente, 2002).

### 1.3. Los campos de arroz como fuente de emisión de metano

El metano ( $\text{CH}_4$ ) es uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI) (IPCC, 2007a; IPCC, 2013). Los GEI producen un aumento de la temperatura terrestre al alterar el balance energético a través de las capas de la atmósfera (Houweling, 1999). De la energía solar que llega a la Tierra, en forma de radiación de onda corta, parte es absorbida por la superficie terrestre y parte se refleja de nuevo a la atmósfera. Por otra parte, el calor absorbido por la Tierra es devuelto en parte al espacio en forma de radiación de onda larga (radiación infrarroja). Sin embargo, los GEI que se encuentran en las capas bajas de la atmósfera retienen parte de esta radiación y la devuelven de nuevo a la Tierra (Seinfeld y Pandis, 1998). Este hecho se produce de forma natural y aumenta la temperatura de la Tierra, lo que permite la habitabilidad de nuestro planeta. De este modo, la temperatura media en la superficie terrestre es de unos  $15^\circ\text{C}$ . Sin la presencia de los GEI la temperatura media sería de unos  $-18^\circ\text{C}$ , por lo que no sería posible la existencia de vida tal y como la conocemos en la actualidad (Mackenzie, 1999). En la Figura 1 se recoge todo este proceso de forma gráfica.

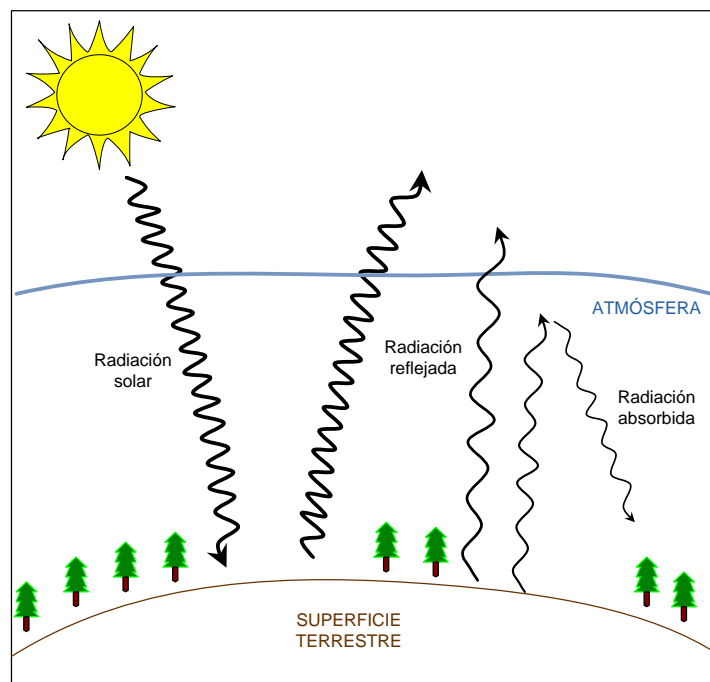


Figura 1. Esquema básico del efecto invernadero

Sin embargo, la concentración de los GEI está aumentando desde la época preindustrial debido a la acción del hombre, lo que está provocando un aumento de la temperatura global del planeta. Según datos publicados en el Cuarto Informe de Síntesis de IPCC (2007a) y en el Quinto Informe del Grupo de Trabajo I de IPCC (2013), la temperatura media de la Tierra ha aumentado entre 0,56 y 0,92 °C desde el año 1906, alcanzando las temperaturas más elevadas de los últimos 1300 años. Además, el nivel del mar ha aumentado anualmente 3,2 mm desde el año 1993 y la superficie de suelo estacionalmente congelado se ha reducido desde el año 1990 un 7% en el Hemisferio Norte, con disminuciones de hasta un 15% durante la primavera.

Entre los GEI que se encuentran en la atmósfera, los más importantes y sobre los que se desarrollan las políticas de protección ambiental son los siguientes:

- Dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ )
- Metano ( $\text{CH}_4$ )
- Óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ )
- Hidrofluorocarbonos (HFC)
- Perfluorocarbonos (PFC)
- Hexafluoruro de azufre ( $\text{SF}_6$ )

Los tres primeros compuestos son los más importantes, siendo la contribución relativa de los mismos al proceso global del cambio climático en torno a un 60% para el CO<sub>2</sub>, sobre el 20% para el CH<sub>4</sub> y alrededor del 6% para el N<sub>2</sub>O, tal y como se puede observar en la Figura 2.

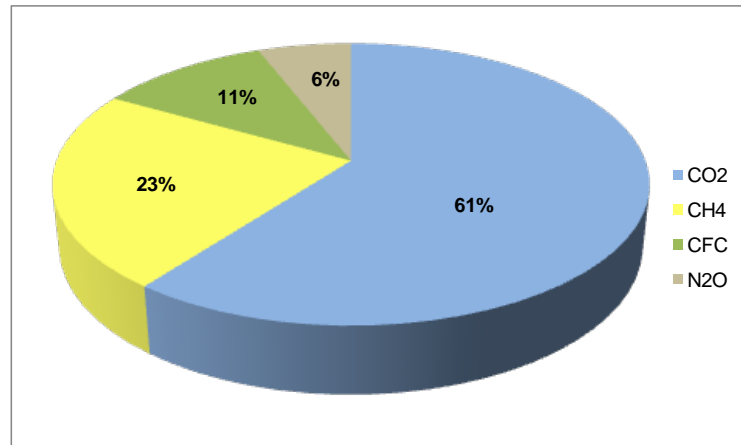


Figura 2. Contribución parcial (%) de los diferentes gases de efecto invernadero al efecto invernadero  
Fuente: Lelieveld et al. (1998)

En el marco de las emisiones de contaminantes a la atmósfera, la Unión Europea ha adoptado a lo largo del tiempo un conjunto de disposiciones jurídicas que requieren a los Estados Miembros la elaboración de sistemas de información sobre inventarios de emisiones. Entre los gases a incorporar en el Inventario Nacional de Emisiones de Contaminantes a la Atmósfera que tienen relevancia en la Agricultura se encuentra el CH<sub>4</sub> atmosférico, que tiene un poder efecto invernadero unas 21 veces superior al dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (IPCC, 2007b).

En España, las emisiones en la agricultura representaron en el año 2012 un 11,1% de las emisiones de gases de efecto invernadero (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2014), siendo el segundo sector más importante tras el sector energético en cuanto a las emisiones globales contabilizadas como CO<sub>2</sub>-eq.

En lo que respecta a las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, el sector agrario resulta ser el más significativo a nivel nacional, siendo responsable, en el año 2012, de casi el 50% de las emisiones de CH<sub>4</sub> y de algo más del 84% de las de N<sub>2</sub>O (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2014). Los datos mundiales (Yusuf et al., 2012) también muestran que el sector agrícola es el principal contribuyente a las emisiones de CH<sub>4</sub> tal y como se recoge en la Figura 3.

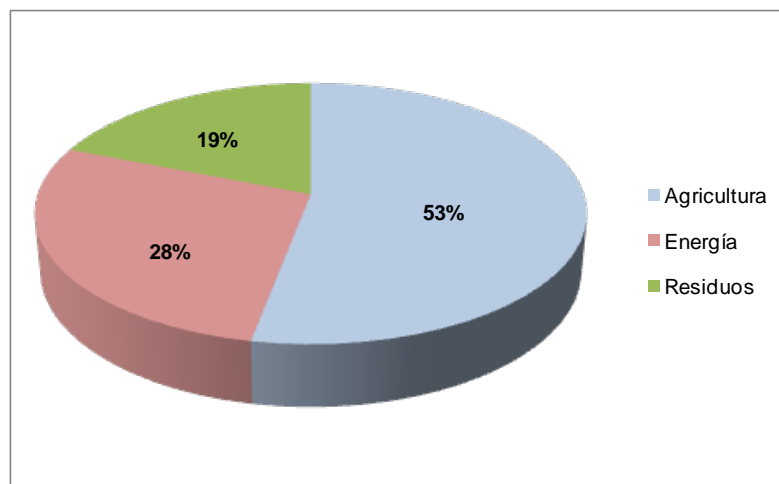


Figura 3. Emisiones de metano antropogénico por sectores en el año 2010  
Fuente: Yusuf et al. (2012)

A nivel mundial, el cultivo del arroz libera anualmente en torno a 60-100 millones de toneladas de  $\text{CH}_4$ , contribuyendo sustancialmente al calentamiento global de la atmósfera. Esto supone que alrededor del 5-19% de las emisiones antropogénicas de  $\text{CH}_4$  son debidas al cultivo de arroz (Aulakh et al., 2000; IPCC, 2006; Yusuf et al., 2012).

En la Figura 4 se observa una distribución de las emisiones antropogénicas de  $\text{CH}_4$  según la fuente para el año 2010 (Yusuf et al., 2012).

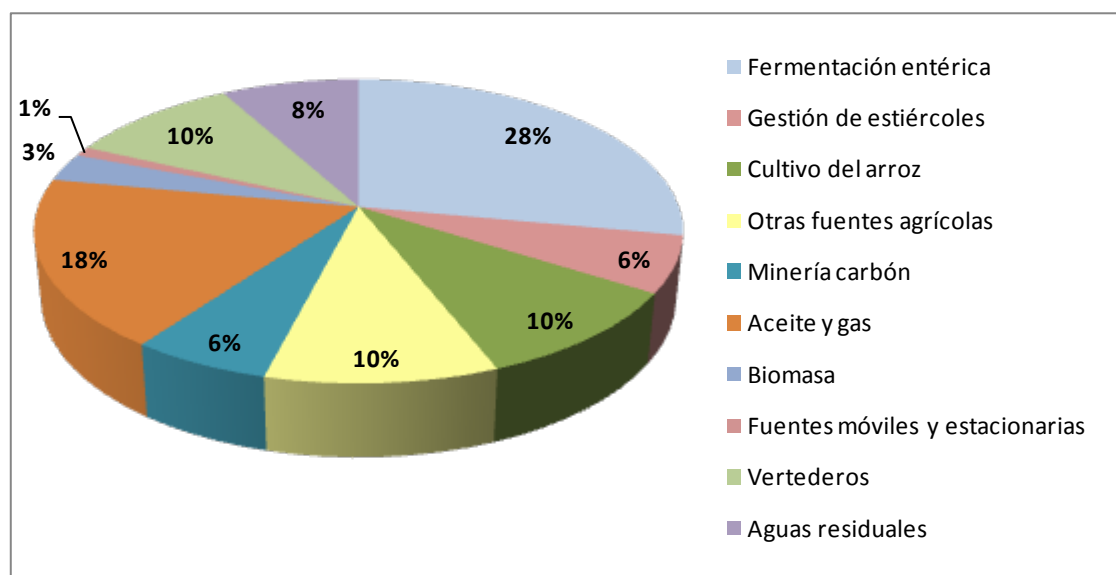


Figura 4. Emisiones de metano antropogénico según fuente de emisión en el año 2010  
Fuente: Yusuf et al. (2012)

Considerando únicamente las emisiones antropogénicas del sector agrícola, el cultivo del arroz es la segunda fuente tras la fermentación entérica de los animales, tal y como se observa en la Figura 5.

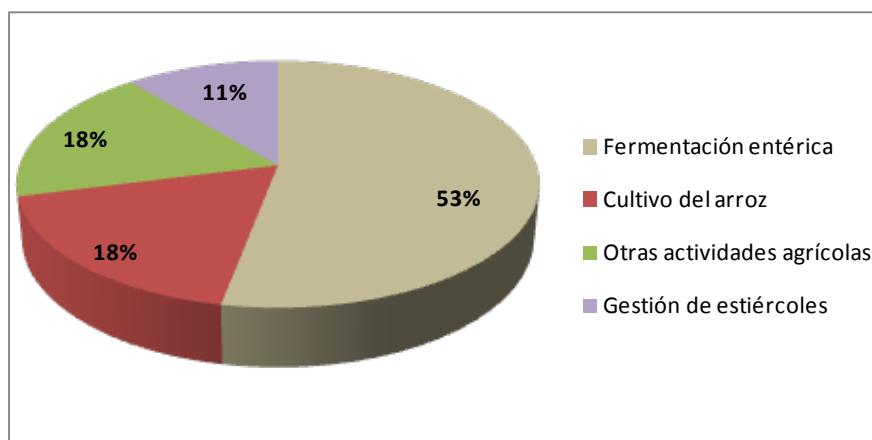


Figura 5. Emisiones de metano antropogénico en el sector agrícola en el año 2010  
Fuente: Yusuf et al. (2012)

Debido a que el arroz originariamente crecía en suelos inundados de forma natural, la emisión de  $\text{CH}_4$  asociada podría considerarse una fuente de emisión natural. Sin embargo, el aumento de la producción, la intensificación del cultivo y el riego artificial han propiciado que estas emisiones sean consideradas como fuente antropogénica, y como tal, debe ser recogida en los Inventarios Nacionales de Emisiones.

En España, las emisiones en el año 2012 fueron de alrededor de 300.000 toneladas de  $\text{CO}_2$ -eq. Estas emisiones no han sufrido grandes variaciones desde el año 1990, salvo en los años de gran sequía en los que las emisiones fueron inferiores (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2014).

### 1.3.1. Origen de las emisiones

El  $\text{CH}_4$  generado en el cultivo del arroz procede de la descomposición anaeróbica de material orgánico de los arrozales inundados por medio de la acción de bacterias metanogénicas, liberándose a la atmósfera fundamentalmente mediante el transporte difuso a través de las plantas (Takai, 1970; Cicerone y Shetter, 1981; Conrad, 1989; Nouchi et al., 1990).

Los suelos inundados ofrecen un ambiente único para el crecimiento y la nutrición del arroz, pues la zona que rodea al sistema radicular se caracteriza por la falta de oxígeno. Por tanto, para evitar la asfixia radicular, la planta de arroz posee unos tejidos especiales, unos espacios de aire bien desarrollados en la lámina de la hoja, concretamente en la



vaina de la misma, así como en el tallo y en las raíces, que forman un sistema muy eficiente para facilitar el paso del aire. Este sistema recibe el nombre de aerénquima.

El aire se introduce en la planta a través de los estomas y de las vainas de las hojas, desplazándose hacia la base de la planta. El oxígeno es suministrado a los tejidos junto con el paso del aire, moviéndose hacia el interior de las raíces, donde es utilizado en la respiración. Finalmente, el aire sale de las raíces y se difunde en el suelo que las rodea, creando una interfase de oxidación-reducción.

En su conjunto, la dinámica del CH<sub>4</sub> en los campos de arroz es controlada por un conjunto de parámetros relacionados de características biológicas y físicas del suelo, como la temperatura, las fuentes de carbono, los nutrientes, la fertilización orgánica y química, la conductividad eléctrica, el pH, los microorganismos del suelo, así como el régimen de agua y las propias características de las plantas de arroz (Denier Van der Gon y Neue, 1995; Bodelier et al., 2000; Cheng et al., 2000; Schimel, 2000; Huang et al., 2002; Mitra et al., 2002; Wassmann et al., 2002; Krüger y Frenzel, 2003; Ma et al., 2009).

### *1.3.2. Dinámica de las emisiones de metano en los campos de arroz*

La cantidad de CH<sub>4</sub> emitida en los campos de arroz a la atmósfera es debida al balance de dos procesos opuestos, la producción y la oxidación de CH<sub>4</sub>. La producción de CH<sub>4</sub> tiene lugar en ambientes anaerobios, mientras que el consumo y la oxidación se producen en ambientes aerobios. Ambos procesos se pueden producir en los suelos inundados y dependen del estado de crecimiento de la planta y de las condiciones medioambientales (Conrad, 1993; Neue, 1997; Watanabe et al., 2001).

#### *1.3.2.1. Producción de metano en los campos de arroz*

En los campos de arroz inundados, el CH<sub>4</sub> se produce biológicamente por microorganismos anaeróbicos metanogénicos (filogenéticamente afiliados con el dominio *Archaea*), como último paso de degradación anaeróbica de la materia orgánica (Schütz et al., 1989; Conrad, 1993; Neue, 1993; Denier Van der Gon et al., 1996).

Las vías más importantes de producción de CH<sub>4</sub> en suelos inundados son la reducción del CO<sub>2</sub> por medio de H<sub>2</sub>, la actuación de ácidos grasos o alcoholes como donantes de H, o la transmetilación del ácido acético o del metanol por las bacterias productoras de CH<sub>4</sub> (Conrad, 2002). En estos suelos, el acetato y el H<sub>2</sub> son los dos principales precursores intermediarios de la formación de CH<sub>4</sub> (Yao and Conrad, 1999). Debido a ello, en estos suelos se encuentran sustancias, la mayoría de ellas transitorias y no encontradas en suelos

bien aireados, como hidrocarburos, alcoholes, ácidos grasos volátiles y no volátiles, ácidos fenólicos, y compuestos volátiles sulfurados.

Los residuos fácilmente degradables de la cosecha y la materia orgánica del suelo son la principal fuente de producción inicial de CH<sub>4</sub>. En las etapas tardías de crecimiento del arroz, los exudados de las raíces y la biomasa acuática parecen ser los factores más importantes, siendo la producción de CH<sub>4</sub> mayor en las zonas del suelo cercanas a las raíces (Holzapfel-Pschorn y Seiler, 1986; Sass et al., 1990; Schütz et al., 1991).

El perfil de un suelo típico de un campo de arroz, se caracteriza por presentar una capa aerobia, oxidada, y otra anaerobia, reducida, que varía en función de distintos parámetros: cantidad de oxígeno disuelto en el agua, capacidad de reducción del suelo, actividad de los suelos, etc. (Neue, 1991).

Los procesos más importantes de la capa aerobia incluyen la descomposición aeróbica de la materia orgánica, la fijación biológica del nitrógeno por las bacterias y algas fotosintéticas, la nitrificación por amonio y nitrito, así como la oxidación del CH<sub>4</sub> (Conrad y Rothfuss, 1991; Gerard y Chanton, 1993).

En la capa reducida del suelo se produce la descomposición anaeróbica de la materia orgánica, la fijación biológica del nitrógeno por bacterias heterótrofas, la desnitrificación, la reducción del manganeso, hierro y sulfato, la producción de ácidos orgánicos e hidrógeno y la metanogénesis propiamente dicha.

El CH<sub>4</sub> puede ser liberado a la atmósfera a partir de tres vías: la ebullición (burbujeo), la difusión molecular y el transporte a través de la planta (Inubushi et al., 1989; Schütz et al., 1991; Neue et al., 1994; Khalil y Shearer, 2006; Sanchis et al., 2012). Estas vías de liberación de CH<sub>4</sub> se representan esquemáticamente en la Figura 6.

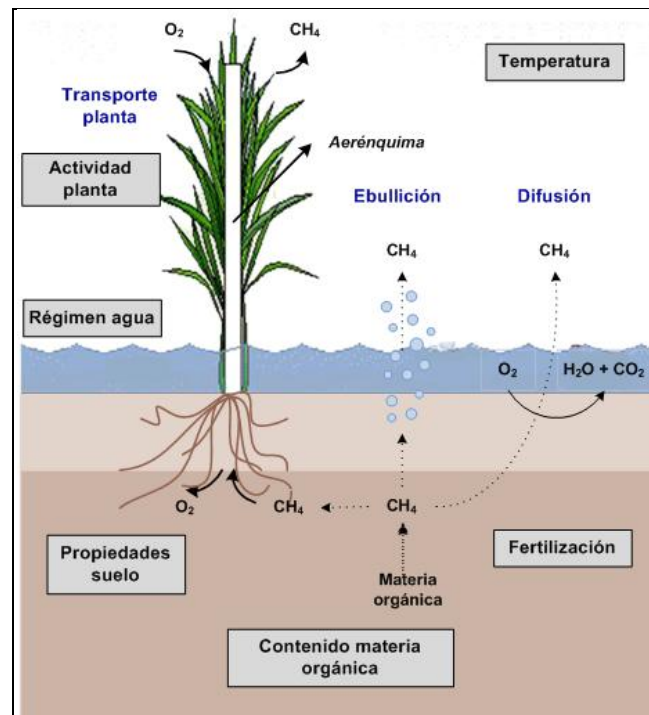


Figura 6. Vías de liberación de las emisiones de CH<sub>4</sub> desde el suelo a la atmósfera  
Fuente: Sanchis et al. (2012)

El principal mecanismo de emisión de CH<sub>4</sub> es el transporte a través de la planta, representando el 90% de las emisiones liberadas a la atmósfera (Holzapfel-Pschorn y Seiler, 1986; Schütz et al., 1989).

El transporte de CH<sub>4</sub> a través de la planta se realiza a partir del sistema aerénquimal de la misma. El CH<sub>4</sub> se transporta desde las zonas del suelo reducidas hacia la atmósfera a través del aerénquima y el espacio intracelular de las plantas de arroz, actuando como una chimenea (Neue y Roger, 2000). El sistema aerénquimal no sólo interviene en el transporte de CH<sub>4</sub> del suelo a la atmósfera, sino que también promueve el movimiento del oxígeno atmosférico a la rizosfera, propiciando la oxidación del CH<sub>4</sub>. El flujo de gases en el aerénquima depende de los gradientes de concentración y los coeficientes de difusión de las raíces y la estructura interna, incluidas las aberturas que presenta el mismo. Sin embargo, el suministro de gases desde y hacia las raíces es independiente de la transpiración y el intercambio de gases a través de los estomas (Conrad y Rothfuss, 1991; Gerard y Chanton, 1993).

Las raíces pueden favorecer la oxidación de CH<sub>4</sub> en la rizosfera debido a la exudación de radicales de oxígeno. Asimismo, los exudados y las enmiendas orgánicas de la raíz son una fuente de formación de CH<sub>4</sub>.

#### 1.3.2.2. *Oxidación de metano en los campos de arroz*

En los campos de arroz, la oxidación del CH<sub>4</sub> se lleva a cabo por una serie de bacterias denominadas metanotrofas.

Estas bacterias metano-oxidantes, que están presentes en la capa aerobia del suelo, en la rizosfera y en las bases del tallo de las plantas, oxidan el CH<sub>4</sub> con O<sub>2</sub> molecular, usándolo como fuente de carbono y energía (Joulian et al., 1997; Watanabe et al., 1997; Gilbert y Frenzel, 1998; Dubey y Singh, 2000).

Por ello, son bacterias que juegan un papel fundamental, puesto que pueden ser capaces de oxidar hasta el 60% del CH<sub>4</sub> producido durante el cultivo de arroz, limitando así la difusión de este gas a la atmósfera (Holzapfel-Pschorn et al., 1985; Holzapfel-Pschorn et al., 1986; Sass et al., 1991; Epp y Chanton, 1993; Denier Van der Gon et al., 1996; Gilbert y Frenzel, 1998).

#### 1.3.3. *Factores que afectan a la emisión de metano*

Los flujos de CH<sub>4</sub> en los campos de arroz muestran diferentes variaciones, tanto diurnas como estacionales, que reflejan alteraciones en los balances entre producción y oxidación de CH<sub>4</sub> y los mecanismos de transporte del mismo. Todos estos procesos están controlados por diversos factores, como la temperatura, las enmiendas orgánicas (fuentes de carbono), la textura, el potencial redox y el pH del suelo, los microorganismos y las propiedades de la planta de arroz en sí misma, todos ellos afectados por el manejo y las prácticas culturales.

##### 1.3.3.1. *Suelo*

El efecto de las condiciones del suelo en las emisiones de CH<sub>4</sub> no está muy claro, pero parece influir a través de su drenaje y sus características químicas (Bouwman, 1991; Wang et al., 1993b; Neue et al., 1994; Sass et al., 1994).

La inundación de los suelos reduce drásticamente la difusión de oxígeno de éstos a la atmósfera, provocando la proliferación de organismos anaerobios (estrictos y facultativos), por lo que los sustratos de los suelos se reducen secuencialmente. Como resultado, el pH de todos los suelos se estabiliza hacia pH neutro y la disponibilidad de muchos nutrientes aumenta (Neue, 1997).

El CO<sub>2</sub> y el CH<sub>4</sub> son los productos finales de la descomposición de la materia orgánica de estos suelos. El inicio de la producción de CH<sub>4</sub> requiere un potencial redox (Eh) de menos de -150 mV, ácidos grasos de bajo peso molecular de la materia orgánica fácilmente

degradable, baja conductividad eléctrica y un pH entre 6 y 8 (Wang et al., 1992; Wang et al., 1993a).

Asimismo, las labores preparatorias del terreno para el cultivo del arroz influyen en la densidad aparente del suelo. Cuando éstas se realizan de forma menos intensiva, aumenta dicha densidad, retardando así la descomposición de la materia orgánica del suelo, y por tanto, la formación de CH<sub>4</sub>.

Los suelos arenosos producen más CH<sub>4</sub> que los suelos arcillosos con similares contenidos de carbono, puesto que la distribución y tamaño de poros impide la retención del CH<sub>4</sub> en la estructura del suelo, aumentando así el burbujeo y la difusión a la atmósfera.

#### 1.3.3.2. *Materia orgánica*

El carbono disponible en el suelo debido a los residuos de cultivos de años anteriores constituye una de las principales fuentes de producción de CH<sub>4</sub> a partir de las bacterias metanogénicas en condiciones anaerobias (Wassmann et al., 1993).

Las fuentes de carbono orgánico como sustrato metanogénico, sin tener en cuenta los aportes adicionales de materia orgánica, son principalmente derivados de los residuos propios de las plantas (paja y raíces), así como de la exudación de compuestos orgánicos de las raíces (Holzapfel-Pschorn y Seiler, 1986; Schütz et al., 1991).

Las enmiendas orgánicas de los arrozales, como la paja de arroz, aumentan la producción y emisión de CH<sub>4</sub> (Schütz et al., 1989; Yagi y Minami, 1990; Sass et al., 1991), ya que proporcionan fuentes de carbono fácilmente mineralizable, aumentando aparentemente la capacidad reductiva de los suelos, generándose finalmente CH<sub>4</sub>.

El aumento de las emisiones debido a los aportes de materia orgánica al suelo ha sido estudiado por diversos autores en diferentes países, como Italia (Schütz et al., 1989), Japón (Naser et al., 2007; Xu y Hosen, 2010), Estados Unidos (Sass et al., 1991; Cicerone et al., 1992), China (Ma et al., 2009; Wang et al., 2012; Zhang et al., 2011), Filipinas (Neue et al., 1994; Denier Van der Gon y Neue, 1995), India (Khosa et al., 2010), Tailandia (Vibol y Towprayoon, 2007), etc.

Las variaciones en las emisiones son más pronunciadas cuando los sustratos orgánicos son añadidos a los suelos con bajo contenido en materia orgánica (Sanchis et al., 2012). Basándose en el contenido de carbono fácilmente mineralizable, la paja de arroz o los estiércoles verdes producen más CH<sub>4</sub> por unidad de carbono que los sustratos humificados como el compost (Neue, 1997).

#### 1.3.3.3. *Fertilización mineral*

Los fertilizantes minerales influyen en la producción y emisión de CH<sub>4</sub> en varios sentidos. Generalmente, la aplicación de fertilizantes aumenta estas emisiones, puesto que favorece el desarrollo de la planta y las raíces, incrementando las fuentes de carbono disponibles así como la superficie de transferencia de gases.

Algunos autores (Denier Van der Gon y Neue, 1994) relacionan la adición de fertilizantes sulfatados, CaSO<sub>4</sub> y (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, con la disminución de las emisiones de CH<sub>4</sub>. Sin embargo, esta relación debe ser estudiada en mayor profundidad debido a los diferentes comportamientos en campo de este tipo de fertilizantes (Neue, 1997).

#### 1.3.3.4. *Riego*

La inundación y el drenaje de los campos de arroz, constituyen uno de los factores más importantes en el control de la producción y flujos de CH<sub>4</sub>.

Las emisiones de CH<sub>4</sub> varían mucho en función del manejo del agua que se realice, siendo mayores en los campos que se mantienen inundados durante el periodo de crecimiento del arroz, que en aquellos que se inundan intermitentemente (Sass et al., 1992; Husin et al., 1995; Yagi et al., 1996).

En diversos estudios se ha observado que mediante el drenaje de los campos se produce una disminución significativa de las emisiones de CH<sub>4</sub>. Un simple drenaje a mitad del periodo productivo puede reducir las emisiones por ciclo sobre un 50% (Yagi y Minami, 1990; Kimura et al., 1991; Kimura et al., 1992; Sass et al., 1992; Yagi et al., 1997).

Sin embargo, es importante destacar que al inicio del periodo de aireación del terreno, el CH<sub>4</sub> atrapado en el suelo es liberado a la atmósfera a través de los macroporos y como resultado de las prácticas culturales, tales como la inundación, arados, trasplante, aplicación de pesticidas, fertilizantes y herbicidas, así como la recolección. Este CH<sub>4</sub> liberado supone alrededor del 20% del total de estas emisiones durante el ciclo del cultivo (Neue et al., 1994).

#### 1.3.3.5. *Temperatura*

Diferentes autores (Schütz et al., 1989; Buendia et al., 1997; Yang y Chang, 1999) han estudiado el efecto de la temperatura sobre las emisiones de CH<sub>4</sub> en los arrozales.

Watanabe et al., (2001) atribuyeron la variabilidad de estas emisiones a la temperatura ambiental, debido a que elevadas temperaturas incrementan la transpiración, provocando un mayor intercambio de agua con la atmósfera.

Por otro lado, Cicerone et al. (1983), Chen et al., (1993), Yagi y Minami (1993) y Neue y Sass (1994) encontraron pequeñas correlaciones entre la temperatura del suelo y la emisión, relacionando también estas variaciones con las prácticas de fertilización y el incremento de la exudación de las raíces, que sirven de sustrato para la metanogénesis.

No obstante, la bibliografía existente contiene información contradictoria de los mecanismos de variación diurna de las emisiones procedentes del arroz, destacando que la emisión de CH<sub>4</sub> no es lineal, variando entre cultivares y cambiando con el estado de crecimiento, lo que hace necesario un estudio más exhaustivo de este factor.

#### 1.3.3.6. *Cultivares de arroz*

Algunos autores (Wang, 1995; Huang et al., 1997; Ding et al., 1999) han observado correlaciones positivas entre la biomasa de los distintos cultivares (número de espigas y cañas, masa de brotes y raíces, etc.) y las emisiones de CH<sub>4</sub> durante la etapa de crecimiento vegetativo del cultivo del arroz.

Yao et al. (2000) y Sass et al. (1990) observaron que la conductividad de CH<sub>4</sub> a través del aerénquima de la planta incrementa con el tamaño y la edad de la misma, puesto que las plantas más grandes tienen más desarrollado su aerénquima y por tanto, son capaces de transportar mayores cantidades de oxígeno y CH<sub>4</sub>.

Por otro lado, se ha observado que la cantidad y la calidad (composición química) del carbono exudado por las raíces, utilizado en la formación de CH<sub>4</sub>, varía entre cultivares de arroz, influyendo en el ratio de generación del mismo (Schütz et al., 1989; Lewis, 1996; Sigren, 1996; Aulakh et al., 2001).

Asimismo, los cultivares modernos generalmente emiten menos CH<sub>4</sub> que las variedades tradicionales, ya que poseen un mejor índice de cosecha. Sin embargo, la comparación de cultivares es mucho más compleja, puesto que viene influenciada por el manejo o las prácticas realizadas sobre el cultivo, tales como la densidad de plantación (Neue et al., 1997).

#### 1.3.3.7. *Prácticas de cultivo*

Las emisiones de CH<sub>4</sub> pueden variar en función de las diversas prácticas culturales que se realicen durante el periodo de cultivo del arroz (preparación de la tierra, siembra y trasplante, control de plagas, fertilización y recolección) (Yagi et al., 1997; Wassmann et al., 2000c; Aulakh et al., 2001). No obstante, los efectos de estas prácticas sobre las emisiones continúan estudiándose.

Algunos estudios llevados a cabo por el International Rice Research Institute (IRRI) (Neue et al., 1995; Setyanto et al., 2000) revelan que las alteraciones del suelo causadas por el trasplante liberan grandes cantidades de CH<sub>4</sub> atrapado en el suelo. La creciente adopción de la siembra directa, en lugar del trasplante, favorece la reducción de las emisiones de CH<sub>4</sub>.

Es importante realizar un control nutricional del cultivo a través de un calendario de fertilización que ajuste las necesidades de carbono de la planta en cada momento del ciclo, con el fin de disminuir las emisiones de CH<sub>4</sub>. Así, la realización de determinadas prácticas, tales como la incorporación de materiales orgánicos en el período seco en lugar en los períodos de inundación, el compostaje de los residuos antes de su incorporación o la producción de biogás para su uso como combustible, pueden suponer una disminución importante de las emisiones (Wang y Shangguan, 1996; Wassmann et al., 2000a; Xu et al., 2000; Xu et al., 2003).

#### 1.4. Efectos ambientales asociados al cultivo del arroz

Tradicionalmente, en la Comunidad Valenciana los agricultores quemaban la paja de arroz en sus campos después de la cosecha. Con la quema de la paja se conseguía además controlar las enfermedades en las semillas y en los cultivos, así como la liberación de nutrientes y la preparación de los campos para el siguiente ciclo de cultivo (Lemieux et al., 2004; Cheng et al., 2009; Gadde et al., 2009).

Sin embargo, la quema de la paja es una fuente de emisiones a la atmósfera tales como monóxido de carbono (CO), CH<sub>4</sub>, óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>), hidrocarburos no metánicos, dioxinas, hidrocarburos aromáticos policíclicos y partículas (Gadde et al., 2009). Las emisiones de estos contaminantes producidas durante la quema de la paja del arroz pueden producir problemas de contaminación local e impactos sobre la salud humana (Gullett y Touati, 2003; Hays et al., 2005; Lin et al., 2007) como, por ejemplo, asma (Torigoe et al., 2000). Además, algunos de estos contaminantes tienen propiedades toxicológicas y son considerados potenciales cancerígenos (Gadde et al., 2009).

Por estos motivos, esta práctica ha sido restringida en algunos países, pese a que sigue siendo la práctica más habitual en muchos otros países del mundo. La Unión Europea reguló hace unos años las ayudas agroambientales de la Política Agraria Comunitaria (PAC) en relación al cultivo del arroz. En la Comunidad Valenciana, la PAC se concreta en el Programa de Desarrollo Rural (2007-2013), en el que se recoge que para poder percibir la ayuda comunitaria los agricultores no deben quemar los restos de la paja. En



consecuencia, la Administración recomendó a los agricultores mantener la paja de arroz en los campos con el objetivo de fanguearlos, es decir, mezclarlos con el barro y así aprovecharlos como una fuente de fertilización orgánica.

La paja del arroz es la principal fuente de materia orgánica en los campos de arroz. Es una de las principales fuentes de nutrientes para el suelo ya que contiene un 40% de carbono, 5% de silicio, 1,5% de potasio, 0,6% de nitrógeno y 0,1% tanto de fósforo como de azufre. Además, es una fuente importante de micronutrientes como el zinc, cuya aplicación se recomienda en muchos países ya que tiene un papel fundamental en el balance del silicio en el cultivo del arroz (Ponnamperuma, 1984).

La aplicación de la paja a los arrozales mejora las condiciones del suelo y el crecimiento de la planta, mejora la inmovilización y mineralización del N y aumenta el rendimiento de los arrozales (Kongchum, 2005). Así, Horwath y van Kessel (1998) observaron que la incorporación de paja al arrozal sin aportar ningún tipo de fertilizante nitrogenado produjo un aumento en el rendimiento del grano. Eagle et al. (2000) también observaron que la aplicación de paja elevó el contenido de nitrógeno del suelo, lo que se tradujo en una mayor absorción de N por parte de la planta.

Sin embargo, la aplicación de paja al suelo aumenta el contenido de materia orgánica del mismo, y en exceso, puede producir efectos adversos en el medio ambiente y en los ecosistemas. Por ejemplo, Oik et al. (2000) estudiaron que la aplicación de paja, si no se realiza en el momento adecuado, puede producir inhibición del crecimiento en el siguiente ciclo de cultivo. Otros autores como Dobermann y Fairhurst (2000) observaron que en el cultivo inundado un exceso de paja en el suelo puede generar deficiencias de algunos nutrientes, como N, P, K, Fe, Mn y Si. Además, puede aumentar la salinidad del medio, debido principalmente a las sales de sodio.

Según Kongchum (2005), si la germinación de la semilla del arroz coincide con el momento en el que la descomposición de la materia orgánica es máxima, se pueden formar sustancias fitotóxicas que pueden afectar a la formación del coleóptilo de la planta. Harper y Lynch (1981) observaron que en condiciones anaerobias se producen más sustancias fitotóxicas que en suelos que se encuentran bajo condiciones de aerobiosis. Entre estas sustancias se encuentran los ácidos alifáticos, ácidos fenólicos, etileno, dióxido de carbono y gases derivados del azufre.

Los gases derivados del azufre emitidos en los campos de arroz se oxidan en la atmósfera produciendo sulfato, principal contribuyente de los problemas asociados con la lluvia ácida (Charlson et al., 1990). Yang et al. (1998) estudiaron la producción de este tipo de gases en campos de arroz de China. Así, estudiaron las emisiones de ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S),

sulfuro de carbonilo (COS), metil mercaptano (CH<sub>3</sub>SH), disulfuro de carbono (CS<sub>2</sub>), sulfuro de dimetilo (CH<sub>3</sub>SCH<sub>3</sub>) y disulfuro de dimetilo (CH<sub>3</sub>SSCH<sub>3</sub>). Observaron que las emisiones fueron superiores en aquellos suelos con mayor contenido de materia orgánica y en los que se había aplicado estiércol animal.

Gao et al. (2003) estudiaron la toxicidad que produce la liberación de H<sub>2</sub>S tras el ciclo de cultivo del arroz en suelos inundados. El H<sub>2</sub>S puede causar problemas fisiológicos en el desarrollo radicular de las plantas de arroz bajo condiciones de anaerobiosis (Cartwright y Lee, 2004). En ocasiones, las raíces de las plantas se vuelven negras, llegando a pudrirse y producir la muerte de la planta. Además, si durante el periodo de inundación hay grandes cantidades de residuos sin descomponer se acentúan los procesos de reducción en el suelo, lo que puede empeorar el desarrollo de la planta.

Gao et al. (2004) estudiaron que la incorporación de paja en dosis de 57,5 t/ha indujo síntomas de toxicidad por azufre, reduciendo el rendimiento de los cultivos y aumentando las emisiones de H<sub>2</sub>S a la atmósfera.

Aunque el principal gas emitido en los campos de arroz es el CH<sub>4</sub>, algunos autores han estudiado las emisiones de N<sub>2</sub>O debidas fundamentalmente a la utilización de fertilizantes nitrogenados.

El N<sub>2</sub>O en los arrozales se produce como resultado de los procesos microbiológicos de nitrificación y desnitrificación (Davidson y Schimel, 1995). La nitrificación consiste en la oxidación del amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y en nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Se trata de un proceso aerobio llevado a cabo por bacterias autótrofas nitrificantes. En general, la nitrificación aumenta hasta un contenido de humedad del suelo del 60% (Linn y Doran, 1984). A partir de este valor, disminuye la disponibilidad de O<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> para las bacterias, por lo que los procesos de nitrificación se ven limitados. Por su parte, la desnitrificación consiste en la reducción biológica del NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en N<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O. Este proceso tiene lugar cuando el contenido de agua y la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el suelo son elevados, lo que hace que haya una baja difusión de O<sub>2</sub> en el mismo. El N<sub>2</sub>O así producido se libera a la atmósfera a través del sistema aerenquimal de la planta (Xu et al., 2001), de forma análoga a lo explicado anteriormente en el caso del CH<sub>4</sub>.

Algunos autores observaron que las emisiones de N<sub>2</sub>O aumentan tras la aplicación de fertilizantes nitrogenados como la urea o los fertilizantes amoniacales (Aulakh et al., 2001; Hao et al., 2001). Ma et al. (2007) comprobaron en su estudio que más del 50% de las emisiones estacionales de N<sub>2</sub>O se producen durante los 11 días siguientes a la aplicación de fertilizantes nitrogenados, estando fuertemente influenciadas por la dosis de aplicación de los mismos. Además, el nitrógeno orgánico que se mineraliza en el suelo debido a la

descomposición de la materia orgánica también es una fuente de producción de  $N_2O$  (Baruah et al., 2010).

No obstante, según el Decreto 13/2000 de 25 de enero (DOGV, 2000), el Parque Natural de la Albufera está incluido en una zona vulnerable de contaminación de las aguas por nitratos, por lo que en este caso, el aporte de fertilizantes nitrogenados está limitado según la Orden de 29 de marzo de 2000 de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación (DOCV, 2000), y la Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura, traspuesta a la normativa española por el Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero (BOE, 1996).

Otro de los efectos ambientales que tiene la aplicación continua de paja a los arrozales son los problemas de olores y metales pesados. Año tras año, los periódicos recogen las quejas de vecinos y asociaciones de agricultores y pescadores del Parque Natural de la Albufera por los problemas que genera la pudrición de la paja en los arrozales. La generación de olores, la mortalidad de los peces y el color negruzco de las aguas constituyen las principales preocupaciones de los vecinos de la zona.

Gimeno-García et al., (2002) estudiaron el aporte de metales pesados en los suelos dedicados al cultivo del arroz del Parque Natural de la Albufera. Estos metales se aportan a través de los fertilizantes y los plaguicidas. Los metales pesados se caracterizan por presentar una elevada persistencia, su efecto es acumulativo y se concentra en la fase sólida, por lo que son muy difíciles de eliminar a corto plazo. Los resultados mostraron la presencia importante de cadmio, cobalto, cobre, zinc, hierro y manganeso en los fertilizantes y de cadmio, cobalto, cobre, níquel, plomo, zinc, hierro y manganeso en los plaguicidas normalmente empleados en esta zona y para este cultivo.

Además de todo esto, se debe tener en cuenta los costes asociados a la incorporación de la paja al terreno, ya que los agricultores han debido ajustar su maquinaria para la realización de estas labores.

### 1.5. Estrategias de mitigación de las emisiones en los campos de arroz

Con el fin de reducir las emisiones de  $CH_4$  a la atmósfera, algunos autores han propuesto estrategias de mitigación basadas en controlar la producción, oxidación y el transporte de  $CH_4$  a través de la planta. Para ello, se proponen estrategias basadas en controlar el régimen de agua y la adición de paja, establecer programas de fertilización racional y rotación de cultivos o seleccionar variedades menos vigorosas (Aulakh et al., 2000; Wassmann et al., 2000b; Majumdar, 2003; Minamikawa et al., 2006; Yan et al., 2009).

Así, Neue (1993) propuso aumentar el ratio de percolación de agua en el suelo para permitir que el oxígeno entre en las capas reducidas del suelo y disminuir la cantidad de  $\text{CH}_4$  producida. No obstante, esta estrategia sólo puede llevarse a cabo en aquellos casos en los que pueda controlarse continuamente tanto el drenaje como el aporte de agua en el campo. Además, esta técnica tiene el inconveniente de que requiere más agua y puede aumentar la pérdida de nutrientes por lixiviación (Sass et al., 1992; Kongchum, 2005).

Otros autores proponen realizar drenajes intermitentes de modo que se sucedan periodos con los campos inundados y secos (Yagi et al., 1997; Wassmann et al., 2000b). De este modo, la limitación del riego aumentará el aporte de oxígeno en el suelo, lo que provocará la oxidación del  $\text{CH}_4$  y por tanto, una disminución en las emisiones de  $\text{CH}_4$ . No obstante, otros autores (Abao et al., 2000; Zou et al., 2005) estudiaron que la realización de estos drenajes intermitentes puede aumentar las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  a través de los procesos de nitrificación y desnitrificación que tienen lugar en el suelo.

Además de actuar sobre el manejo del riego, algunos autores han propuesto actuar sobre otros factores para reducir las emisiones de  $\text{CH}_4$ , como es la fertilización y las prácticas de cultivo.

Los fertilizantes son ampliamente utilizados en la producción de arroz para aumentar el crecimiento de la planta y el rendimiento del cultivo. Conrad y Rothfuss (1991) observaron que la aplicación de fertilizantes amoniacales al cultivo inundado resultó en un aumento de las emisiones de  $\text{CH}_4$  en el ciclo de cultivo. Por otra parte, Lindau et al. (1993) comprobaron que la aplicación de sulfato de sodio ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) en un arrozal de Louisiana (EEUU) produjo menos emisiones de  $\text{CH}_4$  que la aplicación de sulfato amónico ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ). Denier Van der Gon y Neue (1994) estudiaron el efecto de la aplicación de yeso ( $\text{CaSO}_4$ ) como fertilizante en arrozales, lo que produjo un aumento de la concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$  en la solución del suelo y una reducción de las emisiones de  $\text{CH}_4$  entre un 55 y un 70%.

En cuanto a los fertilizantes orgánicos, el tipo, la dosis de aplicación y el grado de maduración de la materia orgánica tienen influencia sobre la magnitud de las emisiones de  $\text{CH}_4$  (Minamikawa et al., 2006). Estos cambios son más acusados cuando los sustratos orgánicos se aportan a suelos pobres en materia orgánica. En base al contenido de carbono rápidamente mineralizable, la paja de arroz y los estiércoles verdes podrían producir más  $\text{CH}_4$  por unidad de C que sustratos humificados como el compost (Neue, 1997). Denier Van der Gon y Neue (1995) observaron que las emisiones de  $\text{CH}_4$  fueron cuatro veces superiores en parcelas de arroz fertilizadas con estiércol verde en comparación con las fertilizadas con urea.

## 2. OBJETIVOS

El objetivo general de este estudio es cuantificar las emisiones de CH<sub>4</sub> según distintas técnicas de gestión de la paja de arroz, con el fin de abrir un camino hacia la búsqueda de nuevas estrategias que permitan gestionar la paja consiguiendo beneficios ambientales.

Para ello, se han seguido los siguientes objetivos parciales:

1. Determinar la evolución de las características químicas de los suelos bajo distintas alternativas de gestión de la paja.
2. Determinar la evolución de las emisiones de CH<sub>4</sub> producidas durante el ciclo de cultivo del arroz bajo las distintas alternativas estudiadas.
3. Comparar las emisiones de CO<sub>2</sub>-eq, tras la adición de las emisiones de CO<sub>2</sub> producidas durante la quema de la paja, entre las distintas alternativas de gestión de la paja estudiadas.

Para conseguir estos objetivos se planteó la realización de un ensayo en campo, durante todo un ciclo de cultivo del arroz, distinguiéndose las siguientes tareas:

- Diseño experimental del ensayo
- Muestreo de los suelos y caracterización química de los mismos
- Estudio de las emisiones de CH<sub>4</sub> en campo a lo largo del ciclo de cultivo del arroz
- Análisis de las emisiones procedentes durante la quema de la paja
- Comparación de las emisiones de CO<sub>2</sub>-eq entre las alternativas estudiadas

### 3. MATERIAL Y MÉTODOS

#### 3.1. Descripción del estudio

El ensayo se llevó a cabo en la estación experimental del Departamento del Arroz del IVIA (Sueca), en una serie de balsetas de 2x2 metros en las cuales se simulan las condiciones que recibe el cultivo en campo.

Las balsetas están organizadas en tres bloques de cinco balsetas cada uno, en las que se desarrollaron cinco alternativas diferentes de gestión de la paja, tal y como se muestra en la Figura 7:

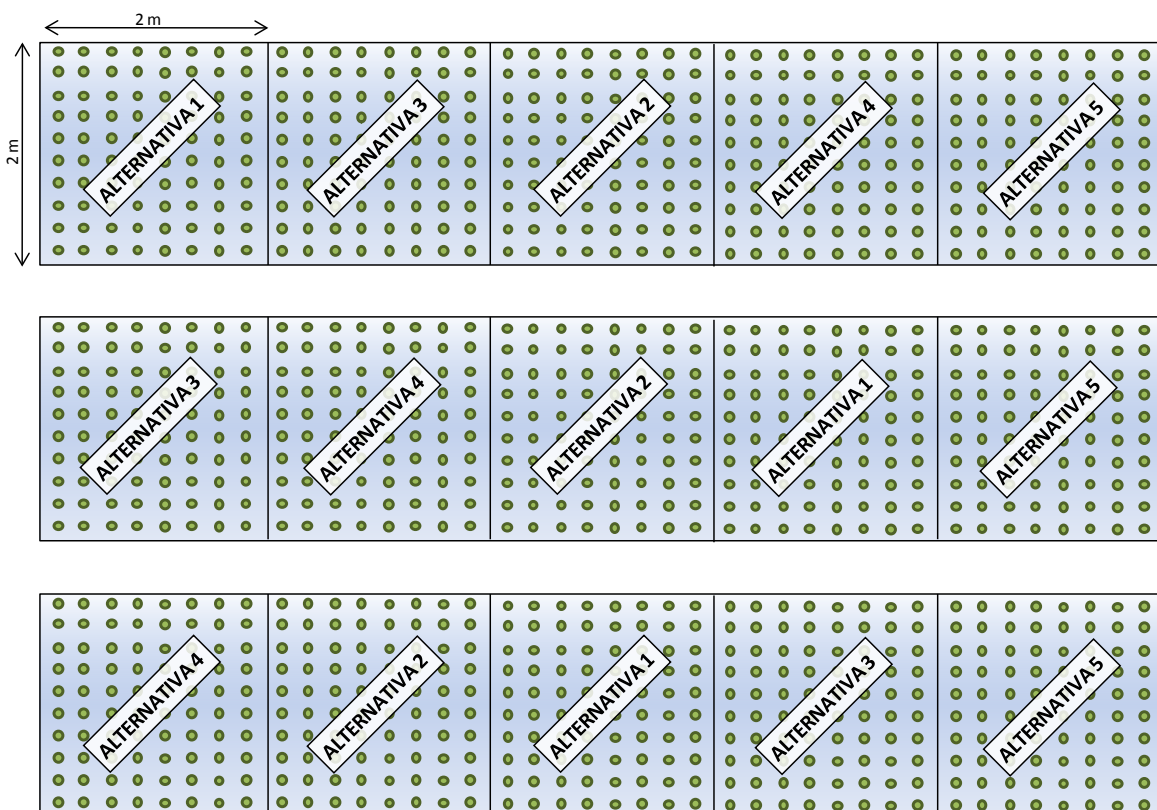


Figura 7. Esquema de la distribución de las balsetas y las alternativas de gestión de la paja

Las alternativas de gestión de la paja estudiadas fueron las siguientes:

- Alternativa 1: Paja retirada
- Alternativa 2: Paja quemada
- Alternativa 3: Paja incorporada mediante fangueo
- Alternativa 4: Paja depositada sobre el suelo a modo de cubierta

- Alternativa 5: Sistema en el que se simulan las condiciones de un arrozal fuera del Parque Natural de la Albufera, en el que no se aporta agua ni se permite realizar ninguna labor hasta finales del invierno

Estas alternativas fueron ordenadas de un modo aleatorio, a excepción de la alternativa 5, que permaneció fija por cuestiones relativas al manejo del agua.

El inicio del ensayo comenzó en el momento del trasplante de la planta de arroz, que se realizó durante el mes de junio, con un espaciado de 22x25 cm, y finalizó con la recolección del grano maduro, que se realizó durante el mes de octubre.

En la Figura 8 se muestran las labores de cultivo llevadas a cabo en las balsetas, desde el trasplante hasta la recolección de la cosecha. En la figura se han identificado mediante fotografía algunas etapas del ciclo de cultivo del arroz: a) Preparación del terreno previo al trasplante; b) Trasplante y formación de la plántula; c) Iniciación de la panícula; d) Floración; e) Maduración; f) Recolección del grano. A lo largo del ciclo de cultivo se abonó con complejo NTK (27:13:10) y con potasa a razón de 417 kg/ha y 208 kg/ha, respectivamente. Asimismo, se utilizó como herbicida Bentazona 40% (sal sódica) y MCPA 6% (sal amina).

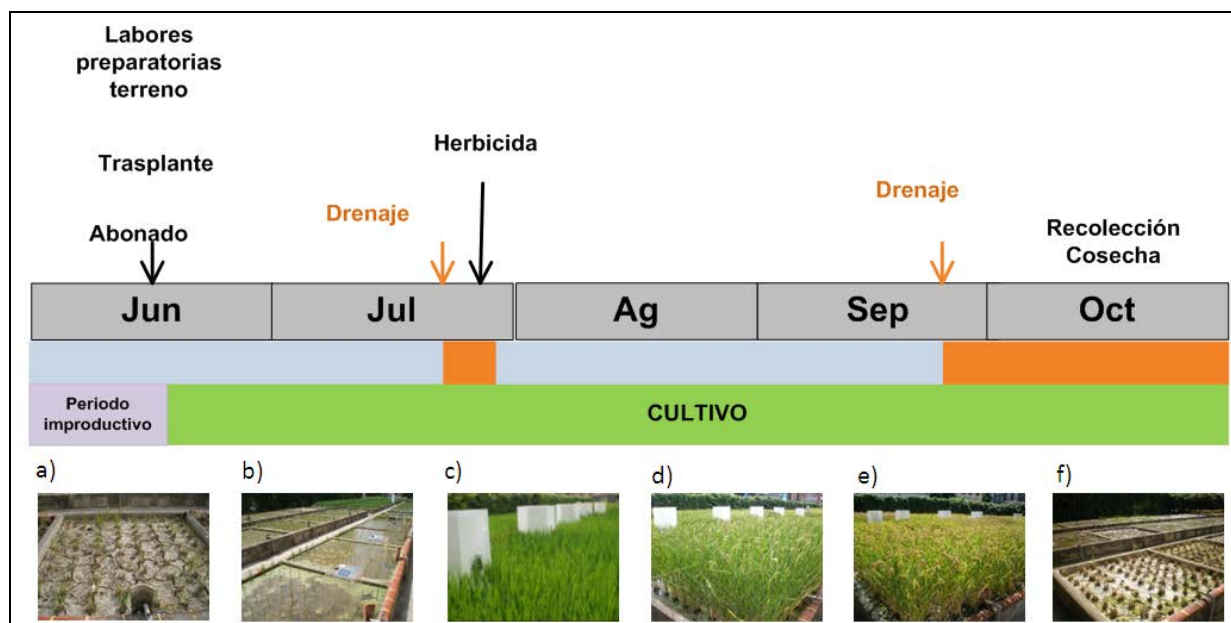


Figura 8. Labores realizadas en la campaña de cultivo e identificación fotográfica de las etapas: a) Preparación inicial del terreno; b) Trasplante y formación de la plántula; c) Iniciación de la panícula; d) Floración; e) Maduración; f) Recolección del grano

### 3.2. Caracterización química de los suelos

Con el fin de caracterizar desde el punto de vista químico el tipo de suelo utilizado en el presente estudio, así como la evolución de las características del mismo a lo largo del ciclo de cultivo, se tomaron muestras de suelo en tres momentos diferentes del ciclo de cultivo.

El primer muestreo se realizó durante el periodo improductivo, es decir, antes de proceder al trasplante y a la inundación de las balsetas. El segundo muestreo se realizó al inicio del ciclo de cultivo, una vez inundadas las balsetas pero justo antes de realizar el trasplante. Por último, el tercer muestreo se realizó al final del ciclo de cultivo, una vez cosechado el grano de las plantas de arroz.

Tras cada uno de estos muestreos de suelo, se analizaron los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica del extracto 1:5, C orgánico total y N Kjeldahl.

A continuación se describen los protocolos seguidos para estas determinaciones:

#### 3.2.1. Preparación de la muestra

Para la preparación de las muestras, se tomaron tres muestras de suelo de cada una de las parcelas para obtener una muestra representativa del suelo de cada alternativa estudiada. El muestreo se realizó mediante una barrena tipo Edelman, muestreando los primeros 25 cm de la capa arable del suelo (Figura 9).



Figura 9. Toma de muestras de los suelos de las balsetas

Tras el muestreo, las muestras se homogeneizaron en laboratorio, se dejaron secar al aire y se pasaron por un tamiz de 2 mm. Posteriormente, estas muestras fueron almacenadas



en un lugar seco y sin exposición a la luz solar hasta la realización de los correspondientes análisis.

### 3.2.2. *Determinación del pH*

Para la determinación del pH de las muestras de suelo se siguió el método oficial descrito en la publicación del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1994). Esta determinación trata de medir el potencial eléctrico que se crea en la membrana de vidrio de un electrodo que es función de la actividad de los iones hidrógeno a ambos lados de la membrana.

Para ello, se pesaron 10 g de suelo, previamente secado y tamizado, y se añadieron 25 mL de agua destilada. La mezcla se agitó durante 10 minutos y se dejó reposar 30 minutos.

Pasados los 30 minutos, la suspensión se agitó inmediatamente antes de entrar en contacto con los electrodos del pH-metro, pero no durante su medida.

El equipo utilizado dispone de un electrodo CRISON 5014 T, que incorpora una sonda Pt 1000 para la compensación automática de la temperatura conectada a un medidor de pH/mV. Se realizó la calibración con disoluciones tampón estándar CRISON de pH 7,02 y 4,00 a 20°C. La resolución de la lectura es de 0,01 unidades de pH y la precisión de  $\pm 0,01$ .

### 3.2.3. *Determinación de la conductividad eléctrica*

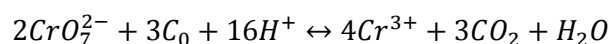
Se conoce como conductividad eléctrica de un extracto de suelo (CE) a la aptitud de éste para transmitir la corriente eléctrica. La corriente eléctrica es conducida en la solución del suelo mediante el movimiento de los iones, por lo que, este parámetro, mide el contenido total de las sales del suelo.

Para la determinación de la CE de los suelos, se siguió el método oficial descrito en la publicación del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1994).

Se pesaron 10 g de suelo a los que se añadió 50 mL de agua destilada. A continuación la muestra se tapó, se agitó durante 30 minutos, y se filtró. La CE se midió sobre el extracto acuoso obtenido mediante un conductímetro 30 CRISON.

### 3.2.4. *Determinación del C orgánico total y materia orgánica total*

La determinación del C orgánico total se realizó siguiendo el método de Walkley-Black. Para este método, se utiliza el ión dicromato,  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ , como reactivo oxidante, que en medio ácido y caliente oxida al C que se encuentra en su forma reducida,  $\text{C}_0$ , según la siguiente reacción:



El procedimiento analítico consiste en añadir una cantidad de dicromato que exceda a la necesaria para reaccionar con la materia orgánica, determinándose el exceso por reacción con el  $Fe^{2+}$ .

La característica diferencial de este método con respecto a otros que utilizan esta misma reacción para determinar el contenido en C orgánico, es la de no aportar calor de una fuente externa, utilizando únicamente el liberado por la misma reacción.

A continuación se describe el procedimiento seguido de manera detallada:

Se tomaron muestras de suelo de 1 g que se introdujeron en un matraz Erlenmeyer de 250 mL.

Se añadieron 10 mL de dicromato potásico 1N y se movió el matraz para dispersar el suelo en la solución. A continuación, y en una campana de humos, se añadieron 20 mL de ácido sulfúrico concentrado. Para mezclar bien los componentes, se agitó vigorosamente el matraz durante 1 minuto.

Tras dejar enfriar la mezcla, se añadieron 100 mL de agua destilada, 10 mL de ácido fosfórico y 4 o 5 gotas del indicador complejo ferroso de ortofenantrolina, y se valoró el exceso de dicromato con sulfato ferroso 0,5 N mediante una bureta (Figura 10). En el punto final se presenta un cambio de color de verde a marrón. Cuando se aproxima este punto final la solución presenta un color verde esmeralda que luego se convierte en verde oscuro.



**Figura 10.** Valoración del dicromato potásico con sulfato ferroso para la determinación del C orgánico total

Por último, se repitió el mismo procedimiento sin añadir muestra de suelo, con el objeto de realizar un blanco y corregir cada una de las determinaciones.

Una vez finalizado el ensayo en laboratorio, y para conocer el contenido en C orgánico del suelo, se calcularon los miliequivalentes de dicromato potásico que reaccionan con la materia orgánica utilizando la siguiente ecuación:

$$meqK_2Cr_2O_7 = V_d \cdot N_d$$

Donde  $V_d$  es el volumen de dicromato potásico 1N empleado y  $N_d$  es la normalidad del dicromato potásico.

Posteriormente, se calcularon los miliequivalentes de sulfato ferroso, para lo que se aplica la siguiente ecuación:

$$meqFeSO_4 = V_{sm} \cdot N_s \cdot F_s$$

Donde  $V_{sm}$  es el volumen de sulfato ferroso empleado en la valoración de la muestra;  $N_s$  es la normalidad teórica del sulfato ferroso y  $F_s$  es el factor del sulfato ferroso.

Para calcular el factor del sulfato ferroso ( $F_s$ ) se utiliza la ecuación que se muestra a continuación:

$$F_s = \frac{V_d \cdot N_d \cdot F_d}{V_{sb} \cdot N_s}$$

Donde  $F_d$  es el factor del dicromato potásico (primario) y  $V_{sb}$  es el volumen de sulfato ferroso empleado en la valoración del blanco.

Por este procedimiento se oxida el 77% del carbono que se recuperaría por combustión, por lo que el porcentaje de C orgánico del suelo será:

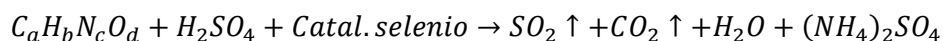
$$\%Corg\ total = \frac{meq\ K_2Cr_2O_7 - meq\ FeSO_4}{gramos\ suelo\ seco} \cdot 0,003 \cdot 100 \cdot 1,3$$

A partir de este valor, se calcula el porcentaje de materia orgánica total del suelo aplicando la siguiente ecuación:

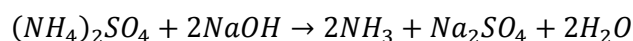
$$\% materia\ orgánica\ total = \%Corg \cdot 1,72$$

### 3.2.5. Determinación del N Kjeldahl

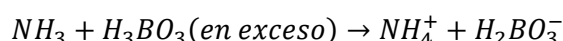
Para el análisis del N Kjeldahl se utilizó un método basado en digerir la muestra con calor, en medio ácido, con un catalizador de Selenio, de modo que los compuestos orgánicos nitrogenados formen formas amoniacales como el sulfato amónico. La reacción que tiene lugar es la siguiente:



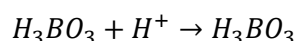
Posteriormente, se analiza el contenido total de sales amoniacales mediante la destilación de la muestra digerida, añadiendo una base fuerte para subir el pH y desplazar el equilibrio hacia la formación de amoníaco libre, según la siguiente expresión:



El destilado se recoge en ácido bórico con indicador rojo de metilo y verde de bromocresol. Al recogerse el vapor en un medio ácido el amoníaco pasará a la forma iónica no volátil.



Finalmente se realiza la valoración del borato que ha reaccionado con el amoníaco, mediante titulación con un ácido fuerte, HCl, de normalidad conocida.



El procedimiento seguido se describe a continuación de manera detallada:

Se introdujeron 2 g aproximadamente de muestra en cada uno de los tubos, excepto en los blancos. En cada tubo se añadió una pastilla de catalizador de Selenio, 15 mL de mezcla ácida (compuesta por 0,05 L de  $H_3PO_4$  y 1 L de  $H_2SO_4$ ) y 10 mL de  $H_2O_2$  al 33% (introduciendo primero 5 mL y cuando dejó de hervir, otros 5 mL).

Los tubos se dejaron reposar durante 30 minutos, introduciéndose a continuación en el bloque digester, que estaba precalentado a 420 °C, durante 45 minutos. Pasado este tiempo, y una vez fríos, se introdujo en cada tubo 50 mL de agua destilada.

A continuación se destilaron las muestras utilizando el destilador Tecator (Kjeltec System 1026 Distilling Unit), recogiendo el destilado en ácido bórico y valorándose el borato que ha reaccionado con el amoníaco (Figura 11).



Figura 11. Equipo para la determinación de N Kjeldahl

Por último, se estima el nitrógeno total utilizando la siguiente expresión:

$$N_k(mg/kg) = \frac{14000 \cdot (V_m - V_{bl}) \cdot N_{HCl}}{M_{muestra}}$$

Donde  $V_m$  es el volumen de HCl consumido en la valoración de la muestra (mL);  $V_{bl}$  es el volumen de HCl consumido en la valoración del blanco (mL);  $N_{HCl}$  es la normalidad del HCl y  $M_{muestra}$  la cantidad de muestra (g).

### 3.3. Emisiones de metano durante el ciclo de cultivo del arroz

Para medir las emisiones de  $CH_4$  durante el ciclo de cultivo del arroz se utilizó el método de la cámara estática, de modo similar al realizado por Seiler et al. (1984). Este método se basa en medir el incremento de concentración de  $CH_4$  en el interior de la cámara, con el fin de determinar, a partir de ese incremento, el flujo de emisión de  $CH_4$ . Los ensayos se realizaron en campo semanalmente durante todo el ciclo de cultivo del arroz, desde el trasplante hasta la recolección.

Para la realización del ensayo se utilizaron 5 cámaras de metacrilato herméticas, de dimensiones 35x30x50 cm, para las etapas iniciales del desarrollo de la planta, y de 40x40x110 cm, para la etapa final del cultivo (Figura 12).



Figura 12. Cámaras de metacrilato colocadas en las balsetas para la determinación de las emisiones de metano

En el interior de cada una de las cámaras se colocó un sensor de temperatura y humedad relativa, así como una sonda para medir la temperatura del suelo durante el periodo de ensayo (HOBO U12-O13 Onset Computer Corp, Mass, EEUU). Asimismo, se colocó un ventilador con el fin de asegurar una completa homogeneización del aire en el interior de la cámara (Figura 13).

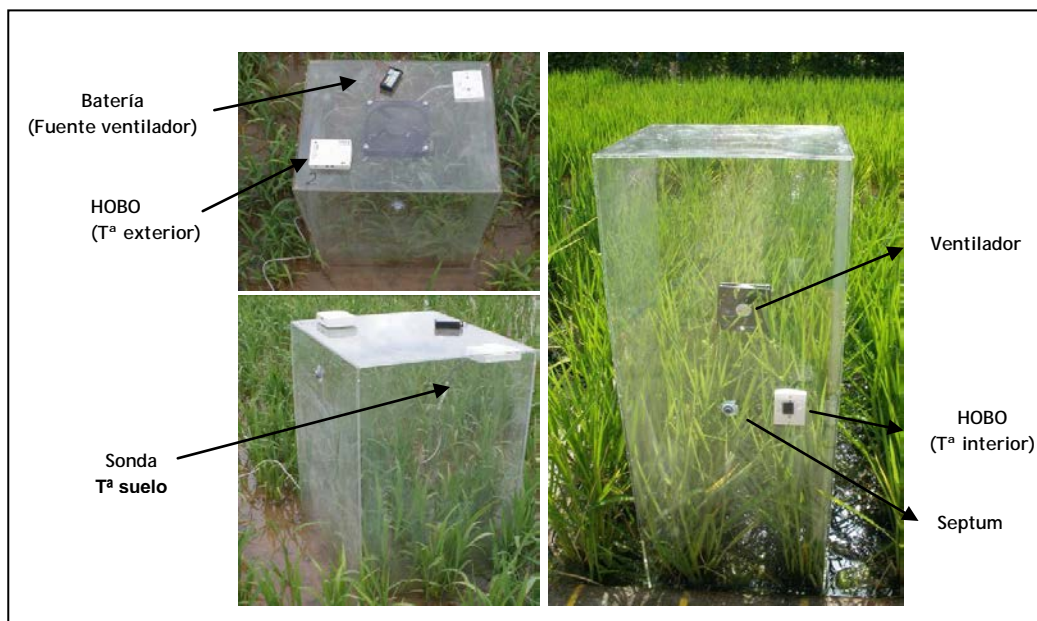


Figura 13. Esquema de las urnas de metacrilato

Las muestras de aire del interior de las cámaras se tomaron a los 0, 10 y 20 minutos desde su colocación, mediante jeringuillas de 10 mL, a través de un septum. A continuación,

estas muestras se introdujeron en tubos a vacío de 9 mL (Vacuette) realizando así una ligera sobrepresión para evitar la posible contaminación de las muestras (Mitra et al., 1999; Jain et al., 2000; Naser et al., 2007), tal y como se muestra en la Figura 14. En cada ensayo se registró la temperatura y humedad relativa interior de la cámara y la temperatura del suelo mediante sondas HOBO U12-013 (Onset Computer Corp, Mass, EEUU).

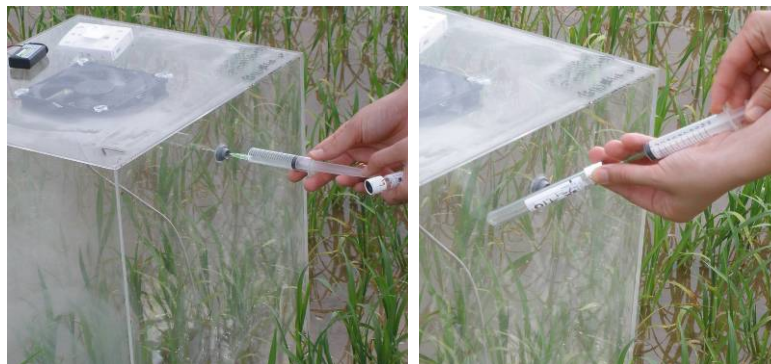


Figura 14. Muestreo de aire a través de jeringuilla y almacenamiento en tubos de vacío

Posteriormente, las muestras de aire se llevaron a laboratorio con el fin de determinar la concentración de  $\text{CH}_4$  mediante cromatografía de gases con un equipo dotado de detector FID y un inyector en modo split (Fisons 8000 Series, Fisons, Milán, Italia). Se utilizó una columna capilar GS-Q de 0,320 mm de diámetro y 30 m de longitud. La temperatura del detector y la del inyector fue de  $200^\circ\text{C}$ , mientras que la temperatura del horno se mantuvo constante a  $70^\circ\text{C}$ .

Una vez conocidas las concentraciones de  $\text{CH}_4$ , se determinó el flujo de emisión de  $\text{CH}_4$  ( $\text{mg CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ) utilizando la ecuación propuesta por Naser et al. (2007):

$$F = \rho \cdot \frac{V}{A} \cdot \frac{\Delta c}{\Delta t} \cdot \frac{273}{T}$$

Donde,  $\rho$  es la densidad del  $\text{CH}_4$  en condiciones estándar ( $0,716 \text{ kg/m}^3$ );  $V$  y  $A$  son el volumen ( $\text{m}^3$ ) y el área ( $\text{m}^2$ ) de la cámara, respectivamente;  $\Delta c/\Delta t$  es el incremento de la concentración de  $\text{CH}_4$  en el espacio de cabeza en función del tiempo ( $\text{ppm/h}$ ) y  $T$  es la temperatura absoluta (K). Para convertir el  $\text{CH}_4$  a  $\text{CO}_2$  equivalente ( $\text{CO}_2\text{-eq}$ ) se aplicó un factor de 21, de acuerdo con los inventarios nacionales de emisión (IPCC, 2007b).

Para evaluar las diferencias entre tratamientos, los datos se analizaron mediante análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el programa Statgraphics Centurion XVI. Asimismo, se estudió la influencia de los parámetros químicos de los suelos sobre las emisiones de  $\text{CH}_4$ , para lo que se realizó una regresión múltiple mediante el procedimiento Stepwise del programa Statgraphics Centurion XVI.

### 3.4. Emisiones procedentes de la quema de la paja

Para completar el balance de emisiones de CO<sub>2</sub>-eq se utilizaron los resultados obtenidos en el estudio de Sanchis et al., (2014). En dicho estudio, se cuantificaron las emisiones producidas durante la quema de la paja obtenida de un campo de arroz del Parque Natural de la Albufera.

La metodología utilizada por estos autores fue la descrita por Miura y Kanno (1997) consistente en la quema de paja en una cámara de flujo controlado. Los ensayos se llevaron a cabo en una sala de simulación ambiental del Instituto de Ciencia y Tecnología Animal de la Universitat Politècnica de València. En esta sala, de dimensiones 11,13 m x 4,45 m x 2,90 m, se controló el flujo de ventilación mediante extractores de 2.856 m<sup>3</sup>/h de caudal.

El ensayo, que incluyó 4 repeticiones, consistió en la quema de 3 kg de paja (evaluando tres grados de humedad: 5%, 10% y 20%) procedente de un arrozal del Parque Natural de la Albufera distribuida en dos cordones de 4,3 m de largo x 0,3 m de ancho x 0,2 m de alto.

Las emisiones de CO<sub>2</sub> se cuantificaron utilizando un detector infrarrojo NDIR (Vaisala GMT-222, 0-10.000 ppm), ubicado en el ventilador de salida de la cámara de estudio. Las concentraciones de CO<sub>2</sub> (ppmv), fueron registradas cada cinco segundos mediante un data-logger (HOBO U12-O13 Onset Computer Corp, Mass, EEUU).



## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Caracterización química de los suelos

#### 4.1.1. pH

En la Figura 15 se recogen los valores de pH de los suelos de las distintas alternativas de gestión de la paja en función del momento de muestreo. Asimismo, se muestra en forma de barra la desviación estándar de cada uno de los valores.

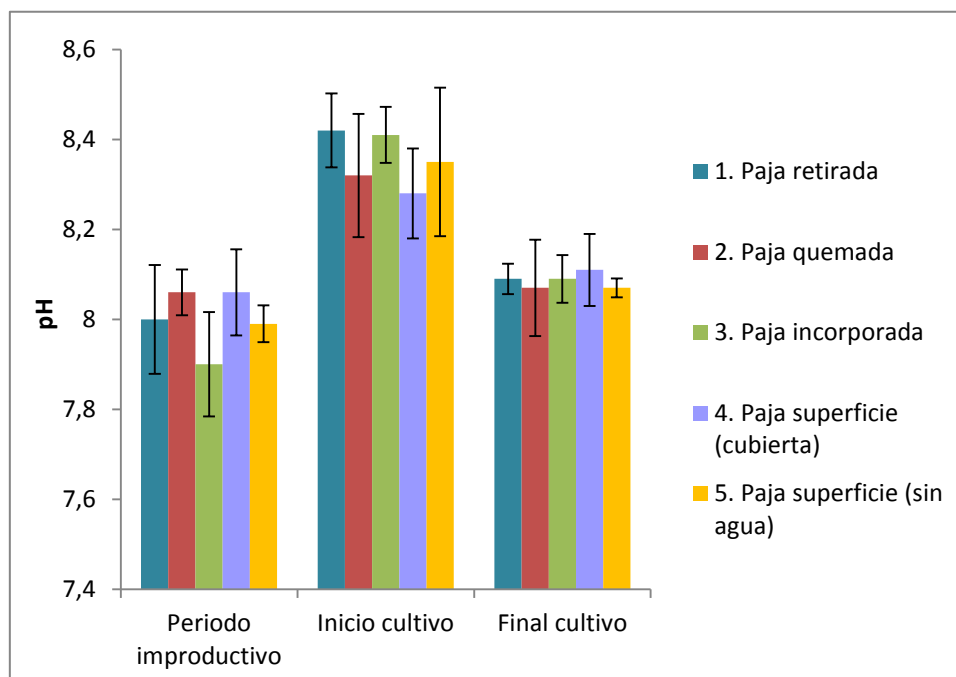


Figura 15. Evolución de los valores de pH (y desviación estándar) de los suelos para las distintas alternativas de gestión de la paja

Los valores de pH durante todo el ensayo oscilaron entre 7,9 y 8,42, tratándose por tanto de un suelo con tendencia básica, típico de la zona del este de España y adecuado para el desarrollo del cultivo del arroz.

A partir de los resultados de la Figura 15 se observa que el pH aumentó ( $p \leq 0,001$ ) entre el periodo improductivo y el inicio del cultivo. Esto se debe a que durante este periodo las balsetas se inundaron, por lo que la materia orgánica comenzó a descomponerse, liberando al medio, probablemente, materiales alcalinos tales como Ca, Mg y K, con la consecuente liberación de iones  $\text{OH}^-$  al medio (Ali y Hoque, 2013).

Desde el inicio del cultivo hasta la recolección del grano, los valores de pH disminuyeron de nuevo, obteniendo diferencias estadísticamente significativas ( $p \leq 0,001$ ). Esta disminución en los valores del pH se debe probablemente a la absorción de los iones presentes en el medio por parte de la planta.

Además de comparar los valores entre los distintos momentos de muestreo, también se han comparado entre las distintas alternativas estudiadas. En el caso del primer muestreo realizado, es decir, en el periodo improductivo, los resultados de pH oscilaron entre 7,90 (en la alternativa de paja incorporada) y 8,06 en las alternativas de paja quemada y paja superficie a modo de cubierta. Los valores fueron muy similares entre las distintas alternativas debido a que se trataba del mismo suelo al que únicamente se aplicó la paja correspondiente a cada una de las alternativas estudiadas.

En cuanto a los valores obtenidos durante el inicio del cultivo tampoco se observaron diferencias entre las distintas alternativas. En este caso, los valores oscilaron entre 8,28 (paja en superficie a modo de cubierta) y 8,42 (en la alternativa de paja retirada). Los valores fueron por tanto superiores a los del periodo improductivo, pero similares entre alternativas estudiadas.

Del mismo modo, en el muestreo realizado al final del cultivo, los resultados obtenidos fueron similares para las distintas alternativas, siendo inferiores a los obtenidos en el muestreo realizado al inicio del cultivo. Se obtuvieron valores de 8,07 en las alternativas de paja quemada y paja en superficie que no recibe agua hasta finales del invierno. El valor más elevado (8,11) se obtuvo en la alternativa de paja en superficie a modo de cubierta.

En la Tabla 1 se recogen los resultados del análisis estadístico realizado para el momento de muestreo, la alternativa y para la interacción entre ambos parámetros.

Tabla 1. Estimadores de parámetros en el análisis del pH del suelo

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor F	Pr>F
Momento de muestreo	2	1,016	0,508	58,58	<0,0001
Alternativa	4	0,007	0,002	0,21	0,9290
Momento de muestreo*Alternativa	8	0,093	0,012	1,34	0,2634

Se observa por lo tanto que únicamente resulta significativo el momento en el que se realiza el muestreo del suelo, no mostrando diferencias significativas ni la alternativa ni la interacción entre ambas.

Por lo tanto, a partir de los resultados de pH obtenidos se observa que la presencia de la planta en el medio influye en la evolución del pH del suelo, por el contrario, la gestión de la paja realizada no muestra ninguna influencia sobre el mismo.

#### 4.1.2. Conductividad eléctrica

Los valores de CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) de las distintas alternativas en función del momento en que se realizó el muestreo se representan en la Figura 16. La desviación estándar de cada valor se representa en forma de barra.

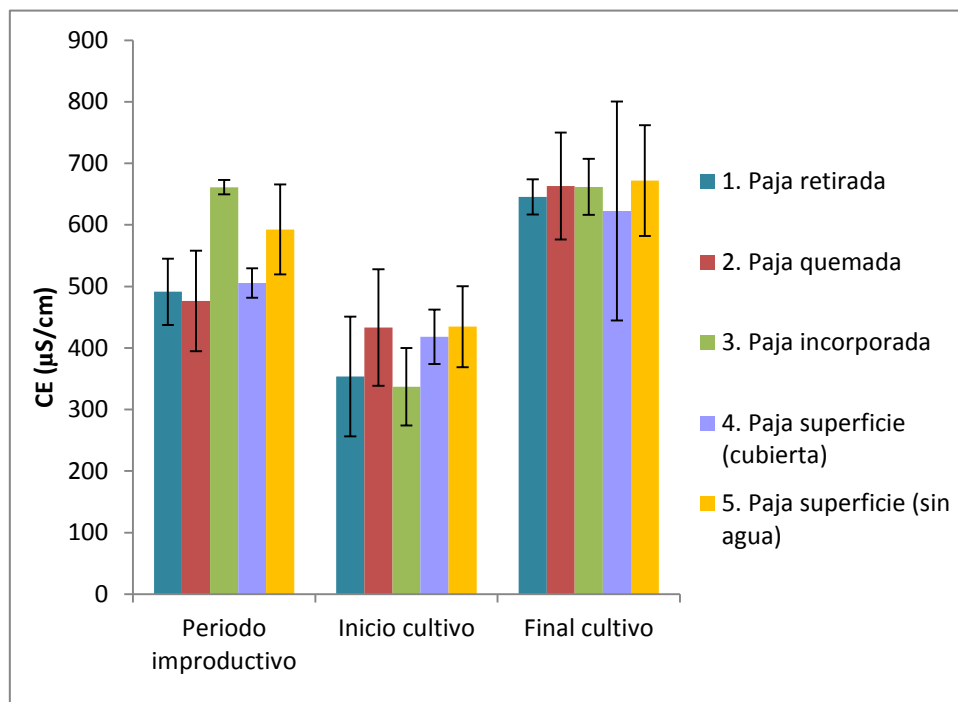


Figura 16. Evolución de los valores de CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y desviación estándar de los suelos para las distintas alternativas de gestión de la paja

En este caso, los valores de CE oscilaron durante todo el ensayo entre 337 y 672  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Estos valores de CE en el suelo indican que se trata de un suelo con una salinidad óptima para la mayoría de los cultivos.

En la Figura 16 se observa una tendencia inversa al caso del pH. Los valores de CE disminuyeron desde el periodo improductivo hasta el inicio de la plantación ( $p \leq 0,001$ ), y aumentaron desde este momento hasta la recolección ( $p \leq 0,001$ ).

Los valores más bajos de CE se dieron por tanto al inicio del cultivo, coincidiendo con los valores más elevados de pH.

Comparando los resultados obtenidos durante el periodo improductivo, el valor más bajo de CE se obtuvo en la alternativa de paja quemada (477  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Por el contrario, los

valores más elevados se obtuvieron en la alternativa de paja incorporada y paja en superficie (sin agua), alcanzando unos valores de 661 y 593  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente.

Durante el inicio del cultivo, se obtuvieron resultados opuestos a los obtenidos en el periodo improductivo. De este modo, el valor más bajo se obtuvo en la alternativa de paja incorporada (337  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Los valores más elevados se observaron en las alternativas de paja quemada (433  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y paja en superficie (sin agua), con un valor de 435  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Al final del cultivo los resultados fueron muy similares entre las distintas alternativas, observándose el valor más bajo en la alternativa de paja en superficie a modo de cubierta (623  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

Del mismo modo que en el caso del pH, el análisis estadístico mostró diferencias significativas únicamente en el momento de muestreo, no resultando significativa la alternativa ni la interacción entre estos parámetros. Los resultados obtenidos tras el análisis se recogen en la Tabla 2.

Tabla 2. Estimadores de parámetros en el análisis de la CE del suelo

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor F	Pr>F
Momento de muestreo	2	496.995,0	248.497,0	21,84	<0,0001
Alternativa	4	27.902,1	6.975,52	0,61	0,6564
Momento de muestreo*Alternativa	8	76.045,5	9.505,69	0,84	0,5789

Por lo tanto, a partir de los resultados obtenidos de la CE, se observa que la presencia de la planta y la gestión del agua influyen en la evolución de la CE en el suelo, de forma inversa a la observada en el caso del pH. Por el contrario, la gestión de la paja realizada no muestra ninguna influencia sobre la CE del suelo.

#### 4.1.3. C orgánico total y materia orgánica total

En la Tabla 3 se recogen los resultados de C orgánico obtenidos mediante el método de Walkey-Black para cada una de las alternativas estudiadas.

Tabla 3. Valores de C orgánico total de los suelos (%)

Alternativa	Periodo improductivo		Inicio del cultivo		Final del cultivo	
	Corg total (%)	desviación estándar	Corg total (%)	desviación estándar	Corg total (%)	desviación estándar
1. Paja retirada	1,16 <sup>1a</sup>	0,028	1,40 <sup>2</sup>	0,158	1,38 <sup>2a</sup>	0,107
2. Paja quemada	1,11 <sup>1a</sup>	0,018	1,43 <sup>2</sup>	0,184	1,46 <sup>2ab</sup>	0,080
3. Paja incorporada	1,64 <sup>1b</sup>	0,065	1,33 <sup>2</sup>	0,082	1,56 <sup>2b</sup>	0,060
4. Paja superficie (cubierta)	1,10 <sup>1a</sup>	0,003	1,54 <sup>2</sup>	0,167	1,40 <sup>2a</sup>	0,037
5. Paja superficie (sin agua)	1,17 <sup>1a</sup>	0,124	1,40 <sup>2</sup>	0,117	1,54 <sup>2b</sup>	0,074
p	<0,001		NS		<0,05	

<sup>a,b,c</sup>: Valores que difieren estadísticamente a probabilidad  $\leq 0,05$ . Comparación entre filas  
<sup>1,2</sup>: Valores que difieren estadísticamente a probabilidad  $\leq 0,05$ . Comparación entre columnas  
NS: factor sin efecto estadísticamente significativo

En cuanto a los resultados de materia orgánica total, se han representado de forma gráfica en la Figura 17. Dado que la materia orgánica se calcula a partir de los valores de C orgánico, la tendencia de los resultados es la misma que en el C orgánico.

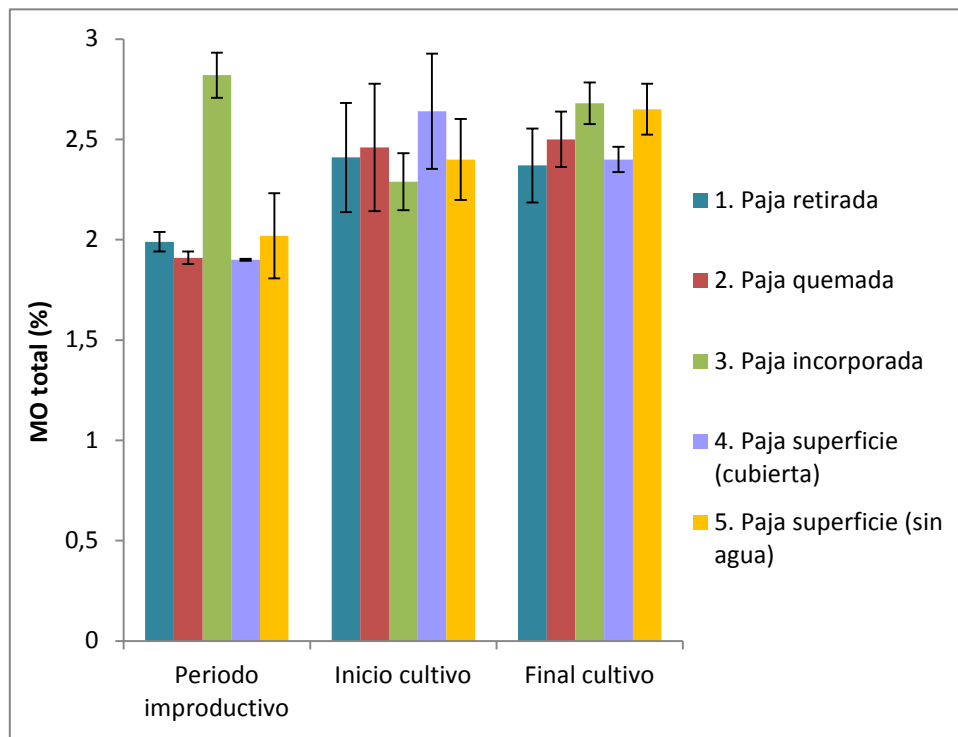


Figura 17. Evolución de los valores de MO total (%) y desviación estándar de los suelos para las distintas alternativas de gestión de la paja

Tal y como se observa en la Tabla 3, a lo largo del ensayo los valores de C orgánico oscilaron entre el 1,10% y el 1,56%. En cuanto a la MO total, los resultados variaron entre 1,90% y 2,68%.

Tanto el contenido de C orgánico como la MO total de los suelos fueron más elevados durante el inicio y el final del cultivo que durante el periodo improductivo ( $p \leq 0,001$ ). Es decir, los valores aumentaron una vez fueron inundadas las balsetas y comenzó el ciclo de cultivo. Esto se debe a que el proceso de descomposición de la materia orgánica del suelo se acelera tras la inundación de las balsetas, aumentando de este modo el contenido de C del suelo y, por tanto, la materia orgánica total.

Durante el periodo improductivo, la alternativa de paja incorporada presentó un mayor contenido de C orgánico y materia orgánica total ( $p \leq 0,001$ ) que el resto de las alternativas de gestión de la paja.

Al inicio del cultivo, los resultados obtenidos fueron superiores a los del periodo improductivo, sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre las distintas alternativas estudiadas. En esta etapa aumentó el contenido de C orgánico y MO total como consecuencia de la inundación de las balsetas, lo que permite la integración de los restos de paja incorporados a la matriz del suelo.

Al final del cultivo los resultados fueron similares a los del inicio del cultivo. En este caso, los valores más elevados ( $p \leq 0,001$ ) se obtuvieron en las alternativas de paja incorporada y paja en superficie (sin agua), es decir, en las alternativas en las que se aportó paja al suelo. Sin embargo, la alternativa de paja en superficie a modo de cubierta mostró un resultado más bajo que al inicio del cultivo y similar a la alternativa de paja retirada, seguramente debido a que no se tomó una muestra lo suficientemente representativa al hacer el análisis.

En la Tabla 4 se recogen los resultados obtenidos tras el análisis estadístico del C orgánico y la MO total. Puesto que la MO deriva del valor del C orgánico, la estadística de ambos parámetros es equivalente. De este modo, se observa que tanto el efecto de la alternativa, como del momento de muestreo y la interacción entre ambos parámetros resultaron significativos.

Tabla 4. Estimadores de parámetros en el análisis del C orgánico y MO total de suelo

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados		Cuadrado de la media		Valor F	Pr>F
		Corg	MO	Corg	MO		
Momento de muestreo	2	0,43923	1,29942	0,219615	0,649709	21,08	<0,0001
Alternativa	4	0,22424	0,663393	0,0560601	0,165848	5,38	0,0022
Momento de muestreo*Alternativa	8	0,540661	1,59949	0,0104183	0,199936	6,49	0,0001

A la vista de estos resultados, se observa que la aplicación de paja en el suelo afecta al contenido de C orgánico y MO total del suelo. La existencia de un medio inundado también afecta al contenido de C orgánico y MO, debido a la descomposición e integración de los restos de paja en el suelo. Sin embargo, la presencia de la planta en el suelo no parece afectar a la evolución del C orgánico y MO total del suelo a lo largo de un ciclo de cultivo.

#### 4.1.4. N Kjeldahl

Los resultados de N Kjeldahl obtenidos para las distintas alternativas, expresados en mg/kg suelo, se recogen en la Figura 18.

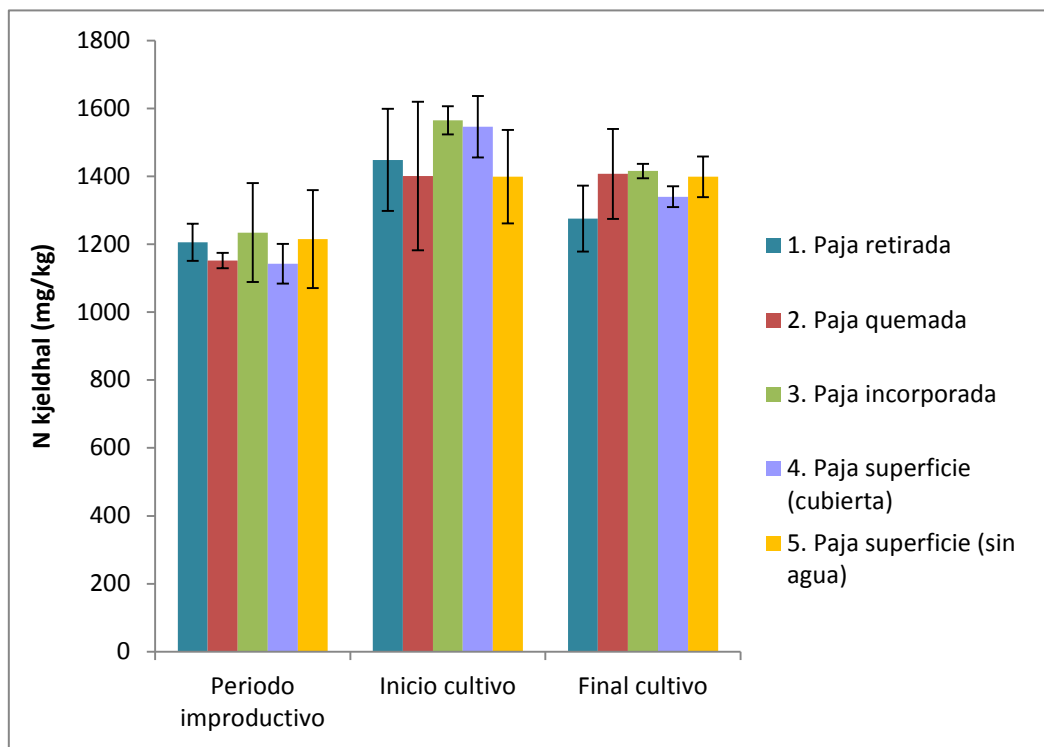


Figura 18. Evolución de los valores de N Kjeldahl (mg/kg) y desviación estándar de los suelos para las distintas alternativas de gestión de la paja

En este caso, los valores de N obtenidos en los suelos muestreados durante el periodo improductivo fueron inferiores a los del inicio y final del cultivo ( $p \leq 0,001$ ), aumentando el contenido de N del suelo tras la inundación de las balsas. Esto se produce como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica y la disolución de los fertilizantes nitrogenados, que aumentan la velocidad de descomposición una vez los suelos han sido anegados.

En los tres muestreos realizados se obtuvieron los valores de N más elevados en la alternativa de paja incorporada, no obstante, los análisis estadísticos no mostraron que las diferencias entre las distintas alternativas fueran significativas.

Los resultados del análisis estadístico se muestran en la Tabla 5 donde se observa que sólo el momento de muestreo mostró un efecto significativo sobre el contenido de N del suelo.

Tabla 5. Estimadores de parámetros

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor F	Pr>F
Momento de muestreo	2	609.079	304.539	9,90	0,0005
Alternativa	4	49.242	12.310,5	0,40	0,8069
Momento de muestreo*Alternativa	8	87.660,5	10.957,6	0,36	0,9352

La evolución del N en el suelo viene por tanto marcada por la inundación de los suelos, siendo superior en suelos inundados que en suelos secos. Asimismo, la incorporación de la paja al suelo también favoreció la descomposición de la misma aumentando el contenido de N del suelo.

En general, en el muestreo realizado al inicio del cultivo se obtuvieron los valores más elevados de pH, C orgánico, MO total y N Kjeldahl como consecuencia de la inundación de las balsas. Tras la inundación de las mismas, comienzan los procesos de descomposición de la materia orgánica y de la paja aportada al terreno, así como la disolución de los fertilizantes nitrogenados incorporados al medio. Esto deriva en un incremento de los parámetros químicos estudiados, a excepción de la CE que presenta una tendencia inversa a la del pH.

Una vez establecido el cultivo, se observó una tendencia decreciente en la evolución de estos parámetros, con excepción de la CE, tal y como se ha comentado anteriormente. Esta disminución observada, aunque en algunos casos es muy ligera, se debe a la absorción



de los nutrientes por parte de la planta y a los procesos químicos de transformación que tienen lugar en el suelo, descomponiendo la materia orgánica en otros productos.

#### 4.2. Emisiones de metano durante el ciclo de cultivo del arroz

Los resultados de emisión de CH<sub>4</sub> (mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·h) obtenidos para las distintas alternativas de gestión de la paja durante el ciclo de cultivo del arroz se resumen en la siguiente gráfica, donde se muestra también la evolución de la temperatura del suelo a lo largo del experimento (Figura 19).

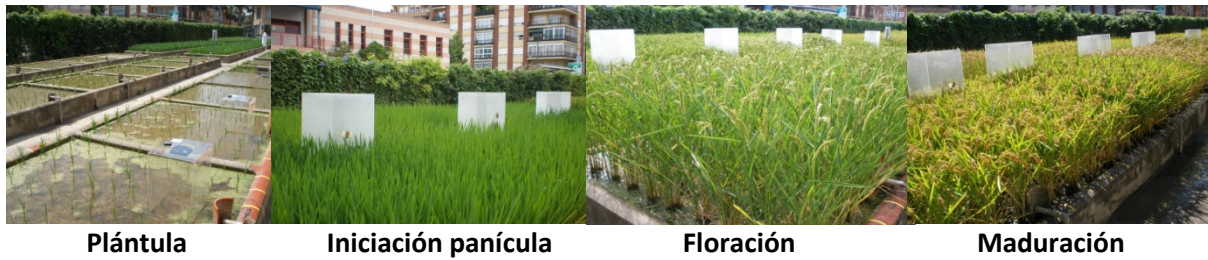
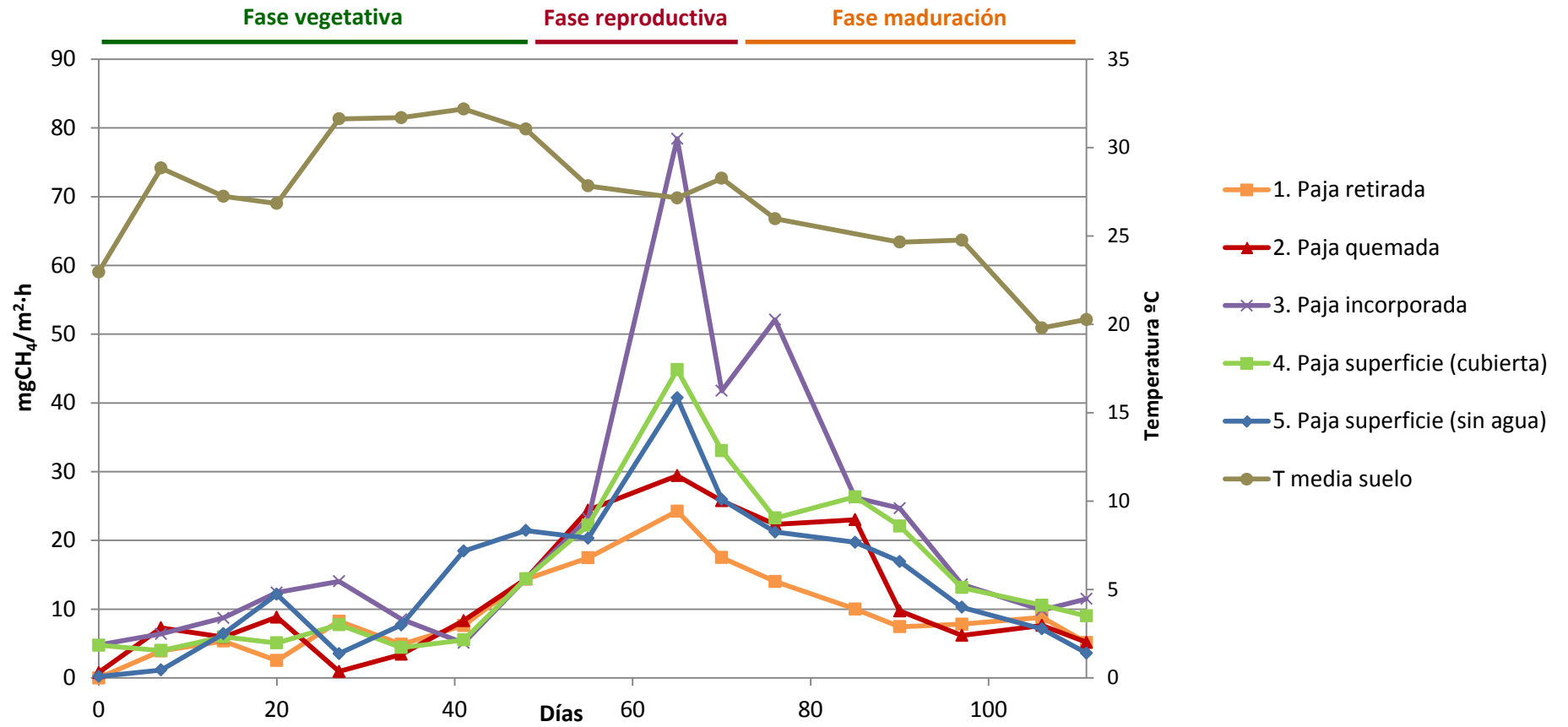


Figura 19. Evolución de las emisiones de metano a lo largo del ciclo de cultivo para las distintas alternativas estudiadas

A partir de la Figura 19 se observa que la evolución de las emisiones de CH<sub>4</sub> durante el ciclo de cultivo mostró que los valores más bajos de emisión se presentaron durante los primeros estadios fenológicos de la planta, correspondiendo con las etapas de germinación, plántula e iniciación de la panícula. Estos valores oscilaron entre 0 y 12,4 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·h, desde el primer día del trasplante hasta el día 39 del ciclo de cultivo.

A partir del día 40 del periodo de cultivo, las emisiones comenzaron a aumentar, correspondiendo con el encañado de la planta. Desde este momento y hasta alrededor del día 60, los valores obtenidos oscilaron entre 5 y 24,5 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·h.

La producción máxima de CH<sub>4</sub> se produjo alrededor del día 63, coincidiendo con el inicio de la floración (anthesis). El valor más elevado se obtuvo en la alternativa de paja incorporada (78,4 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·h), mientras que el resultado más bajo se produjo en la alternativa en la que se retiró la paja del campo (24,24 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·h). El resto de alternativas mostraron resultados intermedios. En la alternativa en la que se quemó la paja, se obtuvo una emisión de 29,4 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·h, mientras que en las que se depositó la paja en superficie (cubierta y sin agua) se obtuvieron 40,7 y 44,8 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·h, respectivamente.

En las emisiones producidas en la alternativa de paja incorporada, se observa un segundo pico, producido alrededor del día 76 del ciclo de cultivo. Este incremento es debido a la materia orgánica procedente de los exudados y secreciones de las raíces, que constituyen un aporte extra de carbono a los suelos. Estas sustancias son principalmente azúcares, aminoácidos y ácidos orgánicos, los cuales son rápidamente descompuestos por la acción de bacterias fermentativas a H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> y acetato, actuando como sustrato para la metanogénesis (Gogoi et al., 2008).

Después de la floración, y durante la etapa de maduración, los valores de los flujos de CH<sub>4</sub> disminuyeron hasta alcanzar valores en torno a 2,5 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·h en el momento de la recolección.

La tendencia observada fue la misma para todas alternativas de gestión de la paja, alcanzando la producción máxima alrededor del día 63, siendo la alternativa de paja incorporada la que alcanza la mayor producción de CH<sub>4</sub>.

Además de la evolución de las emisiones de CH<sub>4</sub> se calculó el promedio de la emisión acumulada en los distintos periodos vegetativos, así como la emisión estacional para el ciclo de cultivo completo. En la Tabla 6 se recogen estos valores:

Tabla 6. Promedio de emisión acumulada en los distintos periodos vegetativos y emisión estacional de CH<sub>4</sub> (kg/ha)

Alternativa	Vegetativa (kg CH <sub>4</sub> /ha)	Reproductiva (kg CH <sub>4</sub> /ha)	Maduración (kg CH <sub>4</sub> /ha)	Emisión estacional (kg CH <sub>4</sub> /ha)	
				Promedio	desviación estándar
1. Paja retirada	58,3 <sup>a</sup>	104,2 <sup>a</sup>	87,4 <sup>a</sup>	249,9 <sup>a</sup>	12,1
2. Paja quemada	57,6 <sup>a</sup>	140,1 <sup>ab</sup>	121,5 <sup>a</sup>	319,2 <sup>b</sup>	34,8
3. Paja incorporada	89,0 <sup>c</sup>	252,3 <sup>c</sup>	216,2 <sup>c</sup>	557,5 <sup>d</sup>	41,9
4. Paja superficie (cubierta)	64,4 <sup>ab</sup>	176,2 <sup>b</sup>	161,3 <sup>b</sup>	401,9 <sup>c</sup>	21,5
5. Paja superficie (sin agua)	78,9 <sup>b</sup>	163,2 <sup>ab</sup>	129,4 <sup>ab</sup>	371,5 <sup>bc</sup>	44,8

<sup>a,b,c</sup>: Valores que difieren estadísticamente a probabilidad  $\leq 0,05$ . Comparación entre filas

La etapa vegetativa, que dura desde la germinación hasta la iniciación de la panícula, fue la etapa en la que menores emisiones de CH<sub>4</sub> se produjeron. Dentro de esta etapa, la alternativa de paja incorporada alcanzó las mayores emisiones de CH<sub>4</sub> mientras que las alternativas de paja quemada y paja retirada mostraron las emisiones más bajas ( $p < 0,05$ ).

Se observa por tanto que, a pesar de tratarse de una etapa temprana del desarrollo de la planta, lo que se refleja en la baja emisión acumulada en este periodo, ya se aprecian diferencias entre las distintas formas de gestionar la paja. De este modo, se observa diferencia entre las alternativas que contenían mayor cantidad de paja (alternativas 3, 4 y 5) y en las que se intenta eliminar la misma (alternativas 1 y 2).

Durante la etapa reproductiva, que abarca desde la iniciación de la panícula hasta la floración, se alcanzaron las emisiones más elevadas de CH<sub>4</sub>. En esta etapa, como se veía en la Figura 19, se produce un pico en la emisión de CH<sub>4</sub>, lo que se traduce en una mayor emisión media acumulada en esta etapa.

En esta fase ya se ha desarrollado completamente el aerénquima de la planta, lo que permite el transporte de gases a través del mismo, constituyendo una vía de liberación del CH<sub>4</sub> originado en el suelo hacia la atmósfera. En esta etapa, el valor más elevado se obtuvo en la alternativa de paja incorporada, siendo estadísticamente diferente al resto de valores obtenidos en esta etapa. El valor más bajo se obtuvo en la paja retirada, mostrando resultados intermedios las balsetas en las que se quemó la paja o se aplicó en superficie.

La fase reproductiva es la etapa de menor duración, y sin embargo, en la que se alcanzan las mayores emisiones. Esto se debe a la descomposición de la materia orgánica contenida en el suelo y en los exudados y secreciones de las raíces. De este modo, se observa la diferencia entre las alternativas que tienen mayores cantidades de materia orgánica frente a las que se intenta eliminar la misma.

En la etapa de maduración la emisión acumulada es inferior a la reproductiva, pero superior a la vegetativa. En esta etapa, que abarca desde la floración hasta la madurez del grano, la planta ya no aumenta su crecimiento, sino que se forma el grano y aumenta el contenido de materia seca de la planta, hasta que éstos se muestran de un color amarillo pálido (Bivings et al., 2001).

Del mismo modo que en las etapas anteriores, el valor más elevado se obtuvo en la alternativa de paja incorporada. Por debajo de este valor, se encontraron las balsetas en las que se aplicó la paja en superficie y por último, las balsetas en las que se quemó y retiró la paja.

Haciendo el promedio de la emisión acumulada a lo largo de todo el ciclo de cultivo se obtuvo la emisión estacional de  $\text{CH}_4$ . La alternativa en la que se incorporó la paja mostró el valor más elevado (557,5 kg  $\text{CH}_4/\text{ha}$ ), siendo estadísticamente diferente del resto de alternativas. A continuación, se encuentran las alternativas en las que se aplicó la paja en superficie (a modo de cubierta y sin agua), con unos valores medios de 401,9 y 371,5 kg  $\text{CH}_4/\text{ha}$ , respectivamente. Los casos en los que se obtuvieron unas emisiones más bajas fueron cuando se quemó la paja (319,2 kg  $\text{CH}_4/\text{ha}$ ) y cuando ésta se retiró del campo (249,9 kg  $\text{CH}_4/\text{ha}$ ).

Estos resultados se encuentran en la línea de estudios realizados en otros países en los que se cuantificaron las emisiones de  $\text{CH}_4$  tras la incorporación de paja al suelo (Minami y Neue, 1994; Chidthaisong et al., 1996; Corton et al., 2000; Wassmann et al., 2002; Naser et al., 2007) o la retirada de la misma (Cai et al., 1997; Liou et al., 2003).

De este modo, Naser et al. (2007) obtuvieron en su estudio unas emisiones estacionales de entre 131 y 544 kg  $\text{CH}_4/\text{ha}$  tras analizar distintas dosis de paja aplicadas al suelo bajo condiciones de inundación continua. Estos autores observaron un aumento gradual en las emisiones de  $\text{CH}_4$  en función de la dosis de paja aplicada al suelo.

En el estudio realizado por Wassman et al. (2002), los resultados en aquellos casos en los que incorporaron paja de arroz al cultivo, oscilaron entre 140 y 625 kg  $\text{CH}_4/\text{ha}$ , dependiendo de la variedad utilizada. En este caso, el cultivo no se mantuvo

permanentemente inundado, sino que se regó en función de las necesidades hídricas del mismo.

Corton et al. (2000) estudiaron las emisiones de CH<sub>4</sub> en función de la fertilización realizada. Analizando los resultados correspondientes a la incorporación de paja de arroz al terreno, observamos que las emisiones obtenidas por estos autores oscilan entre 308 y 952 kg CH<sub>4</sub>/ha, en función de la estación (húmeda o seca) y la aplicación de yeso fosforado.

Asimismo, Chidthaisong et al., (1996) analizaron las emisiones durante cuatro años consecutivos tras aplicar paja de arroz al cultivo, obteniendo emisiones estacionales entre 311 y 605 kg CH<sub>4</sub>/ha. La emisión media durante los cuatro años fue de 427 kg CH<sub>4</sub>/ha, un valor ligeramente inferior al obtenido en el presente trabajo para la alternativa de paja incorporada (557,5 kg CH<sub>4</sub>/ha).

Por otro lado, Cai et al., (1997) y Liou et al., (2003) obtuvieron emisiones entre 83,4 y 526 kg CH<sub>4</sub>/ha a lo largo de ciclo de cultivo, en el que no aplicaron ningún tipo de material orgánico al terreno. Utilizaron distintas variedades de arroz, lo que se refleja en el amplio rango de emisiones obtenido.

Analizando en conjunto los resultados recogidos en la Tabla 6, se observa claramente la influencia del aporte de la paja en la emisión estacional de CH<sub>4</sub>. En todos los casos, las emisiones fueron inferiores en aquellas balsetas que contenían menos aporte de paja, es decir, donde se quemó o se retiró la paja. Asimismo, se observa que al incorporar la paja en el suelo se producen mayores emisiones que si simplemente se deposita como cubierta. Esto se debe a que la descomposición de la materia orgánica es superior cuando la paja queda integrada en la matriz del suelo. Al depositar la paja sobre la superficie del terreno sin mezclarla con el suelo, se retarda su degradación al tratarse de una degradación en parte aerobia, lo que se traduce en menores emisiones dentro de un mismo ciclo de cultivo (Lu et al., 2000). No obstante, esta paja se descompondrá más lentamente, por lo que irá incrementando poco a poco el contenido de materia orgánica del suelo, lo que, probablemente, repercuta en las emisiones de CH<sub>4</sub> generadas en el siguiente ciclo de cultivo.

En cuanto a la paja aplicada a modo de cubierta, se han obtenido resultados similares en las dos alternativas. No obstante, la alternativa que recibió agua desde que se aplicó la paja mostró unas emisiones superiores a la alternativa que se mantuvo sin agua hasta el comienzo del cultivo. Esto indica que la descomposición de la paja es mayor en condiciones de inundación permanente.

Las emisiones en la alternativa en la que se quemó la paja fueron inferiores a las tres comentadas anteriormente, pero superiores a las de la paja retirada. Esto indica que tras la quema de la paja siguen quedando restos de la misma en el suelo, que se integran en el terreno y se descomponen a lo largo del ciclo de cultivo.

Asimismo, aunque la paja sea retirada del campo, se siguen produciendo unas emisiones elevadas de  $\text{CH}_4$  a lo largo del ciclo de cultivo, debido al contenido de compuestos orgánicos del suelo en el que se desarrolla el cultivo.

Por otra parte, se ha calculado la proporción que suponen las emisiones en los distintos periodos vegetativos respecto a la emisión estacional de  $\text{CH}_4$ . Los resultados se recogen en la Figura 21.

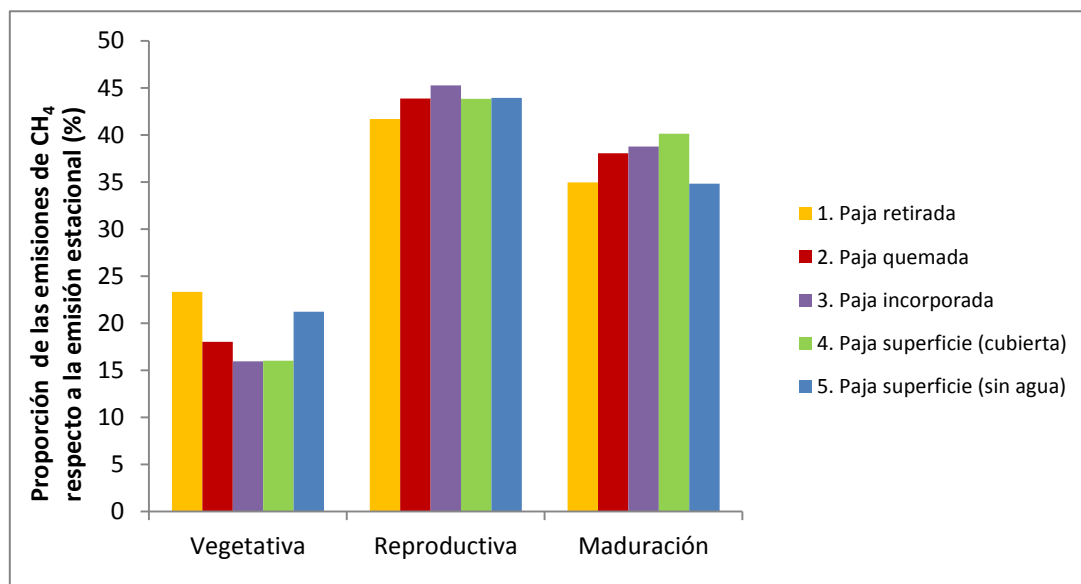


Figura 20. Proporción de las emisiones de  $\text{CH}_4$  respecto a la emisión estacional (%)

A partir de la figura se observa que el menor incremento de las emisiones se produce durante la fase vegetativa de la planta. Esto se asocia a los bajos niveles de metanogénesis que se producen en esta etapa y a que el aerénquima de la planta no está lo suficientemente desarrollado como para transportar el  $\text{CH}_4$  desde el suelo hacia la atmósfera (Bharati et al., 2001).

El mayor incremento de las emisiones se produce durante la fase reproductiva, durante la cual se atribuye la mayor disponibilidad de sustrato para las bacterias metanogénicas, así como unas intensas condiciones reductoras en la rizosfera del suelo (Bharati et al., 2001; Gogoi et al., 2008). Esta fase es uno de los periodos fisiológicamente más activos de la planta (Holzapfel-Pschorn y Seiler, 1986; Yagi y Minami, 1990; Lindau et al., 1991; Sass et al., 1991; Neue, 1993; Yang y Chang, 1997; Bossio et al., 1999; Xu et al., 2003), lo que

incrementa el transporte de CH<sub>4</sub> a través de la planta desde la rizosfera a la atmósfera (Gogoi et al., 2008). El mayor incremento de la producción de CH<sub>4</sub> en esta etapa se atribuye a la descomposición de la materia orgánica del suelo, tanto a la aplicada durante el actual cultivo como a la remanente de los ciclos de cultivo anteriores (Sass y Fisher, 1997).

Finalmente, en la etapa de maduración el incremento de las emisiones es ligeramente inferior al de la etapa reproductiva, debido a la disminución de la fotosíntesis por parte de la planta (Nouchi et al., 1990). No obstante, sigue habiendo producción de CH<sub>4</sub> debido a la degradación del material y hojas muertas de la planta que caen sobre el suelo (Sass et al., 1991; Wang y Shangguan, 1996).

Además de esta comparación, también se ha comparado el incremento de las emisiones de CH<sub>4</sub> respecto a las emisiones producidas en la alternativa en la que se retiró de paja, tal y como se observa en la Figura 21:

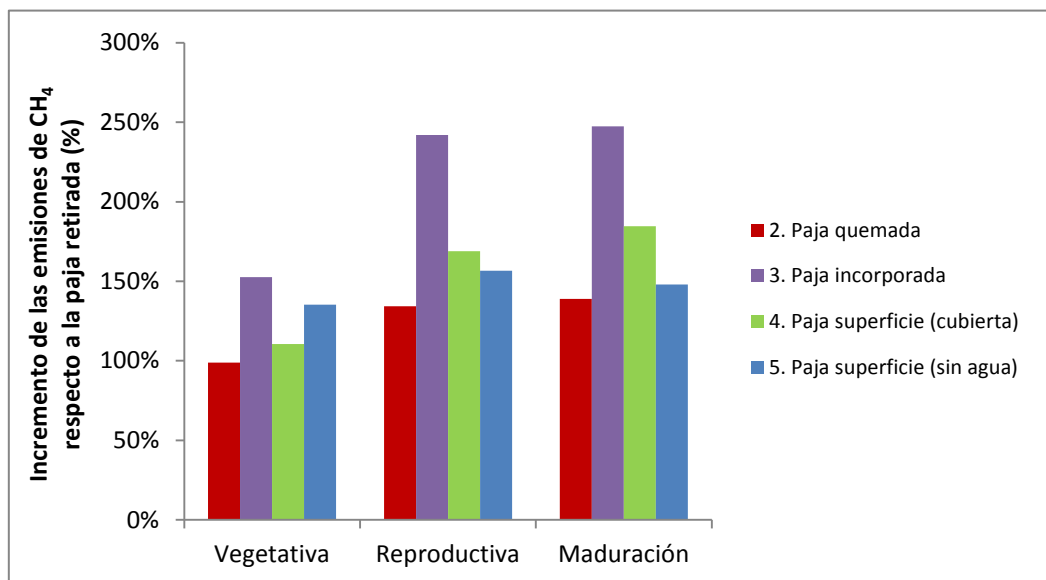


Figura 21. Incremento de las emisiones de CH<sub>4</sub> respecto a las emisiones de la alternativa de paja retirada (%)

En las tres etapas se observa que la alternativa de paja incorporada es la que presenta un mayor incremento de las emisiones respecto a la alternativa de paja retirada. Este hecho pone de manifiesto que cuando se incorpora la paja en condiciones de inundación continua, la descomposición de la paja es mayor, lo que se refleja en unas mayores emisiones de CH<sub>4</sub>. En la etapa vegetativa el incremento fue de un 153%, en la reproductiva de un 242% y en la de maduración de un 247%.

En las alternativas en las que se aplicó la paja a modo de cubierta, el incremento observado de las emisiones fue menor que tras la incorporación de la paja, debido a que



parte de la degradación de la paja se realiza de forma aeróbica, más lenta que la que se produce en condiciones de anaerobiosis.

Por el contrario, el menor incremento de las emisiones respecto a la retirada de la paja se observó en las balsetas en las que se quemó la paja. En estas balsetas, el incremento de las emisiones de CH<sub>4</sub> fue de un 99% en la etapa vegetativa, de un 134% en la etapa reproductiva y de un 139% en la etapa de maduración. No obstante, cabe destacar que en la alternativa donde se quema la paja, se deben contabilizar también las emisiones producidas durante el proceso de combustión, tal como se indica posteriormente.

#### 4.3. Influencia de los parámetros químicos del suelo sobre las emisiones de CH<sub>4</sub> durante el ciclo de cultivo

Tras realizar un ajuste a un modelo de regresión múltiple para describir la relación entre la producción de CH<sub>4</sub> (kg/ha) y los cuatro parámetros químicos estudiados (pH, CE, Corg y N), se obtuvo que el único parámetro que resultó significativo fue el C orgánico.

De este modo, la ecuación del modelo ajustado es la siguiente ( $R^2 = 98,87\%$ ):

$$CH_4_{acumulado} = 110,5 \times Paja + 255,4 \times C_{org}$$

Donde:

CH<sub>4</sub> acumulado: Emisión acumulada de CH<sub>4</sub> durante el ciclo de cultivo (kg/ha)

Paja: Variable dummy que representa el aporte de paja al suelo. Si al suelo se le aporta paja adquiere un valor de 1; en caso contrario, se aplica un valor de 0

Corg: Contenido de C orgánico del suelo (%)

Los resultados del análisis estadístico se recogen en la siguiente tabla, donde se observa que tanto el modelo como las variables Corg y Paja resultaron significativos ( $p \leq 0,001$ ).

Tabla 7. Estimadores de parámetros

Parámetros				Modelo					
Parámetro	Estimador	Error estándar	p-Value	Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor F	Pr>F
Paja	110,5	25,34	0,0008	Modelo	2	2,31E6	1,16E6	570,3	0,0000
Corg	255,4	15,66	0,0000	Residual	13	26.321,7	2.024,74		
				Total	15	2,33E6			

Estos resultados indican que la aplicación de paja y el contenido de C orgánico del suelo explican el 98,87% de la variabilidad de la emisión acumulada de CH<sub>4</sub> durante el ciclo de cultivo del arroz. En este sentido, algunos autores, como Wassmann et al. (1998), Yao et al. (1999), Hou et al. (2000) y Xu et al. (2003), también observaron que la producción de CH<sub>4</sub> estaba correlacionada positivamente con el contenido de C del suelo.

#### 4.4. Emisiones producidas durante la quema de la paja

Con el objetivo de comparar las emisiones de las distintas alternativas de gestión de la paja, se deben tener en cuenta las emisiones generadas durante el proceso de la quema de la paja, para poder cerrar el balance de C. Como se ha comentado anteriormente, estos resultados se han extraído del trabajo realizado por Sanchis et al. (2014) en el que estudiaron las emisiones producidas durante la combustión de paja obtenida de un arrozal del Parque Natural de La Albufera. De este modo, se reproducen a continuación (Tabla 8) los resultados obtenidos para tres grados de humedad de la paja (5%, 10% y 20%).

Tabla 8. Emisiones de CO<sub>2</sub> medidas durante el proceso de la quema

Grado de humedad (%)	CO <sub>2</sub> (g CO <sub>2</sub> /kg MS quemada efectiva)	
	Promedio	desviación estándar
5	776	21
10	692	28
20	835	136

Los resultados mostrados no mostraron diferencias significativas entre los distintos grados de humedad de la paja. No obstante, para hacer el balance de C del presente estudio se ha seleccionado el resultado correspondiente al 10% de humedad de la paja, al considerarse el más representativo de las condiciones que se dan en los campos de arroz durante la época de la quema.

#### 4.5. Comparación entre las distintas alternativas de gestión de la paja

Para comparar las emisiones producidas entre las distintas alternativas estudiadas de gestión de la paja, se han expresado las emisiones en equivalentes de CO<sub>2</sub>. Para ello, en primer lugar se han convertido los resultados de la emisión de CH<sub>4</sub> acumulada a lo largo del ciclo de cultivo del arroz a emisiones de CO<sub>2</sub>-eq, teniendo en cuenta que la equivalencia en CO<sub>2</sub>-eq es 21 veces la emisión de CH<sub>4</sub> (IPCC, 2007b).

Tabla 9. Equivalencia en CO<sub>2</sub>-eq de la emisión de CH<sub>4</sub> acumulada durante el ciclo de cultivo (kg/ha)

Alternativa	Emisión (kg CH <sub>4</sub> /ha)	Emisión (kg CO <sub>2</sub> -eq/ha)
1. Paja retirada	249,9	5.248
2. Paja quemada	319,2	6.703
3. Paja incorporada	557,5	11.708
4. Paja superficie (cubierta)	401,9	8.440
5. Paja superficie (sin agua)	371,5	7.802

A continuación, se ha sumado a las emisiones de la alternativa de quema, las producidas durante el proceso de la quema. Para ello, se ha considerado que la paja quemada ha sido aplicada en una dosis de 8 t/ha, al considerarse un valor representativo de las condiciones que se darían en la realidad. De este modo, los resultados obtenidos han sido los siguientes:

Tabla 10. Emisiones de CO<sub>2</sub>-eq de las distintas alternativas de gestión de la paja estudiadas

Alternativa	Emisiones durante el cultivo (kg CO <sub>2</sub> -eq/ha)	Emisiones durante la quema (kg CO <sub>2</sub> -eq/ha)	Emisiones totales (kg CO <sub>2</sub> -eq/ha)
1. Paja retirada	5.248		5.248
2. Paja quemada	6.703	3.253	9.956
3. Paja incorporada	11.708		11.708
4. Paja superficie (cubierta)	8.440		8.440
5. Paja superficie (sin agua)	7.802		7.802

A partir de estos valores se observa que las mayores emisiones se producen en la alternativa de paja incorporada, es decir, cuando se realiza el fanguero. Estas emisiones fueron un 18% superiores a las que se produjeron en la alternativa en la que se quema la paja del arroz. No obstante, hay que resaltar que durante el proceso de la quema se emiten también otros contaminantes sin equivalencia directa con el CO<sub>2</sub> como son las partículas, dioxinas, PCBs, metales, etc. que no están contabilizados en este balance. Del mismo modo, tampoco están consideradas las potenciales emisiones asociadas a los usos

alternativos de la paja, tales como la descomposición aerobia o la quema con fines energéticos.

Las alternativas de paja en superficie produjeron menores emisiones de CO<sub>2</sub>-eq que las dos alternativas anteriores. Las menores emisiones se produjeron en la alternativa en la que se retiró la paja del campo.

Por lo tanto, de los resultados anteriores se observa que tanto la alternativa de incorporación de la paja como la de quema suponen las mayores emisiones, por lo que no se consideran una buena alternativa para la gestión de la paja del arroz.

Por ello, futuros estudios deberían centrarse en la búsqueda de técnicas que permitan reutilizar la paja del arroz con el fin de intentar obtener un beneficio ambiental. En este sentido, Zhang et al. (2002) la utilizaron como sustrato para la producción de champiñón.

Asimismo, podrían buscarse tecnologías que permitan la transformación de la paja de arroz en otros subproductos con un valor añadido. De este modo, la paja podría utilizarse para la obtención de xilitol (Mayerhoff et al., 1997), azúcares (Karimi et al., 2006), pulpa de celulosa y lignina (Rodríguez et al., 2008) o enzimas como la lacasa (Niladevi et al., 2007). Otro tipo de tecnología podría ir centrada en la producción de fibras naturales (Reddy y Yang, 2006) o de biopolímeros, tanto combinados con policloruro de vinilo (Kamel, 2004) como con polipropileno (Grozdanov et al., 2006). Yang et al. (2003) la utilizaron como material de construcción con propiedades aislantes.

Otra solución para evitar la quema de la paja en el campo con la consecuente liberación de gases contaminantes, podría ser la generación de energía (Zhang y Zhang, 1999; Okasha, 2007). En los últimos años se han desarrollado una gran variedad de tecnologías que incluyen desde la quema directa hasta técnicas de pirólisis para transformar la paja de arroz en fuentes de energía más versátiles (Pütün et al., 2004). Mediante estas técnicas se pueden producir diferentes subproductos, como el biochar, cuyas características pueden mejorar las propiedades de los suelos, evitar emisiones de CH<sub>4</sub> y secuestrar carbono en los suelos de los arrozales (Zhang et al., 2010; Haefele et al., 2011; Liu et al., 2011).

La alternativa que menores emisiones de CO<sub>2</sub>-eq produjo fue la paja retirada. No obstante, cabe destacar que en ninguna de las alternativas estudiadas se ha incluido la emisión de gases efecto invernadero asociadas a la maquinaria necesaria para cada una de ellas, si bien se estima que su importancia será reducida en comparación con los niveles de emisión obtenidos.

En este sentido, futuros estudios podrían centrarse en el estudio del análisis de ciclo de vida del carbono en la alternativa de la paja retirada, ya que según el destino de la misma,

el carbono podría fijarse (por ejemplo, si se utiliza como material de construcción) o bien liberarse a la atmósfera (si su destino es la combustión con fines energéticos).

La gestión de la paja sigue siendo uno de los principales retos para agricultores e investigadores. Para completar el estudio, sería interesante profundizar en los costes económicos y energéticos que conlleva cada una de las alternativas de gestión de la paja estudiadas, así como el estudio de un análisis de ciclo de vida completo, para determinar, globalmente, la mejor alternativa de gestión de la paja del arroz.

## 5. CONCLUSIONES

A partir del trabajo realizado, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

Los valores de pH, CE y N de los suelos analizados no variaron en función de la gestión de la paja realizada. Sin embargo, estos parámetros evolucionaron a lo largo del ciclo de cultivo.

La aplicación de paja en el suelo incrementó el contenido de C orgánico y MO total del mismo durante el periodo improductivo.

Durante el ciclo de cultivo del arroz, la producción máxima de CH<sub>4</sub> se produjo alrededor del día 63 en todas las alternativas estudiadas, coincidiendo con el inicio de la floración.

Las mayores emisiones de CH<sub>4</sub> se produjeron en la alternativa de paja incorporada, con una emisión estacional de 557,5 kg CH<sub>4</sub>/ha.

Desde el punto de vista de la contaminación atmosférica, en lo que se refiere al CH<sub>4</sub>, la alternativa de paja incorporada al campo fue la más desfavorable.

Tras sumar las emisiones de CO<sub>2</sub> producidas durante el ciclo de cultivo y la quema de la paja (en su caso), las mayores emisiones de CO<sub>2</sub>-eq se produjeron en la alternativa de paja incorporada, siendo un 18% superiores a las emitidas en la alternativa en la que se quema la paja.

La alternativa que produjo menor emisión de gases efecto invernadero fue la retirada de la paja. Sin embargo, se propone incluir en próximos estudios las emisiones generadas por la maquinaria utilizada, considerando los costes económicos y energéticos que conlleva cada una de ellas.

## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abao, E.B., Bronson, K., Wassmann, R., Singh, U. (2000) Simultaneous records of methane and nitrous oxide emissions in rice-based cropping systems under rainfed conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 131-139.
- Adhya, T.K., Bharati, K., Mohanty, S.R., Ramakrishnan, B., Rao, V.R., Sethunathan, N., Wassmann, R. (2000) Methane emission from rice fields at Cuttack, India. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58, 95-105.
- Ali, M. and Hoque, M. (2013) Mitigating global warming potentials of methane and nitrous oxide gases from rice paddies under different irrigation regimes. *AMBIO* 42, 357-368.
- Aulakh, M.S., Bodenbender, J., Wassmann, R., Rennenberg, H. (2000) Methane transport capacity of rice plants. I. Influence of methane concentration and growth stage analyzed with an automated measuring system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 357-366.
- Aulakh, M. S., Khera, T. S., Doran, J. W., Bronson, K. F. (2001) Denitrification, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. *Biology and Fertility of Soils* 34, 375-389.
- Aulakh, M.S., Wassmann, R., Rennenberg, H. (2001) Methane emissions from rice fields - quantification, role of management, and mitigation options. *Advances in agronomy* 70, 193-260.
- Baruah, K. K., Gogoi, B., Gogoi, P., Gupta, P. K. (2010) N<sub>2</sub>O emission in relation to plant and soil properties and yield of rice varieties. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 733-742.
- Bharati, K., Mohanty, S.R., Rao, V.R., Adhya, T.K. (2001) Influence of flooded and non-flooded conditions on methane efflux from two soils planted to rice. *Chemosphere: Global Change Science* 3, 25-32.
- Bivings, B., Guy, C., Ferguson, J., Helms, R.S., Baldwin, F.L., Dilday, R.H., Gardisser, D.R., Bernhardt, J.L., Benz, R.C., Chaney, H.M. (2001) *Rice Production Handbook*. University of Arkansas, United States Department of Agriculture, and County Governments Cooperating.
- Bodelier, P.L.E., Roslev, P., Henckel, T., Frenzel, P. (2000) Simulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots. *Nature* 403, 421-424.
- BOE (1996) REAL DECRETO 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. *Boletín Oficial del Estado*. Ministerio de la Presidencia. Gobierno de España.
- Bossio, D.A., Horwath, W.R., Mutters, R.G., van Kessel, C. (1999) Methane pool and flux dynamics in a rice field following straw incorporation. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 1313-1322.

- Bouwman, A.F. (1991) Agronomic aspects of wetland rice cultivation and associated methane emissions. *Biogeochemistry* 15, 65-88.
- Buendia, L.V., Neue, H.U., Wassmann, R., Lantin, R.S. (1997) Understanding the nature of methane emission from rice ecosystems as basis of mitigation strategies. *Applied Energy* 56, 433-444.
- Cai, Z., Xing, G., Yan, X., Xu, H., Tsuruta, H., Yagi, K., Minami, K. (1997) Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. *Plant and Soil* 196, 7-14.
- Cartwright, R., Lee, F. (2004) Management of rice diseases. En: *Rice Production Handbook*. pp. 75-85. United States of America, University of Arkansas, United States Department of Agriculture, and County Governments Cooperating.
- Charlson, R. J., Langner, J., and Rohde, H. (1990) Sulfur aerosol and climate. *Nature* 348, 22.
- Chen, Z.L., Li, D.B., Shao, K.S., Wang, B.J. (1993) Features of CH<sub>4</sub> emissions from rice paddy fields in Beijing and Nanjing. *Chemosphere* 26, 239-245.
- Cheng, M., Horng, C., Su, Y., Lin, L., Lin, Y., Chou, C. (2009) Particulate matter characteristics during agricultural waste burning in Taichung City, Taiwan. *Journal of Hazardous Materials* 165, 187-192.
- Cheng, W., Chander, K., Inubushi, K. (2000) Effects of elevated CO<sub>2</sub> and temperature on methane production and emission from submerged soil microcosm. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 339-347.
- Chidthaisong, A., Inubushi, K., Muramatsu, Y., Watanabe, I. (1996) Production potential and emission of methane in flooded rice soil microcosms after continuous application of straws. *Microbes and Environments* 11, 73-78.
- Cicerone, R.J., Delwiche, C.C., Tyler, S.C., Zimmermann, P.R. (1992) Methane emissions from California rice paddies with varied treatments. *Global Biogeochemical Cycles* 6, 233-248.
- Cicerone, R.J., Shetter, J.D. (1981) Source of atmospheric methane: measurement in rice paddies and a discussion. *Journal of Geophysical Research* 86, 7203-7209.
- Cicerone, R.J., Shetter, J.P., Delwiche, C.C. (1983) Seasonal variation of methane flux from a California rice paddy. *Journal of Geophysical Research* 88, 11022-11024.
- Conrad, R. (1989) Control of methane production in terrestrial ecosystems. Ed: Andreae, M. O. y Schimmel, D. S. En: *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. pp. 39-58. John Wiley and Sons, New York.



- Conrad, R. (1993) Mechanisms controlling methane emission from wetland rice fields. Ed: Oremland, R. S. En: *The Biogeochemistry of Global Change: Radiative Trace Gas*. pp. 317-335. Chapman and Hall, New York.
- Conrad, R. (2002) Control of microbial methane production in wetland rice fields. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 59-69.
- Conrad, R., Rothfuss, F. (1991) Methane oxidation in the soil surface layer of a flooded rice field and the atmosphere. *Biology and Fertility of Soils* 12, 28-32.
- Conselleria de Medio Ambiente (2002) Importancia del cultivo del arroz en el Parc Natural de L'Albufera. pp. 1-36. Oficina de Gestión Técnica del Parc Natural de L'Albufera, Valencia.
- Corton, T.M., Bajita, J.B., Grospe, F.S., Pamplona, R.R., Asis, C.A., Wassmann, R., Lantin, R.S., Buendia, L.V. (2000) Methane emission from irrigated and intensively managed rice fields in Central Luzon (Philippines). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 37-53.
- Davidson, E.A., Schimel, J.P. (1995) Microbial processes of production and consumption of nitric oxide, nitrous oxide, and methane. Ed: Matson, P. A. y Harris, R. C. En: *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*. pp. 327-357. Blackwell Sciences Ltd., London.
- Denier Van der Gon, H.A.C., Neue, H.U. (1994) Impact of gypsum application on the methane emission from a wetland rice field. *Global Biogeochemical Cycles* 8, 127-134.
- Denier Van der Gon, H.A.C., Neue, H.U. (1995) Influence of organic matter incorporation in the methane emission from a wetland rice field. *Global Biogeochemical Cycles* 9, 11-22.
- Denier Van der Gon, H.A.C., Van Breemen, N., Neue, R.U., Lantin, R.S., Aduna, J.B., Alberto, M.C.R., Wassmann, R. (1996) Release of entrapped methane from wetland rice fields upon soil drying. *Global Biogeochemical Cycles* 10, 1-7.
- Ding, A., Willis, C.R., Sass, R.L., Fisher, F.M. (1999) Methane emissions from rice fields: Effect of plant height among several rice cultivars. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 1045-1052.
- Dobermann, A., Fairhurst, T.H. (2000). *Rice: Nutrient disorders & nutrient management*. Handbook series. Potash & Phosphate Institute (PPI), Potash & Phosphate Institute of Canada (PPIC) and International Rice Research Institute (IRRI).
- DOCV (2000) ORDEN de 29 de marzo de 2000, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se aprueba el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias. [2000/F2714]. Diari Oficial de la Comunitat Valenciana, núm. 3727, de 10 de abril de 2000. Diari Oficial de la Comunitat Valenciana.
- DOGV (2000) Decreto 12/2000, de 25 de enero, del Gobierno Valenciano, por el que se designan, en el ámbito de la Comunidad Valenciana, determinados municipios como

- zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias. [2000/651]. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, núm 3677, de 31 de enero de 2000. Generalitat Valenciana.
- Dubey, S.K., Singh, J.S. (2000) Spatio-temporal variation and effect of urea fertilization in methanotrophs in a tropical dryland rice field. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 521-526.
- Eagle, A. J., Bird, J. A., Horwath, W. R., Linnquist, B. A., Brouder, S. M., Hill, J. E., van Kessel, C. (2000) Rice yield and nitrogen utilization efficiency under alternative straw management practices. *Agronomy Journal* 92, 1096-1103.
- Epp, M.A., Chanton, J.P. (1993) Rhizospheric methane oxidation determined via the methyl fluoride inhibition technique. *Journal of Geophysical Research* 98, 18413-18422.
- FAOSTAT (2013) Food and Agriculture Organization of the United Nations. Statistics. URL: [http://faostat3.fao.org/home/index\\_es.html?locale=es#DOWNLOAD](http://faostat3.fao.org/home/index_es.html?locale=es#DOWNLOAD)
- Gadde, B., Bonnet, S., Menke, C., Garivait, S. (2009) Air pollutant emissions from rice straw open field burning in India, Thailand and the Philippines. *Environmental Pollution* 157, 1554-1558.
- Gao, S., Tanji, K. K., Scardaci, S. C. (2003) Incorporating straw may induce sulfide toxicity in paddy rice. *California Agriculture* 57 [2].
- Gao, S., Tanji, K.K., Scardaci, S.C. (2004) Impact of Rice Straw Incorporation on Soil Redox Status and Sulfide Toxicity. *Agronomy Journal* 96, 70-76.
- Gerard, G., Chanton, J.P. (1993) Quantification of methane oxidation in the rhizosphere of emergent aquatic macrophytes, defining upper limits. *Biogeochemistry* 23, 79-97.
- Gilbert, B., Frenzel, P. (1998) Rice roots and CH<sub>4</sub> oxidation: The activity of bacteria, their distribution and the microenvironment. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 1903-1916.
- Gimeno-García, E., Andreu, V., Boluda, R. (2002) Impacto de la actividad agrícola sobre el aporte de metales pesados en el suelo del Parque Natural de La Albufera de Valencia. *Dossiers Agraris ICEA Sòls contaminats*, 177-186.
- Gogoi, N., Baruah, K., Gogoi, B., Gupta, P.K. (2008) Methane emission from two different rice ecosystems (Ahu and Sali) at lower Brahmaputra Valley zone of North East India. *Applied Ecology and Environmental Research* 6, 99-112.
- Grozdanov, A., Buzarovska, A., Bogoeva-Gaceva, G., Avella, M., Errico, M.E., Gentile, G. (2006) Rice straw as an alternative reinforcement in polypropylene composites. *Agronomy for Sustainable Development* 26, 251-255.
- Guerra, L.C., Bhuiyan, S.I., Tuong, T.P., Baker, R. (1998) Producing more rice with less water from irrigated systems. Discussion Paper Series No. 29. IRRI, Los Baños, Philippines

- Gullett, B.K., Touati, A. (2003) PCDD/F emissions from burning wheat and rice field residue. *Atmospheric environment* 37, 4893-4899.
- Haefele, S.M., Konboon, Y., Wongboon, W., Amarante, S., Maarifat, A.A., Pfeiffer, E.M., Knoblauch, C. (2011) Effects and fate of biochar from rice residues in rice-based systems. *Field Crops Research* 121, 430-440.
- Hao, X., Chang, C., Carefoot, J.M., Janzen, H.H., Ellert, B.H. (2001) Nitrous oxide emissions from an irrigated soil as affected by fertilizer and straw management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 1-8.
- Harper, S. H. T., Lynch, J. M. (1981) The kinetics of straw decomposition in relation to its potential to produce the phytotoxin acetic acid. *Journal of Soil Science* 32, 627-637.
- Hays, M.D., Fine, P.M., Geron, C.D., Kleeman, M.J., Gullett, B.K. (2005) Open burning of agricultural biomass: Physical and chemical properties of particle-phase emissions. *Atmospheric environment* 39, 6747-6764.
- Holzapel-Pschorn, A., Conrad, R., Seiler, W. (1985) Production, oxidation and emission of methane in rice paddies. *FEMS Microbiology Ecology* 31, 343-351.
- Holzapel-Pschorn, A., Conrad, R., Seiler, W. (1986) Effects of vegetation on the emission of methane from submerged paddy soil. *Plant and Soil* 92, 223-233.
- Holzapel-Pschorn, A., Seiler, W. (1986) Methane emission during a cultivation period from an Italian rice paddy. *Journal of Geophysical Research* 91, 11803-11814.
- Horwath, W.R., van Kessel, C. (1998) Reassessing soil N availability and fertilizer recommendations under alternative rice residue management practices. Annual Report, Comprehensive Rice Research 1998. Department of Agriculture, University of California and U.S.
- Hou, A.X., Wang, Z.P., Chen, G.X., Patrick, W.H. (2000) Effects of organic and N fertilizers on methane production potential in a Chinese rice soil and its microbiological aspect. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 333-338.
- Houweling, S. (1999) Global modeling of atmospheric methane sources and sinks. Utrecht University.
- Huang, Y., Jiao, Y., Zong, L., Zheng, X., Sass, R.L., Fisher, F.M. (2002) Quantitative dependence of methane emission on soil properties. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 157-167.
- Huang, Y., Sass, R.L., Fisher, F.M. (1997) Methane emission from Texas rice paddy soils. 1. Quantitative multiyear dependence of CH<sub>4</sub> emission on soil, cultivar and grain yield. *Global Change Biology* 3, 479-489.

- Husin, Y. A., Murdiyarso, D., Khalil, M. A. K., Rasmussen, R. A., Shearer, M. J., Sabiham, S., Sunar, A., Adijuwana, H. (1995) Methane flux from Indonesian wetland rice: the effects of water management and rice variety. *Chemosphere* 31, 3153-3180.
- Inubushi, K., Hori, K., Matsumoto, S., Umebayashi, M., Wada, H. (1989) Methane emission from the flooded paddy soil to the atmosphere through rice plant. *Japanese Journal of Soil Science and plant Nutrition* 60, 318-324.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Ed: Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. IGES, Japan.
- IPCC (2007a) Cambio Climático 2007. Informe de Síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ed: Pachuari, R. K., Reisinger, A. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra, Suiza.
- IPCC (2007b) IPCC fourth assessment report. Technical summary. pp. 1-74.
- IPCC (2013) Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ed: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M.B., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. Cambridge University Press, USA.
- IRRI (2002) International Rice Research Institute. Los Baños, Philippines
- Jain, M.C., Kumar, S., Wassmann, R., Mitra, S., Singh, S.D., Singh, J.P., Singh, R., Yadav, A.K., Gupta, S. (2000) Methane emissions from irrigated rice fields in northern India (New Delhi). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 75-83.
- Joulian, C.S., Escoffier, S., Lemer, J., Neue, H.U., Roger, P.A. (1997) Population and potential activities of methanogens and methanotrophs in rice fields: Relation with soil properties. *European Journal of Soil Biology* 33, 105-166.
- Kamel, S. (2004) Preparation and properties of composites made from rice straw and poly(vinyl chloride) (PVC). *Polymers for Advanced Technologies* 15, 612-616.
- Karimi, K., Kheradmandinia, S., Taherzadeh, J. (2006) Conversion of rice straw to sugars by dilute-acid hydrolysis. *Biomass and Bioenergy* 30, 247-253.
- Khalil, M.A.K., Shearer, M.J. (2006) Decreasing emissions of methane from rice agriculture. *International Congress Series* 1293, 33-41.
- Khosa, M. K., Sidhu, B. S., Benbi, D. K. (2010) Effect of organic materials and rice cultivars on methane emission from rice field. *Journal of Environmental Biology* 31, 281-285.
- Kimura, M., Miura, Y., Watanabe, A., Katoh, A., Haraguchi, H. (1991) Methane emission from paddy field (part 1). Effect of fertilization, growth stage and midsummer drainage: pot experiment. *Environmental Science* 4, 265-271.

- Kimura, M., Miura, Y., Watanabe, A., Murase, J., Kuwatsuka, S. (1992) Methane production and its fate in paddies. I. Effect of rice straw application and percolation rate on the leaching into subsoil of methane and other soil components. *Soil Science & Plant Nutrition* 38, 665-672.
- Kongchum, M. (2005) Effect of plant residue and water management practices on soil redox chemistry, methane emission and rice productivity. pp. 1-189. Faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College.
- Krüger, M., Frenzel, P. (2003) Effects of N-fertilization on CH<sub>4</sub> oxidation and production, and consequences for CH<sub>4</sub> emissions from microcosms and rice fields. *Global Change Biology* 9, 773-784.
- Lelieveld, J., Crutzen, P. J., Dentener, F. J. (1998) Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 50, 128-150.
- Lemieux, P.M., Lutes, C.C., Santoianni, D.A. (2004) Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. *Progress in Energy and Combustion Science* 30, 1-32.
- Lewis, S. T. (1996) The use of redox measurements to study methane mitigation options in Texas rice paddies. Rice University, Houston, Texas, USA.
- Lin, L.F., Lee, W.J., Li, H.W., Wang, M.S., Chang-Chien, G.P. (2007) Characterization and inventory of PCDD/F emissions from coal-fired power plants and other sources in Taiwan. *Chemosphere* 68, 1642-1649.
- Lindau, C. W., Bollich, P. K., DeLaune, R. D., Mosier, A., and Bronson, K. (1993) Methane mitigation in flooded Louisiana rice field. *Biology and Fertility of Soils* 15, 174-178.
- Lindau, C.W., Bollich, P.K., DeLaune, R.D., Patrick, W.H., Law, V.J. (1991) Effect of urea fertilizer and environmental factors on CH<sub>4</sub> emissions from a Louisiana, USA rice field. *Plant and Soil* 136, 195-203.
- Linn, D. M. and Doran, J. W. (1984) Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 48, 1267-1272.
- Liou, R.M., Huang, S.N., Lin, C.W. (2003) Methane emission from fields with differences in nitrogen fertilizers and rice varieties in Taiwan paddy soils. *Chemosphere* 50, 237-246.
- Liu, Y., Yang, M., Wu, Y., Wang, H., Chen, Y., Wu, W. (2011) Reducing CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions from waterlogged paddy soil with biochar. *Journal Soils Sediments*, DOI 10.1007/s11368-011-0376-x.
- Lu, W.F., Chen, W., Duan, B.W., Guo, W.M., Lu, Y., Lantin, R.S., Wassmann, R., Neue, H.U. (2000) Methane emissions and mitigation options in irrigated rice fields in southeast China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 65-73.

- Ma, J., Li, X. L., Xu, H., Han, Y., Cai, C., and Yagi, K. (2007) Effects of nitrogen fertiliser and wheat straw application on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a paddy rice field. *Australian Journal of Soil Research* 45, 359-367.
- Ma, J., Ma, E., Xu, H., Yagi, K., Cai, Z. (2009) Wheat straw management affects CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from rice fields. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 1022-1028.
- Mackenzie, F.T. (1999) *Global Biogeochemical Cycles and the Physical Climate System*, University Corporation for Atmospheric Research, pp. 1-76.
- Majumdar, D. (2003) Methane and nitrous oxide emission from irrigated rice fields: proposed mitigation strategies. *Current Science* 84, 1317-1326.
- Mayerhoff, Z.D.V.L., Roberto, I.C., Silva, S.S. (1997) Xylitol production from rice straw hemicellulose hydrolysate using different yeast strains. *Biotechnology Letters* 19, 407-409.
- Minami, K., Neue, H.U. (1994) Rice paddies as a methane source. *Climate Change* 27, 13-26.
- Minamikawa, K., Sakai, N., Yagi, K. (2006) Methane emission from paddy fields and its mitigation options on a field scale. *Microbes and Environments* 21, 135-147.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2012) *Anuario de Estadística Agroalimentaria*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2014) *Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera 2012*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1994) *Métodos oficiales de análisis*. Tomo II. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Mitra, S., Jain, M.C., Kumar, S., Bandyopadhyay, S.K., Kalra, N. (1999) Effect of rice cultivars on methane emission. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 73, 177-183.
- Mitra, S., Wassmann, R., Jain, M.C., Pathak, H. (2002) Properties of rice soils affecting methane production potentials: 1. Temporal patterns and diagnostic procedures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 169-182.
- Miura, Y., Kanno, T. (1997) Emissions of trace gases (CO<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) resulting from rice straw burning. *Soil Science & Plant Nutrition* 43, 849-854.
- Naser, H.M., Nagata, O., Tamura, S., Hatano, R. (2007) Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw application in central Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition* 53, 95-101.

- Neue, H.U. (1991) Holistic view of chemistry of flooded soil. En: Soil management for sustainable rice production in the tropics. pp. 5-32. International Board for Soil Research and Management. IBSRAM.
- Neue, H.U. (1993) Methane emission from rice fields: Wetland rice fields may make a major contribution to global warming. *BioScience* 43, 466-473.
- Neue, H.U. (1997) Fluxes of methane from rice fields and potential for mitigation. *Soil Use and Management* 13, 258-267.
- Neue, H.U., Lantin, R.S., Wassmann, R., Aduna, J.B., Alberto, M.C.R., Andales, M.J.F. (1994) Methane emission from rice soils of the Philippines. Ed: Minami, K., Mosier, A., Sass, R. En: CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, Global Emissions and Controls from Rice Fields and Other Agricultural and Industrial Sources. NAIES Series 2. Yokendo Publishers, Tokyo, Japan.
- Neue, H.U., Sass, R.L. (1994) Trace gas emissions from rice fields. Ed: Prinn, R. G. En: Global Atmospheric-Biospheric Chemistry. pp. 119-148. Environmental Science Research, Plenum Press, New York.
- Neue, H.U., Roger, P.A. (2000) Rice agriculture: factors controlling emissions. En: Atmospheric methane: Its role in the global environment. pp. 134-199.
- Neue, H.U., Wassmann, R., Kludze, H.K., Bujun, W., Lantin, R.S. (1997) Factors and processes controlling methane emissions from rice fields. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 111-117.
- Neue, H.U., Wassmann, R., Lantin, R.S. (1995) Mitigation option for methane emissions from rice fields. Ed: Peng, S., Ingram, K. T., Neue, H. U., Ziska, L. H. En: Climate Change and Rice. pp. 136-144. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany.
- Niladevi, K.N., Sukumaran, R.K., Prema, P. (2007) Utilization of rice straw for laccase production by *Streptomyces psammoticus* in solid-state fermentation. *Journal of industrial microbiology and biotechnology* 34, 665-674.
- Nouchi, I., Mariko, S., Aoki, K. (1990) Mechanism of methane transport from the rhizosphere to the atmosphere through rice plants. *Plant Physiology*, 945-946.
- Okasha, F. (2007) Staged combustion of rice straw in a fluidized bed. *Experimental Thermal and Fluid Science* 32, 52-59.
- Olk, D.C., van Kessel, C., Bronson, K.F. (2000) Managing soil organic matter in rice and non-rice soils: agronomic questions. Ed: Kirk, G. J. D., Olk, D. C. En: Carbon and nitrogen dynamics in flooded soils. Proceeding of the workshop on carbon and nitrogen dynamics in flooded soils, 19-22 April 1999. International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines.
- Ponnamperuma, F.N. (1984) Straw as a source of nutrients for wetland rice. Ed: International Rice Research Institute. En: Organic matter and rice. pp. 117-136. International Rice Research Institute, Manila, Philippines.

- Pütün, A.E., Apaydin, E., Pütün, E. (2004) Rice straw as a bio-oil source via pyrolysis and steam pyrolysis. *Energy* 29, 2171-2180.
- Reddy, N., Yang, Y. (2006) Properties of High-Quality Long Natural Cellulose Fibers from Rice Straw. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54, 8077-8081.
- Rodríguez, A., Moral, A., Serrano, L., Labidi, J., Jiménez, L. (2008) Rice straw pulp obtained by using various methods. *Bioresource Technology* 99, 2881-2886.
- Roselló, J. (2002) Manejo y gestión de cultivos cerealistas de regadío: el arroz. *Vida rural. Conserjería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía*.
- Sanchis, E., Ferrer, M., Calvet, S., Coscollà, C., Yusà, V., Cambra-López, M. (2014) Gaseous and particulate emission profiles during controlled rice straw burning. *Enviado a Atmospheric Environment*.
- Sanchis, E., Ferrer, M., Torres, A.G., Cambra-López, M., Calvet, S. (2012) Effect of water and straw management practices on methane emissions from rice fields: A review through a meta-analysis. *Environmental Engineering Science* 29, 1053-1062.
- Sass, R.L., Fisher, F.M. (1997) Methane emissions from rice paddies: a process study summary. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 119-127.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Harcombe, P.A., Turner, F.T. (1990) Methane production and emission in a Texas rice field. *Global Biogeochemical Cycles* 4, 47-68.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Lewis, S.T., Jund, M.F., Turner, F.T. (1994) Methane emission from rice fields: Effect of soil properties. *Global Biogeochemical Cycles* 8, 135-140.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Turner, F.T., Jund, M.F. (1991) Methane emission from rice fields as influenced by solar radiation, temperature and straw incorporation. *Global Biogeochemical Cycles* 5, 335-350.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Wang, Y.B., Turner, F.T., Jund, M.F. (1992) Methane emission from rice fields: The effect of floodwater management. *Global Biogeochemical Cycles* 6, 249-262.
- Schimel, J. (2000) Rice, microbes and methane. *Nature* 403, 375-377.
- Schütz, H., Holzapfel-Pschorn, A., Conrad, R., Rennenberg, H., Seiler, W. (1989) A 3-year continuous record on the influence of daytime, season and fertilizer treatment on methane emission rates from an Italian rice paddy. *Journal of Geophysical Research* 94, 16405-16416.
- Schütz, H., Schroder, P., Rennenberg, H. (1991) Role in plant regulating the methane flux to the atmosphere. Ed: Sharkey, T. D., Holland, E. A., y Mooney, H. A. En: *Trace Gas Emissions by Plants*. pp. 29-63. Academic Press, San Diego.



- Seiler, W., Holzapfel-Pschorn, A., Conrad, R., Scharffe, D. (1984) Methane emission from rice paddies. *Journal of Atmospheric Chemistry* 1, 241-268.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998) *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. 2. John Wiley & Sons,. pp. 1-1326.
- Setyanto, P., Makarim, A.K., Fagi, A.M., Wassmann, R., Buendia, L.V. (2000) Crop management affecting methane emissions from irrigated and rainfed rice in Central Java (Indonesia). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 85-93.
- Sigren, L. K. (1996) Soil acetate and methane emissions from irrigated rice: The effects of field drainage and cultivar choice. Rice University, Houston, Texas, USA.
- Takai, Y. (1970) The mechanism of methane fermentation in flooded paddy soil. *Soil Science & Plant Nutrition* 16, 238-244.
- Torigoe, K., Hasegawa, S., Numata, O., Yazaki, S., Matsumaga, M., Boku, N., Hiura, M., Ino, H. (2000) Influence of emission from rice straw burning on bronchial asthma in children. *Pediatrics International* 42, 143-150.
- Vibol, S., Towprayoon, S. (2007) Methane emissions from rice field as affected by crop residue management. 22, 64-70. PSU-UNS International Conference on Engineering and Environment - ICEE-2007, Phuket, May 10-11, 2007. Prince of Songkla University, Faculty of Engineering.
- Wang, B. (1995) Effects of rice cultivars on diel and seasonal methane emission. University of Philippines, Los Baños.
- Wang, J., Zhang, X., Xiong, Z., Khalil, M. A. K., Zhao, X., Xie, Y., Xing, G. (2012) Methane emissions from a rice agroecosystem in South China: Effects of water regime, straw incorporation and nitrogen fertilizer. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 93, 103-112.
- Wang, M.X., Shangguan, X.J. (1996) Methane emission from various rice fields in P.R. China. *Theoretical and Applied Climatology* 55, 129-138.
- Wang, Z.P., DeLaune, R.D., Masscheleyn, P.H., Patrick, W.H. (1993a) Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil. *Soil Science Society of America Journal* 57, 382-385.
- Wang, Z.P., Lindau, C.W., DeLaune, R.D., Patrick, W.H. (1992) Methane production from anaerobic soil amended with rice straw and nitrogen fertilizers. *Fertilizer Research* 33, 115-121.
- Wang, Z.P., Lindau, C.W., DeLaune, R.D., Patrick, W.H. (1993b) Methane emission and entrapment in flooded soils as affected by soil properties. *Biology and Fertility of Soils* 16, 168.

- Wassmann, R., Aulakh, M.S., Lantin, R.S., Rennenberg, H., Aduna, J.B. (2002) Methane emission patterns from rice fields planted to several rice cultivars for nine seasons. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 111-124.
- Wassmann, R., Buendia, L.V., Lantin, R.S., Bueno, C.S., Lubigan, L.A., Umali, A., Nocon, N.N., Javellana, A.M., Neue, H.U. (2000a) Mechanisms of crop management impact on methane emissions from rice fields in Los Baños, Philippines. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 107-119.
- Wassmann, R., Lantin, R.S., Neue, H.U., Buendia, L.V., Corton, T.M., Lu, Y. (2000b) Characterization of methane emissions from rice fields in Asia. III. Mitigation options and future research needs. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 23-36.
- Wassmann, R., Neue, H.U., Bueno, C., Lantin, R.S., Alberto, M.C.R., Buendia, L.V., Bronson, K., Papen, H., Rennenberg, H. (1998) Methane production capacities of different rice soils derived from inherent and exogenous substrates. *Plant and Soil* 203, 227-237.
- Wassmann, R., Neue, H.U., Lantin, R.S., Makarim, K., Chareonsilp, N., Buendia, L.V., Rennenberg, H. (2000c) Characterization of methane emissions from rice fields in Asia. II. Differences among irrigated, rainfed, and deepwater rice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 13-22.
- Wassmann, R., Schütz, H., Papen, H., Rennenberg, H., Seiler, W., Aiguo, D., Renxing, S., Xingjiang, S., Mingxing, W. (1993) Quantification of methane emissions from Chinese rice fields (Zhejiang province) as influenced by fertilizer treatment. *Biogeochemistry* 20, 83-101.
- Watanabe, A., Yamada, H., Kimura, M. (2001) Effects of shifting growth stage and regulatibg temperature on seasonal variation of CH<sub>4</sub> emission from rice. *Global Biogeochemical Cycles* 15, 729-739.
- Watanabe, D.T., Hashmoto, T., Shimoyama, A. (1997) Methane oxidizing activities and methanotrophic population associated with wetland rice plants. *Biology and Fertility of Soils* 24, 261-265.
- Xu, H., Cai, Z.C., Jia, Z.J., Tsuruta, H. (2000) Effect of land management in winter crop season on CH<sub>4</sub> emission during the following flooded and rice-growing period. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 327-332.
- Xu, H., Cai, Z.C., Tsuruta, H. (2003) Soil moisture between rice-growing seasons affects methane emission, production and oxidation. *Soil Science Society of America Journal* 67, 1147-1157.
- Xu, H. and Hosen, Y. (2010) Effects of soil water content and rice straw incorporation in the fallow season on CH<sub>4</sub> emissions during fallow and the following rice-cropping seasons. *Plant and Soil* 335, 373-383.
- Xu, H., Zhang, X., Han, S., Wang, Y., Chen, G. (2001) N<sub>2</sub>O emissions by trees under natural conditions. *Environmental Science* 22, 7-11.

- Yagi, K., Minami, K. (1990) Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil Science & Plant Nutrition* 36, 599-610.
- Yagi, K., Minami, K. (1993) Spatial and temporal variations of methane flux from a paddy field. Ed: Oremland, R. S. En: *Biogeochemistry and global change*. Chapman & Hall, New York.
- Yagi, K., Tsuruta, H., Kanda, K., Minami, K. (1996) Effect of water management on methane emission from a Japanese rice paddy field: Automated methane monitoring. *Global Biogeochemical Cycles* 10, 255-267.
- Yagi, K., Tsuruta, H., Minami, K. (1997) Possible options for mitigating methane emission from rice cultivation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 213-220.
- Yan, X., Akiyama, H., Yagi, K., Akimoto, H. (2009) Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. *Global Biogeochemical Cycles* 23, 1-15.
- Yang, H.S., Kim, D.J., Kim, H.J. (2003) Rice straw-wood particle composite for sound absorbing wooden construction materials. *Bioresource Technology* 86, 117-121.
- Yang, S.S., Chang, H.L. (1997) Effect of fertilizer application on methane emission/production in the paddy soil of Taiwan. *Biology and Fertility of Soils* 25, 245-251.
- Yang, S.S., Chang, H.L. (1999) Diurnal variation of methane emission from paddy fields at different growth stages of rice cultivation in Taiwan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 76, 75-84.
- Yang, Z., Kong, L., Zhang, J., Wang, L., Xi, S. (1998) Emission of biogenic sulfur gases from Chinese rice paddies. *The Science of the Total Environment* 224, 1-8.
- Yao, H., Conrad, R. (1999) Thermodynamics of methane production in different rice paddy soils from China, the Philippines and Italy. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 463-473.
- Yao, H., Conrad, R., Wassmann, R., Neue, H.U. (1999) Effect of soil characteristics on sequential reduction and methane production in sixteen rice paddy soils from China, the Philippines and Italy. *Biogeochemistry* 47, 269-295.
- Yao, H., Yagi, K., Nouchi, I. (2000) Importance of physical plant properties on methane transport through several rice cultivars. *Plant Soil* 222, 83-93.
- Yusuf, R. U., Noor, Z. Z., Abba, A. H., Hassan, M. A. A., Din, M. F. M. (2012) Methane emission by sectors: A comprehensive review of emission sources and mitigation methods. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 5059-5070.
- Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., Zheng, J., Crowley, D. (2010) Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a

- rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 469-475.
- Zhang, G.B., Ji, Y., Ma, J., Xu, H., Cai, Z.C. (2011) Case study on effects of water management and rice straw incorporation in rice fields on production, oxidation and emission of methane during fallow and following rice seasons. *Soil Research* 49, 238-246.
- Zhang, R., Li, X., Fadel, J.G. (2002) Oyster mushroom cultivation with rice and wheat straw. *Bioresource Technology* 82, 277-284.
- Zhang, R., Zhang, Z. (1999) Biogasification of rice straw with an anaerobic-phased solids digester system. *Bioresource Technology* 68, 235-245.
- Zou, J., Huang, Y., Jiang, J. (2005) A 3-year field measurements of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. *Global Biogeochemical Cycles* 19, 1-9.