

remedia
workshop

Segundo Workshop sobre Mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero provenientes del sector agroforestal

Zaragoza, 11-12 de abril de 2013

**Segundo Workshop sobre Mitigación de
Emisiones de Gases de Efecto Invernadero
Provenientes del Sector Agroforestal**

Libro de comunicaciones

La segunda edición del Workshop sobre *Mitigación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero Provenientes del Sector Agroforestal* se celebró en el Campus de Aula Dei de Zaragoza (salón de actos del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza) los días 11 y 12 de abril de 2013.

COMITÉ ORGANIZADOR

- **Jorge Álvaro-Fuentes** - *Estación Experimental de Aula Dei (CSIC)*
- **José Luis Arrúe** - *Estación Experimental de Aula Dei (CSIC)*
- **Carlos Cantero-Martínez** - *Universidad de Lleida (UdL)*
- **Dolores Quílez** - *Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA)*
- **Eduardo Notivol** - *Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA)*
- **José Albiac** - *Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA)*
- **Margalida Joy** - *Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA)*
- **Ramón Isla** - *Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA)*

COMITÉ CIENTÍFICO

- **Agustin del Prado** - *Basque Centre for Climate Change (BC3)*
- **Alberto Sanz-Cobeña** - *Universidad Politécnica de Madrid*
- **Ana Iglesias** - *Universidad Politécnica de Madrid*
- **David Yáñez-Ruiz** - *Estación Experimental del Zaidín (CSIC)*
- **Domingo Iglesias** - *Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias*
- **Miguel Ángel de Zavala** - *Universidad de Alcalá*
- **Pilar Merino** – *NEIKER*
- **Raúl Moral** - *Universidad Miguel Hernández*
- **Sergio Menéndez** - *Universidad del País Vasco*
- **Yolanda Lechón** - *CIEMAT*

ÍNDICE

- **Programa**

Sesiones plenarias.....5

Pósters.....8

- **Mitigación de GEI en sistemas ganaderos**

Comunicaciones orales.....14

Pósters.....31

- **Mitigación de GEI en sistemas agrícolas**

Comunicaciones orales.....59

Pósters.....88

- **Mitigación de GEI en sistemas forestales**

Comunicaciones orales.....186

Pósters.....199

- **Aspectos socio-económicos e inventarios de GEI**

Comunicaciones orales.....240

Pósters.....250

Programa de las sesiones plenarias

Jueves 11 de abril de 2013

08:15-09:00	Registro
09:00-10:00	Bienvenida y conferencia plenaria
09:00-09:15	Inauguración <i>Ignacio Romagosa (Director IAMZ)</i>
09:15-10:00	Conferencia plenaria: <i>Laura M. Cardenas (Rothamsted Research)</i> Inventory of greenhouse gas emissions from agriculture in the UK
10:00-11:15	Mitigación de GEI en sistemas ganaderos Moderador: <i>David Yáñez</i>
10:00-10:15	Methane emission from a laying hen house in Spain <i>Alberdi, O., Estellés, F., Arriaga, H., Calvet S., Merino, P.</i>
10:15-10:30	Programación del ecosistema microbiano del rumen a través de intervenciones directas sobre animales pre-rumiantes y sus madres para reducir las emisiones de metano <i>Abecia, L., Martín-García, A.I., Martínez, G., Ramos-Morales, E., Newbold, C.J., Yáñez-Ruiz, D. R.</i>
10:30-10:45	Cuantificación de la emisión de CH ₄ , N ₂ O y NH ₃ en ganado porcino: efecto de los niveles de proteína y fibra de la ración al final del cebo <i>Morazán, H., Contreras, T., Medina, I., Seradj, R., Álvarez, J., Babot, D., Balcells, J.</i>
10:45-11:00	Methane producing capacity of pig slurry following on-field application of additive <i>Viguria, M., González, M., López, D.M., Arriaga, H., Merino, P.</i>
11:00-11:15	Slurry acidification: a measure to reduce methane emission from livestock <i>Moset, V., Cerisuelo, A., Cambra-López, M., Møller, H.B.</i>
11:15-11:45	Café
11:45-13:15	Mitigación de GEI en sistemas forestales Moderador: <i>Eduardo Notivol</i>
11:45-12:15	Conferencia invitada: <i>José Alberto Pardo (Universidad Politécnica de Madrid)</i> Los ecosistemas forestales en la mitigación y captura del CO ₂
12:15-12:30	Evolución de los reservorios de carbono de masas forestales dominadas por <i>Quercus pyrenaica</i> vs <i>Pinus sylvestris</i> <i>Álvarez, S., Ortiz, C., Díaz-Pinés, E., Rubio, A.</i>

12:30-12:45	Efectos de la aplicación de claras en la fijación de carbono en repoblaciones forestales <i>Ruiz-Peinado, R., Río, M., Bravo-Oviedo, A., Montero, G.</i>
12:45-13:00	Los stocks de carbono de los suelos del ecotono pastos de alta montaña-límite de árbol del pino silvestre <i>Ortiz, C., Benito, M., Rubio, A.</i>
13:00-13:15	Establecimiento de pinares secundarios en cultivos abandonados: evolución del stock de carbono edáfico <i>Rovira, P., Sala, A.</i>
13:15-14:30	Sesión de pósters I
14:30-16:00	Comida
16:00-16:45	Aspectos socio-económicos e inventarios de GEI Moderador: <i>Ana Iglesias</i>
16:00-16:15	A region-specific emission inventory for greenhouse gases from livestock in 1990-2011 <i>Del Hierro, O., Artetxe, A., Pinto, M., Arriaga, H., Viguria, M., Merino, P.</i>
16:15-16:30	Evaluación comparativa de las emisiones asociadas a alternativas para el tratamiento y valorización de residuos agroalimentarios mediante análisis de ciclo de vida <i>Pardo, G., Moral, R., del Prado, A.</i>
16:30-16:45	Análisis de sostenibilidad de los diferentes sistemas de ganaderías con pequeños rumiantes de aptitud lechera. Empleo de indicadores económicos, sociales y ambientales <i>Batalla, M.I., Pinto, M., Intxaurreandieta, J.M., Mangado, J.M., Eguinoa, P., Marijuan., S., Gutiérrez, R., Mena, Y., Hidalgo, C., Palacios, C., Pérez, D., del Hierro, O.</i>
16:45-17:45	Mitigación de GEI en sistemas agrícolas I Moderador: <i>José Luis Arrúe</i>
16:45-17:00	Efecto del regadío sobre el secuestro de carbono en el suelo y las emisiones de GEI asociadas a la producción agrícola <i>Apesteguía, M., Virto, I., Lafarga, A., Pérez de Ciriza, J.J., Orcaray, L.</i>
17:00-17:15	Organic carbon sequestration efficiency of sustainable management practices under rainfed mediterranean crops <i>Martínez-Mena, M., de Vente, J., Boix-Fayós, C., García-Franco, N., Melgares de Aguilar, J., González, D., Almagro, M.</i>
17:15-17:30	Oportunidades de almacenamiento de carbono en suelos vitivinícolas del sureste español <i>Marín-Martínez, A., Paredes, C., Agulló Ruiz, E., Moral, R.</i>
17:30-17:45	Greenhouse gas emissions after organic and mineral fertilization from maize in Galicia <i>Louro, A., Báez, M.D., Garcia, M.I.</i>
17:45-19:00	Red Mitigación I
21:30	Cena del Workshop

Viernes 12 de abril de 2013

09:00-10:15	Mitigación de GEI en sistemas agrícolas II Moderador: <i>Carlos Cantero-Martínez</i>
09:00-09:15	May cover crops affect GHG emissions in irrigated cropping systems? <i>Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Quemada, M., Gabriel, J.L., Abalos, D., Sánchez-Martin, L., Téllez, A., Almendros, P., Vallejo, A.</i>
09:15-09:30	Development of a new model for the simulation of N ₂ O emissions from wheat cropping systems in Spain <i>Gallejones, P., Aizpurua, A., Del Prado, A.</i>
09:30-09:45	Delocalisation of N ₂ O emissions of Spanish agro-food system in the period 1961-2009 <i>Lassaletta, L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B.</i>
09:45-10:00	Response of old and modern varieties of durum wheat under three CO ₂ environments <i>Aljazairi, S., Arias, C., Nogués, S.</i>
10:00-10:15	Comparación del balance de gases de efecto invernadero de cultivos ecológicos y convencionales en España <i>Aguilera, E., Guzmán, G.I., Alonso, A.</i>
10:15-10:45	<i>Café</i>
10:45-12:00	Sesión de pósters II
12:00-12:30	Iniciativas Paralelas Internacionales
12:30-14:15	Red Mitigación II
14:15-14:30	Conclusiones finales y clausura

Segundo Workshop sobre Mitigación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero Provenientes del Sector Agroforestal
Zaragoza, 11 y 12 de abril de 2013

Programa de pósters

Sesión de pósters I

Jueves 11 de abril de 2013, 13:15 – 14:30

	Hora 13:15-14:20
A-P1	Huella de carbono, herramientas de cuantificación y balances de GEI en sistemas agrícolas Moderadores: <i>Pilar Merino e Iñigo Virto</i>
A-19	GHG emission factors for domestic consumption of fertilizers in Spain <i>Lechón, Y., Lago, C., Herrera, I., Sánchez, J.</i>
A-9	Huella de carbono del trigo de regadío en función del laboreo y de la fertilización nitrogenada <i>Arias, N., Bescansa, P., Lafarga, A., Orcaray, L., Pérez de Ciriza, J.J., Virto, I.</i>
A-16	Medición de la huella de carbono en fincas tipos, de la caficultura de nueva Segovia - Nicaragua <i>Flores García, J.</i>
A-33	Balance de carbono en la interface, en el equilibrio, agroforestal mediterráneo <i>Savé, R., Funes, I., Biel, C., Batlles, C., Retana, J., Vayreda, J.</i>
A-41	Estimación de la emisión de GEI procedentes de la aplicación de diferentes lodos de depuradora en agricultura <i>Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R.</i>
A-29	Compost from winery wastes as perlite substitutes in growing media for tomato intensive production. Implications in terms of greenhouse gas emissions <i>Pardo, G., del Prado, A., Moral, R., Agulló, E., Paredes, C., Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., García-Martínez, S., Ruiz, J.J.</i>
A-38	LIFE+ Project AGROLCAManager: Environmental Sustainability Software Tool for the Agroindustrial Sector (AGROLCA-Manager) <i>Unamunzaga, O., Besga, G., del Hierro, O., Aizpurua, A., Ortiz, A., de la Puente, A., Acosta, M., Carnerero, R., Arroyo, P., Garrastazu, A.</i>
A-36	Tillage and rotation effects on crop energy balance in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain <i>Sombrero, A., de Benito, A., Díez, M.C., Casta, P.</i>

- A-26 Influence of the type of pruning chopper and its velocity in the fuel consumption and the quality of the chopped pruning residues in olive orchards
Márquez-García, F., Jiménez-Jiménez, F., Blanco-Roldán, G., Castro-García, S., Gil-Ribes, J.
- A-12 Evaluación de la capacidad de mitigación de gases de efecto invernadero y de la eficiencia económica de la producción de patata para consumo. Análisis comparativo entre España, Ecuador y Perú
Cayambe, J., Iglesias, A., Riga, P.
- A-3 Remote monitoring of crop operations as a method to study the contribution of no till and precision agriculture in the reduction of CO₂ emissions with respect to conventional tillage in rainfed arable crops
Agüera, J., Márquez-García, F., González-Sánchez, E., Blanco, G.L., Gil-Ribes, J. A.
- A-24 Irrigation frequency effect on GHG from a paddy soil at the Ebro Delta (Spain)
Maris, S.C., Teira-Esmatges, M. R.

Hora: 13:15-14:05

FR-P1 Stocks de carbono y metodologías de cuantificación en sistemas forestales

Moderador: *Ricardo Ruiz-Peinado*

- FR-18 Effect of liming and organic fertilization on soil carbon sequestered in a silvopastoral system under *Pinus radiata* D. Don
Ferreiro-Domínguez, N., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R.
- FR-3 Monitoreo del decaimiento en los bosques de Cataluña: Proyecto DEBOSCAT
Banqué, M., Vayreda, J., Martínez-Vilalta, J.
- FR-13 Evaluación de la captura de carbono por parte de los sistemas forestales. Comparación de dos metodologías
Pasalodos Tato, M., Almazán Riballo, E., Montero González, G., Díaz Balteiro, L.
- FR-11 Potencialidad del uso de la diferenciación genética en la fijación de C en pinos ibéricos
Notivol, E., Climent, J., Chambel, M.R., Santos del Blanco, L., Alía, R.
- FR-9 Ecuaciones para la estimación de la biomasa en matorrales y arbustados mediterráneos
Montero, G., Pasalodos-Tato, M., Montoto, R., López-Senespleda, E., Onrubia, R., Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R.
- FR-8 Contenido de carbono en la biomasa de las principales especies de matorral y arbustados de España
Montero, G., Pasalodos-Tato, M., Montoto, R., López-Senespleda, E., Onrubia, R., Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R.

- FR-7 ¿Afectará el cambio climático a la capacidad de mitigación de los bosques mediterráneos? Evidencias del declive de crecimiento en *Pinus pinaster* en respuesta a la sequía durante el siglo XX
Madrigal-González, J., Ruiz-Benito, P., Zavala, M.A.
- FR-6 Biochar y cenizas de biomasa. Estrategias de mitigación y adaptación de masas forestales al cambio climático
Gartzia-Bengoetxea, N., Fernández-Ugalde, O., González-Arias, A.
- FR-15 El papel del clima, la estructura del bosque y los cambios climáticos recientes en el secuestro de carbono en los principales biomas forestales europeos
Ruiz-Benito, P., Madrigal-González, J., Ratcliffe, S., Coomes, D.A., Kändler, G., Lehtonen, A., Purves, D., Wirth, C., Zavala, M.A.

Hora: 13:45-14:00

SE-P Medidas de mitigación y su valoración económica y social

Moderador: *José Albiac*

- SE-4 GHG mitigation measures in the agriculture and forestry sectors of Aragon
Kahil, M.T., Tapia, J., Notivol, E., Albiac, J.
- SE-6 Farmers' response to mitigation practices in Spain
Sánchez, B., Álvaro-Fuentes, J., Cunningham, R., Iglesias, A.
- SE-7 The value of algae-derived biofuels in mitigation and adaptation to climate change
Vega, C., Iglesias, A.

Hora: 14:00-14:25

G-P1 Estrategias para reducir la producción de GEI en ganadería

Moderador: *Oscar del Hierro*

- G-4 Proyecto GAS-PORC: causas de la variabilidad del purín porcino y su influencia en las emisiones de CH₄ y NH₃. Primeros resultados
Calvet, S., Estellés, F., Cerisuelo, A., Cambra-López, M., Moset, V., Ferrer, P., Rodríguez, C., García-Rebollar, P., De Blas, C.
- G-13 CO₂ emissions during co-composting of the solid fraction of pig slurry
Santos, A., Bustamante, M.A., Moral, R., Bernal, M.P.
- G-9 Determination of methane producing capacity of goat faeces
López, D.M., Viguria, M., Arriaga, H., López, M.C., Fernández, C., Merino, P.
- G-7 Efecto de la fuente de carbohidratos de la dieta sobre la producción de metano en cabras lecheras
Estellés, F., Calvet, S., López, M.C., Merino, P., Fernández, C.
- G-2 Performance of heat exchangers in a broiler farm in Spain. Preliminary results
Aguilar, M., Cenoz, I., Irujo, E., Cordovín, L., Merino, P., Estellés, F., Calvet, S.

Sesión de pósters II

Viernes 12 de abril de 2013, 10:45 – 12:00

Hora: 10:45-11:05

G-P2 Estimación de la producción de GEI en ganadería

Moderador: *Margalida Joy*

- G-6 NUTGRANJA 2.0: Development and test of a simple farm model to simulate GHG emissions, N losses, and P emissions from dairy farms
Del Prado, A., Corré, W.J., Pinto, M., del Hierro, O., Oenema, O.
- G-5 La huella de carbono como indicador ambiental en la evaluación de la sostenibilidad de explotaciones de pequeños rumiantes de aptitud lechera
del Hierro, O., Pinto, M., Intxaurrendieta, J.M., Mangado, J.M., Eguinoa, P., Marijuan, S., Gutiérrez. R., Mena, Y., Hidalgo, C., Palacios, C., Pérez, D., Batalla, M.I.
- G-12 La urea en leche: una herramienta disponible en la estimación de las emisiones de N₂O de origen alimenticio
Salcedo, G., Doltra, J.
- G-15 SMEthane FP7 project: A technological platform to develop nutritional additives to reduce methane emissions from ruminants: putting together efforts from academia and industry
Yáñez-Ruiz, D.R., Losa, R., Núñez, C., Shearer, A., Tessier, N., Medina, B., De Campaneere, S., Morgavi, D., Fievez, V., Newbold, C.J.

Hora inicio: 10:45-11:45

A-P2 Manejo agrícola, emisiones GEI y secuestro de C

Moderadores: *Dolores Quílez y Jorge Álvaro-Fuentes*

- A-31 Comparativa de la capacidad de fijación de carbono de diferentes tipos de cubierta vegetal
Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R.M., Veróz-González, O.
- A-25 Improvement of the soil organic carbon sink using cover crops in rainfed olive orchards in semiarid climate
Márquez, F., Ordóñez, R., González-Sánchez, E., Veroz, O., Gil-Ribes, J.A.
- A-35 Ten years study of conservation tillage and crop rotations in Mediterranean dryland: Changes in soil carbon and nitrogen
Sombrero, A., de Benito, A., Casta, P., Díez, M.C.
- A-21 Tillage influence on CO₂ efflux under a wheat-sunflower-pea rotation in semiarid Mediterranean conditions
López-Garrido, R., Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J. M.

- A-11 Influencia de la climatología en las emisiones de CO₂ a corto plazo en suelos agrícolas bajo diferentes sistemas de manejo de suelo
Carbonell-Bojollo, R. M., Ordóñez-Fernández, R., Repullo-Ruibérriz De Torres, M.A., Veroz-González, O., González-Sánchez, E.J.
- A-6 Emisiones de CO₂ a corto plazo en un agroecosistema de secano: efecto del laboreo y de la aplicación de purín
Álvaro-Fuentes, J., Bielsa, A., Arrúe, J.L., Plaza-Bonilla, D., Ovejero, J., Cantero-Martínez, C.
- A-34 Monitorización de los flujos de CO₂ en suelos agrícolas sujetos a distintos manejos y enmendados con compost y lodos térmicos
Soler-Rovira, P., García-Gil, J.C., López-de-Sa E., Lacasta, C., Polo, A.
- A-30 Emisiones de gases de efecto invernadero en áreas de secano mediterráneo: efecto del sistema de laboreo y de la fertilización nitrogenada
Plaza-Bonilla, D., Bareche, J., Cantero-Martínez, C., Ovejero, J., Arrúe, J.L., Álvaro-Fuentes, J.
- A-40 Phenological and environmental evolution of a corn field through spectral indexes based on ground hyperspectral data
Cicuéndez, V., Rodríguez-Rastrero, M., Huesca, M., Uribe, C., Schmid, T., Inclán, R., Litago, J., Sánchez-Girón, V., Merino-de-Miguel, S., Palacios-Orueta, A.
- A-7 Emisiones de óxido nitroso en función del nitrógeno inicial y de la fertilización nitrogenada en un cultivo de maíz en regadío
Álvaro-Fuentes, J., Quílez, D., Isla, R., Cantero-Martínez, C., Arrúe, J.L.
- A-14 Estudio de la influencia de la composición y manejo de rotaciones forrajeras en la emisión de N₂O en Cantabria
Doltra, J., Salcedo, G.
- A-28 Efecto del sistema de laboreo y del tipo de fertilización sobre la volatilización de NH₃ en secanos semiáridos del valle del Ebro
Ovejero, J., Lampurlanés, J., Cantero-Martínez, C., Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J.

Hora: 11:15-11:40

FR-P2 Emisiones de GEI en sistemas forestales

Moderador: *Jordi Vayreda*

- FR-2 Emisión de CO₂ y variación del contenido de carbono en suelos volcánicos de las islas Canarias
Armas-Herrera, C.M., Mora, J.L., Arbelo, C.D., Rodríguez-Rodríguez, A.
- FR-4 Influencia de las poblaciones bacterianas y fúngicas en las emisiones de N₂O en pinares del País Vasco
Barrena, I., Estavillo, J.M., Duñabeitia, M., González-Murua, C., Menéndez, S.
- FR-5 N₂O emissions from semi-natural mountain pastures
Debouk, H., Altimir, N., Llurba, R., Sebastià, M.T.

- FR-10 Significance of erosion-induced lateral carbon fluxes for the carbon balance in a reforested catchment
Nadeu, E., de Vente, J., Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C.
- FR-17 Pasture, tillage and canopy effects on carbon dioxide fluxes in a Spanish dehesa
Uribe, C., Hernando, L., Román, M., Clavero, M.A., Roig, S., Van Miegroet, H., Inclán, R.

Hora: 11:15-11:45

A-P3 Inhibidores y dinámica de N en el suelo

Moderador: *Ramón Isla*

- A-1 El manejo del inhibidor de la nitrificación DMPP determina su efectividad para mitigar emisiones de N₂O
Abalos, D., Sanz-Cobena, A., Sánchez-Martin, L., Téllez, A., García-Marco, S., Vallejo, A.
- A-2 ¿Son los inhibidores estrategias efectivas en la mitigación del Cambio Climático debido a la fertilización? Resultados de la Comunidad de Madrid
Abalos, D., Vallejo, A., Sanz-Cobena, A.
- A-18 Efecto del DMPP en la producción y calidad de trigo bajo condiciones de clima mediterráneo húmedo
Huérfano, X., Menéndez, S., González-Moro, M.B., González-Murua, C., Estavillo, J.M.
- A-37 Impacto de los sistemas de laboreo en la actividad y abundancia de genes desnitrificadores en un agro-ecosistema mediterráneo
Téllez, A., García-Marco, S., Navas M., Abalos, D., Tenorio, J.L., Rodríguez-Palenzuela, P., López-Solanilla, E., Vallejo, A.
- A-13 Relative abundance of denitrification genes and N₂O emissions in two constructed wetlands in Doñana natural space
Correa-Galeote, D., Tortosa, G., Bedmar, E.J.
- A-10 Estudio de la evolución de las formas de N en dos tipos de suelo calizo enmendados con lodos de EDAR
Bustamante, M.A., Paredes, C., Marín-Martínez, A., Pérez-Murcia, M.D., Agulló, E., Pérez-Espinosa, A., Moral, R.



The logo for 'remedia workshop' is positioned in the top left corner. It features the word 'remedia' in a bold, green, sans-serif font, with 'workshop' written below it in a black, lowercase, handwritten-style font. The text is contained within a white rectangular box that has a green border on its left and top sides. The background of the entire top section is a blurred image of green leaves.

remedia
workshop

Mitigación de GEI en sistemas ganaderos

Comunicaciones orales

METHANE PRODUCING CAPACITY OF PIG SLURRY FOLLOWING ON-FIELD APPLICATION OF ADDITIVE

Viguria, M., González, M., López, D.M., Arriaga, H., Merino, P.

NEIKER-Tecnalia, Basque Institute for Agricultural Research and Development, Derio, 48160, Bizkaia, Spain.

1. Introduction

Recent estimates indicate that livestock sector in Spain accounts for about 96% of the anthropogenic methane (CH₄) emitted from agriculture, with 29% originating from anaerobic decomposition of organic matter in livestock manure (UNFCCC, 2012). One treatment approach that appears to alleviate associated problems is livestock waste additives, which have been investigated over the last three decades, but few on-field studies have been carried out to support their benefits.

The objective of the present study was to assess the efficacy of the additive Gel60® Técnico applied to stored pig slurry and to determine the maximum CH₄ producing capacity of slurry (B₀) from lagoon.

2. Material and Methods

A farm scale measurement trial was carried out at a commercial pig-fattening farm in the Basque Country, Spain (42° 53' 41" N, 2° 44' 16" W), for 33 days (from the 11th May to the 12th June 2011). Gel60® Técnico Biopolym additive (GB, aromatic plants and bacterial-enzyme complex), developed by Biopolym Ibérica S.A., was tested in 1,000 m³ outdoor lagoon as it was commonly used by farmers in the region. GB was applied at 0.02 ml kg⁻¹ once, in the 17th May 2011, following supplier's recommendations. Slurry from GB lagoon was sampled and mixed from different points of the lagoon at 40 cm depth before additive addition (CT, control treatment) and in the 12th June 2011, 27 days after additive application, and transferred to 25 l containers to be stored at 4°C.

The laboratory experiment started in the 1st February 2012 and consisted on 140 day incubation in batch assays using 250 ml glass bottles at 38°C, controlled by a thermostat (Selecta, Termotronic), with 4 replicates for each treatment. Slurry was added in these bottles, allowing a headspace ratio equal to 1.6 (slurry:headspace). The effect of dilution on CH₄ production was evaluated in our study, with a dilution ratio of 1:2 (slurry:water). After the addition of substrate, the bottles were capped with a thick rubber septum and the headspace was flushed with pure N₂ gas during 1 minute to prevent O₂ inhibition. During incubation, biogas production was regularly monitored every 7 days by pressure measurement of the headspace using a manometer (range 0-29 psi, Vegabar 14, Vega). When the headspace absolute pressure exceeded 28 psi, a gas sample was collected in a 9 ml vial for later CH₄ concentration determination by gas chromatography (GC-7890A, Agilent). The B₀ value was calculated based on cumulative CH₄ production during incubation and OM content presented in slurry before incubation. Statistical analyses were carried out with Statistical Package for the Social Sciences 15.0 (SPSS Inc.). Data were analyzed as repeated measurements

according to the B_0 value obtained in each measuring day for each treatment. ANOVA procedure was used for the final B_0 of diluted and undiluted samples in all treatments.

3. Results and Discussion

Diluted samples produced significantly higher amount of CH_4 than undiluted samples during the study (Fig. 1), as observed by Vedrenne et al. (2008). Although higher amount of CH_4 was produced from GB diluted slurry than from CT diluted slurry during incubation, CT presented the highest final methane potential value (B_0) on day 140 ($P < 0.05$). The B_0 value obtained at the end of the incubation was 199.1 ± 37.1 l CH_4 kg^{-1} OM for CT and 189.4 ± 37.1 l CH_4 kg^{-1} OM for GB (Fig. 1a). These values were lower than the one reported by Vedrenne et al. (2008) for fattening pig slurry samples collected from outdoor pit and diluted (1:2), with 272 ± 35 l CH_4 kg^{-1} OM.

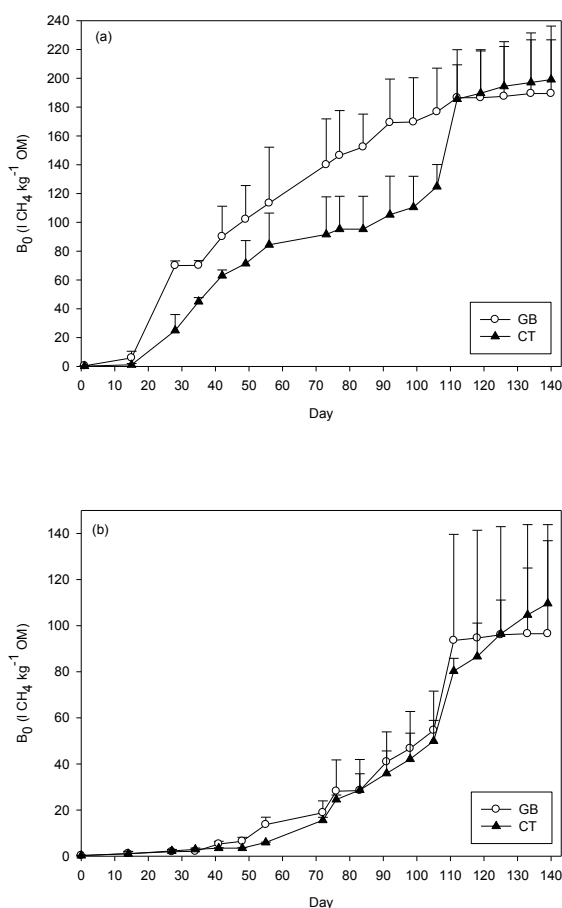


Fig 1. Maximum CH_4 producing capacity (l CH_4 kg^{-1} OM) of GB and CT treatments in (a) diluted and (b) undiluted pig slurry during 140 day incubation.

4. Conclusion

GB additive could be considered a usable product for CH_4 abatement from pig slurry storage as it presented lower final B_0 value than CT treatment during incubation study.

References

Statistical Package for the Social Sciences 15.0 (SPSS Inc.). IBM, Armonk, New York, USA.

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), 2012. National emission inventory of greenhouse gas emissions. <http://unfccc.int/2860.php>

Vedrenne F., Béline F., Dabert P. and Bernet, N., 2008. The effect of incubation conditions on the laboratory measurement of the methane producing capacity of livestock measurement wastes. *Bioresource Technology*, vol. 99, 1, 46-155.

PROGRAMACIÓN DEL ECOSISTEMA MICROBIANO DEL RUMEN A TRAVÉS DE INTERVENCIONES DIRECTAS SOBRE ANIMALES PRE-RUMIANTES Y SUS MADRES PARA REDUCIR LAS EMISIONES DE METANO

Abecia, L.^a, Martín-García, A.I.^a, Martínez, G.^a, Ramos-Morales, E.^a, Newbold, C.J.^b, y Yáñez-Ruiz, D. R.^a

^a Estación Experimental del Zaidín (CSIC), Profesor Albareda, 1. 18008 Granada, España.

^b IBERS, Aberystwyth University, Aberystwyth, SY23 3DA, Reino Unido

1. Introducción

En los rumiantes se establece una relación simbiótica en el rumen con un complejo ecosistema microbiano, en la que el animal provee nutrientes y condiciones óptimas ambientales para la fermentación, mientras que los microorganismos degradan nutrientes que de otra manera no podrían ser empleados por el hospedador. La colonización del rumen por distintos grupos microbianos ocurre inmediatamente tras el nacimiento del animal (Stewart et al., 1988). En este sentido, resultados recientes muestran que la dieta que el animal pre-rumiante ingiere durante su desarrollo determina qué poblaciones microbianas se establecen definitivamente en el rumen y, en algunos casos, las diferencias que se establecen en esta etapa de la vida se mantienen en el animal adulto (Yáñez-Ruiz et al., 2010). Hasta el momento se desconoce el papel que juega la madre en la transferencia de microorganismos al pre-rumiante y las consecuencias que esta influencia pueda tener sobre la productividad del animal. El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto a largo plazo de la administración de un compuesto, con probada actividad anti-metanogénica, en la dieta de cabras y de sus crías sobre la producción de metano y algunos parámetros productivos.

2. Materiales y Métodos

Se utilizaron 18 cabras de raza murciano-granadina ($43 \pm 1,7$ kg de peso vivo) alojadas en habitáculos individuales en un establo con libre acceso a heno de alfalfa y concentrado. Tras el parto se establecieron al azar 2 grupos experimentales de 9 cabras cada uno. Al grupo de cabras positivas (C+) se le suministró durante el período de lactación de las crías (8 semanas) un hidrocarburo alifático halogenado, denominado bromoclorometano (BCM), envuelto en una matriz de α -ciclodextrina (May et al., 1995) en forma de polvo blanco con una riqueza en BCM de 10-12%. El preparado de BCM se administró a una dosis de 0,30 g/100 kg PV dos veces al día. Al grupo de cabras control (C-) no se le suministró ningún aditivo. Dos días antes del destete de los chotos las madres se alojaron con sus crías en una cámara de policarbonato para determinar la producción de metano (Yáñez-Ruiz et al., 2008). Durante la semana posterior al destete se midió la producción individual de leche durante dos días consecutivos. El peso de las cabras se obtuvo cada 15 días.

La mayoría de las cabras parieron dos chotos (ch), de los cuales uno recibió el preparado BCM (ch+) y el otro no (ch-), independientemente del tratamiento de la madre, desde la primera semana tras el parto, resultando 4 grupos experimentales de chotos (n=8): C+/ch+, C+/ch-, C-/ch+, C-/ch-. Los chotos tratados recibieron dos dosis

diarias del preparado (0,30 g/ 100 kg de PV) al igual que las madres. Tras el destete, los chotos se distribuyeron en cuatro corrales independientes según su tratamiento experimental que continuó durante otro mes más. Pasado este mes tras el destete se midió la producción de metano en los chotos durante dos días consecutivos (Medida 1). Tras esta medida se dejó de tratar a los chotos ch+ y se alojaron los animales de los cuatro grupos experimentales en un mismo corral durante 3 meses tras el cual se volvió a medir la producción individual de metano (Medida 2). El peso de los chotos se registró semanalmente.

3. Resultados y Discusión

El peso de las cabras no fue modificado por el tratamiento recibido, y como se ve en la Tabla 1 tampoco tuvo efecto sobre las ingestas. Sin embargo la producción de metano y leche de las cabras sí fueron modificadas. Se observó una tendencia ($P=0,088$) en la producción media de leche a ser un 28% mayor en los animales C+ con respecto a las C-. Además, la producción media de metano disminuyó ($P=0,008$) un 38,4% en los animales C+.

Por otro lado, los chotos C+/ch+ tuvieron una ganancia diaria de peso aparentemente mayor (141 g/d) que los animales en los otros tres grupos (127 g/d). La emisión de metano en la Medida 1 de los chotos ch+ fue 43% y 60% menor ($P<0,001$) que la de los chotos ch- para las madres C+ y C-, respectivamente. En la Medida 2, que tuvo lugar 3 meses después de finalizar el tratamiento de los chotos +, se mantenían algunas de las diferencias observadas en la medida 1: una reducción en la emisión de metano del 20% en los chotos+ de las madres C+. Sin embargo, la reducción en los chotos + de las madres en C- desapareció.

Tanto la tendencia al incremento en la producción de leche como la mayor ganancia de peso de los animales tratados se explican por la mayor eficiencia de uso de la energía que la disminución en la producción de metano representa. Esto se debe en parte al desvío del H₂ desde la ruta de formación del metano hacia la ruta metabólica de producción del propiónico en el rumen (Newbold y Rode, 2006), correspondiendo estequiométricamente a 0.2 moles de propionato por cada litro de metano reducido. Ese incremento en la producción de propiónico podría llevar a un incremento en la síntesis de glucosa y, por tanto, del contenido en lactosa de la leche, con eficiencias de conversión del 70 y el 40%, respectivamente para las transformaciones de propionato a glucosa y de glucosa a lactosa (Newbold et al., 2005).

El efecto beneficioso del tratamiento con BCM ha sido previamente descrito en vacuno (Tomkins et al., 2009), con resultados similares a los obtenidos en este trabajo: una reducción en la producción de metano de un 50% con la misma dosis tras 60 días de tratamiento. También se ha descrito un incremento de propionato en terneros que recibían este preparado (Denman et al., 2007). El efecto observado por Tomkins et al. (2009) desaparecía al poco tiempo de que el tratamiento se interrumpiese, debido a que el flujo de H₂ hacia los diferentes aceptores de electrones es energéticamente menos favorable que su empleo en la reducción de CO₂ a CH₄. Sin embargo, se desconocía hasta ahora que ocurriría si el tratamiento se realizase desde etapas tempranas de vida y qué influencia tendría la madre. En el presente trabajo, sólo

cuando la intervención ha incluido a la madre (C+) el efecto persiste (P=0,043) al menos hasta 3 meses tras el cese del tratamiento.

4. Conclusión

Nuestros resultados sugieren que el manejo en un estadio temprano de la vida del animal puede causar una colonización diferente en el rumen que resulte, en consecuencia, en una fermentación ruminal distinta. Esta respuesta parece permanecer programada en la vida del animal adulto y podría estar influenciado por el tratamiento recibido por la madre. El estudio de las poblaciones microbianas que residen en el rumen de las madres y de las que se implantan y permanecen en el rumen de las crías ayudará a explicar la importancia de cada uno de los factores estudiados.

En el caso de que sea una intervención dirigida a la reducción de la producción de metano, esta estrategia abre la posibilidad de obtener animales energéticamente más eficientes.

Referencias

Denman S. E., Tomkins N. W. & McSweeney C. S. 2007. *FEMS Microbiol Ecol.* 62:313–322.

May C., Payne A., Stewart P. & Edgar J. 1995. International patent application no. PCT/AU95/00733.

Newbold C. J., López S., Nelson N., Ouda J. O., Wallace R. J. & Moss A.R. 2005. *Br J Nutr* 94, 27–35. • Newbold C.J & Rode L.M. 2006. *Intl. Cong. Series* 1293: 138–147.

Stewart C. S., Fonty G. & Gouet P. 1988. *Anim Feed Sci Tech* 21:69–97

Tomkins N. W., Colegate S. M., & Hunter RA. 2009. *Anim Prod Sci.* 49:1053-1058

Yáñez-Ruiz D. R., Macías B., Pinloche E. & Newbold C. J. 2010. *FEMS Microbiol Ecol.* 72:272-278

Yáñez-Ruiz D. R., Hart K. J., Martin-García A. I., Ramos S. & Newbold C. J. 2008. *Australian J. Exper. Agric.* 48:186-188.

Tabla 1. Efecto de la adición del preparado de bromoclorometano (BCM) a cabras (C) y chotos (ch) sobre la ingesta, producción de leche, ganancia de peso diaria y emisiones de metano.

Cabras	Adición de BCM		EEM	P-valor						
	C+	C-								
Peso vivo (kg)	43,8	40,8	1,58	0,363						
Ingesta (kg/d)	1,041	0,992	0,037	0,366						
Producción de leche (g/d)	1242	887	142	0,088						
Producción de metano (L/kg PV)	0,349	0,564	0,059	0,008						
Chotos	C+		C-		EEM	P-valor	Significación			
	ch+	ch-	ch+	ch-			Madres	chotos	M x ch	
Ganancia de peso (g/d)	141	128	127	126	2,090	0,633	0,446	0,426	0,520	
<u>Medida 1</u> Producción de metano (L/kg PV)	1,02 ^{ab}	1,80 ^{bc}	0,742 ^a	1,90 ^c	0,214	0,001	0,681	0,001	0,374	
<u>Medida 2</u> Producción de metano (L/kg PV)	1,56 ^a	2,40 ^b	1,69 ^a	1,70 ^a	0,258	0,043	0,186	0,058	0,062	

Diferentes superíndices (^{a-c}) en la misma fila indican diferencias significativas.

METHANE EMISSION FROM A LAYING HEN HOUSE IN SPAIN

Alberdi Oier¹, Estellés Fernando², Arriaga Haritz¹, Calvet Salvador², Merino Pilar¹

(1) NEIKER-Tecnalia, Environment Quality Department, 48160, Derio (Bizkaia), SP

(2) Universitat Politècnica de Valencia, Institute of Animal Science and Technology, 46022, Valencia, SP

pmerino@neiker.net

1. Introduction

Methane (CH₄) is derived in solid manure-based housing systems from the degradation of organic matter. Indoor CH₄ levels are greatly influenced by management factors, such as housing type, manure handling and ventilation rates.

Previous scientific literature exists considering different systems in egg production facilities (e.g., littered floor vs. cage housing) or different management schemes (e.g., manure removal frequency or drying method in manure belt housing systems) Fabbri et al (2007). At present, to our knowledge, there is scarce information of methane emissions from laying hen facilities, particularly those adapted to welfare directive 1999/74/CE. Results are the first obtained in Spain for this type of production, considering manure management and different ventilation pattern in response to outdoor conditions.

2. Material and Methods

The study was carried out in a commercial laying hen building with approximately 54000 Lohmann-Brown hens housed in a vertical tiered cage system adapted to Directive 1999/74/CE. Other four laying hen units of similar size were close to this facility, housing in total 250,000 laying hens. The building was 17m wide and 66m long and enriched cages were arranged in 6 rows of 9 tier cages each. The hens were fed *ad libitum* with a commercial diet containing 17.7% crude protein. Inlet and outlet air temperature and relative humidity were monitored and recorded every 15 min using data loggers (HOBO, U12-013).

Ventilation rate was measured under the usual rearing conditions of the farm following Calvet et al (2010) methodology. The average percentage of operation of each fan was obtained every 5 minutes. An electronic data logger system converted every second the electric signal from each fan into digital data on fan status. Each fan was individually calibrated for airflow rate at different levels of pressure drop associated to each ventilation programme (2-31 Pa). The air was ducted 30 cm from each fan and the air velocity was measured at 25 different locations in the section [ASHRAE, 2001] using a hot wire anemometer (Testo 425). A ventilation performance curve was obtained according to the average values obtained from all fans. Pressure drop in the building was controlled and recorded every 5 min by a pressure drop meter.

Methane concentrations were measured continuously by a Photoacoustic infrared gas analyser (INNOVA 1412) from April to December 2012. Air samples were taken from the air stream from 8 exhaust fans and from 4 outdoor points. Methane emission was

determined by multiplying the housing ventilation rate by the difference in concentration between the point of emission and the incoming air.

Manure removal from belts occurred from 3 to 4 times per week. All these operations were recorded by the company's staff.

3. Results

Results are reported for two periods of the year differing in temperatures and thus, ventilation patterns. The warm period lasted from August to October, with an average outdoor temperature of 18.5°C. The cold period took from November to December, with an average temperature of 11.8°C (Table 1). Ventilation rate was found proportional to outdoor temperature (correlation coefficient = 0.8 P<0.001), being twice higher in the warmer season with respect to the cold one, with 36.7 and 15.7 % of time in which fans were operating, respectively. However, CH₄ emission did not differ significantly (P>0,05).

Table 1. Mean and standard deviation of environmental records and CH₄ measurements of the two periods.

	August-October	November-December
	Means ± sd	Means ±sd
Ambiental records	N= 8829	N= 5850
Indoor temperature, °C	24.1 ± 1.3	22.5±0.6
Outdoor temperature, °C	18.5 ± 4.4	11.8±2.9
Indoor RH, %	66.7 ± 7.5	60.9±6.2
Outdoor RH, %	71.0 ± 11.0	77.6±9.2
Gaseous measurements	N= 1705	N= 1397
ΔCH ₄ concentration	0.8±0.4	1.6±0.4
CH ₄ emission, kg/ h	3.6±1.7	4.0±1.9

N: number of measurements considered

According to our results, we could not identify any effect of manure extraction frequency or belt cleaning practices on CH₄ emission, in any of the two studied periods.

No effect of manure management was observed on CH₄ emissions during both periods of measurements (Fig 1).

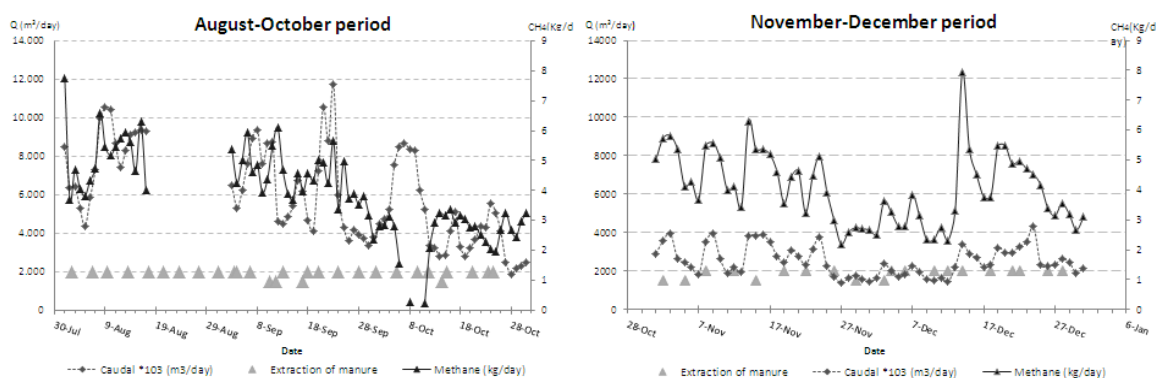


Fig. 1: Pattern of daily CH₄ emissions (kg/day) on each period.

4. Conclusion and perspectives

Average CH₄ emission from the laying hen facility was similar in a warm and a cold period in spite of the different ventilation regimes observed, probably due to the natural negative correlation between ventilation rates and gas concentrations in livestock houses.

CH₄ emissions were not affected by manure removal practices.

References

Fabbri C, Vallia L, Guarino M, Costa A, Mazzotta V, 2007. Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Biosystems Engineering* 97, 441–455.

Calvet S, Cambra-López M, Blanes-Vidal V, Estellés F, Torres A.G, 2010. Ventilation rates in mechanically ventilated commercial poultry buildings in Southern Europe: Measurement system development and uncertainty analysis. *Biosystems Engineering* 106, 423–432.

ASHRAE, 2001. *ASHRAE Fundamentals Handbook e Printed edition*. Atlanta, Georgia: American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers Inc.

CUANTIFICACION DE LA EMISION DE CH₄, N₂O Y NH₃ EN GANADO PORCINO: EFECTO DE LOS NIVELES DE PROTEINA Y FIBRA DE LA RACION AL FINAL DEL CEBO

Morazán H, Contreras T, Medina I, Seradj R, Álvarez J, Babot D y Balcells J.

Departament de Producció Animal. Universidad de Lleida. Alcalde Rovira Roure 191, 25198 Lleida.

1. Introducción

La producción intensiva de ganado porcino en España se concentra en determinadas zonas geográficas y su desarrollo conlleva un impacto relevante a nivel medioambiental. La producción y gestión de deyecciones (purín) es el problema más acuciante aunque la toxicidad medioambiental de ciertos gases emitidos cobra cada día mayor relevancia (Flotats y Campos, 2001). Por su importancia podemos destacar la emisión de amoníaco (NH₃), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), cuyo impacto se relaciona directa o indirectamente con el efecto invernadero (Blanes-Vidal *et al.*, 2008). El metano se genera en los procesos de fermentación anaeróbica de carbohidratos en los diferentes compartimientos digestivos mientras que la degradación de la urea urinaria y deficiencias en el proceso de nitrificación de las deyecciones son los responsables de la emisión de NH₃ y N₂O. En el presente trabajo se plantea cuantificar en porcino (cerdos al final del cebo en condiciones comerciales de explotación) la emisión gaseosa de dichos compuestos y el impacto que, sobre dicha emisión, ejerzan modificaciones en la composición de la ración.

2. Material y Métodos

Se utilizaron 64 híbridos comerciales (Cruces Landrace x Duroc) machos, distribuidos en cuatro módulos semi-emparrillados (16 animal/Módulo) y a su vez en 4 corrales (4 animales/corral). Los cerdos de cada módulo recibieron raciones experimentales formuladas siguiendo las recomendaciones NRC (1998) en base a cereal, torta de soja como fuente de proteína (PB) y pulpa de remolacha como fuente de fibra (FND). La ración control (CTR, 11 % FND y 13.2 % PB) se incrementó con un 5 % de PB (AP: 11% FND y 18.5% PB), FND (AF: 16% FND y 13.2% PB) o ambas (APAP: 16% FND y 18.2% PB). Los niveles de crecimiento se determinaron de forma individual, la ingestión se determinó semanalmente para cada corral, mientras que la emisión de gases se cuantificó para cada módulo/fosa. La emisión total (*Emisión en sala*) se determinó para cada módulo/fosa que se gestionó como un compartimento estanco provisto de un sistema controlado de renovación de aire. El flujo estimado de aire a la entrada y salida (AMCA, 1990) se complementó con el muestreo continuo del aire de ambas fracciones, chimenea de extracción y entrada de aire, mediante una bomba peristáltica (Gilson, Minipuls 3 Peristaltic Pump, SAS Francia; 16.5 ml/min) y el aire muestreado se almacenó en bolsas de material plástico inerte. La emisión se determinó durante 48 h consecutivas y se procedió al muestreo por duplicado de las bolsas cada 3 h. La emisión de gases se determinó entre los días 29 de Junio a 6 Julio con la siguiente temperatura (27.1±3.1 °C) y humedad relativa (58.9±17.8 %) media. La cuantificación de la emisión de las deyecciones (*Emisión en fosa*), simultánea a la determinación emisión en sala, se realizó siempre tras 7 días de almacenamiento del purín. La recolección del aire se realizó en campanas de flujo dinámicas [283 cm² Ø de

43 cm de fondo] con laterales semi-abiertos que permitían el intercambio del purín pero no el de aire y las campanas se ubicaron por duplicado en cada una de las fosas de deyecciones. El flujo de aire continuo de aire (1 l/h o 3.5 ml/cm²/h) pretendió simular el ventilación natural de las deyecciones y se controló mediante la bomba peristáltica. El procedimiento de colección de aire fue idéntico al descrito en la emisión en sala.

Determinaciones Químicas: La cuantificación de los gases objeto del presente estudio gases se realizó mediante un analizador de foto acústico estandarizado a 20 °C (INNOVA 1412 Photoacoustic Fiel Gas-Monitor Thermo).

3. Resultados y Discusión

Durante esta última fase del cebo no se produjeron bajas ni se observaron estados de morbilidad acentuados, destacar la variabilidad registrada en el PV individual, diferencias que se generaron en las fases previas y se manifestaron al final del cebo. En cualquier caso el PV alcanzado estaría en el rango descrito para este tipo edad de animal. Al incrementar el 5 % sobre la concentración de PB sobre la ración considerada como estándar se produjo un incremento significativo en la ganancia media diaria (1.14 y 1.05 para aquellos cerdos que ingirieron AP y APAF frente a los que ingirieron la ración control 0.93 P<0.05) que tuvo su reflejo en un mayor peso vivo en los animales que ingirieron este tipo de raciones (95.8 y 94.05 para AP y APAF frente a 89.3 registrados con la ración control P<0.05). En el caso de la ingestión de MS, un incremento en el aporte de fibra (5 % FND) derivado de la pulpa de remolacha redujo de forma significativa el consumo (2.5 y 2.47 vs 2.68 y 2.69, para los animales que ingirieron AF y AFAP frente aquellos que ingirieron la ración CTR o AP, respectivamente). A partir de los resultados presentados no podemos concluir si la reducción en el ritmo de crecimiento estuvo relacionada con una limitación física impuesta por la fibra o la impuesta por el aporte proteico.

Tabla 1. Parámetros productivos y emisión de gases en la fase de acabado

Raciones:	CTR	AP	AF	APAF	ES	P
Parámetros productivos (Kg)						
Peso vivo	89.32 ^b	95.8 ^a	84.3 ^c	94.05 ^a	1.106	<.0001
IMS	2.68 ^a	2.69 ^a	2.55 ^b	2.47 ^b	0.029	<.0001
GMD	0.93 ^b	1.14 ^a	0.89 ^b	1.05 ^a	0.029	<.0001
(Kg/d)						
Emisión gaseosa (mg/ kg PV^{0.75}/d)						
Sala						
NH ₃	52.56	51.29	44.35	53.50	10.080	0.9095
CH ₄	209.88	246.26	246.26	329.44	51.695	0.4033
N ₂ O	25.50	13.82	6.30	15.40	7.006	0.3531
Fosa						
NH ₃	0.067 ^a	0.053 ^{ab}	0.028 ^b	0.029 ^b	0.006	0.0003
CH ₄	53.466	47.308	34.217	29.427	6.524	0.0447
N ₂ O	0.001	0.021	0.019	0.017	0.007	0.2791

Si consideramos que la ración CTR es representativa para este tipo de animal y condiciones de explotación, la emisión de metano en estas condiciones fue de 9.7 l/an/d, del cual un 74.5 % tendría su origen en la fermentación entérica y un 25.5 % en el almacenamiento de las deyecciones. En su conjunto la emisión entérica de un cerdo al final del cebo sería inferior a la emitida por un ternero o la de un cordero (196.6 y 33.5, respectivamente; Olsen *et al.*, 2002) aunque los datos evidencian que la contribución del porcino en estas zonas dedicadas a la producción intensiva es relevante. En el caso del amoníaco la emisión procedente de las deyecciones no es relevante (99.8% frente a 0.2 % para la emisión entérica y aquella procedente de la fosa de deyecciones) al igual que sucedió con el N₂O (99 frente a 1 % para la emisión entérica y aquella procedente de la fosa de deyecciones). En este sentido resaltar que de la proteína ingerida un porcentaje medio del 5 % fue emitido en forma de amoníaco gas. En ningún caso la concentración media de los módulos excedió a las 50 ppm considerados como los límites tóxicos para animales y operarios. La emisión gaseosa registrada no fue independiente del tipo de ración administrada, así el incremento en el aporte de proteína y fibra por encima de las necesidades implica un incremento numérico en la emisión de amoníaco y metano.

4. Conclusiones

La emisión de GEI en cebo intensivo de porcino, determinada a final del cebo y en condiciones comerciales de explotación (l/an/d) es de 9.7 para el CH₄, 2.27 NH₃ y 4.6-5 para el N₂O. Estando dichas emisiones sujetas a variaciones relacionadas con el tipo de ración recibida.

Trabajo Financiado por el proyecto CICYT referencia AGL 2010-20820

Referencias

AMCA. 1990. Arlington Heights, Ill. Publication 203-90. * Blanes-Vida V, Hansen M, Pedersen S, Rom H. 2008. Agriculture, Ecosystems & Environment 124: 237-244.

Canada's greenhouse gas inventory, 1990-2000. 2002. ISBN0-660-18894-5.

Flotats X, Campos E. 2001. Retema 14 (81): 41-53.

NRC. Tenth Revised Edition, 1998. * Vedrenne F, Béline F, Dabert P, Bernet N. 2008. Bioresource Technology 99: 146-155.

SLURRY ACIDIFICATION: A MEASURE TO REDUCE METHANE EMISSION FROM LIVESTOCK

Moset, V.^a, Cerisuelo, A.^b, Cambra-López, M.^c, Møller H.B.^a

^a Department of Engineering, Aarhus University, Denmark

^b Centro de Investigación y Tecnología Animal, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Pol. La Esperanza, 100. 12400 Segorbe, Castellón.

^c Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s.n. 46022 Valencia.

1. Introduction

The acidification of slurry by manipulation of the balance between ammonia and ammonium is an effective measure of reducing ammonia emissions from animal slurry (Berg et al., 2006). For this reason, in several European countries like Denmark, pig and cattle slurry acidification with sulfuric acid (H₂SO₄) is being promoted.

Slurry acidification with H₂SO₄ can also reduce methane (CH₄) emissions from the slurry during storage; however this subject has been evaluated at a lower extent.

Ultimate CH₄ yield (B_0) is an important parameter to estimate CH₄ emission from slurry. In fact, countries that report their greenhouse gas emissions under the Kyoto Protocol use B_0 to calculate CH₄ emissions (IPCC, 2006).

The objective of the present work was to evaluate B_0 at different sulfate concentrations in pig and cattle slurry in order to estimate CH₄ emission from acidified slurries during storage.

2. Materials and Methods

The experiment was conducted in a factorial design in which two types of slurry (pig and cattle) and ten different sulfate concentrations (treatments) were tested in a batch assay (0.5 L bottles). Sulfuric acid was added to obtain the desired sulfate concentration in each treatment. Treatments were tested in triplicate and three bottles of inoculum were used as blanks.

Both, pig and cattle slurries were obtained from the experimental farms at the Research Centre Foulum (Tjele, Denmark). The initial age and composition of slurries and the inoculum is shown in Table 1. Inoculum was collected from the thermophilic full-scale biogas reactor located at the Research Centre Foulum and incubated at 55°C for 15 days to minimize endogenous biogas production.

Table 1. Initial chemical composition of the substrates and inoculum used in the study.

	Pig slurry	Cattle slurry	Inoculum
pH	7.51	8.21	7.99
Total solids, g kg ⁻¹	44.7	93.4	23.0
Volatile solids, g kg ⁻¹	33.4	77.6	14.2
Sulfate, mgSO ₄ ²⁻ L ⁻¹	286	670	330
Total volatile fatty, g L ⁻¹	13.36	5.29	0.19

After filling, each bottle was sealed with butyl rubber stoppers and aluminum crimps and the headspace was flushed with pure N₂ for two minutes. Bottles were then incubated at 50°C for 114 days. The measurement of biogas volume was done by inserting a needle connected to a tube with inlet to a column filled with acidified water (pH<2) through the butyl rubber. The biogas produced was calculated by the water displaced until the two pressures (column and headspace in bottles) were equal.

Methane and carbon dioxide concentration in the biogas were analyzed at the time of biogas measurements on an Agilent 7890A gas chromatograph (Agilent technologies, USA) using a thermal conductivity detector (TCD) and a flame photometric detector (FPD).

Ultimate CH₄ yield from each treatment was calculated as the cumulative CH₄ produced after 114 days and expressed as mL of CH₄ per gram of VS from the slurry introduced to the bottles (VSi). Treatments effect on B₀ over the 114 days study was determined using repeated measures ANOVA (PROC MIXED) in SAS Version 9.0 (SAS, 2001).

3. Results and Discussion

Table 2 shows B₀ from pig and cattle slurry with increasing sulfate concentrations. In pig slurry, the greatest B₀ was obtained in bottles with 500 mg SO₄²⁻ L⁻¹, being this significantly higher (P<0.05) than B₀ from raw slurry (0 mg SO₄²⁻ L⁻¹). However, significant reductions in B₀ were observed at sulfate concentrations of 2500 mg SO₄²⁻ L⁻¹ or higher. The CH₄ inhibition in treatments with 2500, 3000, 4000 and 5000 mg SO₄²⁻ L⁻¹ in respect to raw slurry after 114 days was 58%, 78%, 93% and 94%, respectively.

In cattle slurry, the greatest B₀ was also observed in the treatment with 500 mg SO₄²⁻ L⁻¹ although this was not statistically different from raw slurry (0 mg SO₄²⁻ L⁻¹). In cattle slurry, sulfate inhibition started at 2000 mg SO₄²⁻ L⁻¹, since CH₄ production in this treatment was significantly lower than that from raw slurry. At this SO₄²⁻ concentration, the calculated CH₄ inhibition with respect to raw slurry was of 47%. For the bottles containing 2500, 3000, 4000 and 5000 mg SO₄²⁻ L⁻¹ the inhibition was complete since CH₄ production in these bottles was lower than in the blank bottles.

4. Conclusion

From the results obtained herein, CH₄ emission reductions occur at SO₄²⁻ concentrations higher than 2500 mg SO₄²⁻ L⁻¹ and higher than 2000 mg SO₄²⁻ L⁻¹ in pig and cattle slurry respectively. However a SO₄²⁻ concentration of 500 mg SO₄²⁻ L⁻¹ caused and increased in CH₄ emission in both slurries.

Table 2. Cumulative methane (CH₄) production and standard error after 114 days from pig and cattle slurry with increasing sulfate concentrations.

Sulfate concentration (mgSO ₄ ²⁻ L ⁻¹)	Pig slurry			Cattle slurry		
	Ultimate methane production (ml CH ₄ gVSi ⁻¹)	Standard error		Ultimate methane production (ml CH ₄ gVSi ⁻¹)	Standard error	
0	295 ^{b[1]}	9.6		225 ^{ab}	14.4	
200	310 ^b	15.8		212 ^{ab}	51.1	
500	360 ^a	41.5		242 ^a	21.5	
1000	322 ^{ab}	12.4		235 ^{ab}	16.5	
1500	322 ^b	10.0		159 ^{bc}	9.2	
2000	290 ^b	16.1		120 ^[c]	18.0	
2500	123 ^c	3.8		CI ^[2]	-	
3000	66 ^d	6.5		CI	-	
4000	21 ^e	2.1		CI	-	
5000	18 ^e	14.2		CI	-	

^[1] Statistically significant differences ($P < 0.05$) among treatments are indicated by different superscripts within each column.

^[2] CI: complete inhibition; when CH₄ production in treatment bottles was lower than the CH₄ production in blank bottles.

Acknowledgements

The research was financed by the Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries as a part of a development and research program for “Green Growth” in the Danish agricultural sector. The authors wish to thank the slurry acidification company Infarm A/S for cooperation.

References

- Berg W., R. Brunsch, I. Pazsiczki. 2006. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 129–134.
- IPCC, 2006. Emissions from livestock and manure management. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Land Use. Kanagawa, Japan.
- SAS. 2001. SAS User's Guide: Statics. Ver. 9.0. Cary, N.C.: SAS Institute Inc.

The logo for 'remedia workshop' is positioned on the left side of a horizontal banner. The banner has a green background with a blurred image of green leaves. The word 'remedia' is written in a bold, green, sans-serif font, and 'workshop' is written below it in a black, handwritten-style font. A white rectangular box is placed behind the text to make it stand out.

remedia
workshop

Mitigación de GEI en sistemas ganaderos

Pósters

PROYECTO GAS-PORC: CAUSAS DE LA VARIABILIDAD DEL PURÍN PORCINO Y SU INFLUENCIA EN LAS EMISIONES DE CH₄ Y NH₃. PRIMEROS RESULTADOS

Calvet, S.^a, Estellés, F.^a, Cerisuelo, A.^b, Cambra-López, M.^a, Moset, V.^{a,b}, Ferrer, P.^a, Rodríguez, C.^c, García-Rebollar, P.^c, De Blas, C.^c

^a Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s.n. 46022 Valencia.

^b Centro de Investigación y Tecnología Animal, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Pol. La Esperanza, 100. 12400 Segorbe, Castellón.

^c Departamento de Producción Animal, Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s.n. 28040 Madrid.

1. Introducción

La composición del purín juega un papel fundamental en las emisiones de metano (CH₄) y amoníaco (NH₃) del ganado porcino (Moset y col., 2012) y determina la aptitud del mismo para ser usado como fertilizante o como sustrato para la producción de biogás. La composición del purín porcino es a su vez heterogénea y depende de diversos factores como el tipo de animal, su estado fisiológico, la alimentación, el tipo de instalaciones y su manejo, o el clima. El proyecto GasPorc (AGL2011-30023-C03) tiene como principal objetivo analizar la naturaleza de estas relaciones. Este trabajo presenta los resultados preliminares del primer estudio del proyecto, cuyo objetivo fue caracterizar la variabilidad en la composición de los purines en función de las distintas categorías animales, tipo de piensos y zonas climáticas en España.

2. Materiales y Métodos

Se tomaron 80 muestras de purín procedentes de granjas localizadas en dos regiones diferenciadas: centro peninsular (40) y Comunidad Valenciana (40). Las muestras se distribuyeron según las distintas orientaciones productivas: gestación (16), maternidad (16), transición (16), cebo (32). Las granjas fueron pre-seleccionadas estableciendo como factores de variación la alimentación y la región geográfica. Se recogieron 5 L de purín de cada categoría de animales, además de 1 kg de pienso para su posterior análisis. Las muestras se conservaron en refrigeración (4°C) hasta su procesado en el laboratorio. De cada muestra de pienso y de purín se determinó: materia seca (MS), cenizas, proteína bruta (PB), fibra neutro-detergente (FND), fibra ácido-detergente (FAD), lignina (LAD) y N ligado a FND (N-FND). En las muestras de purín se determinó además el pH, conductividad eléctrica (CE) y N amoniacal (N-NH₃). Estos análisis se realizaron en el laboratorio del Departamento de Producción Animal de la UPM. En el laboratorio del Departamento de Ciencia Animal de la UPV se determinaron los potenciales de emisión de CH₄ y NH₃ de los purines. El potencial máximo de emisión de CH₄ (B₀, mL CH₄/ g de sólidos volátiles) de cada muestra se midió por triplicado mediante ensayos de biodegradabilidad en botellas de 125 mL durante 100 días según la metodología descrita por Verdenne y col. (2007). El contenido en CH₄ del biogás producido se determinó mediante cromatografía de gases con detector FID. El potencial de emisión de NH₃ (mg/día por L de purín) se determinó

por duplicado mediante el método de la cámara dinámica durante 15 días consecutivos, siguiendo la metodología empleada por Pereira y col. (2012).

3. Resultados y Discusión

Las Tablas 1 y 2 muestran la composición de los piensos y de los purines estudiados, respectivamente, y los potenciales de emisión de NH₃ y CH₄ de los purines. De acuerdo con la hipótesis de partida del proyecto, se encontró una importante variabilidad tanto en la composición de los piensos utilizados en granjas comerciales como en los purines generados. Por orientación productiva y zona geográfica, la mayor variación se observó para la concentración de FAD y LAD en los piensos, y para sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y N-FND en los purines. El nivel de PB de los piensos no estuvo relacionado con el N total del purín y su relación con el contenido de ST y SV fue negativa ($r=-0.25$; $P<0.05$).

Tabla 1. Composición analítica (media \pm desviación estándar) de los piensos comerciales.

	Orientación productiva				Zona geográfica	
	Gestación	Maternidad	Transición	Cebo	Z. Centro	C. Valenciana
MS (%)	89.6 \pm 1.65	89.4 \pm 1.57	89.9 \pm 1.54	89.9 \pm 1.45	90.0 \pm 1.64	89.5 \pm 1.36
Cenizas (%MS)	6.26 \pm 1.04	6.55 \pm 0.56	5.90 \pm 0.49	5.34 \pm 0.60	5.80 \pm 0.73	6.06 \pm 0.91
PB (%MS)	15.0 \pm 1.48	17.9 \pm 1.55	19.0 \pm 1.51	17.2 \pm 1.59	17.1 \pm 1.92	17.4 \pm 2.18
FND (%MS)	22.7 \pm 2.78	19.2 \pm 3.12	14.2 \pm 1.61	16.1 \pm 1.89	17.7 \pm 3.20	17.9 \pm 4.51
FAD (%MS)	8.51 \pm 1.77	6.63 \pm 1.89	3.85 \pm 0.69	5.37 \pm 1.24	5.70 \pm 1.72	6.32 \pm 2.52
LAD (%MS)	1.76 \pm 0.75	1.21 \pm 0.67	0.35 \pm 0.30	0.76 \pm 0.48	0.92 \pm 0.64	1.06 \pm 0.84
N-FND (%N)	13.2 \pm 3.15	10.8 \pm 2.15	9.12 \pm 2.89	10.1 \pm 2.36	11.7 \pm 2.80	9.91 \pm 2.86

Tabla 2. Composición analítica (media \pm desviación estándar) de los purines y emisiones de NH₃ y CH₄

	Orientación productiva				Zona geográfica	
	Gestación	Maternidad	Transición	Cebo	Z. Centro	C. Valenciana
Sólidos Totales (%)	5.43 \pm 5.29	4.02 \pm 2.56	3.73 \pm 2.42	6.04 \pm 3.96	4.17 \pm 3.43	5.68 \pm 3.43
Sólidos Volátiles (%)	3.97 \pm 3.98	2.96 \pm 1.94	2.70 \pm 1.86	4.53 \pm 3.14	3.12 \pm 2.69	4.16 \pm 2.69
N (%MS)	11.5 \pm 6.30	11.0 \pm 5.79	11.3 \pm 4.68	11.6 \pm 5.94	11.8 \pm 4.79	11.0 \pm 4.79
FND (%MS)	39.7 \pm 15.3	38.9 \pm 7.65	31.6 \pm 11.4	35.7 \pm 13.3	36.6 \pm 12.3	36.3 \pm 12.8
FAD (%MS)	20.7 \pm 9.29	19.7 \pm 4.81	13.5 \pm 5.84	18.2 \pm 8.68	18.1 \pm 7.02	18.1 \pm 8.64
LAD (%MS)	8.04 \pm 3.48	7.88 \pm 2.52	4.56 \pm 2.82	6.75 \pm 3.77	6.72 \pm 3.37	6.87 \pm 3.57
pH	7.77 \pm 0.14	7.60 \pm 0.33	7.35 \pm 0.57	7.44 \pm 0.37	7.34 \pm 0.45	7.71 \pm 0.45
CE (mS/cm)	22.0 \pm 8.16	15.6 \pm 5.90	21.2 \pm 10.5	28.4 \pm 14.2	21.3 \pm 11.9	23.7 \pm 11.3
N-NH ₃ (%N)	67.3 \pm 14.4	62.4 \pm 14.0	63.0 \pm 12.1	68.8 \pm 13.6	62.5 \pm 13.1	68.8 \pm 13.4
N-FND (%N)	10.8 \pm 8.01	10.6 \pm 7.05	11.4 \pm 8.45	11.2 \pm 9.44	7.07 \pm 3.43	14.9 \pm 9.73
Emisión NH ₃ (mg/ L/día)	87.5 \pm 15.9	66.6 \pm 21.9	77.0 \pm 46.1	104 \pm 52	78.4 \pm 42.3	93.8 \pm 39.1
B ₀ (mL CH ₄ /g SV)	295 \pm 146	223 \pm 77	387 \pm 157	321 \pm 145	303 \pm 139	309 \pm 148

La emisión de NH₃ varió significativamente entre orientaciones productivas ($P<0.05$) y estuvo relacionada positivamente con características del purín tales como el N-NH₃ ($r=0.78$; $P<0.01$), CE ($r=0.76$; $P<0.01$) y ST ($r=0.33$; $P<0.01$), y negativamente con el contenido en cenizas ($r=-0.31$; $P<0.05$) y la PB ($r=-0.25$; $P<0.10$) de los piensos. La producción potencial de CH₄ estuvo negativamente relacionada ($P<0.01$) con los contenidos de fibra tanto de purines (FND: $r=-0.44$; FAD: $r=-0.56$ y LAD: $r=-0.65$) como de piensos (FND: $r=-0.32$; FAD: $r=-0.39$ y LAD: $r=-0.39$).

4. Conclusión

Se ha encontrado una elevada variabilidad en la composición de piensos y purines de granjas comerciales, entre y dentro de orientaciones productivas. La emisión de NH_3 estuvo relacionada con ciertas características de los purines (N- NH_3 , CE, ST), mientras que la emisión de CH_4 se correlacionó negativamente con los contenidos de fibra y lignina de piensos y purines.

Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado con la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación, mediante el Proyecto de Investigación AGL2011-30023-C03.

Referencias

Moset, V., Cambra-López, M., Estellés, F., Torres, A.G., Cerisuelo, A. 2012. Evolution of chemical composition and gas emission from aged pig slurry during outdoor storage with and without prior solid separation. *Biosyst. Eng.* 111, 2-10.

Pereira, J., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trindade, H. 2012. Effects of temperature and dairy cattle excreta characteristics on potential ammonia and greenhouse gas emissions from housing: A laboratory study. *Biosyst. Eng.* 112, 138-150.

Vedrenne, F., Béline, F., Dabert, P., Bernet, N., 2007. The effect of incubation conditions on the laboratory measurement of methane producing capacity of livestock wastes. *Biores. Techn.* 99: 146–155.

CO₂ EMISSIONS DURING CO-COMPOSTING OF THE SOLID FRACTION OF PIG SLURRY

Santos, A^a., Bustamante, M.A^a., Moral, R^b., Bernal, M.P^a

^a Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100, Murcia.

^bUniversidad Miguel Hernandez, EPSO Orihuela, Carretera de Beniel Km 3.2, 03312, Orihuela.

1. Introduction

Nowadays, the intensive systems for pig production cause a huge accumulation of pig slurry in the farms, which need to be recycled or treated adequately to reduce the environmental impact. Composting of pig slurry can be a feasible method for its management to produce an organic material with high fertilising properties. But due to the high water content, a solid-liquid separation is needed for composting. Composting of organic wastes is a biooxidative process involving the mineralisation and partial humification of the organic matter, leading to a stabilised final product, free of phytotoxicity and pathogens and with certain humic properties (Zucconi and de Bertoldi, 1987). In the composting process, CO₂ is produced, one of the main contributors to the greenhouse effect during composting. According to Song Qiu et al.(2005), temperature and CO₂ concentrations are directly related with microbial activity. During composting, organic matter is stabilised and easily degradable compounds are mineralised to CO₂ by microorganisms. The aim of this study is to relate temperature profile with CO₂ production rate for defining the bulking agent for co-composting of solid phase of pig slurry.

2. Materials and Methods

Solid phase of pig slurry (SPS) was obtained from a sows and piglets farm after separation of the pig slurry with a screw-press. Four different materials were selected as bulking agents for the co-composting of the solid fraction of pig slurry: maize straw, barley straw, cotton gin waste and a garden pruning waste. All the materials were fully characterised. The solid fraction had a low C/N ratio for composting (14.3), and the mixtures were elaborated in order to have a C/N ratio around 25, optimum for composting. The batch reactors used as composting simulators were insulated cylindrical columns with 14 cm inner-diameter and 40 cm height. The solid pig slurry+bulking agent mixtures were run in duplicates, and weight, height, volume and density of the mixtures inside the batch reactors is shown in Table 1. The trials lasted for 15 days and a data logger with temperature sensors was used to collect the temperatures inside the batch reactor, while the maximum and minimum ambient temperatures were collected daily with an external thermometer. Samples from the initial and final mixtures were kept, to determine microbial respiration as CO₂ emission in 10 days. The measurement of the CO₂ emission was performed using hermetic jars, with 5g of material and the CO₂ released from the microorganism's activity was trapped in a vial with 10mL of NaOH 0.5M. The jars were placed in an incubator for 10 days. The vials were changed with 2-3 days of interval and titrated with HCl 0.5M to evaluate the C-CO₂ released from the mixtures before and after the 15 days laboratory composting.

3. Results and Discussion

Analysing the thermal profile of the biodegradation curves (Fig.1), it can be observed that the cotton gin and the pruning wastes are easily degradable materials, due to the high temperatures observed, around 24-26°C, and a quick temperature development, indicating a high microbial activity. This observation is supported by the results showed in Table 2, where a reduction in the C-CO₂ production on the samples analysed at the end of the experiment occurred. The reduction of the CO₂ emission was more significant in the pruning mixture, with a reduction of 57%, indicating that microbial activity was still going in the cotton gin mixture. As observed in the C-CO₂ values, mixtures with cotton gin waste and garden pruning waste had the highest values of C-CO₂ emissions when comparing with other materials, the maize straw having the lowest values. The results are in agreement with the temperature profile. The increased values for C-CO₂ production in the maize and barley mixtures after 15-d composting may indicate that these mixtures are more difficult to be degraded. Maybe the internal part of the particles cannot be physical accessible for the microbial attack, and the 15-days composting acted as a pre-treatment for breaking down the surface of the straw particles.

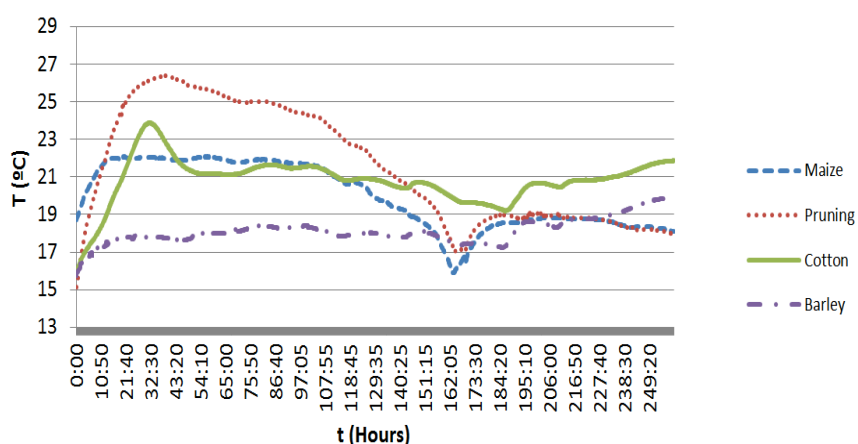


Fig 1. Temperature evolution from the composting simulator test of SPS with several bulking agents.

Table 1. Weight, height, and density of the mixtures inside the batch reactors.

	<i>SPS+Cotton gin</i>	<i>SPS+Barley straw</i>	<i>SPS+Maize straw</i>	<i>SPS+Pruning</i>
Weight (Kg)	2,3	2,3	3,0	3,0
Height (m)	0,31	0,31	0,30	0,31
Density (Kg/m³)	479	479	652	625

Table 2. C-CO₂ emission values from microbial activity of the mixtures before and after 14 days laboratory composting (mgC-CO₂/gDM in 10-d).

	<i>SPS+Cotton gin</i>	<i>SPS+Barley straw</i>	<i>SPS+Maize traw</i>	<i>SPS+Pruning</i>
Before	24,08	15,19	8,65	22,38
After	21,72	18,79	13,13	9,62

4. Conclusions

Thermal profile of composting materials at laboratory scale together with the microbial degradation measured by C-CO₂ emissions in 10-d are adequate parameters to define the feasible mixtures for composting of solid pig slurry at laboratory level. It can be concluded that pruning waste or cotton gin can be considered adequate bulking agents for composting the solid phase of pig slurry.

References

Zuconni, F., de Bertoldi, M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zuconni, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking, pp. 30–50.

Qiu, S., McComb, A. J., Bell, R. W., Davis, J. A., 2003. Response of soil microbial activity to temperature, moisture, and litter leaching on a wetland transect during seasonal refilling, *Wetlands Ecology and Management* 13: 43–54, 2005

DETERMINATION OF METHANE PRODUCING CAPACITY OF GOAT FAECES

López, D.M.^a, Viguria, M.^a, Arriaga, H.^a, López, M.C.^b, Fernández, C.^b, Merino, P.^a

^a. NEIKER-Tecnalia, Basque Institute for Agricultural Research and Development, Derio, 48160, Bizkaia, Spain.

^b Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s.n. 46022 Valencia.

1. Introduction

In addition to the methane (CH₄) produced in the rumen, CH₄ emission from the excreta of ruminants is an important source of this greenhouse gas.

Many factors influence CH₄ emissions from ruminants such as the level of feed intake, the type of carbohydrate on the diet or feed processing can reduce CH₄ emissions from the cattle.

For the estimation of these CH₄ emissions, the International Panel on Climate Change (IPCC, 2006) proposed a calculation based on the maximum CH₄ producing capacity (B₀), which is an important value for the determination of the biogas production potential.

The objective of this work was to evaluate the effect of two goat diets with different carbohydrate sources on the estimation of maximum CH₄ producing capacity (B₀) from faeces.

2. Material and Methods

Lactating goats, mean weight of 46,1±8,6 kg, were fed with different diets differing on the collected source of carbohydrates. Four total diets were studied; two diets based on barley (B) as a cereal source, and two diets based on corn (C). In both (B and C), the effect of the carbohydrate type, starch (S) and fiber (NDF) was tested. The higher value of S was 24% and the lower 7%. NDF ranged from 35% to 47%.

B₀ was determined for each sample using batch incubations during 85 days at 38°C. Five replicates were incubated for each diet. Faeces were introduced in 250 mL Pyrex glass bottles applying 1.6 sample to headspace ratio. The dilution ratio of samples was 1:9, in order to avoid any inhibition by excessive NH₃ concentration (Vedrenne et al., 2008). The bottles were capped with a thick rubber septum and the headspace was flushed with pure N₂ to prevent O₂ inhibition.

Biogas production was monitored every 7 days by pressure measurement using a Delta Ohm manometer HD 9220 (absolute pressure meter 0-2000 mbar ±0.8%). When the headspace absolute pressure exceeded 9 psi a gas sample was collected in a 9 ml vial for CH₄ concentration determination. Methane concentration was analysed by Gas Chromatography with a Flame Ionization detector (GC-FID 7890A, Agilent Technologies).

The B_0 value was calculated based on cumulative CH_4 production during incubation and organic matter content presented in faeces before incubation.

3. Results and Discussion

The diet affected the CH_4 production on maximum potential CH_4 yield (Table 1) ($p < 0.05$).

Table 1. CH_4 potential of faeces of B_0 (L CH_4 kg⁻¹) test for each type of diet.

Diet			
BS	BNDF	CS	CNFD
9.38±4.01	0.5±0.08	16.72±8.73	2.36±1.41

This study showed that faeces derived from diets using NFD give lower B_0 values than starch based diets ($p < 0.05$). This is likely to be because feeding ruminants with fiber-rich diets, can produce faeces which contain larger amounts of slowly degradable carbohydrates (Moller et al., 2004).

The production of CH_4 is rather similar for barley and corn diets containing fiber as carbohydrate, which can be explained by the similar diet %NFD content.

The B_0 value obtained from diets based on starch as carbohydrate was higher on corn than on barley diets but is not significant. This can be explained by the higher fiber content of barley treatments and probably less degradable.

4. Conclusion

The effect of fiber as carbohydrate on diets produced faeces with lower methane producing capacity.

Acknowledgements

This work was cofinanced by the Ministerio de Ciencia e Innovación. INIA. RTA 2011-00107-C02-01.

References

Bannink, A.; Smits, M.C.J., Kebreab, E.; Mills, J.A.N., Ellis, J.L., Klop, A., France, J., Dijkstra, J. 2010. Simulating the effect of grassland management and grass ensiling on methane emission from lactating cows. *J. Agric. Sci.*, 148, 55-72.

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, vol. 4. Agriculture, forestry and other land use. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. Tanabe, K. (Eds.) (2006). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme IGES, Hayama, Japan.

Jarret G., Martinez J. and Dourmad J., 2011. Pig feeding strategy coupled with effluent management - fresh or stored slurry, solid phase separation - on methane potential and methane conversion factors during storage. *Atmospheric Environment*, vol. 45, 34, 6204-6209.

Moller, H., Sommer, S.,Ahring, B. ,2004. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass & Bioenergy*, vol. 26, 5,485-495.

Vedrenne F., Béline F., Dabert P. and Bernet, N., 2008. The effect of incubation conditions on the laboratory measurement of the methane producing capacity of livestock measurement wastes. *Bioresource Technology*, vol. 99, 1, 46-155.

EFFECTO DE LA FUENTE DE CARBOHIDRATOS DE LA DIETA SOBRE LA PRODUCCIÓN DE METANO EN CABRAS LECHERAS.

Estellés, F.^a, Calvet, S.^a, López, M.C.^a, Merino, P.^b, Fernández, C.^a,

^a Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s.n. 46022 Valencia.

^b NEIKER-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario. Bizkaiko Parke Teknologikoa, 812, 48160 Derio (Bizkaia)

1. Introducción

La mitigación de las emisiones de Gases Efecto Invernadero (GEI) como metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), y gases acidificantes como el amoníaco (NH₃) es una necesidad en España. En este sentido, es sabido que los rumiantes poseen un sistema digestivo que tiene la capacidad de aprovechar y convertir material fibroso con altos contenidos en hidratos de carbono estructurales, en alimentos de alta calidad nutritiva. Sin embargo, por sus características innatas, este sistema digestivo también produce metano, resultando no sólo en una pérdida de energía para el animal sino también en las emisiones de gases con efecto invernadero. Así, los animales rumiantes (concretamente el ganado bovino, ovino y caprino), son responsables de la gran mayoría (>90%) de estas emisiones de metano de origen entérico. Dados los compromisos internacionales adquiridos, existe una necesidad de mitigación de dichas emisiones en la práctica. En este sentido, la reducción de las emisiones de CH₄ entérico en rumiantes, está basada principalmente en la manipulación de la dieta de los animales (Beauchemin *et al*, 2008). Uno de los factores más importantes dentro de la dieta es el tipo de carbohidrato; grano de cereal, forraje o subproducto fibroso.

El objetivo de este estudio es la determinación de emisiones de CH₄ en cabras lactantes alimentadas utilizando diferentes fuentes de carbohidratos. Además, se determinará la producción de gas por los animales de forma individual y en grupo con dispositivos diferentes; head box y cámara dinámica.

2. Materiales y Métodos

Se utilizaron 18 cabras lactantes procedentes de la granja experimental de pequeños rumiantes de la Universitat Politècnica de València, con un peso medio (\pm d.e.) de 46,11 \pm 8,6 kg. Los animales fueron alimentados con cuatro raciones mixtas compuestas por cuatro piensos diferentes y alfalfa (con una relación forraje-concentrado de 40:60) siendo la ingesta total diaria de 2,0 kg de MS/d. Los piensos fueron isoenergéticos e isoprotéicos, variando fundamentalmente su fuente de carbohidratos. Dos de los piensos utilizaron como fuente de cereales la cebada (CEB) y los otros dos el maíz (MAIZ). Dentro de cada grupo de piensos (CEB o MAIZ), se estudió el tipo de carbohidrato almidón (ALM) y fibra neutro detergente (FND). La composición química de las raciones se resume en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición química de las raciones estudiadas (valores en % sobre MS)

Parámetro	Dieta			
	CEB-ALM	CEB-FND	MAÍZ-ALM	MAÍZ-FND
Materia seca (MS)	87,53	88,31	87,60	88,20
Materia orgánica (MO)	91,83	91,52	92,51	91,27
Proteína bruta (PB)	18,17	17,96	18,60	19,01
Extracto etéreo (EE)	2,32	5,31	2,13	5,04
Fibra neutro detergente (FND)	40,60	46,45	34,82	47,45
Almidón (ALM)	21,87	7,01	27,99	6,57
Energía bruta, MJ/kg MS	18,97	19,17	18,76	19,40

Se midió la producción de CH₄ y CO₂ de los animales empleando dos metodologías: calorimetría indirecta de circuito abierto y una cámara dinámica. Con la primera metodología, el animal introducía la cabeza en un cajón cerrado (“head box”), y se evaluaron de forma individual las emisiones de cuatro animales del grupo que fueron pasando sucesivamente por las diferentes dietas. En el caso de la cámara dinámica, sólo se evaluaron las dos dietas con base de cebada. En este caso, tras pasar por la metodología anterior, y tras un periodo de adaptación, los animales eran manejados en grupos de tres, obteniendo así las emisiones de los 18 animales en 6 grupos.

3. Resultados y Discusión

La Tabla 2 recoge el resumen de resultados preliminares de las emisiones de CH₄ medias para ambos métodos de medida y para las dietas experimentales.

Tabla 2. Producción media de metano (L·h⁻¹·kg^{-0.75}) y error estándar para cada una de las dietas y métodos de medida empleados

Método	N	Dieta			
		CEB-ALM	CEB-FND	MAÍZ-ALM	MAÍZ-FND
Calorimetría individual	4	0,099±0,011	0,099±0,005	0,104±0,004	0,096±0,004
Cámara dinámica	6*	0,095±0,008 ^a	0,048±0,007 ^b	-	-

*6 grupos de 3 animales cada uno

^{a,b}Superíndices distintos en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas (p<0.05)

En términos generales, los valores de producción de CH₄ fueron similares a los obtenidos en estudios previos para cabras lactantes de la misma explotación (López *et al*, 2010). Los resultados obtenidos de forma individual mediante calorimetría indirecta son muy similares para las cuatro dietas estudiadas, no observándose diferencias significativas para los valores medios encontrados. En el caso de la cámara dinámica, si se observaron diferencias estadísticamente significativas entre las dos dietas estudiadas, siendo las emisiones de metano muy inferiores en el caso de la dieta rica en fibra neutro detergente. Ésta reducción de las emisiones podría estar relacionada con la mayor proporción de grasa de la dieta CEB-FND respecto a la dieta CEB-ALM, que afecta de forma negativa a las bacterias fibrolíticas y por tanto a las arqueas metanogénicas (Grainger and Beauchemin, 2011). Éste efecto no se observó en las mediciones realizadas con la “head box”, quizá causado por el efecto del individuo, ya que fue menor número de animales estudiados con esta técnica. En la actualidad se están evaluando los parámetros relacionados con la fermentación ruminal, que sin lugar a dudas nos darán información más precisa, ya que las raciones incorporaban un 60% de heno de alfalfa que provocaría un efecto de dilución del pienso.

4. Conclusión

No se observó un efecto del tipo de cereal ni del tipo carbohidrato de la dieta sobre las emisiones de CH₄ por parte de las cabras en términos generales, aunque sí hubo diferencias entre piensos con distintos niveles de fibra en las medidas realizadas en cámara dinámica.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias a los fondos pertenecientes al Proyecto INIA RTA2011-00107-C02-02.

Referencias

Beauchemin, K. A., M. Kreuzer, F. O'Mara, y T. A. McAllister. (2008). Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, 21–27

Grainger, C. and Beauchemin, K. A. (2011). Can enteric CH₄ emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science and Technology* 166-167(0), 308-320.

López, M.C., Ródenas, L., Piquer, O., Martínez, E., Cerisuelo, A., Cervera, C., Fernández, C., 2010. Determination of the proportion of the ingested gross energy last as exhaled methane by dairy goats consuming contrasting concentrate ingredients in mixed rations. *Canadian Journal of Animal Science* 90, 585–590.

PERFORMANCE OF HEAT EXCHANGERS IN A BROILER FARM IN SPAIN. PRELIMINARY RESULTS

Maite Aguilar^{a*}, Izaskun Cenoz^a, Elena Irujo^a, Lucia Cordovín^a, Pilar Merino^b, Fernando Estellés^c, Salvador Calvet^c

^aInstituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Agroalimentarias (INTIA), S.A., Sección Sistemas Sostenibles, Avda. Serapio Huici 22, Villava, 31610, Spain

^bNeiker-Tecnalia, Environmental Quality Department, Bº Berreaga 1, Derio, 48160, Spain

^cInstitute of Animal Science and Technology Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n, Valencia, 46022, Spain

*Corresponding author. E-mail: maguilar@intiasa.es

1. Introduction

In broiler production, heat requirements are very important, especially during the pre-heating of the buildings and during the first days of the cycle, when temperature inside the houses must be kept above 30°C. Ventilation is required to remove moisture and to keep the litter in good condition, but during the cold weather, ventilation produces important heat losses from the houses. In this situation, heat exchangers can be useful to favour the efficient use of energy (Bokkers et al, 2010, Zhang and Barber, 1995), by also reducing greenhouse gas emissions (GHG) and annual operating cost.

The main aim of this work is to evaluate the performance of heat exchangers in a broiler house. Preliminary results will be presented in this paper.

2. Material and Methods

Two buildings of 33,000 places each located in the same broiler farm were evaluated for 5 production cycles during warm and cold seasons in 2011/12. Both houses were identical but one of them had implemented heat exchangers to reduce the energy consumptions.

Each ERC500 (SYSTEL) heat exchanger was provided with two fans of 5,800 m³/h and 150 m² of exchange surface. Heat exchangers recover the outlet air heat increasing the temperature of incoming air when there is a certain temperature difference between indoor and outdoor air.

Temperature and relative humidity were measured every second during five periods of several hours in one of the heat exchangers before and after the process. At the same time, the pressure drop of the building was registered every second using a differential pressure sensor.

The electricity and propane consumptions of each building were registered by counters. Animal productive parameters, like Feed Conversion Rates (FCR), Daily Weight Gain (DWG), daily mortality and feed consumption were also registered in both buildings.

Data were processed using summary statistics and linear regression by PASW Statistics 18.

3. Results and Discussion

The average pressure difference affects directly to the ventilation rate. A higher pressure drop may have a double effect: on the one hand, the fans introducing the air into the building increase their flow, which involves a lower residence time in the exchanger. On the other hand this pressure drop reduces the flow of exchanger exhaust fans, thus reducing the heating capacity of the system.

The minimum temperature difference inside-outside needed to obtain inlet air temperature increase in the heat exchangers, can be calculated for different pressure drops. Higher pressure drops between outside and inside will require higher temperature increases to compensate minor residence time in the heat exchangers.

Both aspects, temperature difference and difference of pressure, have to be considered for the heat exchangers handling and the evaluation of its economical benefit.

Preliminary results seem to indicate a reduction of propane consumption around 40% in the building with the heat exchangers, during mild and cold seasons. The highest efficiencies for heat exchangers were observed when temperature differences increased. This result agrees with Bokkers et al. (2010) where gas use was reduced by 38% in farms with heat exchangers. However, this effect was not observed during the summer, when difference of consumptions was not found.

The electricity consumption was about 20% higher in the building provided with the heat exchangers, probably due to its fans consumption. Further analysis must determine whether reductions of gas consumption compensate the increase of electricity use.

Considering these effects on gas and electricity consumptions and based on the results obtained in the monitored buildings, we estimate that the use of heat exchangers from October to April, could achieve a reduction of 7.3 kg of CO₂ emissions per 100 broilers produced in this farm, which represents around the 20% of the CO₂ emission due to direct energy use in the buildings (36.2 kg). Nevertheless considering that the total emission of GHG per 1 kg of live weight of chicken is estimated at 2.0 to 2.3 kg of CO₂ (IPCC, 2006), this CO₂ emission reduction barely represents a 1.5% of this amount. Therefore, only a partial reduction of the total emission of greenhouse gases from broiler production can be achieved on the farm.

Regarding Feed Conversion Rates (FCR) and average Daily Weight Gain (DWG), we can not either conclude that one building has provided better results than the other one. Average values for FCR and DWG were 2.04±0.13 kg of feed per kg of live weight produced and 56.87±2.46 g of live weight per day and animal, respectively.

4. Conclusion

Preliminary results seem to indicate a reduction of propane consumption in the building equipped with the heat exchangers, both in mild and cold seasons. During the summer, this effect is reduced, especially considering that electricity consumption increase may have to be compensated. Significant effects were not either found for productive parameters.

Temperature difference and pressure drops between inside and outside of the building, have to be considered for the heat exchangers handling and for the evaluation of its economical benefit.

Further analysis is required to complete the evaluation of the economical benefit of the heat exchangers and to complete the effect of this technique on emissions and on animal performance.

Acknowledgements

Many thanks have to be given to the farmers of Sainz Munarriz (Abárzuza-Navarra) where the study is being conducted. The authors also acknowledge the support of the colleagues of INTIA, especial thanks to Alberto Abaigar and the mounting staff. This study is part of BAT-FARM project which is funded by the EU Commission (via regional funds managed by the Atlantic Area Group).

References

Bokkers, E. A. M, van Zanten, H. H. E., van den Brand, H. (2010). Field study on effects of a heat exchanger on broiler performance, energy use, and calculated carbon dioxide emission at comercial broiler farms, and the experiences of farmers using a heat exchanger. Poultry Science Association, 89 (12), 2743-50.

IPCC (2006). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

Zhang, Y. and Barber, E. M. (1995). An Evaluation of Heating and Ventilation Control Strategies for Livestock Buildings. Journal of Agricultural Engineering Research 60(4), 217-225.

NUTGRANJA 2.0: DEVELOPMENT AND TEST OF A SIMPLE FARM MODEL TO SIMULATE GHG EMISSIONS, N LOSSES, AND P EMISSIONS FROM DAIRY FARMS

Del Prado, A.^a, Corré, W.J.^b, Pinto, M.^c, del Hierro O.^c, Oenema O.^d.

^aBC3. Basque Centre for Climate Change. Bilbao, Spain.

^bPlant Research International, NL-6700 AA Wageningen, Netherlands

^cNEIKER-Basque Institute for Agricultural Research and Development, Derio, Spain.

^dUniversity of Wageningen & Research Centre, Alterra, POB 47, NL-6700 AA Wageningen, Netherlands

1. Introduction

Farm nutrient management has been identified as one of the most important factor determining the economic and environmental performance of dairy farming systems. Sensible manure management, for instance, has been regarded as a very important way to mitigate GHG emissions, improve the efficiency of nitrogen (N) and phosphorus (P) utilisation. There is a need to develop robust tools which enable scientists and policy makers to study most of the underlying interactions among climate, soil and management conditions. We propose as one of these tools a new simple simulation model (NUTGRANJA 2.0). NUTGRANJA 2.0 is a large modification of a yet simpler version developed for the European context (NUTGRANJA 1.0: del Prado *et al.* 2000). The current version has been specifically developed for the Basque Country (northern Spain) dairy farms although the same principles could potentially be applied to other dairy farming systems in the Atlantic area. The objectives of this paper are (i) to describe the main principles of NUTGRANJA 2.0, (ii) to present a sensitivity test with a selection of model state variables to changes in model input variables and (iii) to discuss the applications and limitations of the model.

2. Model description

NUTGRANJA 2.0 is an annual mass-balance semi-empirical model. Existing data on N and P fluxes from the Basque Country and existing modelling approaches were used to develop NUTGRANJA 2.0 for the Basque Country. NUTGRANJA 2.0 simulates processes for some of the soil-plant and animal mechanisms that control GHG and N losses, and animal productivity. The internal flows form a cycle through which energy and mass (N and P) are calculated in multiple iterations through the four main cycle compartments (soil, plant, cattle and manure storage) until a steady state for N and P flows is reached. Each of these compartments is differently affected by external driving forces such as climatic, soil and management factors. The farm can be analysed as a whole, as well as the different land use areas, in isolation.

NUTGRANJA 2.0 simulates the total plant growth and harvested/grazed herbage response (per ha) to soil available N and P flows as a function of management factors and edapho-climatic conditions. Annual N available for the plant comprises nitrate (NO_3^-) and ammonium (NH_4^+) pools from fertiliser addition, atmospheric deposition, hydrolysed excreted urine and mineralised N from: previous years organic N, recycled N manure, dung and dead plant material. Phosphorus is recycled through dung,

manure and dead plant material. For a given lactating herd type and diet profile the model predicts the amount of pasture area which is grazed by matching the total predicted grazed grass/ mixed grass-white clover dry matter (DM) intake and requirements (energy and proteins) with predicted supplies per unit area (DM, energy and N) of grazed grass/ clover. The land area which is utilised for grass and maize for silage is computed similarly by matching the predicted total animal requirements from these sources (during grazing and/or housing period) with the predicted silage yields per unit of area. The amount of N or P which does not result in milk or meat is assumed to be excreted as urine and dung or manure during grazing or housing period, respectively. The manure produced during the housing period is stored and eventually, either applied or exported outside the farm. Nitrogen may be lost as gaseous losses during the different stages of the manure management system (i.e. from animal excretion to application to the soil). The model interface displays a general climatic map of the area of study. Any site within the map can be defined in terms of average climatic conditions through values of annual rainfall, annual temperature, temperature in August, temperature in January and hydrologically effective rainfall (HER). NUTGRANJA 2.0 requires information on animal inputs (cows diet profile, animal types, animal number, replacement rate, animal grazing days), which will be used to predict the herd nutrient requirements.

The land use in the farm is defined through dividing the whole area into distinctive areas as defined by: agronomic use, soil type, Sward type, history of the field and land management (e.g fertilisation...).

3. Sensitivity test

NUTGRANJA 2.0 was run varying a selection of model factors (input variables) to assess their relative effect on the following state variables. Examples are shown in Fig 1 and Table 1.

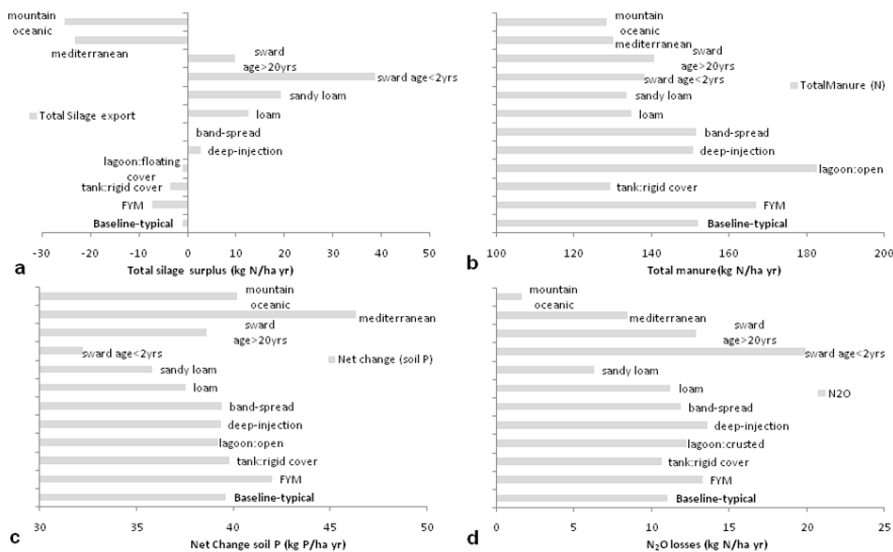


Fig 1. Output of sensitivity analysis of varying class-type factors for silage export surplus (a), manure N (b), net change soil P (c) and N₂O losses (d).

Table 1. Output of sensitivity analysis of varying factors by -30%,-10%,+10% and +30% on silage surplus, manure N, soil P net change, N₂O losses, NH₃ losses and average NO₃-N concentration in the leachate.

State variable	Sr				
	% factor varied	-30%	-10%	10%	30%
N ₂ O losses	% clover in sward	n.a*	n.a*	4.8	2.1
	Slope (% flat grassland)	1.1	0.7	-2.1	-1.2
	Fertilizer N/ha	-0.8	-0.8	0.5	0.8
NH ₃ losses	Slope (% flat grassland)	-0.5	-0.8	1.0	0.8
	% clover in sward	n.a*	n.a*	0.2	0.5
	Concentrates (%)	0.0	-0.4	0.1	0.4

These tests indicated that field-related factors such as % clover in the sward, % slope and annual fertiliser rate may have a large effect on most of the model state variables studied (e.g. N losses from N₂O or NH₃).

References

Del Prado, A., Corre, W.J., Oenema, O., Pinto, M. 2000. NUTGRANJA 1.0. Description and parameterization of a farm-scale simulation model. Appendices to the Third Progress Report, i.e. reports and manuscripts of all partners. FAIR 3 CT96-1920.

LA HUELLA DE CARBONO COMO INDICADOR AMBIENTAL EN LA EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DE EXPLOTACIONES DE PEQUEÑOS RUMIANTES DE APTITUD LECHERA

del Hierro, O.^a, Pinto, M.^a, Intxaurrendieta, J.M.^b, Mangado, J.M.^b, Eguinoa, P.^b, Marijuan, S.^c, Gutierrez. R.^d, Mena, Y.^d, Hidalgo, C.^e, Palacios, C.^f, Pérez, D.^g, Batalla. M.I.^a

^a NEIKER-Tecnalia. Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario. Berreaga, 1. 48160-Derio, Bizkaia .

^b INTIA. Avda Serapio Huici, 22 Edif. Peritos, 31610 Villava, Navarra.

^c SERGAL, Granja Modelo s/n, 01192 Arkaute, Vitoria-Gasteiz.

^d ETSIA. Universidad de Sevilla. Carretera de Utrera km 1. 41013 Sevilla.

^e Universidad de León. Facultad de CC. Económicas y Empresariales. 24071 León.

^f Universidad de Salamanca. Dpto. Construcción y Agronomía. Producción Animal. 37008 Salamanca.

^g Universidad Pablo de Olavide. Ctra. de Utrera, km. 1 41013, Sevilla

1. Introducción

La huella de carbono además de estar convirtiéndose en un elemento de marketing “verde” en el sector agroalimentario, resulta útil como herramienta en la toma de decisiones en la mitigación de gases de efecto invernadero del sector ganadero. La huella de carbono es un indicador que permite cuantificar las emisiones de gases de efecto invernadero en la producción de un bien o servicio y es expresada en kilogramos de dióxido de carbono equivalente (CO₂-eq). Este trabajo presenta el cálculo de la huella de carbono en cuatro explotaciones de pequeños rumiantes de aptitud lechera situadas cada una en cuatro regiones distintas de España (Navarra, Andalucía, Castilla y León y País Vasco).

2. Materiales y Métodos

El cálculo de la huella de carbono se ha realizado en base a las premisas metodológicas marcadas por la norma PAS2050 y las directrices establecidas por el IPCC (2006) para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. En el caso de los factores de emisión para las emisiones de metano procedentes tanto de la fermentación entérica como del manejo del estiércol se han utilizado los propuestos por la Universidad Politécnica de Valencia en el marco de la revisión de la metodología utilizada en el inventario de Emisiones del MAGRAMA (Calvet, et al., 2006). Para este estudio se han utilizado datos recogidos en cuatro explotaciones, una primera de caprino situada en la Sierra de Cádiz, y las otras tres restantes de ovino de leche, situadas en las provincias de Zamora, Álava y Navarra, respectivamente. Los datos necesarios para el cálculo de la huella de carbono en este estudio son todos datos primarios, habiéndose obtenido a partir de entrevistas y encuestas directas realizadas en cada una de las explotaciones en el año 2011. En base a los requisitos establecidos por la PAS 2050:2008, se han definido tanto los límites del sistema como

la unidad funcional (UF). En el marco del proyecto se ha seleccionado el litro de leche corregida por energía (ECM, Bocquier et al. 1993) como UF, expresándose por tanto la HC por kilogramos de CO₂-eq por litro de ECM. En la Tabla 1 se presentan las características principales de las 4 explotaciones estudiadas:

Tabla 1. Características generales de los explotaciones estudio de caso (todas en régimen semiextensivo)

	Explotación caprino	Explotación ovino 1.	Explotación ovino 2.	Explotación ovino 3.
Raza	Payoya	Churra	Latxa	Latxa
UTAs (número)	2	4,2	3	2
UGMs	46	190,75	49,78	103,09
Superficie de la explotación (ha)	90	45	32,03	43,77
Tª media anual	15,2 °C	12,5°C	11,1°C	12.2°C
Concentrados (kg)	77.785	145.000	80.650	77.100
Forrajes (kg)		480.000	43.990	32.960
Energía. Diesel y otros (l)	1.530	4.000	3.000	2.467
Electricidad (kWh)	5.630	3.206,11	7.445,03	5.887
Fertilizantes minerales	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica
Fitosanitarios (litros)	-	-	5 litros	3
Litros de leche/año	92.648	50.000	50.367	66.130

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 2 se reflejan los resultados obtenidos en función de los distintos tipos de asignación empleados (Cederberg y Stadig, 2004; GES´TIM 2010), así como un segundo indicador mediante el que se expresa las emisiones de CO₂-e en kilogramos por hectárea de la explotación.

Tabla 2. Huella de carbono de un litro de leche corregida producida en función del sistema de asignación.

TIPO DE ASIGNACIÓN	GHG (kg CO ₂ -eq/litro de ECM)			
	Explotación caprino	Explotación ovino 1	Explotación ovino 2	Explotación ovino 3
Sin asignación	2	9,02	3,7	3,08
Asignación económica	1,76	6,86	3,46	2,62
Asignación por masas	1,93	7,11	3,53	2,79
Asignación energética	1,86	2,13	2,1	1,42
Kg CO ₂ -eq/ha	2.289,79	10.223,57	5.108	4.032,92

4. Conclusión

Las emisiones de metano a partir de la fermentación entérica, las emisiones de metano y de óxido de nitroso producidas por la gestión del estiércol, así como la producción de forrajes y concentrados para la alimentación animal contribuyen de manera significativa en el total de emisiones gases de efecto invernadero atribuidas a explotaciones ganaderas. Este estudio plasma la importancia del balance de carbono en la agricultura como medida de mitigación del cambio climático. La medición de la huella de carbono puede presentarse como un mapa de inicio de toma de decisiones a nivel de explotación.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto INIA-RTA2010-00064-C04 "Incidencia sobre la calidad de los productos y el medio ambiente de los diferentes sistemas de ganadería con pequeños rumiantes de aptitud lechera. Empleo de indicadores económicos, sociales y ambientales y tipificación final de sistemas".

Referencias

Bocquier, F., F. Barillet, P. Guillouet & M. Jacquin (1993). Prévion de l'énergie du lait de brebis à partir de différents résultats d' analyses: proposition de lait standard pour les brebis laitières. Ann. Zootech.,42:57-66.

BSI. (2008). PAS 2050:2008. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of good and services. London: British Standards.

Calvet, S., Cambra, M., Estellés, F., Ferrer, P., Torres A.G. (2006). Metodología para la estimación de las emisiones a la atmósfera del sector agrario para el Inventario Nacional de Emisiones. Ministerio de Medio Ambiente. 141 pp

Cederberg, C., Stadig, M. (2004). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. Int.J.Life Cycle Assess.8, 350-356.

IPCC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

GES'TIM(2010). Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effect serre. Ministère de l'agriculture et de la pêche. (France),

LA UREA EN LECHE: UNA HERRAMIENTA DISPONIBLE EN LA ESTIMACION DE LAS EMISIONES DE N₂O DE ORIGEN ALIMENTICIO

Salcedo, G.^a, Doltra, J.^b

^aDpto. Tecnología Agraria, I. E.S. "La Granja", 39792 Heras, Cantabria

^b Centro de Investigación y Formación Agrarias, 39600 Muriedas, Cantabria

1. Introducción

El precio de los concentrados ha incrementado un 22.4% el bienio 2011-2012 respecto al año 2010, mientras la concentración de urea en leche (UL) lo hizo el 45.3% en el mismo período. Este aumento de UL puede ser debido a cambios en la alimentación proteica de las vacas lecheras. Parte del nitrógeno (N) proteico ingerido es degradado en el rumen por los microbios, transformándose en amoníaco (NH₃). El NH₃ no transformado en N microbiano, abandona el rumen, se convierte en urea en el hígado y se elimina en la orina. El contenido de UL está directamente relacionado con el consumo y la concentración proteica de la dieta (Broderick et al., 1997) por lo que se utiliza como herramienta para balancear la ingesta de N (Nousiainen *et al.*, 2004). La UL incide en la excreción y concentración de N en heces y orina (Salcedo, 2006) y puede constituir un indicador en estrategias de mitigación de N₂O (Arriaga *et al.*, 2010). El objetivo de este trabajo es analizar la relación indirecta entre la producción de UL ha⁻¹ y las emisiones de N₂O estimadas de origen alimenticio.

2. Material y Métodos

Durante los años 2007 y 2008 se monitorizaron los flujos de N y el contenido de UL en 13 explotaciones de Cantabria, 9 intensivas (I) y 4 semi-intensivas (S), representando un total de 1036 vacas lecheras (Salcedo, 2010), y durante 13 años en una explotación de pastoreo experimental (P) (Salcedo, 2006). Las características técnico-productivas de los sistemas lecheros vienen indicadas en la Tabla 1. Los factores de emisión de N₂O asociados a la compra de forraje y concentrados, a los forrajes propios y al procedente del rumen se tomaron de Velthof y Oenema (1997), y los asociados al N excretado en heces y orina de Salcedo (2006).

3. Resultados y Discusión

La producción por superficie de UL y N₂O procedente de la alimentación disminuye con la extensificación (Tablas 1 y 2). Por el contrario, el N₂O asociado a la alimentación disminuye con la intensificación cuando se cuantifica por kg de leche y de N ingerido no observándose diferencias significativas entre S y P por kg de leche (Tabla 2). La compra de N (forraje y concentrado) representa el 67.5%, 60.2% y el 11.6% del total de emisiones de N₂O ligadas a la dieta para I, S y P, sin diferencias significativas entre los sistemas I y S para el forraje procedente de la explotación (Tabla 2). El grado de correlación existente entre la UL y el N₂O ligado a la alimentación en los sistemas analizados (Tabla 2, Figura 1) sugiere la posibilidad de utilizar la UL como un indicador en las estrategias de reducción del N₂O a través de la dieta. Son necesarios, sin embargo, más trabajos en escenarios proteicos diferentes en el diseño de dietas del vacuno lechero.

Tabla 1. Características y flujo de nitrógeno anual de las explotaciones (Salcedo, 2010).

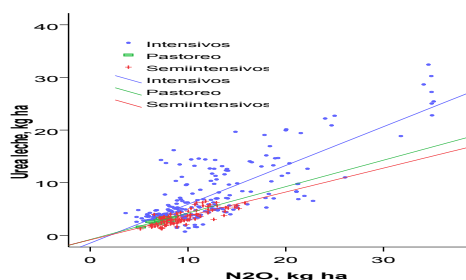
		Intensivas, I	Semi-intensivas, S	Pastoreo, P
Área:	Superficie total, ha	35.5±15.4	20.7±5	8.2±2.6
	Pradera, ha	20.3±9.9	16.6±5.9	8.2±2.6
	Maíz, ha	13.8±16.7	4.1±5.3	-
Leche:	Leche al 4% graso kg ha ⁻¹	38399±30320	19549±7053	13876±2445
	Urea, mg dl ⁻¹	20.15±3.0	17.42±2.5	19.91±2.0
	Urea, kg ha ⁻¹	7.7±5.9	3.42±1.3	2.78±0.5
Flujos de N:	Ingerido, kg ha ⁻¹	860±551	531±169	365±44
	Concentrado comprado, kg ha ⁻¹	427±175	260±97	48±15
	Forraje comprado, kg ha ⁻¹	187±81	140±72	16±16
	Forraje explotación, kg ha ⁻¹	192±189	179±62	300±39
	Leche y animales, kg ha ⁻¹	163±66	125±46	76±12
	Excretas de purín, kg ha ⁻¹	519±200	398±112	298±47
	NUE explotación ^{leche+animales} , % ¹	25.5±6.1	31.8±10.8	28.7±6.4
NUE alimentación ^{leche} , % ²	29.1±4.9	26.3±5.2	18.9±2.2	

±: desviación estándar; NUE: Eficiencia en el uso del N; ¹: **explotación**: $[100 \times \text{SALIDAS (N}_{\text{leche}} + \text{N}_{\text{animales}})] \div \text{ENTRADAS [(N}_{\text{fertilizante}} + \text{N}_{\text{fijado leguminosas}} + \text{N}_{\text{concentrados}} + \text{N}_{\text{forrajes}} + \text{N}_{\text{animales}})]$; ²: **dieta vacas lecheras**: $[(\text{N}_{\text{leche}}) \times 100] \div \text{N}_{\text{ingerido vacas lecheras}}$

Tabla 2. Valores medios de emisión anual de N₂O en componentes asociados a la alimentación animal y su coeficiente de correlación con la urea en leche producida por unidad de superficie (r).

	Sistema			e.s.	r		
	I	S	P		I	S	P
Excretas, kg ha ⁻¹	0.51a	0.39b	0.29c	0.01	0.60**	0.54**	0.67**
N concentrado comprado, kg ha ⁻¹	4.27a	2.6b	0.48c	0.10	0.72**	0.70**	ns
N forraje comprado, kg ha ⁻¹	3.75a	2.81b	0.31c	0.09	0.51**	0.68**	ns
N forraje explotación, kg ha ⁻¹	3.85b	3.58b	6.01a	0.18	0.75**	ns	0.66**
Reducción en rumen, kg ha ⁻¹	0.043a	0.026b	0.018b	0.001	0.94**	0.80**	0.76**
N ₂ O total, kg ha ⁻¹	12.44a	9.41b	7.12b	0.31	0.79**	0.79**	0.79**
g N ₂ O kg ⁻¹ leche	0.41b	0.52a	0.52a	0.01	-0.48**	-0.56**	-0.60**
g N ₂ O kg ⁻¹ N ingerido	15.9b	18.4a	19.5a	0.25	-0.51**	-0.37**	ns
g N ₂ O kg ⁻¹ N leche y animales	77b	80b	95a	1.23	0.35**	ns	ns

a, b, c: valores acompañados de distinta letra difieren P≤0.05; I: intensivas; S: semi-intensivas; P: pastoreo; e.s: error estándar de la media; ** P≤0.01



Intensivos
 $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} = 5.8 + 0.86 \text{ kg Urea ha}^{-1}; \pm 3.8; R^2=0.63$

Semiintensivos
 $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} = 4.7 + 1.36 \text{ kg Urea ha}^{-1}; \pm 1.4; R^2=0.62$

Pastoreo
 $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} = 3.6 + 1.24 \text{ kg Urea ha}^{-1}; \pm 0.54; R^2=0.62$

Fig. 1. Relación entre la producción de urea (kg ha^{-1}) y el N_2O (kg ha^{-1})

4. Conclusión

La producción de urea en leche por hectárea, variable disponible actualmente en las explotaciones lecheras, presenta potencial para ser usado como indicador en la formulación de estrategias de mitigación de N_2O ligadas a la alimentación animal.

Referencias

- Arriaga, H., Salcedo, G., Casalmiglia, S., Merino, P. 2010. Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 132–139.
- Broderick, G., Clayton, M. 1997. A statistical Evaluation of Animal and Nutritional Factors Influencing Concentrations of Milk Urea Nitrogen. *J. Dairy Sci.* 80, 2964–2971.
- Nousiainen, J., Shingfield, K., Huhtanen, P. 2004. Evaluation of Milk Urea Nitrogen as a Diagnostic of Protein Feeding. *J. Dairy Sci.* 87, 386–398.
- Salcedo, G. 2006. Uso sostenible del nitrógeno en la alimentación de vacas lecheras. *Documentos Técnicos de Medio Ambiente*, 263 pg.
- Salcedo, G. 2010. Minimización y aprovechamiento del purín en origen de las explotaciones lecheras de Cantabria. *Documentos Técnicos de Medio Ambiente*, 681 pág.
- Velthof, G., Oenema, O. 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming system in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45, 347-360.

SMETHANE FP7 PROJECT, A TECHNOLOGICAL PLATFORM TO DEVELOP NUTRITIONAL ADDITIVES TO REDUCE METHANE EMISSIONS FROM RUMINANTS: PUTTING TOGETHER EFFORTS FROM ACADEMIA AND INDUSTRY.

Yáñez-Ruiz, D.R.^a, Losa, R.^b, Núñez, C.^c, Shearer, A.^d, Tessier, N.^e, Medina, B.^f, De Campaneere, S.^g, Morgavi, D.^h, Fievez, V.ⁱ, Newbold C.J.^j

^a Estación Experimental el Zaidín (CSIC), Profesor Albareda, 1, Granada, 18008, Spain

^b Agolin SA, Biere, Switzerland

^cDOMCA, Granada, Spain

^dNeem Biotech, Cardiff, UK

^eNorFeed-Sud, Clermont-Ferrand, France

^fPhytosynthese, Clermont-Ferrand, France

^gILVO, Melle, Belgium

^hINRA, Cermot-Theix, France

ⁱUgent, Melle, Belgium

^jIBERS, Aberystwyth, UK

1. Introduction

Three main approaches to mitigate methane emissions from ruminant production have been suggested: i) improvements in efficiency through application of best practice in “on farm” management, ii) application of biotechnological solutions based on introduction of new or modified microorganisms in the animal, immunological and hormonal control of gut function and iii) dietary changes including novel forages and dietary additives that manipulate rumen function. In SMethane we have addressed the last of these options. The project is designed to address the restrictions that SMEs face in successfully developing and marketing novel compounds, in particular plant extracts, capable of decreasing methane production from ruminant animals. Specifically we have established a research and development platform to address the following constraints: 1) The need to standardise and report the concentration of an active component, 2) Stability of the compounds in practical conditions, 3) Persistence of the effects/adaptations of the rumen ecosystem, 4) Lack of in vivo data over a range of livestock production systems, 5) Effect of extracts on the perceived quality of milk products, 6) A lack of production data on which to base calculations of market prices.

2. Material and Methods

The consortium is comprised by 5 SMEs: Agolin SA (Switzerland), DOMCA (Spain), Neem Biotech (UK) and NorFeedSud and Phytosynthese (France) plus 5 European Research Institutes and Universities: CSIC (Spain), Aberystwyth University (UK), INRA

(France) and University of Ghent and ILVO (Belgium). The project was funded by the 7th FrameWork program of the European Commission through the specific call 'Research for the Benefit of SMEs' and had a duration of 2 years.

The technological platform includes : 1) baseline information on the stability of plant extracts under different environmental conditions (effect of pelleting process and effect of storing at different temperatures (4, 20, 30 °C) over 1 and 2 months; 2) in vitro screening of different compounds that covers the use of different diets and pH; 3) in vivo measurements over short (7 days) and long (6 weeks) term treatments in sheep, goats, beef and dairy cattle and potential transfer of additives into milk; 4) estimation based on data obtained on the effect of including plant extract in ruminant diets on productivity, profitability (both with and without carbon credits) and greenhouse gas emissions per animals and per farm unit.

The compounds tested cover essential oils, organosulphur compounds and saponins extracts. A total number of 29 different compounds were tested at different levels, some of them went through the whole set of tests included in the platform.

In addition to the research activities, 3 workshops involving feed/additives industry were held in UK, Spain and France.

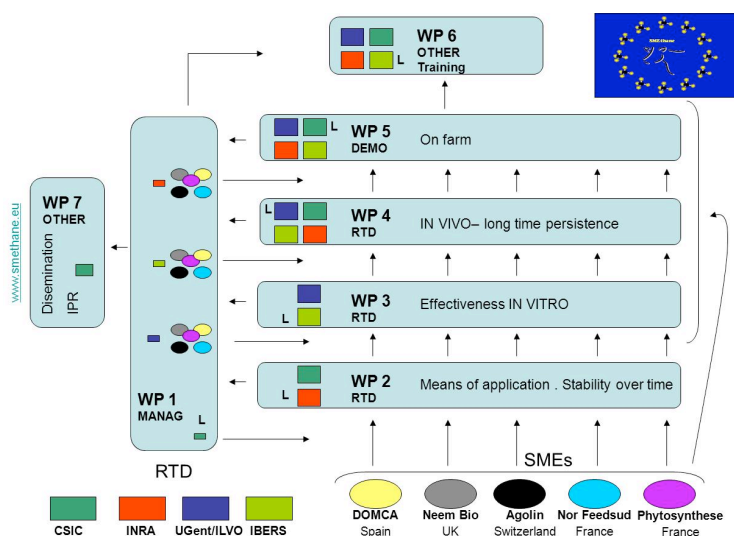


Figure 1. SMethane project structure and activities

3. Results and Discussion

The results of the stability tests showed that the pelleting process may contribute to a loss between 8 and 74 % of the active compound, while storing temperature also accounted for variable loss (from 0 % at 4°C to 80 % at 30°C). Whether the compound had been protected, especially those with high volatility had a great impact on the losses.

The in vitro screening showed variable antimethanogenic activity depending on the active molecule: up to 28 % for essential oils, 8 % for saponins and 63 % for organosulphorous compounds, in a range of 200 to 600 ppm. However, the effect was largely influenced by the basal diet and pH. Those compounds with more potential were further tested in vivo in small ruminants at 3 levels of inclusion in the diet over 7-day treatments. Overall, most of the compounds confirmed their potential but the concentration needed to reach the same effect as in vitro was much higher. When the compounds were tested in cattle over 42 days, the results revealed lower effect than in small ruminants in some cases. In other cases, the reduction of methane observed (up to 30 %) did take place after 2-4 weeks of treatment. The analysis of the presence of compounds in milk from treated dairy cows showed no transfer of the essential oils used and evident presence in the case of organosulphorous compounds.

All material presented in the three workshops is available at www.smethane.eu.

4. Conclusion

This project has shown that integration of tests of nutritional additives is necessary to identify those with potential for further development. The anti-methanogenic activity varies according to factors such as diet, rumen conditions and animal species. The effect persists in some cases and in other cases needs at least 2 weeks to take place, which highlights the importance of conducting medium to long term trials.

Acknowledgements

SMEthane was funded by the European Commission. Reference contract FP7-SME-262270.

Referencias

www.smethane.eu Technological platform to develop nutritional additives to reduce methane emissions from ruminants. FP7-SME-262270.

The logo for 'remedia workshop' is positioned on the left side of a horizontal banner. The banner has a green background with a blurred image of green leaves. The word 'remedia' is written in a bold, green, sans-serif font, and 'workshop' is written below it in a black, lowercase, handwritten-style font. A white rectangular box is placed behind the text to make it stand out.

remedia
workshop

Mitigación de GEI en sistemas agrícolas

Comunicaciones orales

EFFECTO DEL REGADÍO SOBRE EL SECUESTRO DE CARBONO EN EL SUELO Y LAS EMISIONES DE GEI ASOCIADAS A LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

Apesteguía M.^a, Virto I.^b, Lafarga A.^a, Pérez de Ciriza JJ.^a, Orcaray L.^a

^a Instituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Agroalimentarias, S.A., 31610 Villava, Navarra.

^b Departamento Ciencias del Medio Natural, ETSI Agrónomos, Universidad Pública de Navarra, Campus Arrosadía, 31006 Pamplona, Navarra.

1. Introducción

La puesta en riego de tierras agrícolas puede suponer un secuestro efectivo de carbono atmosférico en el suelo. Esto es debido a la posibilidad de inducir cambios en el ciclo de la materia orgánica, que conlleven un incremento del stock de carbono orgánico en el suelo (Gillabel et al., 2007; Deneff et al., 2008). Estos cambios pueden producirse como consecuencia del incremento en la incorporación de restos de cultivo (Follet et al., 2005; Adviento-Borbe et al., 2007), así como de las nuevas condiciones ambientales generadas en el suelo. Estas nuevas condiciones ambientales pueden producir modificaciones en las tasas de incorporación y mineralización de la materia orgánica que favorezcan o reduzcan su estabilización. Paralelamente, se hace necesario valorar los posibles cambios en las emisiones de GEI provocadas por el cambio de manejo. Esto permite evaluar el flujo de carbono en el sistema de manera completa. Los principales objetivos de este estudio son i) Identificar y cuantificar los cambios inducidos en el ciclo de la materia orgánica por la introducción del riego, ii) Estimar las emisiones de GEI asociadas a la producción en regadío y secano en los cultivos estudiados.

2. Materiales y Métodos

Una nueva parcela experimental fue puesta en marcha en septiembre de 2009 con el objetivo de monitorizar el ciclo de la materia orgánica en el suelo. El diseño experimental fue en bloques al azar, distribuido en tres bloques y dos factores: manejo (regadío y secano), y cultivo (trigo "C3" y maíz "C4"). En ella se controló la producción de biomasa de los cultivos, y la incorporación de estos restos de cultivo al suelo en base a la diferente firma isotópica del carbono en plantas C3 y C4. Para ello, anualmente se tomaron muestras de suelo y restos de cultivo y en laboratorio se determinó su %C, %N y firma isotópica ($\delta^{13}\text{C}$).

La estimación de emisiones de GEI se realizó para cada tratamiento (Trigo secano "TS", trigo regadío "TR", maíz secano "MS" y maíz regadío "MR"). Para ello se tuvieron en cuenta los alcances 1, 2 y 3, contabilizando emisiones debidas tanto al uso de combustibles fósiles, como a la fabricación, transporte y aplicación de los distintos

insumos utilizados en la producción, según la metodología descrita en Lafarga et al., 2012.

3. Resultados y Discusión

Los resultados del análisis isotópico de la materia orgánica presente en los 5 primeros centímetros de suelo, tras dos años de ensayo, mostraron como en las parcelas de maíz regadío se había producido una mayor incorporación de materia orgánica nueva de origen maíz, que en las parcelas de maíz seco (**Figura 1**). A pesar de ello no se observó ningún incremento en el stock de carbono orgánico de ninguno de los tratamientos, lo que parece indicar que los cambios inducidos por el regadío en el suelo han aumentado también la tasa de mineralización de la materia orgánica, teniendo como resultado un incremento nulo en el stock de carbono orgánico. En cuanto a las parcelas de trigo tanto en seco como en regadío tampoco se observaron cambios en el stock de carbono orgánico.

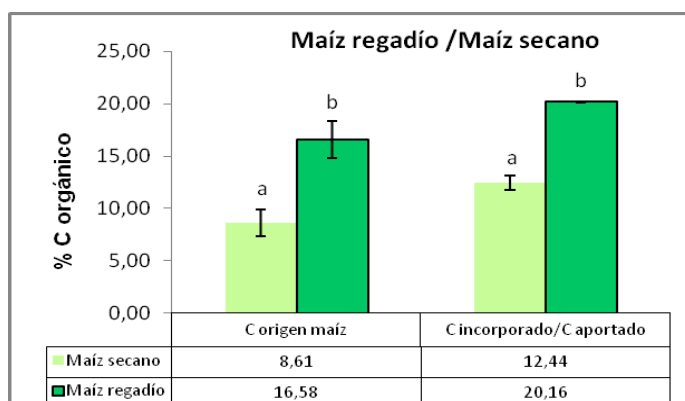


Figura 1: % CO de origen maíz presente en el suelo y % respecto al aportado

Las emisiones de CO₂ anuales estimadas para tres campañas de cultivo muestran como el cambio a regadío puede suponer un incremento de estas emisiones por hectárea. En cambio, si evaluamos las emisiones por tonelada de materia seca producida, no se observan diferencias entre tratamientos (Tabla 1).

Tabla 1: Consumo energético anual en cada tratamiento (Mj/ha y Mj/Tdm) y emisiones de CO₂equivalente (T CO₂equiv/ha y T CO₂equiv/Tdm).

	MJ/ha	MJ/Tdm	T CO ₂ equiv/ha	T CO ₂ equiv/Tdm
Maíz regadío	24820±920 <i>a</i>	2365±365 <i>a</i>	3,38±0,06 <i>a</i>	0,32±0,05 <i>a</i>
Maíz seco	17598±31 <i>b</i>	6882±3850 <i>a</i>	2,41±0,01 <i>b</i>	0,94±0,53 <i>a</i>
Trigo regadío	18238±75 <i>b</i>	3536±597 <i>a</i>	2,41±0,01 <i>b</i>	0,47±0,08 <i>a</i>
Trigo seco	13878±23 <i>c</i>	3286±287 <i>a</i>	1,79±0,01 <i>c</i>	0,42±0,04 <i>a</i>

Valores seguidos por letras distintas en una misma columna son significativamente distintos (P<0,05)

4. Conclusiones

El cambio en la cantidad de residuos incorporados y en la dinámica de la materia orgánica en el suelo propiciado por la implantación del regadío, no supuso en estos dos años un aumento en el contenido de CO en el suelo.

El cambio a regadío supuso el aumento de las emisiones de CO₂ equiv por hectárea. En cambio, nos se observaron cambios significativos en las emisiones de CO₂ equiv por tonelada de materia seca producida.

Referencias

Adviento-Borbe, M.A.A., Haddix, M.L., Binder, D.L., Waters, D.T., Dobermann, A. 2007. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. *Global Change Biology* 13: 1972-1988.

Denef, K., Stewart, C.E., Brenner, J., Paustian, K. 2008. Does long-term center-pivot irrigation increase soil carbon stocks in semi-arid agro-ecosystems? *Geoderma* 145: 121–129.

Gillabell, J., Denef, K., Brenner, J., Merckx, R., Paustian, K. 2007. Carbon sequestration and soil aggregation in center-pivot irrigated and dryland cultivated farming systems. *Soil Science Society of America Journal* 71:1020–1028.

Follett, R.F., Castellanos, J.Z., Buenger, E.D. 2005. Carbon dynamics in an irrigated Vertisol in Central Mexico. *Soil & Tillage Research* 83: 148-158.

Lafarga, A., Altuna, A., Del Hierro, O., Unamunzaga, O., Besga, G., Domenech, F., Sopelana, A. 2012. Huella de carbono de los cereales. *Navarra agraria* 194: 31-38.

ORGANIC CARBON SEQUESTRATION EFFICIENCY OF SUSTAINABLE MANAGEMENT PRACTICES UNDER RAINFED MEDITERRANEAN CROPS

Martínez-Mena, M^a., de Vente, J^a., Boix-Fayós, C^a., Garcia-Franco, N^a., Melgares de Aguilar, J^b. Gonzalez, D^b, Almagro, M^a.

^a CEBAS-CSIC, Campus de Espinardo, Murcia

^b Consejería de Agricultura de la Región de Murcia

1. Introduction

According to the UNEP-UNDP-UNCCD (2008) Sustainable Land Management practices (SLM) are a fundamental tool to combat desertification. There is a growing interest in evaluating their effectiveness for carbon sequestration in semiarid areas. The objectives of this presentation are to evaluate the effect of several SLM practices under organic rainfed crops (almond and cereal) representative of Mediterranean areas on: a) soil carbon sequestration; b) runoff and erosion control, c) soil water storage capacity, and d) crop yield.

2. Material and Methods

The experimental areas were established in October 2008 in two sites in the Murcia Region with similar climatic and lithologic characteristics and under organic rainfed almond and cereal crops. The management practices evaluated were: conventional tillage (CT), reduced tillage (RT), reduced tillage plus green manure (RTG), and no tillage (NT). The green manure consists of *Avena sativa* L. and *Vicia sativa* L. in 1:3 proportion at 150 kg ha⁻¹, manually sown during early fall and cut off in May/June. After cutting the green manure is incorporated into the soil by ploughing with a cultivator. In the no tillage (NT) treatment, the weeds are manually cut off in May/June and left on the soil surface. The experimental design consisted of randomized-block design with three replicates for each treatment. Open erosion plots (3 per treatment) were installed in one of the areas in order to quantify organic carbon mobilization by erosion. Runoff and sediments were collected after each rainfall event and analysed in the laboratory. In order to determine the capacity of carbon sequestration under each tillage practice the following aspects have been studied: i) distribution of organic carbon pools in soil aggregates (by wet sieving and density fractionation); ii) soil CO₂ emissions to the atmosphere (soil respiration measurements before and after tillage operations using a Licor 8100 closed chamber system), and iii) carbon exported by erosion (OC analysis in sediments) and size of mobilized particles (particle analyser, coulter LS).

3. Results and Discussion

Reduced tillage and green manure incorporation proved to be very efficient measures for atmospheric carbon sequestration in these semiarid areas. This efficiency is largely determined by the activation of both carbon and nitrogen cycles, which have enhanced the formation of aggregates and therefore improved the physical protection of organic carbon within them. In fact, while 70% of labile organic carbon (POC) was protected within macroaggregates (> 63 µm) under RTG, this percentage was reduced by approximately 15% in both RT and NT treatments. The higher protection of OC within

aggregates found under RTG was consistent with the observed lower rates of soil CO₂ emissions to the atmosphere after tillage (27% reduction compared to RT; Figure 1), and with the 1.31 times lower sediment enrichment of OC (ER_{co}) compared to RT. The reduction in tillage intensity (RT) resulted in an increase of SOC stock (1.50 and 1.16 fold higher than CT for the almond and cereal, respectively), but not in the outputs of OC by erosion (Table 1).

Table 1. Improvement in soil carbon stock and yield productivity parameters with the implementation of sustainable management practices in organic rainfed crops: comparison with conventional practices.

	Erosion control		OC outputs		OC Stock		Crop productivity	
	Runoff	Sediments	Erosion	Soil Respiration	Soil	Aggregates	Yield crop	Percentage of kernel
RT	-	-	=	-	+	+	+	+
RTG	-	-	-	-	+	+	+	+
NT	*	*	*	-	-	+	-	-

RT: reduced tillage; RTG: reduced tillage + green manure; NT: no tillage; +: improve; -: reduce; =: no change respect to conventional practices.

*: no data

A clear reduction in soil CO₂ emissions to the atmosphere under NT was observed during the studied period compared to the RT and RTG practices (Figure 1). Moreover, a reduction of about 63% and 44% in soil CO₂ emissions under NT compared to tillage treatments (RT and RTG respectively) was observed after tillage performed in December 2012. Regarding crop productivity, a higher percentage of kernel was obtained under RTG as compared to RT. On the other hand, both RT and RTG treatments were more efficient in crop yield than the most intensive tillage practice (CT). However, NT caused a decrease in yield productivity parameters, as was also reported by other authors (e.g. Lampurlanés et al., 2001).

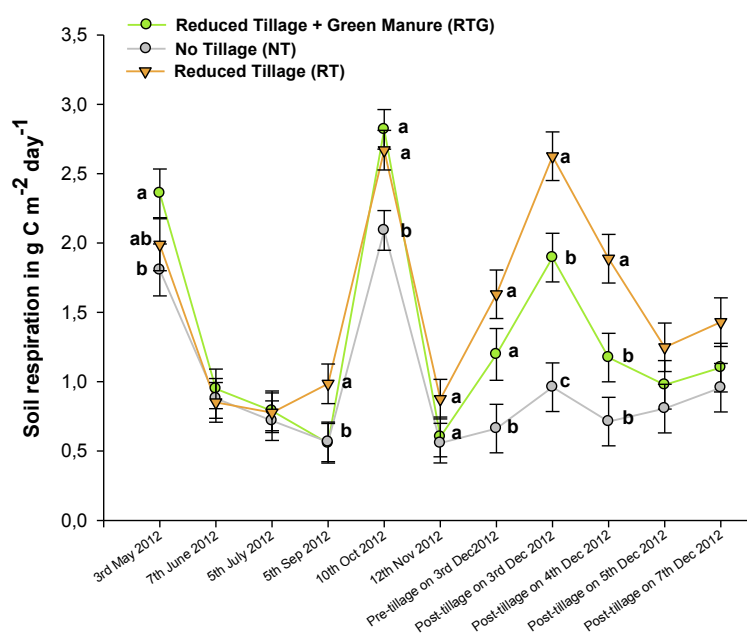


Fig.1. Pre- and post-tillage soil respiration rates under almond orchard at the Burete experimental site.

4. Conclusion

In semiarid areas, where soils are very prone to compaction, minimum tillage (for cereals) plus the incorporation of green manure (for rainfed almonds) is recommended due to the improvement observed in the soil structure and in its efficiency in sequestering carbon from the atmosphere.

References

Lampurlanes J., Angás, P. and Cantero-Martínez, C. 2001. Root growth, soil water content and yield of Barkly under different tillage systems on two soils in semiarid conditions. *Field Crops Res.* 69 27-40.

UNEP-UNDP-UNCCD. 2008. Technical Note for Discussion at CRIC 7.

OPORTUNIDADES DE ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN SUELOS VITIVINÍCOLAS DEL SURESTE ESPAÑOL

Marín-Martínez, A., Paredes, C., Agulló Ruiz, E., Moral, R.

Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente.

Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández.

Ctra. Beniel, km 3,2, 03312, Orihuela (Alicante), ESPAÑA

1. Introducción

El sector vitivinícola español es uno de los más importantes a nivel internacional, con una extensión de suelo dedicada al cultivo de la vid de 1.002.100 ha, lo que lo convierte en el país con la mayor extensión cultivada de viñas del mundo - un 14% del total mundial - y la tercera en cuanto a producción de vino, por detrás de Italia y Francia (FAO, 2012). Gran parte de este sector se concentra en la zona mediterránea, donde se encuentra el sureste español. En esta zona los efectos del cambio climático están afectando en gran medida a los sistemas vitivinícolas, debido a los ambientes semiáridos que presenta. Este aumento de la aridez de las zonas mediterráneas ha conllevado a procesos de desertización de estas zonas. La aplicación de enmiendas orgánicas, ha sido utilizada ampliamente en el sureste español como herramienta de restauración de suelos degradados, consiguiéndose una mejora de las propiedades del suelo y favoreciendo la adaptación de los cultivos (Bustamante y col., 2011). Esta aplicación de materia orgánica también puede favorecer el secuestro de C en el suelo y en planta, así como reducir las pérdidas de N. Esta práctica junto con la reducción de la labranza, el empleo de cultivos de cubierta, la adición de mantillos vegetales como acolchados o cubresuelos son recomendadas para aumentar el almacenamiento del carbono orgánico del suelo (Lal, 2009). En el último informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático se mostró una estimación de la acumulación de C en los diferentes compartimentos que componen la Tierra, observándose que el C del suelo es cinco veces mayor que el acumulado en la fracción biótica y más de tres veces que el presente en la atmósfera. La capacidad del suelo para acumular C ha sido estimada como de 1,0 Pg C/año (IPCC, 2007). En función de estos antecedentes, el objetivo de este trabajo es el estudio de la evolución del carbono orgánico en los suelos del sureste nacional, teniendo en cuenta diferentes tipos de manejo agrícola, con el fin de establecer estrategias que aumenten su almacenamiento en suelo.

2. Materiales y Métodos

Para este estudio se seleccionaron 117 parcelas vitivinícolas dentro de las comarcas del Vinalopó Alto y Medio agrupadas bajo la Denominación de Origen Protegida Alicante (Tabla 1). El muestreo de las parcelas se realizó durante los años 2010 y 2011. La superficie muestreada fue de unas 500 ha. Para llevar a cabo el estudio de la evolución del carbono secuestrado en el suelo se realizarán unas encuestas a los propietarios de las parcelas sobre las operaciones agrícolas realizadas desde la fecha del muestreo hasta el año 2012. En estas encuestas se preguntarán cual es el marco de plantación, tipo de fertilización (dosis y frecuencia), si se ha empleado riego o no,

tipo de riego, si se ha llevado a cabo roturación del terreno y número de veces. Una vez realizadas las encuestas, se seleccionarán 20 parcelas, las cuales se muestrearán y se determinará el contenido de carbono orgánico en el suelo. También se determinará la tasa de respiración del suelo en los dos muestreos de los suelos, para de esta manera determinar la tasa de mineralización del carbono orgánico del suelo.

Para llevar a cabo el muestreo de suelo, cada parcela se dividió en zonas de características uniformes y de superficie inferior a 2 hectáreas. Se tomó el número de submuestras de suelo (a una profundidad de 0 - 30 cm) necesarias en cada zona, para que la muestra fuera lo más representativa posible de toda esta zona. Todas las submuestras tomadas se mezclaron bien en un recipiente y posteriormente se tomaron de 2 a 3 kg de suelo, que se metieron en una bolsa bien cerrada y etiquetada. En la preparación las muestras se extendieron en bandejas de plástico para que se secasen a temperatura ambiente y una vez seca se tamizó ($\varnothing < 2$ mm). El carbono orgánico del suelo se calculó multiplicando el carbono oxidable el factor de recuperación de la técnica seguida, que es este caso es 1,29. (MAPA, 1994). La determinación del carbono oxidable del suelo se llevó a cabo mediante el método Walkley-Black, modificado por Yeomans y Bremner (1989). La tasa de mineralización del carbono orgánico del suelo se calculó a partir de la tasa de respiración del suelo. Para la determinación de este parámetro el suelo se incubó a 25°C. El CO₂ producido durante la incubación es absorbido en una disolución de NaOH (0,1 M), añadiendo BaCl₂ (Stotzky, 1965).

Tabla 1. Zonas y parcelas muestreadas en la comarca del Vinalopó Alto y Medio.

ZONA	PARCELAS MUESTREADAS
Vinalopó Alto	
Carretera de El Puerto-Salinas	20
Carretera de Yecla	16
Benajama	5
Sax-Castalla- Paraje La Torre	10
Almansa-Los Almendros	10
Vinalopó Medio	
Pinoso	20
La Algueña-Romana	17
Monovar	13
Novelda	5

3. Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos en los suelos muestreados en la zona de estudio en el primer muestreo indican que el valor medio de carbono orgánico del suelo es de 27 t Corg/ha (Figura 1), teniendo en cuenta este valor y la superficie total de suelo vitivinícola que está bajo el amparo de la Denominación de Origen Protegida Alicante (9.100 ha), la cantidad de carbono orgánico secuestrado en estos suelos es de 0,25 Tg C. En la mayoría de suelos el contenido en carbono orgánico se ha de considerar bajo en comparación con la media de carbono de los suelos europeos, para una profundidad de 0-30 cm, (53 t Corg/ha; Smith y col., 2001). Estas zonas con bajo contenido en carbono orgánico, presentan un elevado potencial para el almacenamiento de carbono dentro del carbono orgánico, a través de prácticas de manejo agrícola adecuadas. De

acuerdo con Freibauer y col. (2004), prácticas agrícolas tales como la labranza o no del terreno presentan una tasa potencial de secuestro de C de unos 0,4 o < 0,4 t Corg/ha año, respectivamente. Del mismo modo, el empleo de diferentes tipos de fertilizante orgánico también proporciona distintas tasas potenciales de secuestro de C de unos 0,4-1,5 t Corg/ha año con estiércol de animal; 0,2-0,7 t Corg/ha año con residuos agrícolas; 0,3 t Corg/ha año con lodo de depuración de aguas residuales y 0,4 t Corg/ha año con compost. Por ello, resulta prioritario incrementar los estudios sobre el suelo para secuestrar y almacenar carbono y su influencia en las condiciones de clima mediterráneo, que presenta graves problemas en la degradación de los suelos de la zona. Una vez realizado el segundo muestreo de los suelos estudiados, se evaluarán la influencia de las distintas prácticas agrícolas realizadas, así como las características de los suelos sobre su capacidad de almacenamiento de carbono orgánico e inorgánico.

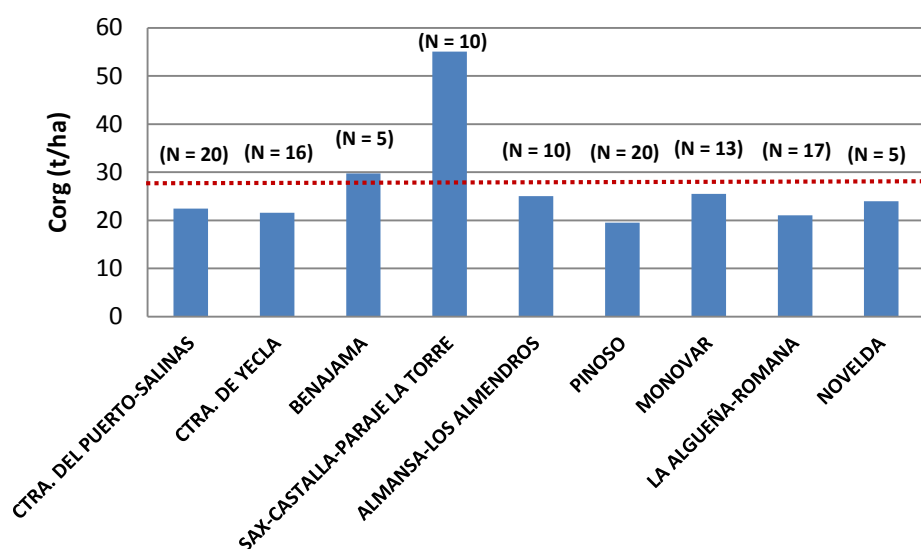


Figura 1: Contenido en carbono orgánico en los suelos estudiados en el primer muestreo. (La línea de puntos indica el contenido medio de carbono orgánico de la zona de estudio y los valores entre paréntesis indican el número de muestras de cada zona).

4. Conclusión

El almacenamiento de C en el suelo, es una estrategia importante desde el punto de vista medioambiental, económico y social. El empleo de prácticas agrícolas adecuadas puede contribuir al aumento del carbono orgánico del suelo. El estudio de la influencia de estos factores sobre el almacenamiento de carbono en los suelos vitivinícolas del sureste español es interesante debido a que España es país con la mayor extensión cultivada de viñas del mundo. Además, los suelos vitivinícolas, especialmente los del sureste español, son suelos pobres en materia orgánica, y por lo tanto con capacidad como “sumideros de carbono”.

Referencias

Bustamante, M.A., Said-Pullicino, D., Agulló, E., Andreu, J., Paredes, C. y Moral, R. 2011. Application of winery and distillery waste composts to a Jumilla (SE Spain) vineyard: Effects on the characteristics of a calcareous sandy-loam soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 80-87.

FAO 2012. Base de datos FAOSTAT. Disponible en: <http://www.fao.org>.

Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23.

IPCC 2007. Summary for policy makers. En: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* (Eds.) Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. y Miller, H.L. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1-18.

Lal, R. 2009. Sequestering carbon in soils of arid ecosystems. *Land Degradation and Development* 20, 441-454.

MAPA 1994. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ed. Secretaría General Técnica, Madrid.

Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S. 2001. Soil Organic Matter Network (SOMNET): 2001 Model and Experimental Metadata. GCTE Report 7, Second Edition, GCTE Focus 3, Wallingford, Oxon, 223 pp.

Stotzky, G. 1965. Microbial respiration, En: Blanck, C.A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis.* American Society of Agronomy, Madison, pp. 1550–1570.

Yeomans, J. y Bremner, J.M. 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19, 1467-1476.

GREENHOUSE GAS EMISSIONS AFTER ORGANIC AND MINERAL FERTILIZATION FROM MAIZE IN GALICIA

Louro, A., Báez, M.D., Garcia, M.I.

INGACAL-Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (CIAM). Apartado 10, 15080.A Coruña, Spain.

1. Introduction

Crop production systems with high inputs of nitrogen (N) fertilizer can be an important source of greenhouse gases (GHG). This fact takes importance in Galicia, the primary milk production region of Spain, due to its production is associated with a feed management system based on own-grown crops (as maize) and concentrates. The aim of this study was evaluate the influence of the conventional fertilization with mineral and slurry fertilizers on GHG emissions.

2. Materials and Methods

The experiment was carried out in 2010 at the experimental farm of CIAM in Galicia, Spain (43°N latitude, 8°W longitude, 94m altitude), during the growing season of maize (*Zea mays* L.) on a silt loam soil. A randomized block design was established with three replicates and four treatments: no N application or control (C); mineral fertilizer (M); injected cattle slurry (CS) and, injected pig slurry (PS). A rate of 200 kg N ha⁻¹ was applied in each N fertilizer treatment, entirely distributed just before sowing (25th May 2010) in CS and PS, and split in two doses in M: 125kg N ha⁻¹ as NPK fertilizer at sowing (25th May 2010) and 75 kg N ha⁻¹ for the top dressing (16th July 2010) as granulated urea 46%. Nitrous oxide (N₂O) fluxes were monitored in the completely maize grown season and methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂) within the first nine days after sowing. GHG were monitored using the closed chamber method and analyzed by a gas chromatography with an electron capture detector and a flame ionization detector equipped by a methanizer to analyze CH₄. In addition, soil samples at 10 cm depth were taken for the measurements of moisture as Water Filled Pore Space (WFPS) and mineral N.

3. Results and Discussion

Low N₂O fluxes were observed immediately after the fertilization which was carried out in May previously to maize sowing (Figure 1a), despite high nitrate (NO₃⁻) contents were observed in the top soil consequence of the high nitrification occurred immediately after the application of the N fertilizers. Also, the same patter was observed after the application of urea at the top dressing in M where ammonium (NH₄⁺) and NO₃⁻ contents remained high in the soil. During the growing season low rainfall events were recorded (rainy was 16% less than the last 10 years monthly average) and the soil remained dry throughout most of the maize growth season with WFPS values of up to 27% (Figure 1b). This fact resulted in low N₂O fluxes of up to 1000 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ consequence of the limited denitrification activity. In terms of type of fertilizer, no differences in N₂O emissions were observed between the use of the mineral fertilizer or slurries, which was in agreement with previous experiments developed in the same area by Louro et al. (2012) and in other countries as Pelster et

al. (2012). Slurries application in soils with low C contents can provide organic carbon which enhances microbial growth, promotes oxygen consumption and creates temporary anaerobic microsites for N₂O production by denitrification. It seems like in our study soil C content was not a limiting factor for N₂O emission.

Methane (CH₄) emission (production) was observed only from slurries application and they were short-lived, occurring 1h 30min after the application into the soil, resulted from the dissolved CH₄ in the slurry. In terms of type of slurry, PS showed significant higher CH₄ release (17.7 mg CH₄ m⁻² h⁻¹) compared to CS (6.0 mg CH₄ m⁻² h⁻¹). The difference on chemical characteristics of both slurries affected the amount of CH₄ released. As Loyon et al. (2006) reported, the higher the ammonium and organic matter contents in the slurry the higher the emissions of CH₄, CO₂ and also, NH₃, which denoted that the composition of slurries played an important role in the amount of CH₄ produced. Despite organic matter was higher in CS than PS (780 versus 545 g kg⁻¹), total ammonium nitrogen applied with PS was approximately 2 times greater than CS (134 versus 63 kg N ha⁻¹). Also, lower dry matter content of the PS respect to CS (1.5 versus 7.7%) enhanced the anaerobic conditions into the soil due to the better infiltration of the material, stimulating the activity of the methanogenic bacteria and thus, CH₄ production. During the rest of period studied, CH₄ fluxes were not significant different to those rates recorded in M and C plots. Zero or negative values of up to -0.06 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ were observed, denoting CH₄ consumption and acting the soil as a sink of this gas. High CO₂ peaks of up to 862.3 and 403.0 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ were observed within 25 hours after application of PS and CS, respectively. The amount of CO₂ released probably was related to the CO₂ dissolved and produced in the slurry, no in the soil, due to in the following samplings slurry treated plots recorded similar CO₂ rates as C and M plots.

As is showed in Table 1, the contribution of N₂O emissions to the global warming potential (GWP) was higher than CO₂ and CH₄ emissions in the first nine days measured after fertilization. In terms of type of fertilizer, PS increased 87% and 46% the contribution of GWP with respect to M and CS. Similar N₂O emissions were found for the three N-fertilized treatments in the short period measured after fertilization and during the whole growing season.

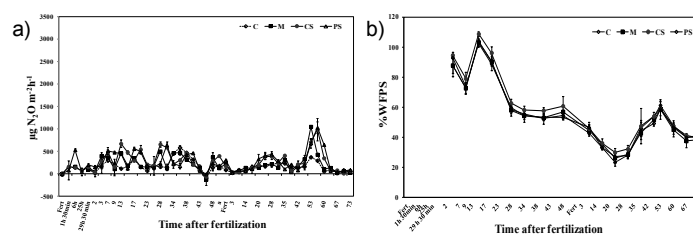


Figure 1. a) Temporal variation of N₂O fluxes resulted from the treatments studied during the maize crop season in 2010 and b) soil WFPS at 10 cm depth.

Table 1. N application rates (N input, kg N ha⁻¹), N₂O, CH₄ and CO₂ emissions during nine days after fertilization just before maize sowing (kg C ha⁻¹ or kg CO₂ eq ha⁻¹), and N₂O fluxes during the whole crop season (Mg CO₂ eq ha⁻¹).

Treatment	N input kg N ha ⁻¹	Nine days after fertilization			Maize growth season
		N ₂ O-N	CH ₄	CO ₂ -C	N ₂ O-N
		kg CO ₂ eq ha ⁻¹			Mg CO ₂ eq ha ⁻¹
C	-	156.5b	-0.6c	0.2c	1.6b
M	200	184.2a	0.1c	0.2c	2.3a
PS	209	264.2a	106.5a	0.5a	2.6a
CS	183	213.6a	56.3b	0.4b	2.6a

Treatments followed by the same letter do not differ at p<0.05

4. Conclusion

During the maize growing season mineral fertilizer produced similar N₂O emissions than cattle and pig slurries applications. The results suggest that fertilization with cattle slurry can involve lower contribution to the total global warming potential with respect to pig slurry.

References

Louro A., Báez D., García M.I. Castro J. 2012. Nitrous oxide emissions from two maize crop seasons in northwestern Spain. In: Richards K.G., Fenton O., Watson C.J. (Eds). Proceedings of the 17th International Workshop. Innovations for sustainable use of nitrogen resources, 26th-29th June 2012, Wexford, Ireland, 190-191.

Loyon L., Guiziou F., Béline F., Peu P. 2006. Gaseous emissions (NH₃, NO₂, CH₄, CO₂) during pig slurry biological aerobic treatment and treatment by product storages. International Congress Series 1293, 299-302.

Pelster D.E., Chantigny M.H., Rochette P., Angers D.A., Rieux C., Vanasse A. 2012. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. J.Environ. Qual.,41, 427-435.

MAY COVER CROPS AFFECT GHG EMISSIONS IN IRRIGATED CROPPING SYSTEMS?

Sanz-Cobena A.¹, García-Marco S.¹, Quemada M.¹, Gabriel J. L.¹, Abalos, D.¹, Sanchez-Martin, L.¹, Tellez, A.¹, Almendros, P.¹, Vallejo A.¹

¹Technical University of Madrid. School of Agriculture. Avd. Complutense s/n, 28040 Madrid, Spain.

1. Introduction

The use of cover crops (CC) both as catch crops and green manures has been proposed as a suitable strategy to increase the N use efficiency of the system through decreasing the N losses, mainly in the form of NO₃⁻, (Thorup-Kristensen et al., 2003). Although improving crop yields, both the presence of CC and their use once harvested, as green manures, may change the C/N balance of agricultural soils thus consequently affecting emissions of greenhouse gases (GHG). This study evaluates the effect of three CC (barley, *Hordeum vulgare* L.; vetch, *Vicia villosa* L.; rape, *Brassica napus* L.) over the GHG (N₂O, CO₂ and CH₄) budget of an irrigated maize (*Zea mays* L.) system. We hypothesized that the presence and typology (e.g. legumes vs cereals) of CC in the intercrop period may affect differently the N and C dynamics of the soil, thus influencing the amount of GHG emitted comparing to a bare soil. Additionally, the incorporation of CC residues with contrasting characteristics would differently affect the net GHG budget of the entire maize cropping system.

2. Materials and Methods

The study was conducted during one year at “la Chimenea” field station located in the central Tajo river basin. The area has a Mediterranean semiarid climate with high interannual variability. Fifteen plots (12 m x 12 m) were set in the field and five treatments, barley (180 kg ha⁻¹; Ba), vetch (150 kg ha⁻¹; Vt), rape (6 kg ha⁻¹; Rp), fallow (F) and fallow without N fertilization in the previous 4 years as a control soil (C), were arranged in a fully randomized design with 3 replicates. In April the CC residue was incorporated by ploughing into the soil in half of each plot and removed in the other half. Therefore a new set of treatments appeared: soil with incorporated residues from Ba, Vt and Rp (+Ba, +Vt, +Rp) and soils without CC residues incorporated (-Ba, -Vt, -Rp). Each plot but the control received 120 kg ha⁻¹ of P and K, before the sowing of maize, and 150 kg N ha⁻¹ as NH₄NO₃ split in two applications (2/3, the 27th of May and 1/3, the 29th of June 2010). Greenhouse gas emissions were sampled using the closed chamber technique (Roelle et al., 1999) and then analyzed by Gas Chromatography (GC).

3. Results and Discussion

The presence of CC in the intercrop period influenced differently the C and N pools in the soil, producing a significantly ($P < 0.05$) different GHG budget between CC. The presence of CC in the intercrop period increased GHG emissions, comparing with fallow (data not shown). Looking at specific CC and emissions, Vt was the only CC significantly enhancing N₂O losses, mainly due to its ability to fix N₂ and the residual N remained in these plots from previous years (Jensen et al., 2011). In contrast

emissions from Rp and Ba were lower than these from BF. The fluxes of CO₂ were increased by CC, being Ba the one with highest associated emissions. A CH₄-sink effect was measured in all cases but in Vt although significant differences were not detected.

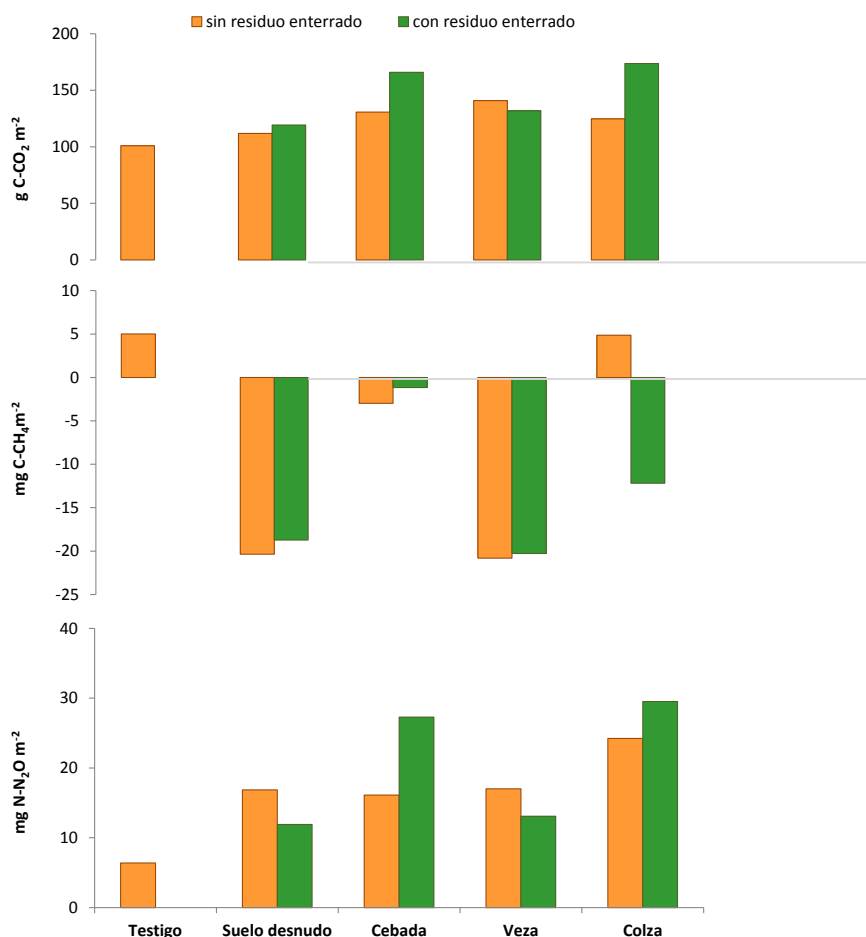


Fig. 1. Cumulative N₂O (kg N₂O-N ha⁻¹), CO₂ (kg CO₂-C ha⁻¹) and CH₄ (kg CH₄-C ha⁻¹) emissions for all CC in the maize crop period.

Emissions of N₂O were lower than expected in the fertilized maize crop. This was probably associated to the enhanced denitrifying conditions (e.g. high WFPS, DOC and NO₃⁻ concentration) following N application and the loss of NO₃⁻ from the system due to the increased drainage. Incorporation of CC affected differently the N₂O emissions depending on the type of residue incorporated (Figure 1). Despite the higher C/N ratio (20 and 15, respectively), incorporation of Ba and Rp residues increased N₂O emissions 52 and 37% respectively, pointing out that N immobilization did not play an important role in this system. In contrast, and contrarily to the expected, emissions from +Vt was 18% lower than in -Vt. The main reason behind this could be a completed denitrification of N₂O to N₂ in these plots. There was a two fold increase in CO₂ fluxes from the intercrop to the maize crop period. Barley (+Ba) and +Rp were the treatments showing the highest CO₂ emissions. Negative fluxes of CH₄ were measured in all

cases but +Rp. No significant differences in any of the GHG measured were detected between treatments within the maize crop period.

4. Conclusion

Significant differences between CC were only detected in the intercrop period. Vetch was the CC with the highest emissions of N₂O, mainly due to its ability to fix N₂ and the N remained in these plots from previous years. Emissions of N₂O were lower than expected in the fertilized maize crop. Incorporation of CC residues did not significantly affect GHG fluxes, being N fertilization the main driving factor over these emissions. Results from this study must be taken with caution. Extrapolations to other cases should be avoided due to the specific conditions of the study (i.e. increased denitrifying conditions and drainage) which could have hidden a more significant effect of CC over the GHG budget of the system.

References

Jensen, E.S., Peoples, M.B., Boddey, R. M., Gresshoff, P. M., Hauggaard-Nielsen, H., Alves, B. J. R., Morrison., M. J., 2011. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agron. Sustain. Dev.* doi 10.1007/s13593-011-0056-7.

Papadakis, J., 1966. *Climates of the World and Their Agricultural Potentialities*. DAPCO, Rome, Italy.

Roelle, P., Aneja, V.P., O'Connor, J., Robarge, W., Kim, D., Levine, J.S., 1999. Measurement of nitrogen oxide emissions from an agricultural soil with a dynamic chamber system. *J. Geophys. Res.* 104, 1609-1619.

DEVELOPMENT OF A NEW MODEL FOR THE SIMULATION OF N₂O EMISSIONS FROM WHEAT CROPPING SYSTEMS IN SPAIN

Gallejones, P.^a, Aizpurua, A.^b, Del Prado, A.^a

^aBC3. Basque Centre for Climate Change. Bilbao, Spain.

^bNEIKER-Basque Institute for Agricultural Research and Development, Derio, Spain.

1. Introduction

Management practices involving fertilizer N should be efficient in order to maximize crop production while minimizing adverse effects to the environment such as greenhouse gasses (GHG) emissions. In order to overcome the limitation of the extremely simplified approaches for the field sites used in some holistic methods (e.g. life cycle analysis (LCA) or GHG inventories), it is important to develop simple modeling tools that can be integrated within these methods and help predict the effect of management and site conditions on both GHG losses and crop production. This paper describes the development of an empirical model that simulates the monthly N flows in arable cropping systems based on readily available site information and fertilizer management.

2. Model description

The model has a monthly time-step and has been constructed based on data of several field experiments under winter wheat, carried out in different areas of Spain (Quemada, 2006) and taking some of the principles used for mass-balance N modeling in grasslands by Scholefield *et al.* (1991); Brown *et al.* (2005) and del Prado *et al.* (2006).

The model initially computes the annual N mineralization coming from previous years soil organic matter (SOM) based on soil texture as net mineralized N is generally associated to the soil aeration and has to be parameterized for specific climatic conditions. Annual net mineralized N from previous years SOM from the different soils and regions was derived from data obtained from the zero-fertilized plots of Quemada, (2006) and it was distributed for the different months based on temperature and moisture (Macduff and White, 1985). Total net soil N mineralisation is calculated by adding to the previous mineralised pool the mineralisation from the current year's plant N residue and organic N applied to the soil. The inorganic N flux is calculated taking into account all the N inputs to the system (N deposition, N fertiliser and total net N mineralisation). This soil inorganic N flow will be the basis for empirically estimating the total N uptake by the crop for the main crop growing stages (Fig. 1) and total yield. These flows are then calibrated for the simulated weather conditions. For every month, soil inorganic N that is not taken up by the plant is subject to different loss pathways (volatilisation, denitrification, nitrification and leaching). Some N is lost as NH₃ volatilised after fertiliser N is applied and some of the remaining soil inorganic N is emitted and lost through denitrification and nitrification processes (Brown *et al.*, 2005). The remaining inorganic N can be leached, accumulated for the following months or immobilised into the SOM pool. Following the equations from Rodda *et al.* (1995) the percentage of soil inorganic N that is monthly leached is calculated depending on the soil texture and the total annual drainage volume.

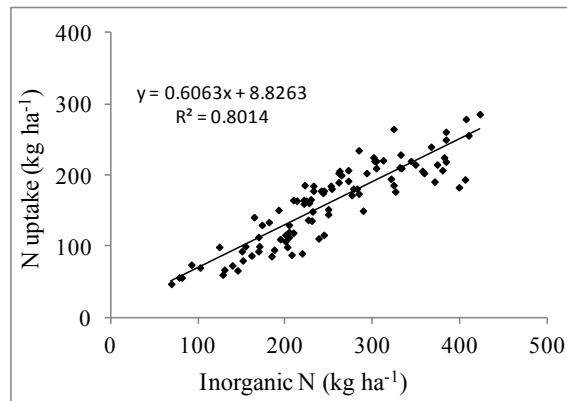


Fig. 1. Relationship between the annual flux of soil inorganic N and the N taken up by the crop.

A daily water balance submodel was also incorporated following the steps of Allen et al., (1998) in order to simulate the water that is lost below the rooting zone on a daily basis. These soil water calculations will be very important drivers to calculate plant uptake and soil N losses.

3. Preliminary results

The effect of three different N fertilizer rates as ammonium nitrate (100, 140 and 180 kg N ha⁻¹) on the N₂O emissions was simulated (Fig. 2) for a wheat crop grown in the Basque Country. Nitrous oxide results for the different treatments suggest that the relationship between annual N fertilizer and N₂O emissions is not linear. Whereas the field fertilized with the lowest rate shows the highest emission factor (EF) (ratio N₂O: N fertilization), the lowest EF results after fertilizing the middle N treatment. Although N₂O emissions are regulated by multiple and complex processes in the soil, the model is indirectly showing that the N₂O emissions are also very much controlled by the plant ability to absorb N too and thus, by the plant N use efficiency.

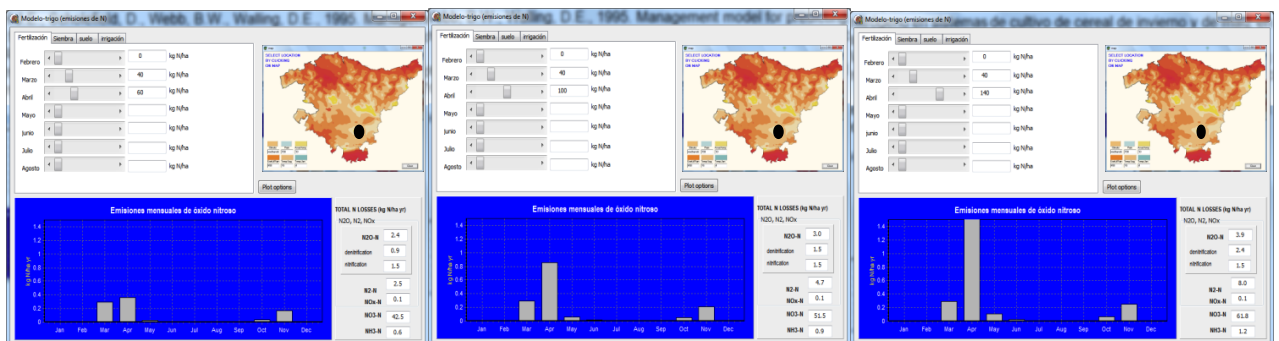


Fig 2. Monthly N₂O emissions for each N fertilizer treatment applied to a winter crop in the Basque Country.

4. Conclusions

This work shows the importance of using simulation tools in order to improve existing methodologies such as LCA for calculating GHG emissions. Model calibration and validation will be essential to ensure a good approach.

References

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO irrigation and drainage paper 56. Water Resources, Development and Management Service.
- Brown, L., Scholefield, D., Jewkes, E.C., Lockyer, D.R., del Prado, A., 2005. NGAUGE: A decision support system to optimise N fertilisation of British grassland for economic and environmental goals. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109, 20-39.
- Macduff, J.H., White, R.E., 1985. Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil-temperature and moisture-content. *Plant and Soil* 86, 151-172.
- Prado, A., Brown, L., Schulte, R., Ryan, M., Scholefield, D., 2006. Principles of Development of a Mass Balance N Cycle Model for Temperate Grasslands: An Irish Case Study. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 115-131.
- Quemada, M., 2006. Balance de nitrógeno en sistemas de cultivo de cereal de invierno y de maíz en varias regiones españolas. Monografías INIA serie agrícola nº 21.
- Rodda, H.J.E., Scholefield, D., Webb, B.W., Walling, D.E., 1995. Management model for predicting nitrate leaching from grassland catchments in the United Kingdom: 1. Model development. *Hydrological Sciences Journal* 40, 433-451.
- Scholefield, D., Lockyer, D., Whitehead, D., Tyson, K., 1991. A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant and Soil* 132, 165-177.

DELOCALISATION OF N₂O EMISSIONS OF SPANISH AGRO-FOOD SYSTEM IN THE PERIOD 1961-2009

Luis Lassaletta^{1,2}, Eduardo Aguilera³, Alberto Sanz-Cobena⁴, Gilles Billen¹, Josette Garnier¹ & Bruna Grizzetti¹

¹ CNRS/UPMC, UMR Sisyphe. 4, Place Jussieu, 75005 Paris, France. E-mail: lassalet@bio.ucm.es

² Department of Ecology, Universidad Complutense de Madrid, c/José Antonio Novais s/n 28040 Madrid, Spain

³ Universidad Pablo de Olavide, Ctra. de Utrera, km. 1, 41013, Sevilla, Spain

⁴ Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid, Spain

1. Introduction

The global alteration of the nitrogen (N) cycle leads to many negative effects on human and ecosystem health, biodiversity and climate. The distribution of these alterations is quite uneven throughout the world, with 85% of the anthropogenic reactive nitrogen input occurring in 43% of the continental surface (Billen *et al.* 2013). During the last 50 years the amount of protein embedded in agricultural products and internationally traded has increased sixfold due to an increase in population, meat consumption and some market distortions (Lassaletta *et al. in prep.*). Part of the “virtual nitrogen”, which is the nitrogen input required for the production of a commodity that is not embedded in the consumed good (Leach *et al.*, 2012), can be emitted to the environment outside the country where the commodity is consumed. Some authors have recently shown how a reduction of greenhouse gas emissions in the national inventories can be related to a de-localization of the emissions outside the country, rather than to a real reduction (Franks and Hadingham, 2012; EEA, 2013). National emission inventories give an interesting but incomplete vision of the environmental consequences of the human activities, since they account for the emissions of the national production system, but not for the emissions related to the national consumption. The aim of this work is to compare nitrous oxide (N₂O) emissions related to national production to those associated to consumption in the paradigmatic case of the Spanish agro-food system. The evolution of the emissions of production and consumption during the last 50 years will also be shown.

2. The case of Spain

Spanish nitrogen cycle has been progressively expanded during the last 50 years (Lassaletta *et al.*, under review). The input of anthropogenic reactive nitrogen in Spain has increased threefold and the total crop production, expressed in protein, has increased twofold in the 1961-2009 period. Due to the particular characteristics of the Spanish Mediterranean catchments, very little of the reactive N entering the catchments flows out to the sea. This prevents severe eutrophication events in the coastal area but leads to many problems in the catchment, such as pollution of aquifers and rivers, and high atmospheric emissions (Lassaletta *et al.*, 2012). At the same time, Spanish agriculture has been opened to international markets and nowadays Spain is

importing a high amount of protein-rich commodities for feed, such as soybeans and maize. On the other hand, the country is exporting high quality and low-protein products such as vegetables, wine, fruits and olive oil. These changes have led to the present situation where the net import of agricultural products equals the domestic crop production in terms of embedded nitrogen. The main driver of the observed change is the drastic increase in the proportion of animal protein in the diet of Spanish population, from the so-called Mediterranean diet (30-35% animal protein) in the sixties to a diet quite similar to the North Europe and North America (65% animal protein) (Lassaletta et al., *under review*).

3. N₂O emissions: production versus consumption

The commodity balance sheets provided by the FAO (<http://faostat.fao.org/>) have been used to compare the N₂O emissions related to production with those related to consumption in Spain. N₂O emission factors have been assigned to the different commodities. For the commodities produced in Spain we used the emission factors provided by the National Inventories (MAGRAMA, 2012). To estimate N₂O emissions outside Spain we applied those provided in Life Cycle Assessment projects such as SimaPro (<http://www.simapro.co.uk/>). The evolution of Spanish N₂O emissions associated to production and consumption during the last five decades were studied in parallel to changes in diet and international trade. We constructed world maps showing the import and export of N₂O emissions from/to Spain. Considering the emissions related to the consumption in addition to the national inventories allows to better understand the global effect of the national agro-food system.

References

Billen, G., Garnier, L., Lassaletta, L. 2013. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: Modelling N transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, In press.

EEA, 2013. Environmental pressures from European consumption and production. A study in integrated environmental and economic analysis. In: Agency, E.E. (Ed.), Copenhagen, p. 124.

Franks, J.R., Hadingham, B., 2012. Reducing greenhouse gas emissions from agriculture: Avoiding trivial solutions to a global problem. *Land Use Pol.* 29, 727-736.

Lassaletta, L., Billen, G., Romero, E., Garnier, J., E. Aguilera. How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at the national scale: Spain (1961–2009). *Under review*.

Lassaletta, L., Romero, E., Billen, G., Garnier, J., García-Gómez, H., Rovira, J.V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences* 9, 57-70.

Lassaletta, L., Billen, G., Garnier, J., Leach, A., Galloway, J.N. Global food and feed trade as a factor in nitrogen transfer: 50-year trends. In preparation

Leach, A.M., Galloway, J.N., Bleeker, A., Erisman, J.W., Kohn, R., Kitzes, J., 2012. A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. *Environmental Development* 1, 40-66.

MAGRAMA, 2012. *Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera 1990-2009. Volumen 2: Análisis por Actividades SNAP.*

RESPONSE OF OLD AND MODERN VARIETIES OF DURUM WHEAT UNDER THREE CO₂ ENVIRONMENTS

S. Aljazairi; C. Arias; S. Nogués

Departament Biologia Vegetal, Universitat de Barcelona, Diagonal 643, 08028 Barcelona. Spain

The projection in Mediterranean area, according to the IPCC 2007, indicate an increase in drought and high temperatures in a region that already is vulnerable to climate variability, as well as to reduced availability of water and therefore expect a declined in crop productivity¹. The global population growth, the change eating habits in human increasing plant production intended for breeding, climate change or soil degradation, are guiding efforts of agricultural research to study how plants are adapted to mitigate greenhouses gases.

This study was conducted during 2011-2012 in the Serveis de Camps Experimentals, Universitat de Barcelona, using two varieties of wheat crops, one of them modern (*Triticum turgidum* var. Sula) and the other one old (*Triticum turgidum* var. Blanqueta) The plants were grown in three different CO₂ levels: future climatic conditions, high CO₂ (ca. 731,7 ± 6,9 ppm), or preindustrial climatic conditions, low CO₂ (ca. 249,4 ± 13,6 ppm)^{2, 3}, compared with actual conditions (ca. 409,3 ± 2,5 ppm). This study will help us to understand how the plants have been behaved in the past and how they adapt to future environmental changes.

Table 1: Growing conditions in three Controlled-environment Convirons chambers with different CO₂ treatments.

	CO ₂ ppm	Relative Humidity. (%)	Temperature. (°C)
Chamber 1	249,4 ± 13,6	60,7 ± 0,2	22,0 ± 0,2
Chamber 2	409,3 ± 2,5	61,2 ± 0,7	22,8 ± 0,2
Chamber 3	731,7 ± 6,9	61,4 ± 1,1	22,8 ± 0,3

Stables isotopes are a good tool to study the behaviour of plants under different treatments. In this study, we conducted a simultaneous double labelling with ¹³CO₂ and ¹⁵NH₄-¹⁵NO₃ in order to characterize C and N management during anthesis of the plant. To that end, the C isotopic composition (δ ¹³C) was enriched in the ambient from ca. -11,3 ± 0,1 to ca. +161,6 ± 30,3 ‰. The N labelling was conducted by altering the ¹⁵N isotopic composition (δ ¹⁵N) of the irrigation solution through the application of ¹⁵NH₄-¹⁵NO₃ (5% enriched).

Samples of air respired CO₂ of different tissues of plants (flag leaf, spike, leaves, stem and root) were collected after the labelling and CO₂ concentration and δ ¹³C were analysed by GC-C-IRMS (Gas Chromatography coupled into an Isotope Ratio Mass Spectrophotometer).

Samples of different part of the plant were collected and dried in an oven at 70°C during 48 hours, grounded in a fine powder and weight in aluminium capsules to study

the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in Total Organic Matter (TOM) by EA-IRMS (Elemental Analyser coupled into an Isotope Ratio Mass Spectrophotometer).

Old plants have similar photosynthetic assimilation rate ($23,8 \pm 2,1$) than modern variety ($23,3 \pm 14,3$). Blanqueta has higher total biomass, more number of stems and spikes, or more stem length than Sula, but Sula has bigger spike, and is more productive than Blanqueta. However, for the TOM by EA-IRMS, Blanqueta show more $^{13}\text{CO}_2$ in all the treatments than Sula before and after the labelling and in all the different organs of the plant (flag, leaves, spike, stem and root). Finally, the $\delta^{13}\text{CO}_2_{\text{Respired}}$ by plants is higher in Blanqueta than in Sula (Figure 1).

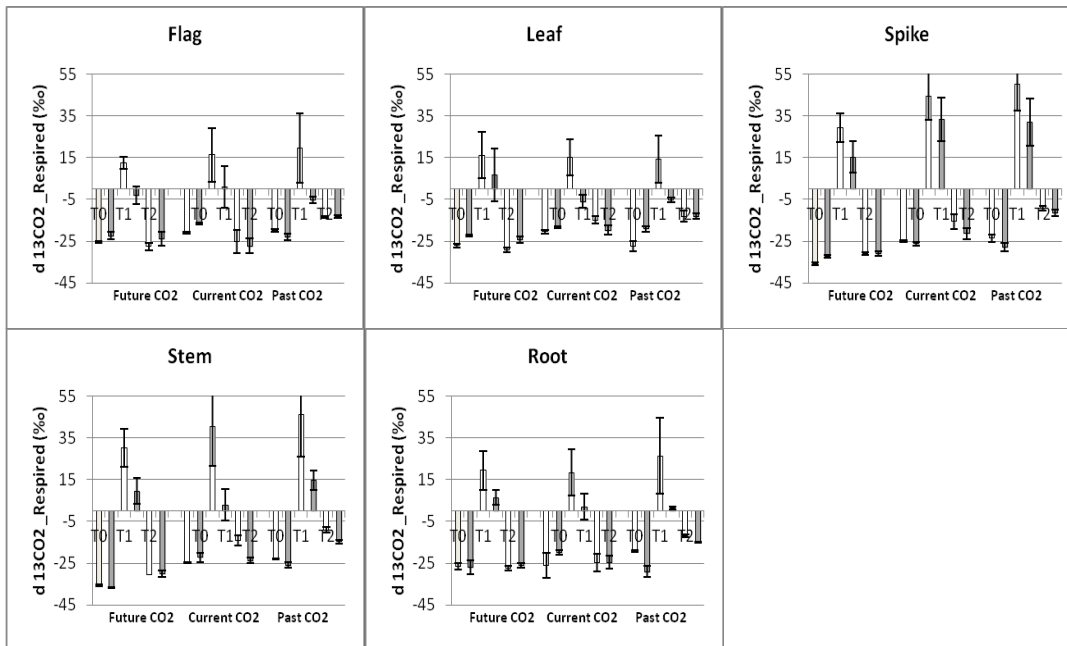


Figure 1: $\delta^{13}\text{CO}_2$ Respired in the different treatments and three times: before (T0), after (T1) and 7days after (T2) labelling in two different varieties of durum wheat: Blanqueta (white bars) and Sula (grey bars) in the Flag leaf, other leaves, Spike, Stem and Root.

The isotopic composition of $\delta^{13}\text{C}$ in total organic matter (TOM) between CO₂ treatments was higher in low CO₂ than in Current or Future CO₂ conditions. Differences between organs were founded and the ^{13}C is sent from photosynthetic organs to reproductive one and other sink organs between 24 hours and 7 days after labelling.

No differences in $\delta^{15}\text{N}$ for total organic matter (TOM) between different treatments of CO₂ were found. However Blanqueta was more ^{15}N enrich than Sula in all the organs except in the stem, and there were differences between organs, being root the most enrich after 24 hours labelling. Seven days after labelling, the ^{15}N was sent from root to other parts of the plant, mostly spike followed by stem and finally leaf.

The $\delta^{13}\text{CO}_2_{\text{Respired}}$ by plants is higher in Blanqueta than in Sula, but also it is higher in past CO₂ condition than in current; and actual condition is higher than future

condition. Besides, the plants loose the biggest amount of ^{13}C by respiration on the first week after labelling.

Preliminary results showed that the plants in past conditions have less discrimination against ^{13}C than in future conditions because the availability of CO_2 in the environment is less. The old variety of *Tritium turgidum* var. Blanqueta is more enrich in ^{13}C than actual variety Sula.

- 1 IPCC, 2007: (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. Pachauri, R.K. Reisinger, A. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 pags.2008, ISSN: 92-9169-322-7)
- 2 Sage R.F. Coleman J.R. (2001) Effects of low atmospheric CO_2 of plants: more than a thing of the past. Trends in Plant Science Vol.6 No.1
- 3 Sharon A. Cowling (1999) Physiological Significance of Low Atmospheric CO_2 for Plant–Climate Interactions. Quaternary Research **52**, 237–242

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos: CGL2009-1307-C02-02 Isótopos estables en ecosistemas mediterráneos forestales y agrícolas: del fraccionamiento isotópico a la aplicación paleoambiental. Ministerio de Educación y Ciencia; y PCI A1/036601/11: Un nuevo laboratorio de ecofisiología vegetal para la Universidad de Jordania. Agencia de Cooperación Española AECID

COMPARACIÓN DEL BALANCE DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE CULTIVOS ECOLÓGICOS Y CONVENCIONALES EN ESPAÑA

Aguilera, E.^a, Guzmán, G. I.^a, Alonso, A.^a

^a Universidad Pablo de Olavide, Ctra Utrera km. 1 41013, Sevilla

1. Introducción

La agricultura ecológica es un sistema de producción que no permite el uso de fertilizantes y pesticidas de síntesis. Ello implica una potencial reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por el ahorro de los combustibles fósiles empleados en la producción de estos insumos y el secuestro de carbono asociado al uso de fertilizantes orgánicos. Sin embargo, los rendimientos habitualmente menores podrían compensar e incluso revertir este ahorro. Para investigar esta cuestión, en este estudio se ha comparado mediante análisis de ciclo de vida (ACV) el balance de GEI de 80 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España, empleando factores de emisión específicos del área mediterránea e incluyendo una estima del secuestro de carbono.

2. Materiales y Métodos

El Inventario de Ciclo de Vida (ICV) recoge todas las entradas (insumos) y salidas (emisiones) asociadas a la producción de un producto. Para evaluar un espectro representativo de los productos de la agricultura española, se realizaron entrevistas semiestructuradas a pares de agricultores ecológicos y convencionales, abarcando todo el territorio español e incluyendo los cultivos más representativos (Alonso y Guzmán, 2010).

Para estimar las emisiones de GEI asociadas a la producción de los insumos, los datos de manejo recogidos en el ICV se vincularon a bases de datos relevantes mediante el programa SimaPro 7.2. La emisión de N₂O asociada a la aplicación de fertilizantes se estimó mediante factores de emisión específicos de la agricultura mediterránea, distinguiendo seco, riego por goteo y riego tradicional (Aguilera et al., 2013a). Las emisiones indirectas de N₂O, la emisión de CH₄ de los arrozales, así como la emisión de N₂O y CH₄ derivada de la quema de residuos, se estimaron mediante la metodología del IPCC (2006). La tasa de secuestro de carbono se estimó a partir de datos obtenidos en un meta-análisis sobre secuestro de carbono en la agricultura mediterránea (Aguilera et al., 2013b). Los resultados se analizaron mediante un test para datos pareados (Wilcoxon).

3. Resultados y Discusión

Excluyendo el balance de carbono, se constataron niveles de emisiones en relación a la superficie cultivada un 44% menores bajo manejo ecológico, en promedio (1,88 ton CO₂-eq/ha, frente a 3,37 ton CO₂-eq/ha en convencional). Esta reducción de emisiones se observó en todos los grupos de cultivos analizados, en un rango desde el 9% en arrozales hasta el 66% en cereales de seco, si bien en algunos casos individuales la emisión en ecológico superó a la de su contraparte convencional. Los

menores niveles de emisiones se observaron en cultivos extensivos de secano, con emisiones medias por debajo de 1 ton CO₂-eq/ha. Los mayores niveles se registraron en regadíos bajo manejo convencional, con niveles generalmente superiores a 4 ton CO₂-eq/ha, y el máximo en el arroz, que superó las 12 toneladas en los dos tipos de manejo.

El rendimiento promedio bajo cultivo ecológico fue un 30% inferior al de los cultivos convencionales, debido a lo cual las diferencias en la huella de carbono por kg de producto entre ambos tipos de manejo se redujeron notablemente respecto al análisis por superficie. No obstante, para el conjunto de los cultivos se observó una reducción significativa del 23% en los productos ecológicos (277 g CO₂-eq/kg, frente a 327 g CO₂-eq/kg producto convencional). Esta tendencia no se registró en el cultivo del arroz, donde las emisiones en ecológico superaron en un 33% al convencional, y fue despreciable en frutales, vid, leguminosas y hortalizas, todas con reducciones en ecológico inferiores al 10%. Sin embargo, superaron el 40% en frutos secos, olivar, subtropicales y hortalizas de invernadero, llegando al 52% en cereales. De manera análoga, el desempeño de los distintos tipos de cultivo fue muy distinto al observado en el análisis por superficie, ya que algunos cultivos intensivos logran bajos niveles de emisiones debido a sus elevados rendimientos. Es el caso de hortalizas y frutales de regadío, que alcanzan niveles por debajo de 300 g CO₂-eq/kg tanto en ecológico como en convencional.

En promedio, cuando se estudian en relación a la producción, algunos tipos de emisiones son mayores en ecológico (maquinaria 20%, riego 41% y metano 46%) y otros son menores (fabricación de fertilizantes -95%, tratamientos -63% y N₂O -30%). Los incrementos observados se deben al menor rendimiento en ecológico, mientras que las reducciones se deben al no uso de productos de síntesis (fertilizantes y pesticidas) y a la aplicación de menores dosis de nitrógeno (N₂O), ya que la cantidad de N aplicada en las fincas ecológicas es sensiblemente inferior a la de las convencionales (un 40% inferior en promedio).

La inclusión del secuestro de carbono en el análisis transforma drásticamente los resultados, ya que a nivel global el balance neto de emisiones se reduce un 22% en convencional y un 105% en ecológico. Esto significa que muchos de los productos agrícolas ecológicos analizados serían neutrales en carbono, e incluso algunos de ellos presentan emisiones netas negativas, destacando cultivos leñosos como cítricos (-74 g CO₂-eq/kg), frutales (-314 g CO₂-eq/kg) y olivar (-407 g CO₂-eq/kg). Estas elevadas tasas de secuestro en leñosos ecológicos se deben a la combinación de cubiertas vegetales, picado de restos de poda y aportes orgánicos (mayoritariamente estiércol). En el olivar ecológico, por ejemplo, los 231 kg C/ha (848 kg CO₂-eq) secuestrados por las cubiertas vegetales bastan para compensar todas las emisiones (420 kg CO₂-eq/ha), pero a esto se añaden 200 y 184 kg C/ha secuestrados gracias a los restos de poda y los aportes externos, respectivamente.

4. Conclusiones

Excluyendo el secuestro de carbono, los cultivos ecológicos analizados presentan niveles de emisiones significativamente menores que los convencionales tanto por

unidad de superficie como por unidad de producto, si bien en el segundo caso las diferencias se reducen debido a los menores rendimientos en ecológico. Cuando se incluye el secuestro de carbono se alcanzan niveles de emisiones neutros o negativos en muchos tipos de cultivos ecológicos debido a la implantación de cubiertas vegetales, aplicación al suelo de residuos y a las enmiendas orgánicas.

Por tanto, la conversión a manejo ecológico podría contemplarse como una estrategia efectiva de mitigación de GEI. El desempeño del manejo ecológico podría mejorarse aún más si se generalizase el uso de las prácticas asociadas al secuestro de carbono, y si se incrementasen los rendimientos. Además, los resultados indican que la agricultura convencional podría reducir sus emisiones adoptando prácticas comunes de la agricultura ecológica.

Referencias

Aguilera, E., Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Garnier, J., Vallejo, A., 2013. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 32-52

Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B. S., 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems. A meta-analysis. En revisión en *Agriculture, Ecosystems & Environment*

Alonso, A.M. y Guzman, G.I., 2010. Comparison of the Efficiency and Use of Energy in Organic and Conventional Farming in Spanish Agricultural Systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 34, 312-338.

IPCC, 2006. Directrices del IPCC de para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4. Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra

The logo for 'remedia workshop' is positioned in the top left corner. It features the word 'remedia' in a bold, green, sans-serif font, with 'workshop' written below it in a black, handwritten-style font. The text is contained within a white rectangular box that has a green border on its left and top sides. The background of the entire top section is a blurred image of green leaves.

remedia
workshop

Mitigación de GEI en sistemas agrícolas

Pósters

GHG EMISSION FACTORS FOR DOMESTIC CONSUMPTION OF FERTILIZERS IN SPAIN

Lechón, Y; Lago, C.; Herrera, I^a.; Sánchez, J^b

^a CIEMAT, Avda. Complutense 40. 28040. Madrid

^b UPM. ETSIA Agrónomos. Dpto de Agroenergética. Avda. Complutense s/n 28040. Madrid

1. Introduction

Fertilizers play a crucial role in the environmental impact of agriculture practices. Biofuels should fulfil sustainability criteria according to European Directive on renewable energies (2009/28/CE Directive), saving more than 35% of greenhouse gases emission in comparison with fossil fuels up to 2016, 50% in 2017 and 60% after 2018. Fertilizers contribute, in a significant way to those emissions, mainly through two steps: fertilizers production emissions and emissions from field application. The paper will be focused on the calculations to develop an emission factor to the main fertilizers consumed by energy crops cultivated in Spain.

2. Materials and Methods

Emission factors of fertilizer production are available from different institutions. However, there are not calculated specific emission factors to fertilizers consumed in Spain. It could be interesting to know whether there are differences between these “general” factors and the Spanish ones.

A proposal of Spanish emission factors has been developed in order to analyse possible variations in the emission released in the process of fertilizer production.

The structure of domestic fertilizers consumption as well as the origin of fertilizers consumed in Spain has been supplied by ANFEE (National Association of Fertilizer Manufacturers) (Ref: ANFEE Personal communication). Nitrogen fertilizers are the dominant ones in the Spanish market; those account for a 45% of the total amount of fertilizers consumed in the country, followed by complex fertilizers with a contribution of 40%, phosphate and potassium ones up to a 4% respectively and others, 6%. Some of the products consumed in the country are domestically produced while others are imported. Disaggregated information on the different classes of fertilizers gives the next panorama:

Table 1. Spanish Fertilizers Overview

Type	National (%)	Imported (%)
Ammonium nitrate	66	34
Ammonium sulphate	52	48
Urea	39	61
Nitrogen solutions	60	40
NPK Complex	50	50
Super-phosphates	50	50
Potassium chloride	49	51

Emission factors in fertilizers production from different sources have been evaluated and compared in order to develop a Spanish emission factor by each one of them. Data from European Fertilizer Manufacturers Association (EFMA), Ecoinvent database and BIOGRACE project have been used from foreign fertilizers consumed in Spain. Emission factors to fertilizers imported from European Union have been taken from Biograce additional standard values (BASV), those imported from non EU countries have been taken from Biograce standard values (BSV). Data from fertilizers produced in Spain have been collected from Fertiberia (Spanish company that is involved in the certification process of its emission, after incorporating the best available practices in its factories) related to the products for which they are the majority producer (ammonium nitrates, ureas, nitrogen solutions and some NPK products).

Table 2. Emission factors sources to fertilizers consumed in Spain

Type	National	Imported	
		EU	Others
Ammonium nitrate	Fertiberia	BASV	BSV
Ammonium sulphate	BASV	BASV	BASV
Urea	Fertiberia	BASV	BSV
Nitrogen solutions	Fertiberia	BASV	BSV
NPK Complex	Fertiberia + BSV	BSV	BSV
Super-phosphates	BSV	BSV	BSV
Potassium chloride	BSV	BSV	BSV

3. Results and Discussion

The weighted average assessment of different “general” emission factors according to origin (domestic and foreign production) and the percentage of consumption provide the “Spanish” emission factor of each fertilizer. The proposed emission factors for fertilizers consumed in Spain are shown in the next table:

Type	g CO ₂ eq/kg N	g CO ₂ eq/kg N	g CO ₂ eq/kg P ₂ O ₅	g CO ₂ eq/kg K ₂ O
Ammonium nitrate	4.65			
Ammonium sulphate	1.72			
Urea	4.24			
Nitrogen solutions	4.26			
Average N fertilizers	3.97			
NPK complex		5.38		
Super-phosphates			1.01	
Other phosphate fertilizers			1.01	
Potassium chloride				0.58
Potassium sulphate				0.58

According to the available information, it can be chosen the specific emission factor for a given fertilizer or the Spanish average.

4. Conclusion

Development of specific emission factors for fertilizers consumption in Spain would allow reducing GHG emissions arising from fertilizer consumption in crops grown in Spain thanks to the introduction of best practices in Spanish production facilities.

References

ANFEE. Personal communication. 2012

BIOGRACE. www.biograce.net/

CALCUGEI. Lechón Y, Lago C, Herrera I y Sáez R.- CIEMAT. Grupo de trabajo de Alfonso Ortega -UAM.

<http://www.idae.es/index.php/relcategoria.1037/id.686/relmenu.322/mod.pags/mem.detalle>

Ecoinvent database. V2.2.

EFMA. European Fertiliser Manufacturer Association, 2008

Fertiberia. Personal communication. 2012

HUELLA DE CARBONO DEL TRIGO DE REGADÍO EN FUNCIÓN DEL LABOREO Y DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Arias, N.^a, Bescansa, P.^b, Lafarga, A.^a, Orcaray, L.^a, Pérez de Ciriza, J.J.,^a Virto, I.^b

^a Instituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Agroalimentarias S.A., 31610, Villava. Navarra

^b Universidad Pública de Navarra, Campus Arrosadía 31006, Pamplona. Navarra

1. Introducción

Durante los últimos años se ha incrementado la concentración de CO₂ atmosférico y existe una creciente alarma acerca del efecto invernadero que esto conlleva. La agricultura juega un papel importante ya que las actividades agrícolas suponen el 13-15% del total de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) siendo una de las principales actividades responsable de la emisión de NO₂ y NH₄ (IPCC, 2007). Es por ello que se están realizando esfuerzos para detectar los mayores focos de emisión dentro de las explotaciones agrarias y determinar las prácticas o manejos más adecuados para reducir dichas emisiones (Franks y Hadingham, 2012). Tanto la fertilización nitrogenada como el laboreo repercuten en la cantidad de emisiones liberadas a la atmósfera. Parte del nitrógeno aplicado como fertilizante se pierde en forma de óxidos nitrosos mientras que el laboreo induce una mayor respiración y favorece la mineralización de manera que se emiten gases como CO₂ y N₂O (Menéndez et al., 2008). Asimismo, la optimización del uso de fertilizantes y los laboreos puede llegar a incrementar el carbono secuestrado en el suelo además de disminuir las emisiones, tanto directas como indirectas, de GEI asociadas a la utilización de los insumos dentro de la explotación (West y Marland, 2002).

Existen pocos estudios acerca de la emisión de GEI de cultivos extensivos en regadío. Por tanto, el objetivo de este estudio es por un lado evaluar el efecto de la Agricultura de Conservación y de la fertilización nitrogenada en la huella de carbono de un cultivo de trigo en regadío y por otro analizar si estos manejos inducen cambios en el secuestro de carbono del suelo.

2. Materiales y Métodos

Este estudio se ha llevado a cabo en una parcela situada en Navarra sometida a una rotación de cultivo de sorgo-trigo-maíz y con un sistema de riego por aspersión. El diseño experimental de la parcela fue de bloques al azar con tres repeticiones. El factor principal fue el sistema de laboreo, con dos sistemas diferenciados, laboreo convencional (LC) y no laboreo (NL). A estas parcelas se les aplicaron dos dosis diferenciadas de fertilización nitrogenada, la convencional de la zona, 150 UFN (F1) y la dosis recomendada según las prácticas de producción integrada, 120 UFN (F2). La aplicación del nitrógeno se hizo en dos veces, en la etapa de ahijado y de espigado del trigo.

El balance de la emisión de gases de efecto invernadero se ha obtenido teniendo en consideración las emisiones directas (alcance 1 y 2) y las indirectas (alcance 3) provenientes de la fabricación, transporte y aplicación de los insumos de la explotación

teniendo también en cuenta lo secuestrado por el cultivo siguiendo la metodología llevada a cabo en el estudio realizado por Lafarga et al. (2012).

Para el análisis del contenido de carbono en el suelo se realizaron muestreos a diferentes profundidades. El análisis de la concentración de carbono orgánico total (COT) así como de la fracción de materia orgánica particulada (C-POM) se realizó mediante el método Walkey-Black.

3. Resultados y Discusión

Se han observado diferencias significativas en las emisiones de gases de efecto invernadero entre los distintos tratamientos (Figura 1).

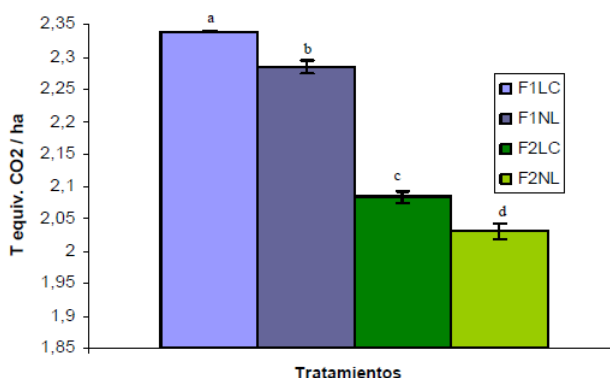


Fig 1. Emisiones de gases de efecto invernadero del trigo en función de los distintos tratamientos

El factor determinante en el incremento de la emisión de estos gases ha sido la fertilización, ya que sólo existen diferencias entre los laboreos en función de la dosis fertilizante. Este resultado está en concordancia con lo expresado por Gan et al. (2012) y Lafarga et al. (2012), que indican que las emisiones debidas a los fertilizantes inorgánicos nitrogenados suponen aproximadamente entre un 35-50% de las emisiones totales del cultivo. No se encontraron diferencias significativas en la concentración de C-POM entre los distintos tratamientos para ninguna de las profundidades. La concentración de COT en los primeros 5 cm del suelo (Tabla 1), mostró diferencias significativas en función de la dosis fertilizante aplicada aunque a mayor dosis de nitrógeno se ha encontrado menor contenido de carbono. Esto es opuesto a lo investigado por Powlson et al. (2011) que indicaba que el carbono orgánico del suelo puede aumentar con la fertilización nitrogenada hasta que el suelo alcanza un equilibrio. Esta diferencia podría ser debida a que a pesar de haber aplicado una mayor dosis fertilizante, la producción no ha sido más alta y no se han incorporado más restos de cultivo al suelo que en los otros tratamientos, o al escaso tiempo transcurrido desde el inicio del ensayo. Para los distintos laboreos no se encontraron cambios en el COT, lo que va en consonancia con lo estudiado por Gan et al. (2012), que indica que en un estudio con rotación trigo-barbecho no existieron cambios en el carbono del suelo en función de los distintos laboreos. Desde el IPCC, (2006), también se apunta la falta de variación como algo normal ya que los cambios en el contenido de carbono del suelo debido a los diferentes manejos son apreciables una vez que ha transcurrido un periodo de tiempo relativamente largo.

Tabla 1. Información para mostrar algunos de los resultados de este estudio

		0-5 cm		5-15 cm		15-30 cm	
		Media	Desviación típica	Media	Desviación típica	Media	Desviación típica
COT (g/ kg suelo)	F1LC	6,811a*	1,149	8,872a	1,073	8,079a	1,053
	F1NL	6,009a	1,647	7,951a	1,107	7,723a	0,220
	F2LC	8,233b	0,983	9,372a	0,322	8,265a	0,986
	F2NL	7,927b	0,720	9,251a	0,759	7,103a	0,318

* Dentro de una columna, filas con diferente letra indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos (n=6)

4. Conclusión

Este estudio pone de manifiesto la importancia de la racionalización de la fertilización nitrogenada, siendo un aspecto clave sobre el que se debe incidir a la hora de obtener elevadas producciones a la vez que se disminuye en la medida de lo posible el impacto producido por las emisiones. Es necesario un estudio a más largo plazo para poder determinar si el riego acelera los cambios en el stock de carbono en el suelo debidas a los diferentes manejos realizados.

Referencias

Franks J.R. y Hadingham B. 2012. Reducing gas emissions from agriculture: Avoiding trivial solutions to a global problem. *Land Use Policy*. 29, 727-736.

Lafarga A., Altuna A., Del Hierro O., Unamunzaga O., Besga G., Domench F. y Sopelana A. 2012. Huella de Carbono de los Cereales. *Navarra Agraria. Análisis de la emisión de gases de efecto invernadero en el sector agroalimentario*. 94, 31-38.

Gan Y., Liang C., Campbell C.A., Zentner R.P., Lemke R.L., Wang H. y Yang C. 2012. Carbon footprint of spring wheat in response to fallow frequency and soil carbon changes over 25 years on the semiarid Canadian prairie. *European Journal of Agronomy*. 43, 175-184.

Powlson D.S., Whitmore A.P. y Goulding K.W.T. 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*. 62, 42-55.

Menéndez S., López-Bellido R.J., Benítez-Vega J., González-Murua C., López-Bellido L. y Estavillo J.M. 2008. Long-term effect of tillage, crop rotation and N fertilization to wheat on gaseous emissions under rainfed Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*. 28, 559-569.

International Panel on Climate Change. 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. Suiza

International Panel on Climate Change. 2006. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Capítulo 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Introducción página 1.8

West T.O. y Marlands G. 2002. Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. Environmental Pollution. 116, 439-444.



MEDICIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO EN FINCAS TIPOS, DE LA CAFICULTURA DE NUEVA SEGOVIA - NICARAGUA.

Joel Flores García, administración de proyectos, Cooperativa Santiago, El Júcaro Nueva Segovia Nicaragua, j_flores_g2004@yahoo.com (505) 2735-2217/2218, cel. (505) 84976291

Resumen

En la actualidad existe un reconocimiento mundial sobre el fenómeno irreversible del calentamiento global y sus manifestaciones en el cambio climático, así como de su comprobación y documentación científica que indica que se originan a través de fenómenos naturales: cambios en la actividad solar, en la órbita terrestre, en la actividad volcánica, en la nubosidad y su reflectividad, por la actividad humana descontrolada, que en forma continua y creciente, es la responsable principal de la emisión de gases de efecto invernadero

En Nicaragua, el sector cafetalero es uno de los más importantes en generación de empleos y también en generación de divisas. El 92.6% de la producción está a cargo de pequeños productores (hasta 2.04 hectáreas). Por su tamaño e importancia para la región, es necesario que el sector café mejore su desempeño ambiental durante el proceso de beneficiado húmedo y otras labores de manejo en las plantaciones, dado que se tiene conocimiento que las sub productos del café y otras labores culturales están emitiendo gases de efecto invernadero, siendo el CO₂ y metano de los más importantes.

Según estudios realizados, varían estas emisiones según tecnología utilizada (alto, medio, bajo insumo y fincas orgánicas), la cuales están estrechamente ligadas a las actividades culturales del cultivo, fertilizaciones, uso de energía para las labores diferentes, maquinaria y sobre todo los residuos generados en el proceso, en la última década se han venido trabajando en la mitigación de fuentes de contaminación a través de la certificación de fincas que en cierto grado dan aval de las buenas prácticas agrícolas que se practica, pero no se tiene cuantificado las cantidades precisas de las emisiones versus captaciones de CO₂ en las fincas nacionales.

En el departamento de Nueva Segovia encontramos un total de 32,500 manzanas de café productivas, de las cuales el 9,750 (30%) son manejadas bajo tecnología orgánica en su totalidad fincas de pequeños productores, 19,500 manzanas (60%) son de pequeños productores manejadas bajo una tecnología de bajo insumo y solamente 3,250 manzanas (10%) pertenecen a grandes productores manejadas con alto insumo, (MAGFOR/GRUN2011-2012) cabe destacar que para cada tecnología el uso de agroquímicos es diferente en cantidades y concentraciones, lo cual nos indica que las emisiones de GEI son diferentes.

Para el año 2011 en nueva Segovia se realizó un pilotaje en 6 fincas en municipios diferentes, sobre la medición de Huella de carbono bajo una herramienta llamada **Cool Farm Tool** (herramienta de enfriamiento agrícola) la cual se basa en el levantamiento de datos de campo que recopila desde tipos de sombra, densidades de las mismas, tipo y cantidades de insumos usados, tipo de labores culturales realizadas en las

parcelas, manejo de residuos, cantidad y tipo de energía utilizada en las diferentes labores, tomando en cuenta también análisis de fertilidad de suelo, infraestructuras en las fincas entre otras, además de levantamiento de muestras para la medición de DQO (demanda química de oxígeno) y DBO (demanda biológica de oxígeno) en las aguas residuales del lavado, con toda la información levantada y procesada en la herramienta, esta nos permite calcular la cantidad de gases emitidos versus cantidad capturada, esto nos ha dado una pauta de alternativas de manejo de las fincas como sistema emisor de estos tipos de gases, además transpolar la información a nivel de fincas nacionales por tecnología, para ver el aporte de la caficultura segoviana y nacional al calentamiento global, es importante destacar que esta herramienta está en proceso de validación a nivel internacional, la cual se prevé se oficialice para este año 2013.

Palabras claves:

Fincas orgánicas; las que hacen uso de los subproductos del café, como alternativas al manejo de fertilidad de suelos y control de plagas y enfermedades de los cafetales, además de otros productos de origen biológico para tales controles, no se usan productos sintéticos.

Fincas con alto insumo; fincas que hacen uso de productos químicos para el manejo de fertilidad, control de plagas y enfermedades en los cafetales.

Fincas de bajo insumos; fincas que al menos realizan una aplicación sintética para el manejo de fertilidad de suelos y control de plagas y enfermedades del café.

Bibliografía consultada

La huella del carbono en la Producción, Distribución y consumo de bienes y Servicios. Heloísa Schneider Joseluis Samaniego.

<http://rse.amia.org.ar/recursos/fckeditor/1/Documento%20de%20la%20CEPAL%20sobre%20la%20huella%20de%20carbono.pdf>

“Emisión de CO₂ debido a la fertilización química y orgánica en un cultivo de Café (Coffea arabica L.)” María Cristina Briceño Jiménez

<http://cepra.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/2551/1/Maria%20Cristina%20Briceno%20Jimenez.pdf>

La Caficultura, Mayor reserva forestal de El Salvador. Fundación Salvadoreña para Investigaciones del Café - PROCAFE, Dr. Sergio Lombardo Gil Fagioli. Gerente de Transferencia de Tecnología..

Estudio de caso “Pequeños productores reducen la huella de carbono en Honduras”. Svetlana Samayoa y Evelyn Hernández, octubre 2010.

BALANCE DE CARBONO EN LA INTERFACE, EN EL EQUILIBRIO, AGROFORESTAL MEDITERRÁNEO

Savé, R. ¹; Funes, I. ¹; Biel, C. ¹; Batlles, C. ²; Retana, J. ² & Vayreda, J. ²

¹Programa Horticultura Ambiental. IRTA

²CREAF

El presente trabajo se enmarca en el proyecto Consolider Montes y en los proyectos MINECO GRIFO y CARBOSTOCK, proponiendo que las zonas de transición entre bosques y cultivos pueden jugar un papel hidrológico y ecológico importantísimo.

Dichas zonas aparecen en cultivos agroforestales, en restauraciones de paisaje y tras el abandono de tierras agrícolas donde aparece vegetación espontánea. En estas interfaces entre comunidades, generalmente con una menor densidad de plantas que la comunidad agrícola anterior o el bosque, con estructuras y tipologías de vegetación heterogéneas, las relaciones ecohidrológicas y su efecto en el balance de agua y carbono han sido poco estudiadas y menos todavía en ambientes mediterráneos.

La función como sumidero de carbono de la vegetación está claramente descrito; así en el compromiso de Kyoto y en otras iniciativas de lucha contra el cambio climático se proponen políticas de revegetación, de replantación de especies leñosas, mayoritariamente árboles. Pero en zonas con importantes restricciones hídricas, como es el caso de la mayor parte del área mediterránea, dichas plantaciones podrían comportar problemas de disponibilidad de agua para otros usos.

La presente propuesta tiene como objetivo estimar / valorar el carbono almacenado en bosques secundarios, que aparecen tras el abandono agrícola y en viñedos de secano.

Además de esta función agroforestal, también pretende ofrecer información objetiva para desarrollar una eficiente gestión del agua y, paralelamente, de la fijación de carbono en estas amplias zonas del país.

ESTIMACIÓN DE LA EMISIÓN DE GEI PROCEDENTES DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES LODOS DE DEPURADORA EN AGRICULTURA

Fernández-Nuñez E^{1,2}., Rigueiro-Rodríguez, A.¹, Mosquera-Losada M.R.¹

¹ Dept. Producción vegetal. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad Santiago Compostela, 27002 Lugo

² Centro de Investigaçã de Montanha, IPB. Campus de Sta Apolónia, Apt 1172, 5301-854 Bragança

1. Introducción

La agricultura es responsable del 14% de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de origen antropogénico (IPCC, 2006). El uso de fertilizantes en agricultura debe, por un lado, contribuir a la mitigación del cambio climático (reducción emisiones GEI) y, por otro lado, incrementar la producción de pasto para que su uso sea interesante para el ganadero. El objetivo de este estudio fue estimar el balance de C a partir de la producción de pasto obtenida con el uso de diferentes fertilizantes orgánicos en un sistema agrícola.

2. Materiales y Métodos

El experimento se estableció en Pol (Lugo) en 2003 con un diseño en bloques al azar con tres repeticiones y cuatro tratamientos: fertilización con lodo anaeróbico (AN), lodo peletizado (PE) y lodo compostado (CO) aplicados a una dosis de 160 kg N total ha⁻¹ y un tratamiento de No fertilización (NF) usado como control. El cálculo de las cantidades requeridas de los lodos se llevó a cabo de acuerdo con el porcentaje de N total (EPA, 1994) y teniendo en cuenta la regulación española (RD1310/1990) con respecto a la concentración de metales pesados aplicados. Se realizó un muestreo de suelo a 25 cm de profundidad en el año 2004. Se determinó además el contenido en C del suelo con el método Saverlandt (Gutián y Carballas, 1976). A partir de las concentraciones de suelo se estimó el contenido de suelo por hectárea estimando una densidad de 1,1 gr/cm³. Los niveles de C por debajo de esta profundidad son habitualmente muy bajos y contribuyen en poco al valor total. Las parcelas fueron cosechadas en junio y diciembre de 2003 determinándose la producción en fresco en campo. El forraje fresco se pesó, se secó (72 h 60 ° C) y se estimó la producción de pasto anual (P) a través de la suma de la producción e ambos cortes en términos de materia seca. A partir de P y teniendo en cuenta el consumo medio de pasto de la oveja al año se estimó la carga ganadera (CG) que puede soportar el sistema basado en la alimentación en base a pasto (210 días) y en silo de hierba (150 días) y, aplicando la metodología descrita en el IPCC (2006) se determinaron las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Fig. 1) procedentes del manejo del ganado y del suelo. Los datos fueron analizados mediante ANOVA (SAS, 2001) y las medias separadas con el test LSD.

3. Resultados y Discusión

El contenido medio de C en el suelo fue de 7,8% que puede considerarse alto (Calvo de Anta y col.1992) si bien no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. La aplicación de lodo AN incrementó significativamente la producción de

pasto respecto a los otros tratamientos aplicados, lo que permitió un aumento de la carga ganadera (CG) de forma sostenible y acorde con la productividad del sistema, que provocan un consecuente aumento de las emisiones de GEI procedentes de los animales y del suelo en este tratamiento en comparación con los otros. Sin embargo, los resultados muestran que, en sistemas basados en los recursos producidos en la propia explotación, cuando se calcula la diferencia entre el C fijado (parte aérea + raíces del pasto) y las emisiones del sistema (ganado + suelo) el balance final resultó ser positivo a favor del tratamiento con lodo AN con respecto a los otros tratamientos aplicados. Este resultado ya se obtenía cuando se evaluaba el balance de carbono en sistemas silvopastorales (Fernandez-Núñez y col. 2010)

4. Conclusión

La mejora de la producción de forraje en un sistema como consecuencia del aporte de lodo AN permite un aumento de la carga ganadera que favorece el balance positivo de carbono en comparación con el aporte de residuos (lodo peletizado, compostado) y la ausencia de fertilización que no favorece esta mejora de productividad. Por tanto, los sistemas ganaderos basados en recursos producidos en la propia explotación pueden ser considerados como formas de gestión del territorio que ven compensadas las CH₄ y N₂O realizados por el ganado.

Referencias

Calvo-de-Anta, R.; Macías F.; Riveiro Cruz, A. (1992) Aptitud agronómica de la provincia de La Coruña (cultivos, pino, roble, eucalipto y castaño). Dpto. de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología. Univ. Santiago de Compostela.

EPA (1994) Land application of sewage sludge. A guide for land appliers on the requirements of the federal standards for the use of disposal of sewage sludge 40 CFR Part 503, Environment Protection Agency, Washington D.C, USA.

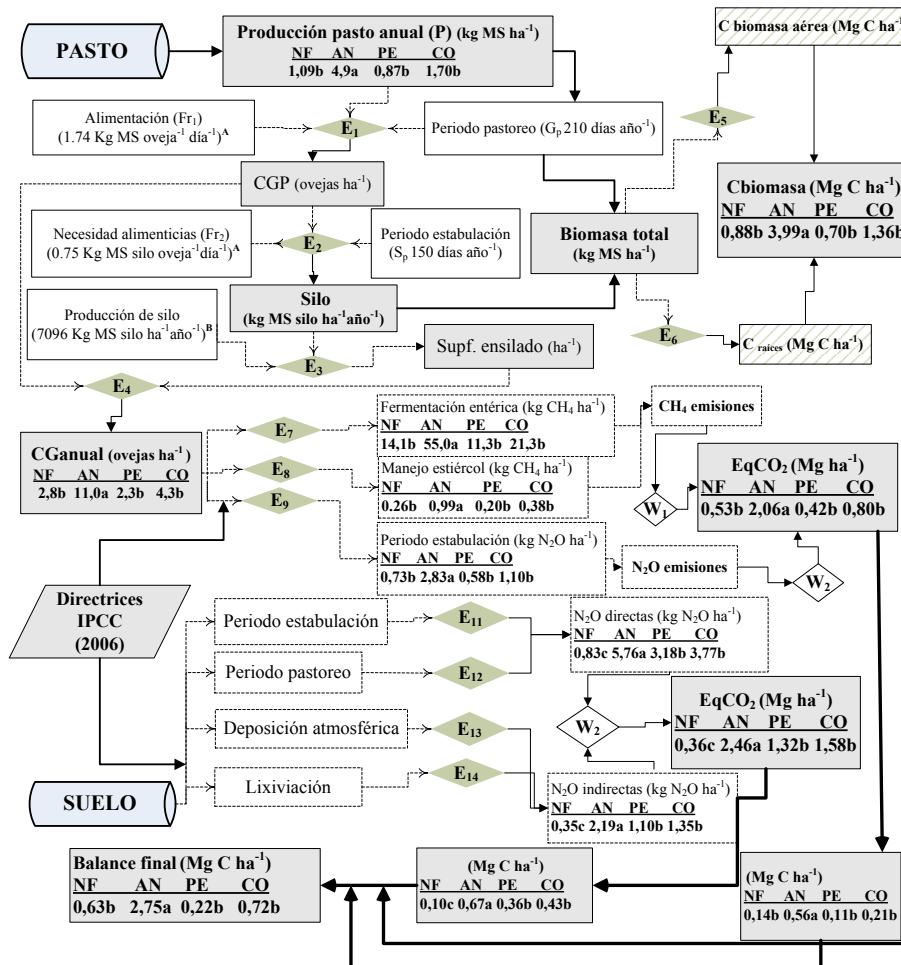
Fernández-Núñez E., Rigueiro-Rodríguez A. and Mosquera-Losada MR (2010) Carbon allocation dynamics one decade after afforestation with *Pinus radiata* D. Don and *Betula alba* L. under two stand densities in NW Spain Ecological Engineering, 36, 876–890.

IPCC 2006. Reporting Instructions Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory, 2.

MMA (2006) Plan integrado de residuos 2007 2015. http://www.mma.es/secciones/calidadcontaminacion/residuos/planificacionresiduos/pdf/borradorpnir_anexo5.pdf

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. INIA, Serie forestal, nº 13, Madrid, Spain,

SAS (2001) SAS/Stat User's Guide: Statistics Ed. SAS Institute Inc. Cary NC, USA.



- CG: carga ganadera (ovejas ha⁻¹)
- $E_1 = P / (Fr_1 \times G_p)$; $E_2 = Fr_2 \times CGP \times S_p$; $E_3 = \text{necesidades silo} / \text{producción silo ha}^{-1}$; $E_4 = CGP / (1ha + \text{superf. silo})$
- $E_5 = \text{Biomasa} \times M_1 \times N_1$; $E_6 = \text{Biomasa} \times M_2 \times N_2$; $E_7 = CG_{\text{anual}} \times F_1$; $E_8 = CG_{\text{anual}} \times F_2 \times S_p$; $E_9 = CG_{\text{anual}} \times n_{\text{ex}} \times S_p \times F_3 \times 44/28$
- $E_{11} = CG_{\text{anual}} \times n_{\text{ex}} \times [1 - (\text{Frac}_{\text{PAST}} + \text{Frac}_{\text{GASM}})] \times FE_1 \times 44/28$; $E_{12} = CG_{\text{anual}} \times n_{\text{ex}} \times 0,02 \times 44/28$
- $E_{13} = ((N_{\text{FER}} \times \text{Frac}_{\text{GASF}}) + (CG_{\text{anual}} \times n_{\text{ex}} \times \text{Frac}_{\text{GASM}})) \times FE_2 \times 44/28$; $E_{14} = ((N_{\text{FER}} + (SR_{\text{anual}} \times n_{\text{ex}})) \times \text{Frac}_{\text{LIX}} \times FE_3) \times 44/28$
- $F_1 = \text{factor emisión (5 kg CH}_4 / \text{oveja/año)}$; $F_2 = \text{factor emisión dependiente de la T}^{\text{a}}$ media mensual (0,22 kg CH₄/animal/año)
- $n_{\text{ex}} = \text{N excretado estiércol (20 kg/oveja/año)}$; $F_3 = \text{factor emisión estabulación (0,02 kg N}_2\text{O-N/kg N)}$
- $W_1 = \text{potencial calentamiento CH}_4$ (21); $W_2 = \text{potencial calentamiento N}_2\text{O}$ (310); $\text{Frac}_{\text{PAST}} = N_{\text{ex}} \text{ pastoreo (0,02 kg N/kg N excretado)}$
- $\text{Frac}_{\text{GASM}} = \text{N excretado emitido como NO}_x \text{ o NH}_3$; $FE_1 = \text{factor emisión (0,0125 kg N}_2\text{O-N/kg de N aportado)}$
- $N_{\text{FER}} = \text{N aplicado en fertilizante}$; $\text{Frac}_{\text{GASF}} = \text{N aplicado en fertilizante volatilizado}$
- $\text{Frac}_{\text{GASM}} = \text{N excretado volatilizado (0,02 kg NH}_3\text{-N + NO}_x / \text{kg Nex)}$
- $\text{Frac}_{\text{LIX}} = \text{N lixiviado (0,3 kg N/kg N estiércol)}$; $FE_1 = \text{factor emisión (0,0125 kg N}_2\text{O-N/kg N aportado)}$
- $FE_2 = \text{factor emisión (0,01 kg N}_2\text{O-N por kg NH}_3\text{-N + NO}_x\text{-N emitido)}$; $FE_3 = \text{factor emisión (0,025 kg N}_2\text{O-N por kg N lixiviación)}$
- $M_1 = 90,36\%$ (% materia orgánica pastos de Galicia (A.Flores et al., 1992)) - $N_1 = 50\%$ (C contenido en pasto (Montero et al., 2005))
- $M_2 = \text{Raíz/Parte-aérea en pasto } 32,37\%$. - $N_2 = \text{C contenido en raíces } 49,67\%$ (Gordon et al., 2005).

Figura 1. Metodología y resultados obtenidos al estimar el secuestro de carbono (Mg C ha⁻¹) en los diferentes sistemas establecidos (NF: no fertilizado, AN: lodo anaeróbico, PE: lodo peletizado y CO: lodo compostado) y resultados Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p < 0,05).

COMPOST FROM WINERY WASTES AS PERLITE SUBSTITUTES IN GROWING MEDIA FOR TOMATO INTENSIVE PRODUCTION. IMPLICATIONS IN TERMS OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS

Pardo, G.^b, del Prado, A.^b, Moral, R.^a, Agulló, E.^a, Paredes, C.^a, Bustamante, M.A.^a, Perez-Murcia M.D.^a, Perez-Espinosa, A.^a, Garcia-Martinez, S.^c, Ruiz, J.J.^c

^aGrupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente (GIAAMA), Dpto Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche, Ctra. Beniel km. 3.2, 03312 Orihuela (Alicante).

^bBasque Centre For Climate Change (BC3), Alameda Urquijo, 4, 4^o-1^a /48008 Bilbao (Spain)

^cGrupo de Biodiversidad Agrícola y Mejora Genética de Variedades, Universidad Miguel Hernández de Elche, Ctra. Beniel km. 3.2, 03312 Orihuela (Alicante).

1. Introduction

During the last years increasing attention is being paid to the environmental burdens associated to the management of organic by-products generated from agriculture and food industries. Among others, composting has become one of the most widely alternatives for the recycling of this kind of waste. Mature, good-quality compost obtained from agro-food residues can be applied as an organic fertilizer in the open ground for growing different crops (e.g. wheat, maize) but also as a substrate for soilless cultivation of crops in horticulture.

Growing media plays a key role on this activity, as important as water and fertilizers, providing the optimal conditions for stimulating plant growth. The range of growing media constituents includes organic materials, like peat or rice hulls, as well as mineral constituents, such as perlite or vermiculite. In Spain, commercial production of several vegetables, as relevant as tomato, among others, is predominantly carried out under greenhouses, on soilless cultivation systems based on perlite and irrigation with mineral fertilizers dosages.

The aim of the present study case was to explore the possibilities of using winery-distillery composts as alternative components of substrates in partial or total substitution of perlite for tomato intensive production. The effects of compost compared to perlite on plant growth, commercial yield, uptake of nutrients, and other agronomical parameters were evaluated, together with its implications from an environmental point of view, in terms of GHG emissions, by applying a life cycle approach.

2. Materials and Methods

The composts used in this work were elaborated using wastes mainly from the winery-distillery industry mixed with livestock manure. Composting process was performed in a static pile system, with forced aeration. Mature composts were mixed with commercial perlite at two proportions of compost (50 and 100% v/v compost), using pure perlite as control (P). Obtained substrates were analyzed for physical, physicochemical and chemical parameters (bulk density, porosity, pH, EC, nutrients content etc.).

A number of trials were carried out based on the partial (50%) or total (100%) substitution of perlite in the growing media for tomato intensive production under

industrial conditions. Additionally two fertirrigation dosages were tested according to commercial recommendations (100%) or decreasing the dosage (50%). Three consecutive production cycles were studied, and a number of parameters of interest were measured at every cycle (commercial yield, uptake of nutrients, total biomass).

The IPCC 2007 GWP 100a method was applied to account for GHG emissions. Life cycle inventory data were obtained from the Ecoinvent database, while emissions from composting process were modeled according to bibliography reviewed. The functional unit used for the study was the production of 1 kg of commercial tomato.

3. Results and Discussion

Commercial production yield was not influenced by the proportion of compost incorporated in the media elaborated, according to the statistical analysis, which indicates that the substitution of perlite with compost did not produce any negative influence in the productivity of the evaluated cultivation system. However, some differences were observed when analyzing the influence of fertirrigation dosages. In the media based on pure perlite, a reduction in fertilization generated a decrease in the production yield, while this effect was not observed in those media elaborated with compost.

According to the life cycle assessment results for tomato production under the described conditions, compost production has lower embedded emissions than perlite. This is due mainly to the energy demanding process needed to expand the mined perlite, which implies the consumption of fossil fuels for heat generation. Hence, replacing perlite with compost can achieve reductions up to 15% of the GHG emissions attributed to growing media. Moreover, the incorporation of compost, also involves the addition of some nutrients in the substrate, available for the plant growth. This allows a reduction in the fertirrigation dosage without compromising commercial yield, which also implies an important decrease of the emissions related with mineral fertilization of around 40-45%.

Among the six different scenarios compared in this study case, the major reduction in GHG emissions per kg of tomato produced was obtained for the mixture of 50/50 v/v of compost and perlite combined with 50% of fertirrigation dosage.

4. Conclusion

According to the results incorporation of substrates elaborated with winery composts for tomato intensive production did not induce any reduction in the yields rate. Moreover when applying LCA methodology, it can be pointed out that the utilization of compost as a growing media involves some reduction in the GHG emissions associated with this cultivation system. Therefore, the composting of this kind of wastes can be considered as a suitable method for recycling and reducing the environmental impact associated to the management of these residues while enhancing a reduction in the emissions related with the cultivation of tomato under the described conditions.

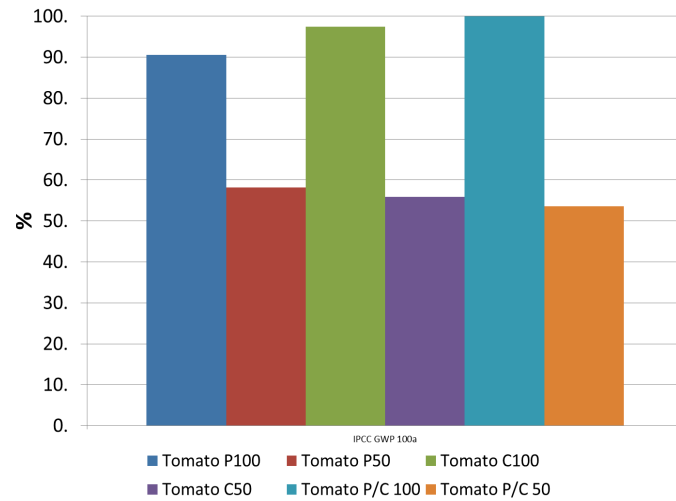


Fig 1. Relative comparison of GHG emissions for tomato production of the mixtures evaluated

References

Boldrin, Alessio; Andersen, Jacob K.; Møller, Jacob; Christensen, Thomas H.; Favoino, Enzo. 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research* vol. 27 issue 8. p. 800-812

Ecoinvent (2010). Ecoinvent Data v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. May 2010.

LIFE+ PROJECT AGROLCAMANAGER: ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY SOFTWARE TOOL FOR THE AGROINDUSTRIAL SECTOR (AGROLCAMANAGER)

Unamunzaga, O.^a, Besga G.^a, del Hierro O.^a, Aizpurua, A.^a, Ortiz A.^a, de la Puente A.^b, Acosta M.^b, Carnerero R.^b, Arroyo P.^c, Garrastazu A.^c

^a Neiker-Tecnalia, Bizkaia Technological Park. 812, 48160, Derio, Bizkaia

^b IK-Ingeniería, San Bartolomé, 1, 1ºA, 48903, Barakaldo, Bizkaia

^c HAZI Fundazioa, Granja Modelo s/n, 01192, Arkaute, Araba

1. Introduction

Industrialization of our food systems has not come without costs; food production and consumption has been identified as one of the most resource and energy demanding activities of households in the developed world (Foster et al., 2006), responsible for as much as 15% to 20% of total energy consumption (Pimentel, 2004). Life Cycle Analysis offers a rigorous framework and standardized methodology for the quantification of several environmentally-relevant material and energetic flows of a product or a process, and has been proven suitable to analyze the environmental impact of agricultural production systems (Brentrup, 2001). The general objective of this project is to support the companies within primary sector, especially the SMEs, to be more sustainable by managing the main environmental impacts from the use of resources and generation of waste, while minimizing the environmental impact of their products' life cycle. In order to achieve this, we will provide them with a specific software tool for Life Cycle Assessment (LCA) targeted at agroindustrial sector capable of managing the life cycle for products in the primary sector, supported by a wide database created within the project with the information of the key indicators in this sector.

2. Materials and Methods

The LCA is a methodological tool for measuring the environmental impact of a product, process or system over its entire life cycle (from raw materials to its end of life). It is based on the collection and analysis of inputs and outputs of the system to obtain results that show their potential environmental impacts. The project will be developed in different regions in Spain and it will involve three agricultural sectors: vitiviculture, horticulture and sugar beet production. The practical requirements for the agriculture and vitiviculture sectors, which will eventually be translated to the LCA tool, will be established, the legal framework affecting the sectors compiled, and the Best Available Techniques of possible interest for the agricultural and vitiviculture sectors compiled. Two specific aspects of the Life Cycle Inventory (LCI) will be considered, that is, fertilizer and pesticide application techniques, because of their large impacts and the need to check the validity of the data coming from central in southern Europe conditions. Nitrate losses in agriculture and cover crop effects on vitiviculture will be monitored to establish the proper values for the LCI. Sampling is being conducted at a sugar beet plantation, a vineyard and a horticultural field crop. Once information has been collected and analyzed, a software tool will be developed in which the

sustainability indicators will be incorporated as well the Best Available Techniques corresponding to those agricultural practices being used in the different cropping systems. A prototype has already been developed for wine production, which will be used as a base for the other sectors. The sustainability indicators have to be useful for the agriculture and vitiviniculture sectors, and thus carbon footprint, between others, may be selected because of the strong relation to the agricultural sector, which may be a source as well as also a sink of CO₂.

3. Results and Discussion

Information has been collected for the preparation of the ICV in the wine sector. The sugar beet sector has been typified, designed the sampling that will be conducted to collect the information as well to elaborate the flow chart of the agricultural processes. With respect to horticulture, data of these crops: spinach, iceberg lettuce, radicchio and spinach to perform the ICV have already been collected and the process diagrams have been already prepared.

For the description of the product life cycle we have followed the requirements of ISO 14044:2006, which includes guidelines for the development of Life Cycle Assessment (LCA). We have taken into consideration the guidance for the entire life cycle of wine, with a range from "cradle to grave". All processes have been grouped into three life cycle phases: Field, Cellar and Marketing. A similar approach will be followed for the other crops, taking into account that the agroindustrial part of their cycles may not be included.

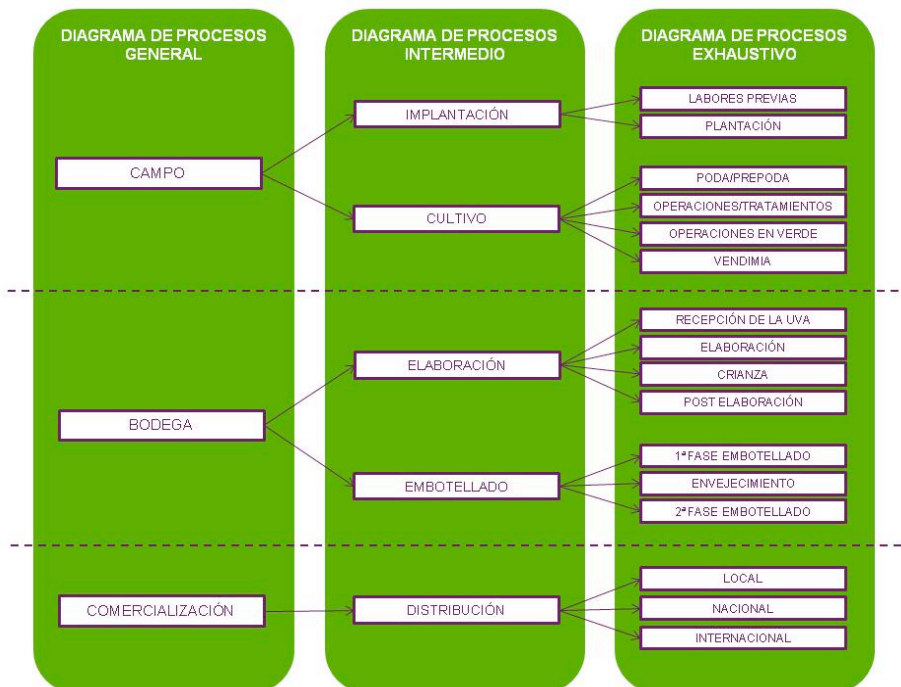


Figure 1. Complete process diagram for wine production

4. Conclusion

The quantification of the inputs and outputs of all the production processes along the entire life cycle, coupled with the applicable legislation and the Best Available Techniques, in a software tool will allow the participating sectors to reduce and manage GHG emissions coming from the different activities along their processes. The sustainability indicators will serve to promote the use of the BATs to reduce the environmental impact of the agricultural production systems.

References

Bentrup F., Küsters J., Kuhlmann H. and Lammel J. 2001. Application of Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *Europ. J. Agronomy* 14, 221-233.

Foster C., Green K., Belda M., Dewick P., Evans B., Flynn A and Mylan J. 2006. Environmental impacts of food production and consumption: a report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Manchester Business School. Defra, London.

Pimentel D. 2004. Industrial Agriculture, Energy Flows. In: *Encyclopedia of Energy*, 3: 365-371.

TILLAGE AND ROTATION EFFECTS ON CROP ENERGY BALANCE IN A SEMI-ARID AREA OF CASTILE-LEON, SPAIN

A Sombrero, A de Benito, MC Diez, P Casta

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. (ITACYL). somsacau@itacyl.es

1. Introduction

The development of agricultural systems with low input of energy could reduce agricultural greenhouse gases emissions. Different management practices such as tillage, pesticides, crop fertilization and crop rotation within a production system have different effects on energy inputs and energy efficiency. In Castile and Leon farmers are adopting different conservation tillage systems, in order to reduce production costs, mainly due to energy savings compared to conventional system. Crop rotation is an integral component to the success of conservation tillage. The benefits of rotation in these systems are widely recognized. Crop rotations with legume are assumed to be energetically more favourable to those without legumes due to reduced nitrogen fertilizer (Varvel and Wilhelm, 2003).

The energy parameters are indicators to analyze and compare the environmental impacts of agricultural practices and can also be used to analyze the efficiency of production systems compared with each other. To assess the sustainability of agriculture, energy efficiency can be considered. All inputs and outputs of a production system can be expressed in terms of energy. In the production process on a farm, the energy consumed can be split in two types of energy used directly and indirectly. The first comes from petroleum products as fuel, electricity and lubricants and the second includes machinery, fertilizers, seeds and pesticides.

The aim of this study was to determine the effects of minimum and no tillage systems compared with conventional and for different rotations on crop energy balance in a semiarid region of Castile y Leon.

2. Material and Methods

This study, initiated in 2004, was conducted on the Zamadueñas farm, located in the Spanish province of Valladolid from 2006 to 2011. This Typic Xerofluvent soil is characterised by a loamy-clay texture in the upper surface horizon. In 2004 its mean pH was 8.1, bulk density 1.35 g cm^3 and organic matter content 1.0 %. The mean rainfall in the area from 1985 to 2010 was 409 mm.

In the four-replicated split-plot experiment designed, tillage system was the variable in the main plot and crop rotation in the sub-plot. The tillage systems used were: minimum tillage (MT), no-tillage (NT) and conventional tillage (CT). The study covered a total of forty eight 180-m^2 elementary plots, six of which were tilled conventionally (CT) as a control. In 2004-2005 barley was grown on all the plots and from 2005 to 2011 the crop sequences followed were: 1) wheat-barley-fallow-wheat-barley-pea (WBFWBP), 2) barley-pea-wheat-barley-fallow-wheat (BPWBFW), 3) barley-fallow-wheat-barley-pea-wheat (BFWBPW), 4) wheat-barley-pea-wheat-barley-fallow

(WBPWBF) 5) fallow-wheat-barley-pea-wheat-barley (FWBPWB), and 6) pea-wheat-barley-fallow-wheat-barley (PWBFWB). The crops were sown in early November keeping with the respective tillage system on the same day, which were managed in accordance with local practice.

To calculate the input energy, all inputs in the form of labour, seed, chemicals fertilizer, herbicides and pesticides used in all crop rotations were taken into consideration with use of energy conversion factors (Table1).

Table 1. Energy equivalent for different elements of energy balance.

Energy Item	Energy coefficients	Reference	Energy Item	Energy coefficients	Reference
Direct input			Machinery (KJ.kg⁻¹.h⁻¹)		
Diesel fuel (MJ.l ⁻¹)	48	Hernanz (2007)	Tractor	13	Bowers, 1992
Indirect input			Mouldboard plough	83	Bowers, 1992
Seed (MJ.kg⁻¹)			Chisel plough	68	Bowers, 1992
Wheat	6	Hernanz (2007)	Field cultivator	60	Bowers, 1992
Barley	6	Hernanz (2007)	Small grain drill	81	Bowers, 1992
Pea	5	Hernanz (2007)	Direct drilling drill	110	Bowers, 1992
Fertilizers (MJ.kg⁻¹.UF)			Spraying	94	Bowers, 1992
Nitrogen		Kongshaug (1998), Patzek (2004), Hülshbergen et al., (2001)	Fertilizer spreader		Bowers, 1992
Phosphorus	45			90	
Potassium	16	Patzek (2004)	Harvester	54	Bowers, 1992
Plant protection agents (MJ*kg⁻¹ IA)			Baler	48	Bowers, 1992
Glyphosate (36%)	9	Patzek (2004)	Outputs (MJ.kg⁻¹)		
Herbicides	450	Green (1987)	Wheat	18.7	Zenther, 1998
Insecticides	190	Green (1987)	Barley	18.5	Zenther, 1998
	452	Green (1987)	Pea	18.6	Zenther, 1998

The statistical analyzes were made considering the experimental design and performed analysis of variance (ANOVA) and in other cases the general linear model (GLM) of SAS. Duncan test was applied for mean separation at significance level of P <0.05.

3. Results

Figure 1 a) shows the total energy input (E) in three tillage systems. The differences founded between CT, MT and NT for the three crops were significant. Energy input for barley, wheat and pea in CT was significantly higher compared to MT and NT due mainly to higher energy direct used in CT. For barley and wheat E was similar in MT and NT; however for pea, this parameter was higher for NT than for MT.

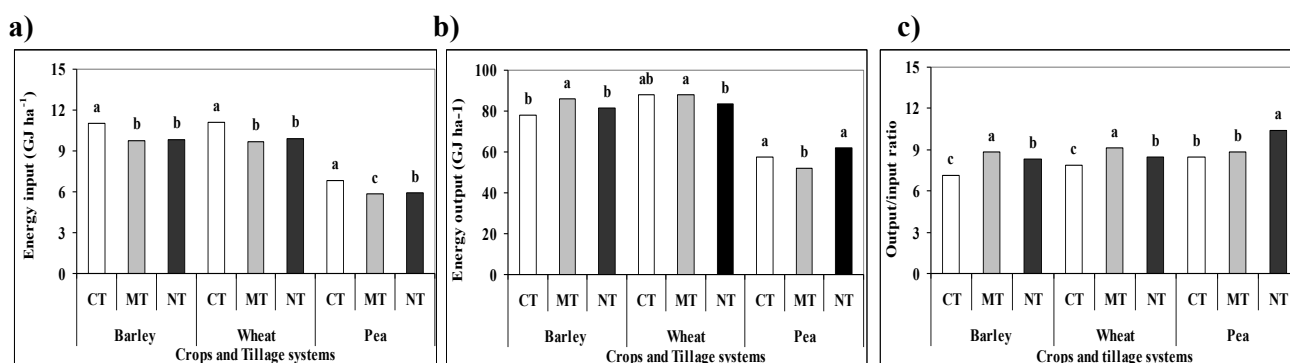


Figure 1 a) Mean energy input (GJ ha⁻¹), b) mean energy output (GJ ha⁻¹) and c) Output/input ratio for barley, wheat and pea in three tillage systems. CT, conventional tillage; MT, minimum tillage; NT, no tillage. Means followed by the same letter do not differ at P<0.05

Figure 1 b) presents the energy output (EO) in three tillage systems. EO for barley was significantly higher in MT than NT and CT. For wheat, EO was significantly lower in NT than MT. For pea, EO was significantly higher in NT than MT. EO was significantly different between crop rotations (data not shown). For these six seasons, crop yields were significantly different between tillage systems, crop rotations and years due mainly to the rain quantity and distribution in each year and for the presence of weeds in no tillage.

The output/input ratio was significantly different between tillage for the three crops (Figure 1c). For barley and wheat, output/input ratio was the highest in MT, followed by NT and the lowest in CT. For pea, output/input ratio was significantly higher in NT than in MT and CT.

The energy input consumed to produce 1 kg of grain yield was calculated for all crops. The mean of energy intensity was 2.8 MJ kg^{-1} for wheat and barley (data not shown). The mean of energy intensity was 2.6 MJ kg^{-1} for pea due to non use of nitrogen fertilizer.

4. Conclusions

The 6-year study compared the energy balance of barley, wheat and pea under three tillage systems and different crop rotations. MT required lower energy input for all crops, followed by no tillage and conventional tillage respectively. Energy output was variable due to the effect of the climatology on crop yields. The energy gain was significantly higher in MT than NT and CT for barley and wheat; however for pea the energy gain was highest in NT than the other systems. Control weeds in NT affected the energy balance in cereals. Crop rotation is a component of successful conservation tillage, the effect of crop rotation on energy balance was variable because the effect of the year was greater than the effect of rotations in this semi-arid area. Crop rotations including leguminous crop increased energy efficiency.

From the point of energy balance, the study suggested that under rainfed crops, minimum tillage followed by no tillage is a better option compared to conventional tillage.

References

Bowers, W. 1992 Agricultural field equipment. In : Fluck, R.C.(Ed.). Energy in farm production. Vol. 10. Elsevier, Amsterdam. ISBN: 0.444.88681-8pp.117-129.

Green, M.B., 1987. Energy in pesticide manufacture, distribution and use. In: Helsel, Z.R. (Ed.), Energy in Plant Nutrition and Pest Control. Elsevier, Amsterdam, pp. 165–177.

Héranz J.L. 2007. Eficiencia energética en Agricultura. El caso de la agricultura de conservación. Seminario Científico Técnico: Agricultura de Conservación y Ahorro de Energía. Marzo 2007. Madrid.

Hülsbergen, K.J., Feil, B., Biermann, S., Rathke, G.W., Kalk, W.D., Diepenbrock, W.A., 2001. Method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agric. Ecosyst. Environ.* 86 (3), 303–321

Patzek, T (2004) Thermodynamics of the corn-ethanol biofuel cycle. *Crit Rev Plant Sci* 23(6):519–567.

Zentner, R.P., McConkey, B.G., Stumborg, M.A., Campbell, C.A., Selles, F., 1998. Energy performance of conservation tillage management for spring wheat production in the brown soil zone. *Can. J. Plant Sci.* 78, 553–563.

Varvel, G.E.; Wilhelm, W.W. 2003. Soybean nitrogen contribution to corn and sorghum in western corn belt rotations. *Agronomy Journal*, 95, 1220-1225.

Acknowledgements

This work has been funded by Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria (INIA) and 0450_AGRI_SOS_6_E POCTEC project.

INFLUENCE OF THE TYPE OF PRUNING CHOPPER AND ITS VELOCITY IN THE FUEL CONSUMPTION AND THE QUALITY OF THE CHOPPED PRUNING RESIDUES IN OLIVE ORCHARDS

Márquez-García F.^{1&2}, Jiménez-Jiménez F.¹, Blanco-Roldán G.¹, Castro-García, S.¹, Gil-Ribes J.^{1&2}

¹Rural Engineering Department, University of Cordoba, Edif. Leonardo Da Vinci. Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, Spain.

²Spanish Association for Conservation Agriculture. Living Soils. IFAPA Alameda del Obispo. Edif. 3. Av. Menéndez Pidal s/n. 14004. Córdoba. Spain.

1. Introduction

Soil loss is the main threat of the agrarian activity and directly affects to the sustainability of the agricultural ecosystems. This problem is especially important for woody crops, due to the lack of soil cover, contributed by the separation of trees, the tillage as the most common soil management system and the burn of the pruning residues (Rodríguez-Lizana et al., 2008). The olive tree is one of the main crops in the Mediterranean basin. In Spain the surface occupied by the olive tree is around 2.5 Mha (MARM, 2010). In Andalusia this crop covers around 1.5 Mha, more than a 50% of its arable land. So, the recycling of its pruning residues, using them as mulch after its grinding, shows as a very effective alternative (Calatrava & Franco, 2011). But, this operation has high fuel consumption, a low field capacity and the form and size of pruning residue after the grind is very dependent on the machinery used.

Therefore, the aim of this study is to evaluate the influence of the machinery used and the field velocity in its fuel consumption, field capacity and the quality of the chopped pruning residues in olive orchards.

2. Material and Methods

This work showed the results of 2 years study carried out in an olive rainfed orchard in Southern Spain. The experimental design consisted of random blocks with four repetitions. The experimental unit was one block with an area of 73.5 m², corresponding to 35 m long (5 lines of trees) and 2.1 m wide (the working breadth of the chopper). The 2 most common choppers in the region were studied (with sieve, EH, and without it, EV), at 3 different working velocities (low, medium, and high) and 2 volumes of pruning residues (the medium production “14.9 kg/tree” (MV) and high volume “29.8 kg/tree”(HV)). For the study of the fuel and power consumption and the field capacity of each treatment a monitored tractor (JD 6420, 110 CV) was used, with a GPS, flow gauging sensor and a par sensor installed in the tractor rear. The quality of the chopped pruning residues was analyzed by the study of the pruning soil cover, its distribution and size by using digital analysis. Images were processed by an image analysis program (Inspector 2.2, Matrox Imaging, USA).

3. Results and Discussion

Results showed that existed differences between the two machines studied. Especially on its fuel and power consumption. Both parameters increased with work velocity. But,

at high velocity and high volume of pruning residues, the power consumption was too big and the chopper operation could not be conducted properly, table 1, because the engine turned off easily. The most common velocity for this operation is the first one (low), but results showed how it was possible to be conducted at medium velocity, with an important fuel saving, between 11,8% to 22,5 % depending on the different treatments.

Table 1. Fuel and power consumption in each treatment.

		Low		Medium		High	
		EV	EH	EV	EH	EV	EH
Fuel consumption (l/h)	MV	15.0 ± 2.5	13.3 ± 1.4	16.8 ± 2.7	14.3 ± 2.3	17.4 ± 3.3	14.9 ± 2.2
	HV	18.7 ± 2.6	18.0 ± 2.7	21.0 ± 3.0	20.7 ± 4.2	21.7 ± 3.7	21.9 ± 5.2
Power (Kw)	MV	27.1 ± 7.7	24.6 ± 4.1	29.9 ± 8.2	29.1 ± 8.1	34.8 ± 9.5	32.7 ± 7.3
	HV	44.7 ± 6.7	41.5 ± 7.6	47.3 ± 8.3	49.1 ± 9.7	52.1 ± 13.5	58.7 ± 6.1

The images analysis showed that existed significant differences between the machinery studied. Moreover, the second velocity produced the better cover distribution, number and size of chopped pruning residues, Figure 1. However, in all the treatments studied the cover was enough to protect the soil of the erosion.

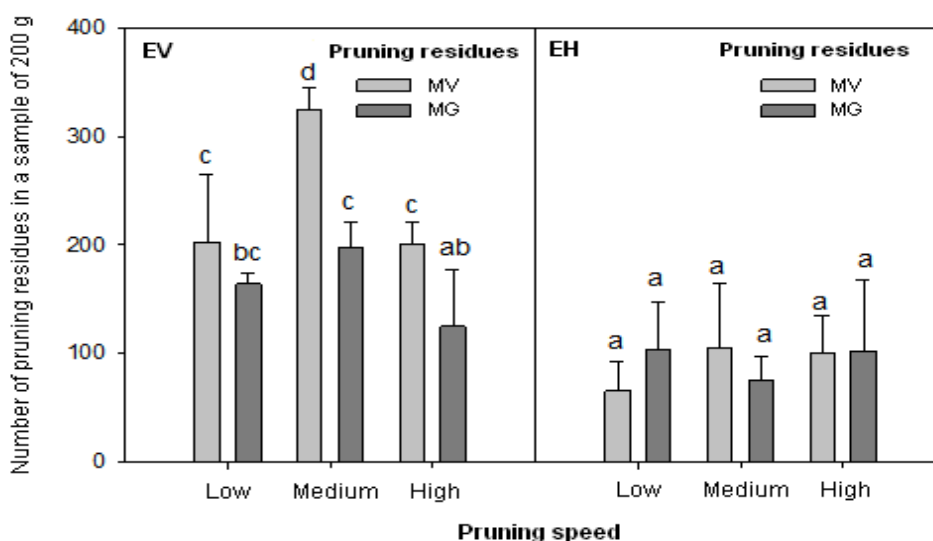


Figure 1. Number of pruning residues in a sample of 200 g

4. Conclusions

Not only existed an important influence of the type of chopper and velocity used in the fuel and power consumption. But also, appeared important differences in the quality of the chopped pruning residues and its relation with the work velocity.

Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the support given by the project RMN-03205. Furthermore, part of the information presented in this paper was obtained thanks to project RTA2010-00026-C02 financed by INIA.

References

Calatrava J., Franco J.A. 2011. Using pruning residues as mulch: Analysis of its adoption and process of diffusion in Southern Spain olive orchards. *J Environ Manag.* 92, 620-629.

MARM. 2010. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo. Resultados nacionales 2009.

Rodríguez-Lizana A., Espejo-Pérez A.J., González-Fernández P., Ordóñez-Fernández R. 2008. Pruning residues as an alternative to traditional tillage to reduce erosion and pollutant dispersion in olive groves. *Water, Air and Soil Pollution* 193, 165-173.

EVALUACIÓN DE LA DE LA CAPACIDAD DE MITIGACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO Y DE LA EFICIENCIA ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE PATATA PARA CONSUMO. ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE ESPAÑA, ECUADOR Y PERÚ

Cayambe, J.^a; Iglesias, A. ^a; Riga, P. ^b.

^a Departamento de Economía Agraria y Ciencias Sociales. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.

^b Departamento de Producción y Protección Vegetal. Neiker-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Bizkaia, España.

1. Introducción

En el transcurso de los últimos años, la producción mundial de patata ha crecido sustancialmente, sobre todo en los países en desarrollo. En 2005, la producción de patata en los países en vías de desarrollo ha superado por primera vez aquella de los países industrializados. Igualmente, sigue aumentando en el Sur y disminuyendo en el Norte. (Devaux A., et al. 2011)

La agricultura es una fuente importante de gases de efecto invernadero (GEI), ya que contribuye directamente al 14% de las emisiones totales globales. El potencial de mitigación técnica en el sector es alto, y el 74% de éste se encuentra en países en desarrollo (FAO. 2011).

Según FAO (2011), muchas de las opciones técnicas están disponibles y pueden ser empleadas inmediatamente: reduciendo las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) a través de la adopción de prácticas de manejo mejoradas de los cultivos, tales como: reducción del laboreo, gestión integrada de nutrientes, gestión hídrica y agricultura de conservación.

Por lo tanto, hoy en día, es un hecho incuestionable que la agricultura es un sistema que pretende alcanzar objetivos múltiples de muy diferente naturaleza. Desde un punto de vista general, podrían citarse: objetivos económicos de producción, objetivos ambientales y objetivos sociales (Romero C. 1994). El análisis del balance del carbono favorece el desarrollo de enfoques multi-objetivo donde la mitigación puede ser un objetivo principal o un co-beneficio (FAO. 2011).

La presente investigación pretende realizar un análisis comparativo de los sistemas de producción de patata para consumo tanto en España, Ecuador y Perú.

Uno de los objetivos del estudio consiste en desarrollar un modelo de optimización del sistema de producción de patata, que incluye consideraciones medioambientales. Esta herramienta puede servir de apoyo para la toma de decisiones relacionadas con la producción, y para la comprobación de los resultados económicos y emisiones gaseosas.

Finalmente, luego del análisis de los resultados se propondrán medidas de mitigación de los gases efecto invernadero en los actuales sistemas de producción de patata, como primer paso dentro de la cadena de producción de patata para consumo.

2. Materiales y Métodos

El trabajo consiste en recopilar información de sistemas de producción en los tres países con quienes se tiene contactos: España, Ecuador y Perú.

La información a nivel España será recopilada de los sistemas de producción de patata de Neiker-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario.

Las fuentes de datos para obtener la información en Ecuador son el Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias y el Centro Internacional de la Patata. De la misma manera en el caso de Perú, se solicitará información al Centro Internacional de la Patata.

Los datos que se requieren recopilar son:

- Rendimiento del cultivo.
- Coste de producción
- Emisiones de CO₂: Se calcularán las emisiones de CO₂ por ambos sistemas de cultivo, mediante un software diseñado específicamente para el cultivo de patata.

Dentro de la metodología que se va a emplear, uno de los criterios para tomar decisiones económicas, es mediante la programación multicriterio, misma que se propone para esta investigación.

El planteamiento del problema quedaría definido con las siguientes funciones objetivo:

- Objetivo Económico: Minimizar los costes económicos de producción
- Objetivo Ambiental: Minimizar el impacto ambiental, mediante la reducción de emisiones de CO₂

3. Resultados y Discusión

Se obtendrá un conjunto de soluciones eficientes. En este caso, se minimizará el coste, para un conjunto de valores de las emisiones de CO₂. Este conjunto estará limitado por los valores ideal y anti-ideal de las emisiones.

Se podrá entonces determinar el punto ideal, es decir la solución en que ambos objetivos alcanzan su valor óptimo. Esta solución más apropiada será escogida entre el conjunto de soluciones eficientes.

Con estos datos, se logrará proponer medidas de mitigación de los gases efecto invernadero en los actuales sistemas de producción de patata para consumo.

Los resultados se completarán para la presentación en el Workshop.

4. Conclusión

Se espera obtener datos que permitan desarrollar un modelo de optimización del sistema de producción de patata, que incluya consideraciones medioambientales para la posterior toma de decisiones relacionadas con la producción, y para la comprobación de los resultados económicos y emisiones gaseosas.

Se aspira proponer medidas de mitigación de los gases efecto invernadero en los actuales sistemas de producción de patata, como primer paso dentro de la cadena de producción de patata para consumo.

Referencias

DEVAUX A., ANDRADE J., ORDINOLA M., VELASCO C., HAREAU G. 2011. La patata y la seguridad alimentaria en la región andina: situación actual y desafíos para la innovación. Memorias del 4to. Congreso Ecuatoriano de la Patata. Centro Internacional de la Patata (CIP). Disponible en: http://cipotato.org/region-quito/congresos/iv-congreso-ecuatoriano-de-la-patata/4Nac_patata/memorias_iv_congreso_ecuatoriano_de_patata.pdf J. Andrade-Piedra, M. Ordinola, C. Velasco, G. Hareau

FAO. 2011. Generalizando la evaluación del balance de carbono en Agricultura EX-ACT: Una herramienta para medir el balance de Carbono. Disponible en: http://www.fao.org/fileadmin/templates/ex_act/pdf/Policy_briefs/Policy_brief_ES_mainstreaming.pdf

HAVERKORT A., HILLIER J. 2011. Cool Farm Tool – Potato: Model Description and Performance of Four Production Systems. Potato Research (2011) 54:355–369

ROMERO C. 1993. Teoría de la decisión multicriterio: conceptos, técnicas y aplicaciones. Alianza Editorial. Madrid.

REMOTE MONITORING OF CROP OPERATIONS AS A METHOD TO STUDY THE CONTRIBUTION OF NO TILL AND PRECISION AGRICULTURE IN THE REDUCTION OF CO₂ EMISSIONS WITH RESPECT TO CONVENTIONAL TILLAGE IN RAINFED ARABLE CROPS

Agüera, J.¹, Márquez-García, F.^{1&2}, González-Sánchez, E.^{2&1}, Blanco, G.L.¹, Gil-Ribes, J. A.^{1&2}

¹Rural Engineering Department, University of Cordoba, Edificio Leonardo Da Vinci. Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, Spain. fmarquez@agriculturadeconservacion.org

²Spanish Association for Conservation Agriculture / Living Soils (AEAC/SV). IFAPA Alameda del Obispo. Edif. 3. Olivicultura. Av. Menéndez Pidal s/n. 14004. Córdoba. Spain.

1. Introduction

The climate change is caused by the increasing concentration of six greenhouse gasses. And the carbon dioxide (CO₂), which comes from burning fossil fuels, plays a very important role. Agriculture is the third human action emitting global warming gasses, with a 13.5% of the total (8 Gt). Mainly they come from the burning of petroleum products, used for running different agricultural machines or to synthesize various agrochemicals.

Andalusia is located in the south of Spain and it is the main agricultural region of the country. Rainfed arable crops represent 38% of its total agricultural area, 3.594.119 ha (MARM, 2010). Therefore, actions that could reduce the agricultural energy consumption would be very interesting to implement due to the large related area.

No tillage (NT), a practise included in conservation agriculture, reduces significantly the fuel consumption because of the suppression of plow (Triplet and Warren, 2008). If it is combined with precision agriculture (PA), the energy saving increases respect to conventional tillage (CT) (Jat et al., 2009), due to the reduction of overlaps and the possibility of applying variable distribution of inputs. That situation also reduces the costs for the farmers (Sánchez-Girón et al., 2007).

The objective of this study is to verify and quantify the CO₂ emission savings that the synergy between NT and PA can provide compared to CT in a typical rainfed crop rotation of the andalusian countryside.

2. Material and Methods

This work belongs to a European project, Life+ Agricarbon, and it shows the results of three years survey seasons carried out in three rainfed farms in southern Spain. Working 30 hectares of arable crops on each farm under two soil management systems (conventional tillage (CT) vs. NT supported by PA). Trials, in each system, have a typical crop rotation of the Andalusian countryside: winter wheat, sunflower and legume. Remotely had been studied different parameters of the diverse operations made in each crop and management system. The indicators studied in each operation were: time duration (1); working surface (1); average speed (1); work capacity (1);

overlap (1); fuel consumption (2) and position of the tractor rear hitch (3). To this end, three tractors were implemented (one for each farm), with different technology. 1: GPS model GM-48 UB Sanav; 2: flow gauging model AIC-4008 Veritas y 3: potencíometer model JX-PA-30-N14-21S Unimeasure. Furthermore, in the treatments under PA the tractor had installed a helps guide bar model AgGPS EZ-Guide 500 Trimble for the operations of fertilization and spraying, and an autopilot (EZ-Steer Trimble) for the seeding. As data acquisition system was used a data Taker (DT 85). The storage information about the operation was transmitted via modem to a PC with necessary software. Moreover, complementary to all information acquired, the crop production was monitored with a crop yield monitor Ceres 8000i RDS. The yield maps were obtained using the program SS Toolbox version4.0.

3. Results y Discussion

The fuel consumption was similar to which obtained by Green (1987) and Hernaz et al. (1995). The higher consumptions were found in the deep tillage (Moldboard, 22.5 l ha⁻¹ and Chissel, 14.1 l ha⁻¹). The fuel consumption in the NT seeder was higher than in the CT. The reason was that the weight of the machinery used in NT was more than the double respect to the CT. The sprayer and spreader operations showed a higher overlap under CT, due to they did not use guide bar. The bigger overlap appeared for the disk harrow, 35.1%. The most common operation was spraying in NT. Because of the conservative systems used a higher amount of herbicide to kill weeds, instead of tillage. But the difference between the number of spraying in NT and CT, 22, was much lower than the total tillage done, 61.

Regarding the total fuel consumption in the different crops, the NT always brings a large decrease in all cases. The average reduction in wheat was 53.1%, 53.4% for the sunflower and 52.9% in legume. It represents a decrease in fuel consumption of 28.3 l ha⁻¹, 26.1 l ha⁻¹ and 30.1 l ha⁻¹ respectively, which corresponded to a save of 84.5 l ha⁻¹ in the whole rotation. These results are slightly lower than those obtained by Perea and Gil (2006) in similar conditions of Andalusia with a rainfed wheat-sunflower rotation, due to a greater intensity in the primary tillage.

The less fuel consumption and overlap produced that the NT combined with PA, reduced the CO₂ emissions in 200 kg/ha (14%) for wheat, 64 kg/ha (22%) for sunflower, and 107 kg/ha (24%) for legume, respect to CT. The contribution of each management system in the emissions saving varied in function of the crops. So, in wheat the CO₂ emissions reductions obtained by applying NT was around 40% of the total, and 60% related to the PA, because of the fertilizers consumed in this crop were very high and only with the decrease of overlaps, the results improved a lot.

In the other crops, sunflower and legume, this situation varied because of the fertilizers consumption was very low. So the reduction of the fuel consumption provided by NT, more than a 50%, caused that the decrease of CO₂ emissions provided by NT was more than 80 % of the total reduction in each crop.

4. Conclusions

Results show how the combination between NT and PA is a good way to obtain at least average zone yields, reduce fuel consumption in more than 50 % in all crops studied, and energy use between a 14% to a 24%. If the total area studied was cultivated under NT and PA the reduction in CO₂ equivalent emission could be more than 100 Gg year⁻¹. Finally, PA is an effective solution to reduce energy consumption by applying site-specific fertilization. Indeed, that is the next milestone of the project.

Acknowledgements

The authors would like to thank the European Commission's LIFE (Financial Instrument for the Environment) for co-financing the LIFE+ Agricarbon project.

References

Green M.B. 1987. Energy in pesticide manufacture, distribution and use. Energy in plant nutrition and pest control. Z.R. Helster (eds.). Netherlands.

Hernández J.L., Girón V.S., Cerisiola C. 1995. Long-term energy use and economic evaluation of three tillage systems for cereal and legume production in central Spain. *Soil Till. Res.* 35:183-198.

Jat M.L., Gathala M.K., Ladha J.K., Saharawat Y.S., Jat A.S., Kumar V., Sharma S.K., Gupta R. 2009. Evaluation of precision land leveling and double zero-till systems in the rice-wheat rotation: water use, productivity, profitability and soil physical properties. *S. Till. Res.* 105:112-121.

MARM. 2010. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo. Resultados nacionales 2009.

Perea F., Gil-Ribes J.A. 2006. Consumo de Gasoil agrícola y tiempos de trabajo de la maquinaria agrícola. *Agricultura de conservación*, 3:23-26.

Sánchez-Girón V., Serrano A., Suárez M., Hernández J.L., Navarrete L. 2007. Economics of reduce tillage for cereal and legume production on rainfed farm enterprises of different sizes in semiarid conditions. *S. Till. Res.* 95:149-160.

Triplet G.B., Warren A. 2008. No-Tillage crop production: A revolution in Agriculture!. *Agron. J.* 100: S-153-S-165.

PHENOLOGICAL AND ENVIRONMENTAL EVOLUTION OF A CORN FIELD THROUGH SPECTRAL INDEXES BASED ON GROUND HYPERSPECTRAL DATA

Víctor Cicuéndez ^a, Manuel Rodríguez-Rastrero ^e, Margarita Huesca ^a, Carla Uribe ^e, Thomas Schmid ^e, Rosa Inclán ^e, Javier Litago ^c, Víctor Sánchez-Girón ^d, Silvia Merino-de-Miguel ^b, Alicia Palacios-Orueta ^a.

^a Departamento de Silvopascicultura, E.T.S.I.M., Universidad Politécnica de Madrid, Spain

^b Departamento de Construcción y Vías Rurales, E.T.S.I.M., Universidad Politécnica de Madrid, Spain

^c Departamento de Estadística y Métodos de Gestión en Agricultura, E.T.S.I.A., Universidad Politécnica de Madrid, Spain

^d Departamento de Ingeniería Rural, E.T.S.I.A., Universidad Politécnica de Madrid, Spain

^e Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas. Madrid, Spain

1. Introduction

The assessment of crop phenology implementing spectral information has become an important research issue in the last years due to the development of new remote sensing techniques. This constitutes a valuable tool for land use management at different scales to improve and combine economic and environmental yields. Actually, agricultural soils are responsible for between 10 and 12% of the anthropogenic emissions of greenhouse gases (GHG), mostly due to fertilizer effects (Eichner, 1990; IPCC, 2007). In addition, intensive agricultural practices have significantly increased in the last century due to human overpopulation, to satisfy market requirements and to ensure farmers benefits causing serious social and environmental impacts (FAO, 2002; WorldBank, 2008). Therefore, it is essential to look for better agricultural practices which reduce environmental and social impacts and make a sustainable management of agroecosystems (Snyder et al. 2009; Sanchez-Martin et al. 2010; Uribe et al. 2013) at large scales. The spatio-temporal scheme that Remote Sensing provides is an invaluable tool for assessing agroecosystems variability at regional scales, providing significant information on the spatial coherence of phenological patterns, which is very difficult to evaluate when working at field scale. The spectral information is usually summarized in Spectral indexes which are easy to calculate and can be used as input variables in biophysical models. The most common indexes used are ratio indexes, specifically the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) in the VIS-NIR spectral range and Normalized Difference Water Index (NDWI) in the NIR-SWIR spectral range. Although many types of indexes can be developed, for them to be useful it is necessary to relate them to land surface biophysical properties and processes. For this purpose, it is necessary to have a set of ground measurements available for calibration in order to obtain accurate and reliable Indexes, and then could be included and extrapolated to Remote Sensing spectral data and models.

The objective of this research is to assess the capability of the Spectral Shape Indices (SSI) (Khanna et al. 2007; Palacios-Orueta et al. 2012) to monitor phenological evolution of a corn crop. Specifically Leaf Area Index (LAI) and Soil Respiration (Rs), have been measured to relate them with the Spectral Indexes.

2. Material and Methods

The study has been carried out during two seasons in an irrigated experimental corn field under Mediterranean conditions (Central Spain). Spectral Shape Indices, NDVI and NDWI have been calculated after a resampling method to MODIS bands from Ground Spectral measurements that have been taken between 350-2500 nm with an ASD FieldSpec3 spectroradiometer.

Leaf Area Index (LAI) has been measured with a LI-COR LAI 2200 and Instantaneous soil CO₂ efflux (Rs) was measured using a portable automated soil CO₂ infrared gas analyser (Li-8100, Li-Cor Inc., Lincoln, NE, USA) equipped with the 10 cm survey chamber (Model 8100-102).

3. Results and Discussion

Preliminary results have shown that SSI can explain adequately certain corn's phenological stages like LAI expansion or leaf senescence and that they are consistent with ground LAI and Soil Respiration measurements along the crop period. NDWI and AS1 have shown better results than NDVI to discriminate corn from bare soil at early crop stages and NDWI also is able to differentiate advanced stages in corn's phenology when LAI begins to be relatively high, NDVI saturates and moisture plays a significant role in the spectral signature. Also NDWI has presented relationship with Rs at mature stages.

4. Conclusion

It is expected that combination of information from several indexes will allow the assessment of crops phenological stages with more detail leading to an important step for using remote sensing data in the near future to improve crop management.

Acknowledgements

This research was conducted in the framework of the Spanish National Projects AGL-2010-17505 and the CGL2009-07031. The authors would like to express their gratitude to the Technical School of Agricultural Engineering Principal for allowing them to carry out this research in their experimental fields. They would like to acknowledge all the staff of these fields, especially Roman Zurita. Also they we like to express their gratitude to David Manrique from CIEMAT for his collaboration in taking respiration measurements.

References

- Eichner M. J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. *J Environ Qual.* 19, 272-280. (1990)
- FAO. El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2002. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, (2002).

Khanna, S.; Palacios-Orueta, A., Whiting, M.L., Ustin, S.L., Riaño, D., and Litago, J. Development of Angle Indexes for Soil Moisture Estimation, Dry Matter, Detection and Land-Cover Discrimination. *Remote Sensing of the Environment*, vol.109:154 -165. (2007).

Pachauri, R.K. & Reisinger, A. IPCC. 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. IPCC, Ginebra, Suiza. (2007)

Palacios-Orueta, A. Derivation of phenological metrics by function fitting to time-series of Spectral Shape Indexes AS1 and AS2: Mapping cotton phenological stages using MODIS time series. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 126:148–159. (2012).

Sanchez-Martin, L., Sanz-Cobena, A., Meijide, A., Quemada, M., Vallejo, A. The importance of the fallow period for N₂O and CH₄ fluxes and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated agroecosystem. Special Issue: Nitrogen and greenhouse gas exchange. *European Journal of Soil Science*. [vol.61, Issue 5](#), pages 710–720, (2010).

Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L. and Fixen, P.E. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 247-266.

Uribe, C. Inclán, R., Hernando, L., Román, M., Clavero M.A., Roig, S., Van Miegroet, H. 2013. Pasture, tillage and canopy effects on carbon dioxide fluxes in a Spanish dehesa. Submitted to publication.

World Bank. Agriculture for Development. World Development Report. The World Bank, Washington, DC. (2008).

EL MANEJO DEL INHIBIDOR DE LA NITRIFICACIÓN DMPP DETERMINA SU EFECTIVIDAD PARA MITIGAR EMISIONES DE N₂O

Abalos, D.^a, Sanz-Cobena, A.^a, Sanchez-Martin, L.a, Tellez, A.^a, Garcia-Marco, S.^a, Vallejo, A.^a

^a ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid, España

1. Introducción

Aumentar la eficiencia en el uso del nitrógeno (N) durante la producción agrícola representa beneficios tanto a nivel económico como medioambiental. Una de las estrategias propuestas para su consecución es dividir la aplicación de fertilizantes en más de un evento. En un cultivo de invierno bajo condiciones climáticas Mediterráneas, la división más común consiste en realizar una fertilización de fondo (Octubre-Noviembre) y otra de cobertera (Febrero-Marzo). Sin embargo, el N puede perderse por lixiviación de nitratos en la fertilización de fondo, debido a las lluvias de otoño, y en forma de N₂O en cobertera, por las suaves temperaturas y precipitaciones de la época, que favorecen la desnitrificación. El uso de inhibidores de la nitrificación, como el DMPP, ralentiza la transformación de amonio (ion de poca movilidad) a nitrato (ion de alta movilidad), siendo por lo tanto una posible medida para mitigar ambas pérdidas (lixiviación/N₂O). Con el objetivo de evaluar prácticas de manejo asociadas al uso del DMPP, como estrategias para mejorar la sostenibilidad de agroecosistemas mediterráneos, se realizó un experimento de campo durante un cultivo de cebada.

2. Materiales y Métodos

El experimento se llevó a cabo en la finca experimental “El Encín”, situada en Alcalá de Henares, Madrid. Se estableció un diseño de bloques completos al azar con cuatro réplicas. La aplicación de fertilizantes se realizó a razón de 120 kg de N total para todos los tratamientos fertilizados, como se muestra en la Tabla 1. La proporción de DMPP en el fertilizante ENTEC® es del 0.8% del NH₄⁺-N. Los tratamientos se aplicaron en Noviembre (First Fertilization) y Marzo (Second Fertilization). Las emisiones de N₂O fueron medidas mediante un sistema de cámaras estáticas (Sanz-Cobena et al., 2012). Las concentraciones de NO₃⁻ y NH₄⁺ se midieron por colorimetría. Las diferencias entre tratamientos en las emisiones acumuladas se analizaron por ANOVA (P < 0.05).

3. Resultados y Discusión

Las bajas precipitaciones durante el periodo de cultivo (i.e. 90 mm) propiciaron que no hubiera pérdidas por lixiviación de NO₃⁻. Los tratamientos con DMPP presentaron menores emisiones de N₂O (Fig. 1). Esta reducción fue debida al inferior contenido de NO₃⁻ medido en estas parcelas (datos no mostrados), como consecuencia de la inhibición de la nitrificación (Abalos et al., 2012). La mayor mitigación de N₂O entre los tratamientos fertilizados se consiguió aplicando el inhibidor tanto en fondo como en cobertera (E+E26). La aplicación dividida de fertilizantes con uso de inhibidor en cobertera (N+E26) presentó menores emisiones que la aplicación única con inhibidor

(O+E). Estos resultados muestran que el correcto manejo del inhibidor DMPP durante la producción agrícola es un factor determinante sobre su eficiencia para reducir pérdidas de N.

Tabla 1. Tratamientos fertilizantes

Treatment	Fertilizer		N rate (kg N ha ⁻¹)		
	First Fertilization	Second Fertilization	First fertilization	Second fertilization	Total
O	-	-	0	0	120
N+S	NPK (12+12+17)	ASN	40	80	120
N+E26	NPK (12+12+17)	ENTEC 26	40	80	120
E+E26	ENTEC (12+12+17)	ENTEC 26	40	80	120
O+N	-	NPK (24+8+7)	0	120	120
O+E	-	ENTEC (24+8+7)	0	120	120

ASN, ammonium sulfate nitrate (26% total N = 18.5% NH₄⁺-N + 7.5% NO₃⁻-N)

NPK (12+12+17), Nitrofoska[®] special (12% total N = 7% NH₄⁺-N + 5% NO₃⁻-N)

NPK (24+8+7), Nitrofoska[®] (24% total N = 13.5% NH₄⁺-N + 10.5% NO₃⁻-N)

ENTEC[®] 26, (ASN + DMPP)

ENTEC[®] (12+12+17 and 24+8+7), (NPK + DMPP)

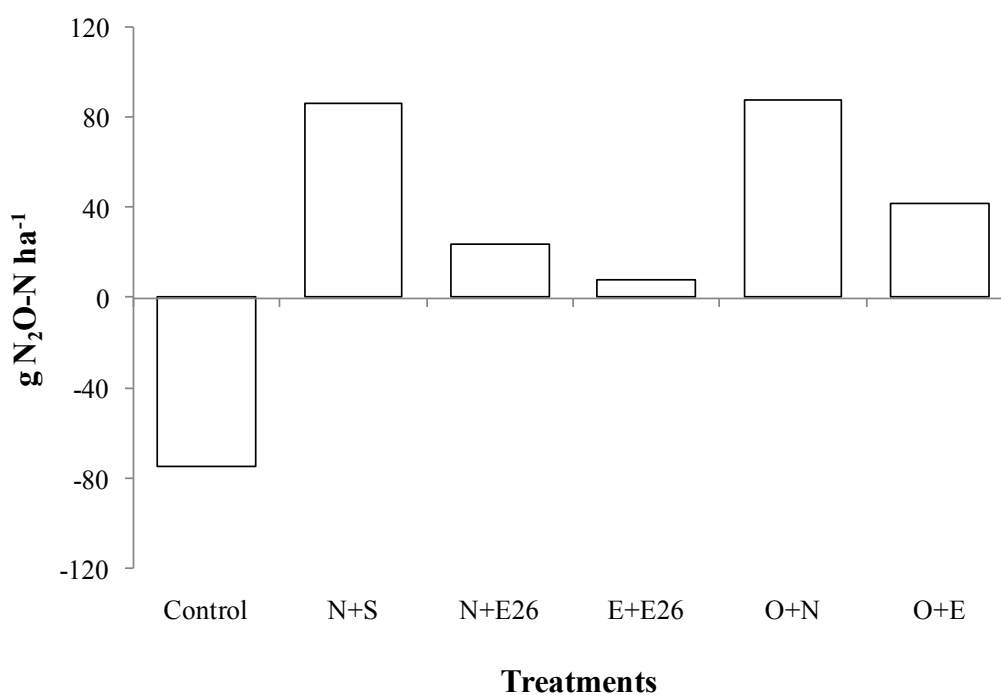


Fig 1. Emisiones acumuladas de N₂O durante el periodo experimental

4. Conclusión

Se evaluaron diferentes estrategias para reducir pérdidas de N asociadas al uso del inhibidor de la nitrificación DMPP. En base a los resultados obtenidos, su uso se recomienda tanto en fondo como en cobertera. Si se realiza una sola aplicación de inhibidor, se obtienen mejores resultados con aplicación de fertilizantes dividida (fondo/cobertera).

Referencias

Abalos, D., Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T., Vallejo, A., 2012. Effectiveness of urease inhibition on the abatement of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Chemosphere* 89, 310-318.

Sanz-Cobena, A., Sánchez-Martín, L., García-Torres, L., Vallejo, A., 2012. Gaseous emissions of N₂O and NO and NO₃⁻ leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. *Agric Ecosyst Environ* 149, 64-73.

¿SON LOS INHIBIDORES ESTRATEGIAS EFECTIVAS EN LA MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO DEBIDO A LA FERTILIZACIÓN? RESULTADOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID

Abalos, D.¹, Vallejo, A.¹, Sanz-Cobena A.¹

¹Technical University of Madrid (UPM).School of Agriculture. Avd.Complutense s/n, 28040 Madrid, Spain

1. Introducción

La eficiencia del nitrógeno aplicado en sistemas agrícolas es baja, en torno al 33%. Este hecho supone importantes pérdidas directas de N reactivo en forma de amoníaco (NH_3 , de 1-30 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y óxido nitroso (N_2O , de 0.5-5 kg N ha⁻¹ año⁻¹) a la atmósfera y nitrato (NO_3^- , de 12-100 kg N ha⁻¹ año⁻¹) a la hidrosfera. Debido a los problemas medioambientales y socioeconómicos asociados, en la última década se ha potenciado el estudio de estrategias de mitigación que supongan un aumento de la EUN de los fertilizantes aplicados. Los inhibidores de la nitrificación (IN) y de la actividad ureasa (IU) se han propuesto como técnicas efectivas de mitigación de estas pérdidas (UNECE, 2001). El interés sobre los IU surge a principios de los 90 ante el aumento en el uso de la urea como fertilizante sintético a nivel mundial. Inicialmente, estos compuestos se centraron en la reducción de la volatilización de NH_3 . Recientemente se ha determinado su capacidad mitigadora sobre emisiones de NO y N_2O . Por su parte, los IN fueron anteriormente objeto de estudio, extendiéndose su aplicación tras mostrarse su eficacia en la reducción de NO_3^- lixiviado y, años más tarde, en la mitigación de NO y N_2O .

2. Materiales y Métodos

Los experimentos incluidos en este estudio fueron realizados en fincas experimentales de la Comunidad de Madrid. En ellos se han empleado cámaras estáticas para la determinación de N_2O , la técnica micrometeorológica IHF para el NH_3 y cápsulas cerámicas para la toma de lixiviados (Abalos et al., 2012). Los inhibidores empleados fueron el IU, NBPT y los IN, DMPP y DCD (los tres aptos para su comercialización de acuerdo a las normas comunitarias). Las dosis empleadas así como características más representativas de estos ensayos se presentan en la Tabla 1.

3. Resultados y Discusión

El uso del NBPT supuso una reducción media efectiva de las emisiones de NH_3 , N_2O y NO de 55, 50 y 60%, respectivamente, respecto a las asociadas a la fertilización con urea de cultivos de secano (Abalos et al., 2012) y regadío (Sanz-Cobena et al., 2012). Por el contrario, el uso de este inhibidor incrementó las pérdidas de NO_3^- lixiviado en un 17% en un cultivo irrigado de maíz. Tanto el DCD como el DMPP mitigaron las emisiones de N_2O y NO significativamente. El DCD se mostró como una potente medida para mitigar pérdidas por lixiviación. Se ha observado una influencia significativa del manejo del cultivo sobre la eficacia de los inhibidores para reducir estas pérdidas nitrogenadas. A modo de ejemplo, el NBPT mitigó las emisiones de N_2O y NO en un cultivo irrigado bajo condiciones de riego controladas (condiciones

nitrificantes; $WFPS \leq 60$), mientras que bajo condiciones desnitrificantes, debidas a un aumento en la dosis de riego, no fue efectivo.

Tabla 1. Dosis de fertilizante e inhibidores utilizados en los ensayos

Authors	Inhibitor	Inh. Rate (%)	Fert. Rate (kg N ha ⁻¹)	Fertilizer	Crop
Abalos et al (2012)	NBPT	0.2	120	Urea	Barley
Vallejo et al (2005)	DCD	8	200	Pig slurry	Sward
Meijide et al (2007)	DCD	8	175	Pig slurry	Maize
Sanz-Cobena (2012)	NBPT	0.4	250	Urea	Maize
Sanz-Cobena (2012)	NBPT	0.4	250	Urea	Maize
Sanz-Cobena (2008)	NBPT	0.14	170	Urea	Sunflower
Vallejo et al (2006)	DCD	8	175	Pig slurry	Potato
Abalos et al (2013)	DMPP	0.8	120	NPK/ASN	Barley

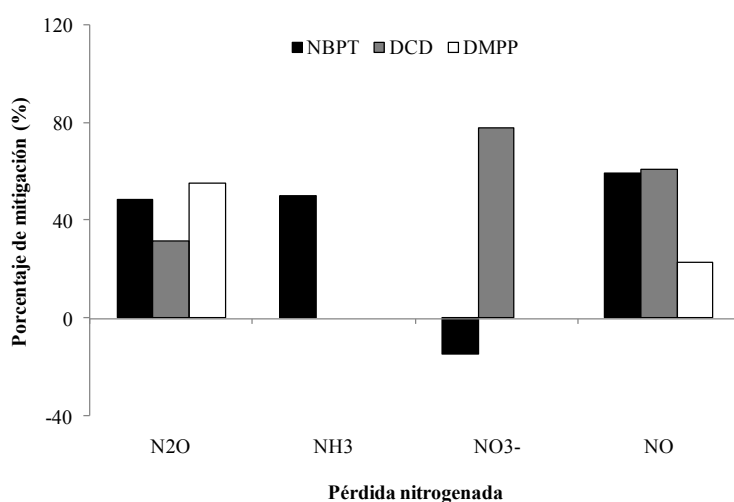


Figura 1. Porcentaje de mitigación medio sobre las pérdidas nitrogenadas asociado al uso de inhibidores de la actividad ureasa y de la nitrificación. Ensayos realizados en la Comunidad de Madrid.

4. Conclusiones

Los estudios realizados han confirmado una efectividad elevada del IU NBPT como estrategia mitigadora de NH₃ debidas a la fertilización ureica. Así mismo, bajo condiciones nitrificantes, el mismo compuesto fue capaz de reducir las emisiones de N₂O y NO. El inhibidor de la nitrificación DCD se mostró eficaz en la reducción de la lixiviación de NO₃⁻ en sistemas altamente irrigados. Tanto el DCD como el DMPP presentan la ventaja adicional de mitigar N₂O y NO. Los resultados obtenidos sugieren algunas cuestiones clave respecto a su uso y su potencial mitigador comparado con

otras estrategias de manejo: ¿Cuándo aplicar el inhibidor? ¿Pre-siembra o cobertera?; ¿Cuál es el periodo de actividad de un inhibidor?; ¿Son económicamente viables?

Referencias

Abalos, D., Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T., Vallejo, A., 2012. Effectiveness of urease inhibition on the abatement of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Chemosphere* 89, 310-318.

Sanz-Cobena, A., Sánchez-Martín, L., García-Torres, L., Vallejo, A., 2012. Gaseous emissions of N₂O and NO and NO₃⁻ leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. *Agric. Ecosyst. Environ.* 149, 64-73.

UNECE, 2001. UNECE framework code for Good Agricultural Practices for reducing ammonia. Expert Group on Ammonia Abatement. Geneva, United Nations Economic Commission for Europe.

EFFECTO DEL DMPP EN LA PRODUCCIÓN Y CALIDAD DE TRIGO BAJO CONDICIONES DE CLIMA MEDITERRANEO HÚMEDO

Huérfano X.^a, Menéndez S.^b, Gonzalez-Moro M.B. ^a, González-Murua, C.^a, Estavillo, J.M.^a

^a Department of Plant Biology and Ecology, University of the Basque Country (UPV/EHU), Apdo. 644, E-48080 Bilbao, Spain.

^b Institute of Agro-biotechnology (IdAB), UPNa-CSIC-GN, 31192 Mutilva Baja, Navarra, Spain.

1. Introducción

La utilización de fertilizantes nitrogenados en el cultivo de trigo conlleva un riesgo para el medio ambiente, ya que sólo el 50% del N inorgánico aplicado es incorporado por las plantas (Ziegler, 1992). El resto puede perderse en forma gaseosa y por lixiviación. Una de las estrategias que permiten mitigar estos problemas medioambientales es el uso de los inhibidores de la nitrificación como el DMPP (3,4-dimetil pirazol fosfato), que preserva el nitrógeno del suelo durante más tiempo en forma amoniacal. En clima mediterráneo húmedo, el DMPP ha resultado ser eficiente mitigando las emisiones de N₂O (Menéndez *et al.*, 2012), aunque la nutrición amoniacal que induce podría afectar a la producción. El objetivo de este estudio es determinar el efecto del uso del DMPP en la producción y calidad del cultivo de trigo en condiciones de clima mediterráneo húmedo.

2. Materiales y Métodos

El estudio se realizó durante dos años en Gauna (Álava) en un cultivo de trigo blando de invierno (variedad Cezanne). Se estableció un diseño experimental en bloques al azar, con cuatro repeticiones por tratamiento y un tamaño de parcela de 40 m². La dosis de aplicación total de nitrógeno fue de 180 Kg N ha⁻¹, aplicados en las fertilizaciones de fondo, inicio de ahijado y encañado (según la distribución presentada en la Tabla 1) y comparando el uso de nitrosulfato amónico (ASN) con el del DMPP en su forma comercial ENTEC 26. En la cosecha se determinaron los componentes del rendimiento, la proteína en grano y parámetros de calidad de la harina (Alveograma de Chopin).

3. Resultados y Discusión

Los tratamientos con ENTEC no mostraron diferencias significativas en la producción y los componentes del rendimiento respecto al resto de tratamientos fertilizados (Tablas 1 y 2). Pasda y cols. (2001) indicaron que el uso de DMPP aumenta el rendimiento del cultivo de trigo. Sin embargo, en nuestro estudio al comparar la misma dosificación y distribución del ENTEC y ASN no se observó ningún efecto en la producción. De nuestros resultados también se deduce que la producción es independiente del fraccionamiento de la dosis en los dos años de estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Datos agronómicos en el momento de la cosecha. Producción estimada al 12% de humedad, humedad del grano, peso específico del grano, contenido de proteína en grano (contenido de nitrógeno $\times 5.7$) y contenido de nitrógeno en grano.

Año	Tratamiento	Producción (Kg ha ⁻¹)	Humedad (%)	Peso específico (Kg hl ⁻¹)	Proteína en grano (%PS)	N en grano (%PS)
2011	Control (0+0+0)	2564±130 a	14.6±0.06 b	74.6±0.3 c	7.4±0.0 a	1.3±0.00 a
	40ASN+60ASN+80Urea	7598±105 b	13.8±0.06 a	72.6±0.5 ab	9.9±0.2 b	1.7±0.00 b
	0+60ASN+120ASN	7468±55 b	13.7±0.12 a	71.1±1.0 a	10.8±0.1 c	1.9±0.00 c
	0+60ENTEC+120ENTEC	7536±131 b	13.7±0.06 a	73.1±0.4 bc	10.6±0.1 c	1.9±0.00 c
	0+180ENTEC+0	7734±82 b	13.8±0.07 a	74.0±0.2 bc	9.7±0.1 b	1.7±0.00 b
2012	Control (0+0+0)	2564±144 a	12.6±0.13 b	77.9±0.3 a	7.1±0.1 a	1.2±0.01 a
	40ASN+60ASN+80Urea	9277±197 b	12.2±0.10 a	76.7±0.8 a	9.3±0.2 b	1.6±0.03 b
	0+60ASN+120ASN	9344±182 b	12.1±0.03 a	77.4±0.5 a	9.9±0.2 c	1.7±0.03 c
	0+60ENTEC+120ENTEC	9226±383 b	12.1±0.05 a	77.3±0.5 a	10.3±0.2 c	1.8±0.04 c
	0+180ENTEC+0	9378±184 b	12.1±0.11 a	76.3±0.9 a	9.1±0.2 b	1.6±0.04 b

Las diferentes letras indican una diferencia significativa (Test de Duncan, P<0.05; n=4).

En cuanto a la calidad, tampoco muestran diferencias entre los tratamientos fertilizados el contenido de proteína en grano (Tabla 1) y la extensibilidad de la harina (Tabla 3), que fueron significativamente mayores en los tratamientos en los que se aplicó una cantidad superior de nitrógeno en la segunda cobertera (120 Kg N ha⁻¹). Sin embargo, la aplicación de ENTEC disminuyó la fuerza panadera.

Tabla 2. Componentes del rendimiento. Número de espigas por m², número de granos por espiga, peso seco de 1000 granos (g) e índice de cosecha (PS grano/PS parte aérea).

Año	Tratamiento	Nº espigas m ⁻²	Nº granos espiga ⁻¹	PS 1000 granos (g)	Índice de cosecha
2011	Control (0+0+0)	299±20.4 a	35±1.6 a	44.0±0.5 b	0.55±0.02 a
	40ASN+60ASN+80Urea	468±20.0 b	47±1.8 b	40.6±0.5 a	0.55±0.01 a
	0+60ASN+120ASN	513±51.6 b	48±1.9 b	41.7±0.6 ab	0.56±0.00 a
	0+60ENTEC+120ENTEC	443±52.3 b	46±1.3 b	40.9±0.2 a	0.56±0.01 a
	0+180ENTEC+0	402±28.2 ab	48±1.6 b	42.5±1.2 ab	0.56±0.01 a
2012	Control (0+0+0)	304±29.8 a	30±1.6 a	44.1±0.8 b	0.54±0.02 a
	40ASN+60ASN+80Urea	570±25.1 b	43±1.4 b	40.8±0.8 a	0.52±0.00 a
	0+60ASN+120ASN	528±32.3 b	47±1.5 b	40.8±1.2 a	0.52±0.01 a
	0+60ENTEC+120ENTEC	492±60.7 b	46±1.5 b	41.1±1.4 a	0.53±0.01 a
	0+180ENTEC+0	504±68.4 b	43±1.4 b	42.1±0.4 a	0.52±0.01 a

Las diferentes letras indican una diferencia significativa (Test de Duncan, P<0.05; n=4).

Tabla 3. Parámetros de calidad de la harina obtenida en el 2011. Extensibilidad (L), tenacidad (P), fuerza (W) y equilibrio (P/L).

Tratamiento	L (mm)	P (mm H ₂ O)	W (10 ⁻⁴ J)	P/L (mmH ₂ O mm ⁻¹)
Control (0+0+0)	34.0±2.2 a	39.8±3.6 a	56.0±2.2 a	0.78±0.11 b
40ASN+60ASN+80Urea	79.5±6.5 b	48.6±1.4 a	133.5±12.6 b	0.42±0.01 a
0+60ASN+120ASN	120.7±7.4 c	47.3±2.3 a	167.7±11.6 c	0.34±0.02 a
0+60ENTEC+120ENTEC	106.5±6.4 c	41.8±2.6 a	136.7±4.7 b	0.36±0.03 a
0+180ENTEC+0	85.0±3.8 b	45.3±0.8 a	129.7±4.6 b	0.41±0.01 a

Las diferentes letras indican una diferencia significativa (Test de Duncan, P<0.05; n=4).

4. Conclusión

Bajo nuestras condiciones de clima mediterráneo húmedo, el empleo de DMPP permite mitigar las emisiones de N₂O manteniendo la producción del cultivo. Sin

embargo, desde el punto de vista de la calidad es conveniente realizar más estudios que permitan corroborar su efecto la fuerza panadera.

Agradecimientos

Este proyecto ha sido financiado por los proyectos RTA 2009-00028-CO-03, GV-IT-526-10 y EuroChem Agro Iberia S.L.-UPV/EHU 2011.0051. Ximena Huérfano disfruta de una beca predoctoral FPI concedida por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España.

Referencias

Menéndez S., Huerfano X., Aizpurua A., González-Murua C. y Estavillo J.M. 2012. DMPP reduces N₂O losses and maintains wheat yield under humid Mediterranean conditions. In: Richards *et al.* (eds.). Innovations for sustainable use of nitrogen resources. Proceedings of the 17th International Nitrogen Workshop. 305-306.

Pasda G., Hähndel R. y Zerulla W. 2001. Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4-Dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. *Biology and Fertility of Soils* 34: 85-97.

Ziegler K., Nemeth K. y Mengel K. 1992. Relationship between electroultrafiltration (EUF) extractable nitrogen, grain yield, and optimum nitrogen-fertilizer rates for winter-wheat. *Fertilizer Research* 32: 37-43.

IMPACTO DE LOS SISTEMAS DE LABOREO EN LA ACTIVIDAD Y ABUNDANCIA DE GENES DESNITRIFICADORES EN UN AGRO-ECOSISTEMA MEDITERRÁNEO

Tellez, A.^a, García-Marco, S.^a, Navas M.^a, Abalos, D.^a, Tenorio, J.L.^b, Rodríguez-Palenzuela, P.^a, López-Solanilla, E.^a y Vallejo, A.^a.

^a ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid, Spain

^bINIA, Departamento de Medio Ambiente. Ctra de La Coruña Km. 7,5. 28040 Madrid, Spain.

1. Introducción

El laboreo de conservación mejora la fertilidad del suelo, disminuye la erosión y aumenta la estabilidad y agregación de la materia orgánica. Sin embargo, estas prácticas de laboreo alteran la distribución del C y N en el suelo, el contenido de agua y la actividad microbiana del suelo; en consecuencia estas propiedades afectan a las emisiones de óxido nitroso (N₂O) en los suelos agrícolas (Linn and Doran, 1984). Entre los procesos responsables de estas emisiones, la desnitrificación juega un papel clave en la emisión de N₂O en sistemas de cultivo labrados y no labrados (Ostrom et al., 2010). Además el efecto del laboreo sobre los mecanismos responsables de N₂O (abundancia y actividad de poblaciones desnitrificantes) es un tema que genera controversia, ya que hasta la fecha no ha sido descrito en profundidad y también existen pocos estudios sobre en todo agrosistemas Mediterráneos.

Por lo tanto, el objetivo de este estudio ha sido evaluar la interacción entre los sistemas de conservación, en concreto mínimo laboreo y no laboreo, frente a las prácticas tradicionales de laboreo; y la rotación de cultivos sobre la actividad y la abundancia de microorganismos desnitrificantes.

2. Materiales y Métodos

El ensayo se realizó en la finca experimental La Canaleja (INIA), en Alcalá de Henares (Madrid). Este ensayo empezó en 1994 con las prácticas de manejo agrícola. Los tratamientos estudiados fueron: laboreo de conservación (mínimo laboreo (MT) y no laboreo (NT)) y laboreo tradicional (CT), con 3 réplicas por tratamiento. También, dentro de cada laboreo se estableció una rotación barbecho-trigo-veza-cebada, aunque solamente se tomaron muestras de las parcelas de barbecho, trigo y veza (B-W-V), resultando un total de 27 parcelas. Para el caso de NT, no se realizó ninguna labor previa y la siembra se hizo directamente sobre los residuos de la cosecha anterior. El MT consistió en un pase de chisel a 15 cm que dejó semienterrado el residuo (aproximadamente un 30% del rastrojo cubría el suelo) seguido de un pase de cultivador, y la siembra se realizó con la sembradora mecánica. Por último, el CT se realizó con un pase de vertedera hasta 20 cm de profundidad y seguidamente un pase de cultivador para la preparación de la siembra y el control de las malas hierbas, posteriormente, la siembra se realizó también con una sembradora mecánica. Después de las operaciones de laboreo, el trigo y la veza se sembraron a principios de Noviembre. El fertilizante se aplicó solo en las parcelas con trigo, a una dosis de 200 kg ha⁻¹ de N-P-K (8-24-8)) en siembra. A mediados de Marzo, se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 0-10cm, 3 replicas por tratamiento. La actividad de microorganismos desnitrificantes se midió como pérdidas de N por desnitrificación

potencial usando el método de inhibición con acetileno (Yeomans et al. (1992) y Bradley et al, (2011)), estimación cualitativa. Para estudiar la abundancia de microorganismos desnitrificantes se empleó la técnica de PCR cuantitativa en tiempo real (qRT-PCR). En concreto, se cuantificaron los genes nirK y nirS, que codifican la enzima nitrito reductasa. También, se midieron concentraciones de C orgánico soluble y N mineral en los suelos.

3. Resultados y Discusión

En este estudio, se vio como los productos de la desnitrificación (fig. 1) están afectados por las distintas prácticas de laboreo. Ya que, tanto la producción de N_2O+N_2 (en presencia de C_2H_2 todo el N se convierte en N_2O) como la producción de N_2 (calculado como la diferencia entre la producción de N_2O en presencia y ausencia de C_2H_2) fueron mayores en el caso del laboreo de conservación (tanto en NT como MT) que en el laboreo tradicional (CT), durante el periodo de cultivo.

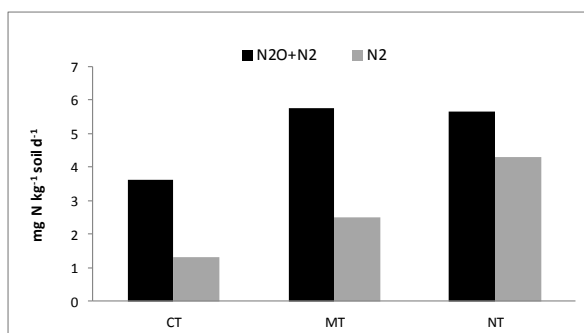


Fig. 1. Tasa de desnitrificación potencial (N_2O+N_2) producido en presencia de acetileno y la producción de N_2 (producido en ausencia de acetileno) en los tres sistemas de laboreo: NT (no laboreo), MT (mínimo laboreo) y CT (laboreo tradicional).

Por otra parte, la abundancia del gen nirK (medido como el nº de copias de nirK/g suelo) fue mayor en NT que en los tratamientos de MT y CT, aunque no se observaron diferencias significativas. Mientras que, el nº de copias de nirS/g suelo fue significativamente mayor en las parcelas de MT que en NT y CT.

En este estudio hemos visto como la desnitrificación fue más eficiente para el caso del laboreo de conservación (NT y MT) que en CT. Además se observó una mayor abundancia (en términos cuantitativos) de los genes nirK y nirS, es decir de diversas poblaciones de desnitrificadores, en los tratamientos de NT y MT comparado con CT. Este hecho se atribuye a que el laboreo de conservación favorece una mayor disponibilidad de SOC y C orgánico soluble en el suelo, que puede ser usado como fuente de energía necesario por los microorganismos desnitrificadores, además la presencia del residuo sobre el suelo promueve el crecimiento de heterótrofos (Melero et al., 2011). Estos factores junto con condiciones mas anóxicas en los suelos no

labrados y un mayor % de WFPS, favorecen una mayor tasa de desnitrificación, y en consecuencia estos suelos podrían generar mayores pérdidas de N₂O a la atmósfera.

4. Conclusión

En este estudio de larga duración (> 15 años), se vio como el laboreo convencional (CT) puede ser una alternativa para mitigar las emisiones de N₂O, ya que los microorganismos desnitrificadores prefieren colonizar ambientes ricos en C.

Referencias

Bradley R.L., Whalen J., Chagnon P.-L., Lanoix M., Alves M.C. 2011. Nitrous oxide production and potential denitrification in soils from riparian buffer strips: Influence of earthworms and plant litter. *Appl. Soil Ecol.* 47 (1): 6-13.

Linn D.M., Doran J.W. 1984. Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:794–799

Melero, S., Pérez-de-Mora, A., Murillo, J.M., Buegger, F., Kleinedam, K., Kublik, S., Van-derlinden, K., Moreno, F., Schloter, M., 2011. Denitrification in a vertisol under long-term tillage and no-tillage management in dryland agricultural systems: key genes and potential rates. *Appl. Soil Ecol.* 47, 221–225.

Ostrom N.E., Sutka R., Ostrom P.H., Grandy A.S., Huizinga K.M., Gandhi H., von Fischer J.C., Robertson G.P. 2010. Isotopologue data reveal bacterial denitrification as the primary source of N₂O during a high flux event following cultivation of a native temperate grassland, *Soil Biol. Biochem.* 42 (3): 499-506.

Yeomans, J.C., Bremner, J.M. & McCarty, G.W. 1992. Denitrification capacity and denitrification potential of subsurface soils. *Commun Soil Sci Plant*, 23: 919–927.

RELATIVE ABUNDANCE OF DENITRIFICATION GENES AND N₂O EMISSIONS IN TWO CONSTRUCTED WETLANDS IN DOÑANA NATURAL SPACE

Correa-Galeote D., Tortosa G., Bedmar E. J.

Department of Soil Microbiology and Symbiotic Systems, Estación Experimental del Zaidín, Agencia CSIC, 18008 Granada, Spain

1. Introduction

In the biogeochemical N cycle, denitrification is the process by which nitrate (NO₃⁻) is reduced to dinitrogen gas (N₂) via nitrite (NO₂⁻), nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N₂O) when oxygen concentration becomes limiting. This process is carried out by the sequential activity of the enzymes nitrate reductase (Nar/Nap), nitrite reductase (NirK/NirS), nitric oxide reductase (Nor) and nitrous oxide reductase (NosZ), encoded by the *narG/napA*, *nirK/nirS*, *norC* and *nosZ* genes. Incomplete denitrification, however, results in greenhouse gases (NO and N₂O) release into the atmosphere, thus contributing to global climatic change.

Previous work has shown differences in nitrate concentration along la Rocina stream within Doñana Natural Space (DNS), resulting in variations in greenhouse gases production by the sediments (Tortosa et al. 2011). The spatial distribution of denitrifying microbial populations and their associated N₂O production have been described for los Guayules, a constructed wetland within DNS (Correa-Galeote et al. 2012). However, abundance of denitrification genes in relation with nitrate contamination in Doñanas's constructed wetlands has not been published.

The goal of this work is a) to analyze the abundance of denitrification genes in los Guayules and los Mimbrales constructed wetlands, b) to determine activity of denitrifying bacterial populations, c) to analyze correlations between denitrification genes and their function, and d) to use the obtained data to propose a denitrification gene as a molecular marker for estimation of the denitrification process in environmental samples.

2. Materials and Methods

Two wetlands, los Mimbrales (W1, UTM coordinates 29S 0721735, 4108590) and los Guayules (W2, UTM coordinates 29S 0722249, 41094599) located in DNS were used in this study. Four independent samples within 1 m² of the sediments from each wetland were taken in April and October, representing the wet and dry season, respectively, of years 2009 and 2010. Nitrate was estimated by HPLC as indicated by Tortosa et al. (2011). DNA was extracted from the sediments as previously published (Correa-Galeote et al. 2012). Abundance of the denitrifying community was estimated by quantification of the *narG*, *napA*, *nirK*, *nirS* and *nosZ* genes by real-time PCR (qPCR) as described earlier (Correa-Galeote et al. 2012). Relative abundance was calculated as the ratio between each denitrification gene abundance and the 16S rRNA gene abundance. Denitrifying enzyme activity (DEA) of the sediments was measured as N₂O production according to Tortosa et al. (2011). Because of the absence of homoscedasticity, the non-parametric Mann-Whitney (MWT) and Spearman tests were used for statistical analysis.

3. Results and Discussion

Nitrate concentration in sediments was statically higher ($\alpha = 0.05$) in April than in October for each W1 and W2 wetlands, and each 2009 and 2010 years (Figure 1A). Nitrate content in W1 was lower that in W2 for each sampling season and each year 2009 and 2010 (Figure 1A). For each year 2009 and 2010, differences in the abundance of the denitrification genes were not found both between the two wetlands and between dry and wet seasons (data not shown). Despite differences in nitrate concentration, a comparison of the relative abundance of the *narG*, *napA*, *nirK*, *nirS* and *nosZ* genes in samples from W1 and W2 taken either in April or October 2009 showed no significant differences (data not shown). Similar results were obtained for year 2010. However, for each W1 and W2 wetlands, relative abundances of the *napA*, *nirS* and *nosZ* denitrification genes were significantly higher in April than in October regardless of the year (Table 1). This behavior was not observed for the *narG* and *nirK* genes (data not shown).

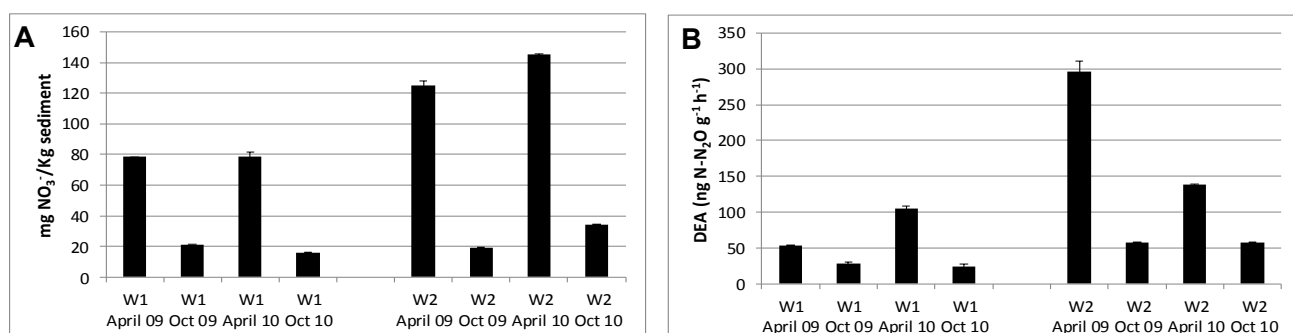


Figure 1. Nitrate concentration (A) and denitrifying enzyme activity (DEA) (B), in sediments from two constructed wetlands in DNS. W1: Los Mimbrales, W2: Los Guayules.

Values of DEA were always higher in April for each W1 and W2 wetlands and years 2009 and 2010 (Figure 1B). When denitrification activity was compared between the two wetlands, W1 had lower values than W2, regardless of the year (Figure 1B). A correlation among nitrate concentration, DEA and gene relative abundances showed that maximal correlation was found between the *nosZ* gene and DEA, with a ρ value of 0.618.

Table 1. Relative abundance of the denitrification genes *napA*, *nirS* and *nosZ* in sediments from two constructed wetlands in DNS. W1: Los Mimbrales, W2: Los Guayules. Values represent the mean \pm standard error (n = 4).

Year	Sampling month	Sampling site	Relative abundance of denitrification genes (%)		
			<i>napA</i>	<i>nirS</i>	<i>nosZ</i>
2009	April	W1	9.76 \pm 0.33	6.53 \pm 0.47	0.50 \pm 0.01
		W2	15.05 \pm 1.56	5.71 \pm 0.20	0.49 \pm 0.01
	October	W1	6.28 \pm 0.39	3.68 \pm 0.15	0.41 \pm 0.01
		W2	4.43 \pm 0.20	3.14 \pm 0.07	0.38 \pm 0.01
2010	April	W1	9.97 \pm 0.36	4.64 \pm 0.21	0.54 \pm 0.02
		W2	10.78 \pm 0.24	6.17 \pm 0.25	0.51 \pm 0.01
	October	W1	6.54 \pm 0.24	3.69 \pm 0.19	0.31 \pm 0.01
		W2	5.66 \pm 0.18	3.77 \pm 0.23	0.31 \pm 0.01

4. Conclusions

1. The relative abundance of denitrification genes (*napA*, *nirS* and *nosZ*) is affected by the dry and wet seasonal variations.
2. Nitrous oxide production in constructed wetlands is dependent upon nitrate concentration and the relative abundance of the denitrification genes.
3. The *nosZ* gene is proposed as a molecular marker for estimation of denitrification activity in constructed wetlands.

References

Correa-Galeote D., Marco D.E., Tortosa G., Bru D., Philippot L., and Bedmar E.J. 2012. Spatial distribution of N-cycling microbial communities showed complex patterns in constructed wetland sediments. FEMS Microbiology Ecology DOI: 10.1111/j.1574-6941.2012.01479.x.

Tortosa G., Correa D., Sánchez-Raya A.J., Delgado A., Sánchez-Monedero M.A., and Bedmar E.J. 2011. Nitrate contamination, biogeochemical properties and biological activities in surface waters and sediments of La Rocina stream (Doñana National Park, SW Spain): Greenhouse gas emissions and denitrification. Ecological Engineering 37: 539-548.

This study was supported by ERDF-cofinanced grant RNM4746 from Consejería de Economía, Innovación y Ciencia (Junta de Andalucía, Spain).

ESTUDIO DE LA EVOLUCIÓN DE LAS FORMAS DE N EN DOS TIPOS DE SUELO CALIZO ENMENDADOS CON LODOS DE EDAR

Bustamante, M.A.^a, Paredes, C.^b, Marín-Martínez, A.^b, Pérez-Murcia, M.D.^b, Agulló, E.^b, Pérez-Espinosa, A.^b, Moral, R.^b

^a CEBAS-CSIC, Dpto. de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, 30100 Murcia

^b EPSO-UMH, Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, 03312 Orihuela, Alicante

1. Introducción

En los últimos años, se ha producido un importante incremento en la producción de lodos de depuradora, debido al aumento del número y capacidad de las estaciones depuradoras de aguas residuales. La generación de lodos de EDAR en España se incrementó en un 41,3% durante el período 2000-2009, destacando el incremento de su uso agrícola como forma de gestión durante este mismo período (Perfil Ambiental de España, 2010). El incremento de la utilización agrícola como forma de gestión de los lodos se debe a que constituye una de las prácticas más comunes, eficientes y baratas de gestión de estos residuos (Suhadolc y col., 2010), además de suponer una fuente de materia orgánica y nutrientes para el suelo enmendado. Sin embargo, los lodos de EDAR muestran una gran variabilidad en su composición, por lo que es necesario considerar ciertos aspectos antes de ser utilizados en suelos agrícolas, como el grado de estabilidad del material o su tasa de mineralización (Jin y col., 2011). Por otra parte, es esencial establecer la dosis de aplicación del lodo para evitar potenciales pérdidas de N, así como riesgos asociados con un exceso de nitratos en el suelo (Hernández y col., 2002). Por tanto, el objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto del tipo de lodo utilizado y del tipo de suelo enmendado sobre los procesos de mineralización del N en el suelo.

2. Materiales y Métodos

En este estudio se emplearon dos tipos de suelos (S1 y S2), tomados de dos zonas diferentes y que presentaron diferente textura. S1 procedía de la finca experimental de la EPSO (Universidad Miguel Hernández, Orihuela, Alicante) y era un suelo franco-arcilloso y caracterizado por un pH básico y bajos contenidos en sales y en materia orgánica. S2 procedía de una finca situada en Guardamar del Segura (Alicante) y tenía una textura areno-franca, caracterizado por un pH ligeramente superior al de S1, así como menores contenidos en sales y materia orgánica. Se utilizaron siete tipos de lodos de EDAR obtenidos tras diferentes tratamientos de depuración y de estabilización (LD1, LD2, LD3, LD4 del tratamiento de fangos activos y LD5, LD6 y LD7, tratados mediante aireación), procedentes de diferentes estaciones depuradoras situadas en el sureste español. En general, los lodos se caracterizaron por presentar un pH neutro o próximo a la neutralidad (valores de pH entre 5,95 y 7,03), importantes contenidos de materia orgánica (entre 60,7 y 72,1%) y altos contenidos de N total (entre 3,45 y 6,67%). Se elaboraron mezclas de suelo-lodo de forma que hubieran 5g de lodo seco/200g de suelo, equivalente a una adición de lodo de 60 t/ha en materia seca, estableciendo un tratamiento control para cada tipo de suelo, en los que no se aplicó ninguna enmienda. Las mezclas de suelo+lodo se introdujeron en recipientes de

plástico de 500 mL de capacidad, realizándose triplicados por cada tratamiento y tiempo de muestreo y se incubaron en condiciones aerobias y de temperatura y humedad controladas (25°C y al 50% de la capacidad de retención hídrica de cada suelo) durante 240 días. Durante este periodo de incubación, a los 0, 8, 24, 60, 120 y 240 días se determinaron las distintas formas de N (amónico, nítrico y orgánico), así como se evaluaron las pérdidas de N, según los métodos utilizados por Hernández y col. (2002).

3. Resultados y Discusión

Las pérdidas de N fueron muy diferentes en cada tipo de suelo enmendado (Fig. 1). En el suelo de textura más fina (S1), se observaron las mayores pérdidas de N al inicio del experimento (tratamientos L2 y L1); sin embargo, este tipo de suelo también mostró una mayor fijación de N y para un mayor número de tratamientos que el suelo de textura más gruesa (S2). Puesto que la incubación fue realizada evitando la existencia de lixiviados, las pérdidas de N se atribuyen a pérdidas en forma gaseosa, debido a procesos de volatilización de amonio o de desnitrificación. Hernández y col. (2002) también observaron que en un estudio de enmienda de suelos con lodos de depuradora que el N total mineralizado en el suelo enmendado varía de forma importante dependiendo del tipo de suelo utilizado, actuando la arcilla como protector de la materia orgánica frente a la mineralización. Por otra parte, el tipo de tratamiento de estabilización del lodo (aeróbico o anaeróbico) también influyó en la evolución de las pérdidas de N, mostrando, en general, unas menores pérdidas en los lodos estabilizados mediante fangos activos, especialmente L1 en ambos tipos de suelo, hecho también observado por Hernández y col. (2002). Las menores pérdidas observadas en el suelo 1 fueron corroboradas por un mayor incremento de los contenidos de N orgánico en este tipo de suelo en comparación con S2, así como, en general, con un menor descenso de las formas inorgánicas de N (amonio y nitratos) (datos no mostrados).

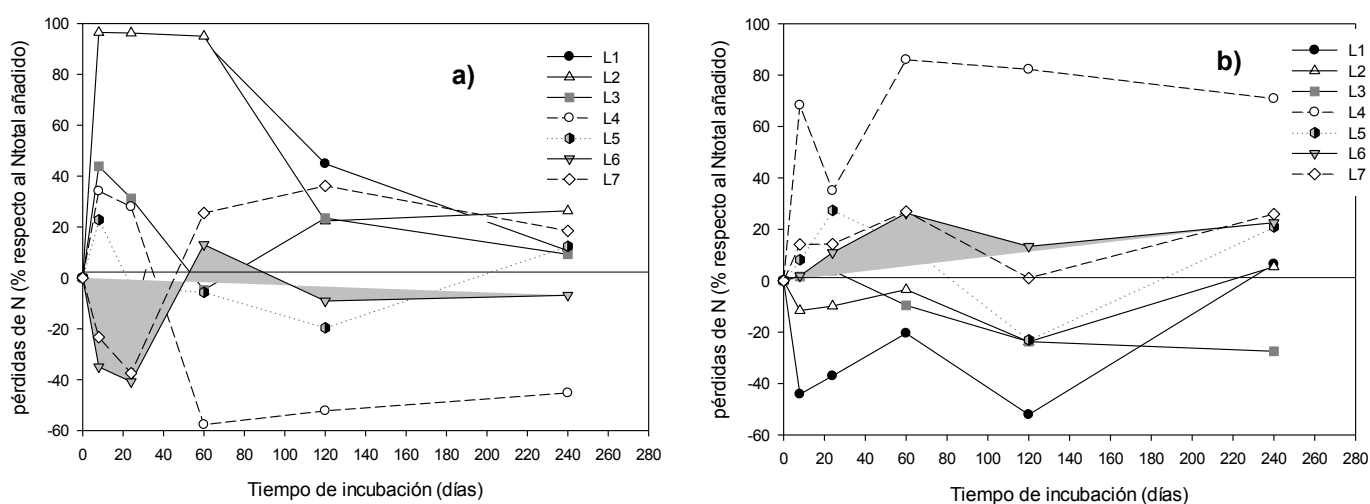


Fig 1. Evolución de las pérdidas de N en el suelo franco-arcilloso (S1) **a)** y en el suelo areno-franco (S2) **b)** enmendados con los lodos de EDAR L1, L2, L3, L4, L5, L6 y L7.

4. Conclusión

Los procesos de mineralización del N en los suelos enmendados con los lodos de EDAR estudiados estuvieron fuertemente influenciados por el tipo de tratamiento del lodo, pero fundamentalmente por el tipo de suelo empleado, observándose las menores pérdidas de N en el suelo de textura más fina.

Referencias

Hernández T., Moral R., Pérez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Pérez-Murcia M.D. y García C. 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology*. 83, 213-219.

Jin V.L., Johnson M.V. Haney R.L. y Arnold J.G. 2011. Potential carbon and nitrogen mineralization in soils from a perennial forage production system amended with class B biosolids. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 141, 461- 465.

Perfil Ambiental de España 2010. <http://www.magrama.gob.es>.

Suhadolc M., Schroll R., Hagn A., Dorfler U., Schloter M. y Lobnik F. 2010. Single application of sewage sludge – Impact on the quality of an alluvial agricultural soil. *Chemosphere*. 81,1536-1543.

COMPARATIVA DE LA CAPACIDAD DE FIJACIÓN DE CARBONO DE DIFERENTES TIPOS DE CUBIERTA VEGETAL

Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.a, Ordóñez-Fernández, R.a, Carbonell-Bojollo, R. M.a, Veróz-González, O.b

a Área de Producción Ecológica y Recursos Naturales. Centro IFAPA Alameda del Obispo.Apdo. 3092, 14080 Córdoba.

b Asociación Española de Agricultura de Conservación. Suelos Vivos.

1. Introducción

Es generalizado el bajo contenido en materia orgánica en los suelos de olivar y su empobrecimiento paulatino por la erosión, debido fundamentalmente a la aplicación de determinadas prácticas agrícolas que han influido decisivamente en la aceleración del proceso erosivo. Por ello, en los últimos 25 años se han realizando ensayos en los que se compararon distintos sistemas de manejo de suelo (Pastor, 2004) entre los que han destacado por su incidencia positiva el de no laboreo, mínimo-laboreo o el cultivo con cubierta vegetal.

Uno de los sumideros terrestres más importantes del almacenamiento de carbono y del intercambio con el CO₂ atmosférico es el carbono orgánico del suelo (Baker y col. 2007), y las cubiertas vegetales pueden desempeñar un papel importante en su aumento, mejorando al mismo tiempo la calidad ambiental en los sistemas de producción (Reicosky y Archer, 2007). Además, los suelos erosionados suelen mostrar una mejor respuesta del carbono orgánico a la reducción del laboreo que los que no lo son.

El empleo de cubiertas vegetales en cultivos leñosos, espontáneas o sembradas, se ha extendido en los últimos años como una herramienta de sostenibilidad ambiental para controlar la erosión, mejorar la estructura del suelo y conservar su contenido en agua (Francia y col. 2006; Rodríguez-Lizana y col. 2007). Recientemente se ha contemplado sus posibilidades en el secuestro de carbono por lo que no existen muchos estudios que evalúen este efecto. El objetivo de este trabajo ha sido el de cuantificar la fijación de carbono propiciada por diferentes tipos de cubiertas vegetales en el suelo de un olivar y establecer la que ha presentado mejores resultados en la lucha contra el cambio climático.

2. Materiales y Métodos

El ensayo se ha realizado en una finca de olivar situada al sur de España con un diseño experimental de 4 tratamientos con 4 repeticiones en bloques distribuidos al azar. Las especies de cubierta ensayadas han sido: *Brachipodium distachyon*, *Eruca vesicaria*, *Sinapis alba* y la hierba espontánea. Los controles se han realizado durante cuatro campañas.

3. Resultados y Discusión

Considerando todo el periodo de muestreo (2008-2011), la mineralización de los restos vegetales de las distintas cubiertas ha liberado 6232,3 kg ha⁻¹ para *Brachipodium*,

4604,5 kg ha⁻¹ para Eruca, 3909,5 kg ha⁻¹ para Sinapis y 3527,2 kg ha⁻¹ para la hierba espontánea.

Asimismo, se ha evaluado el efecto de la implantación de las diferentes especies y la cubierta de hierba espontánea sobre el incremento de la concentración de carbono orgánico en superficie (0-5 cm) y hasta los 20 cm de profundidad. Los resultados aparecen reflejados en la Fig. 1.

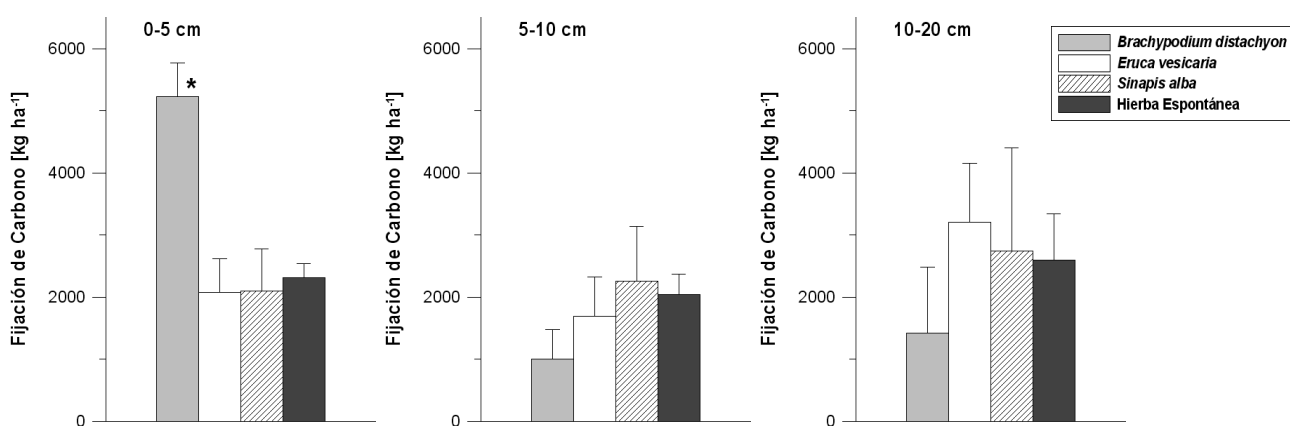


Fig. 1. Incremento del carbono orgánico fijado en los suelos de los distintos tratamientos de cubierta vegetal respecto del inicio de la experiencia. Líneas verticales representan el error estándar de la media. * Indica diferencias significativas según el test de Tukey $p \leq 0.05$

Independientemente del tipo de cubierta vegetal, todas han conseguido fijar parte del carbono liberado con su descomposición aumentando el contenido de este elemento en todo el perfil de suelo considerado. Con respecto al inicio de la experiencia, la situación más favorable la presenta el tratamiento de *Brachypodium*, que ha incrementado su contenido en Carbono Orgánico del Suelo (COS) en superficie, en aproximadamente 3 Mg ha⁻¹ más que el resto de tratamientos, con los que presenta diferencias significativas.

La opción de cubierta vegetal más utilizada en olivar es la hierba espontánea, por ello se ha comparado la capacidad de fijación de este tratamiento con la del resto de cubiertas sembradas en todo el volumen de suelo evaluado. El resultado aparece en la Fig. 2.

Todas las especies de cubierta consideradas en el estudio han sido más eficaces en incrementar los niveles de COS que la hierba espontánea. Comparando con esta última, *Brachypodium* ha fijado 678 kg ha⁻¹ más, mientras que *Eruca* y *Sinapis* la han superado en una cantidad de 9 y 142 kg ha⁻¹ respectivamente.

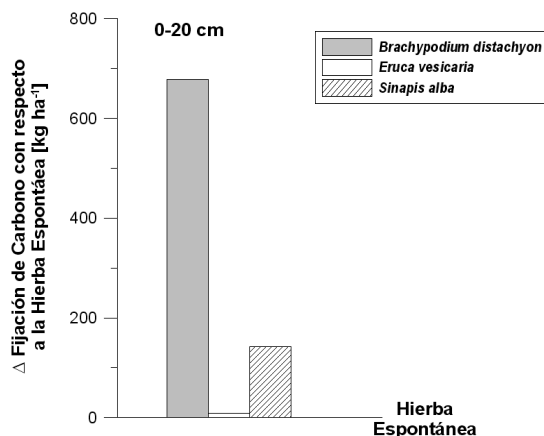


Fig. 2. Incremento de CO fijado por las distintas especies de cubierta vegetal respecto de la hierba espontánea.

4. Conclusión

Los buenos resultados observados en el incremento de carbono del suelo, permite confirmar no sólo la mejora de la fertilidad del mismo sino también los beneficios ambientales que supone el establecimiento de cubiertas vegetales en las calles de los olivares, en cuanto a su contribución a reducir los procesos erosivos y a la lucha contra el cambio climático.

A pesar de que las hierbas espontáneas son la alternativa más extendida entre los agricultores cuando se trata de cubrir el suelo de sus olivares, los resultados de este estudio revelan que otros tipos de cobertura pueden ser más favorables para el secuestro de carbono.

Referencias

- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T. y Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration. What do we really know? *Agriculture Ecosystem & Environment* 118, 1-5.
- Francia, J., Durán, V.H. y Martínez, A., 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of the Total Environment* 358, 46-60.
- Pastor, M., 2004. Sistemas de manejo del suelo. En Barranco, D., Fernández Escobar, R y Rallo, L. (eds) *El cultivo del olivo*. Mundi-Prensa. Madrid. Pp. 231-285.
- Reicosky, D.C. y Archer, D.W. 2007. Mouldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. *Soil & Tillage Research*, 94, 109–121.
- Rodríguez-Lizana, A., Ordóñez, R., Espejo-Pérez, A.J. y González, P., 2007. Plant cover and control of diffuse pollution from P in olive groves. *Water, Air & Soil Pollution* 181, 17-34.

IMPROVEMENT OF THE SOIL ORGANIC CARBON SINK USING COVER CROPS IN RAINFED OLIVE ORCHARDS IN SEMIARID CLIMATE

Márquez, F.^{1 & 2}; Ordóñez, R.^{3 & 2}; González-Sánchez, E.^{1 & 2}, Veroz, O.²; Gil-Ribes, J.A.^{1 & 2}

¹Rural Engineering Department, University of Cordoba, Edificio Leonardo Da Vinci. Campus de Rabanales, Ctra. Nacional IV, km. 396, 14014 Córdoba, Spain. fmarquez@agriculturadeconservacion.org

²Spanish Association for Conservation Agriculture / Living Soils (AEAC/SV). IFAPA Alameda del Obispo. Edif. 3. Olivicultura. Av. Menéndez Pidal s/n. 14004. Córdoba. Spain.

³Ecological Production and Natural Resources Area. Centre "Alameda del Obispo" IFAPA, Avda. Menéndez Pidal s/n, Apdo. 3092, 14080 Córdoba, Spain.

1. Introduction

Andalusia, located in the south of Spain, is the main olive producer in this country, with the 60.2% of the total area cultivated with this tree area (MARM, 2010). This region produces the 39% of the world olive oil and 24% of the table olive (International Olive Oil Council, 2011). However, this kind of production based on the tillage of the soil produces many environmental problems (Gómez *et al.*, 2005). Especially related to the soil and carbon dioxide losses associated, not only to the sediment dragged, but also to the combustion of fuel and oxidation of organic matter of the ground (Kassan *et al.*, 2012).

Conservation agriculture (CA) systems in woody crop, cover crops (CC), significantly reduce soil losses. Also decrease the emission of CO₂ to the atmosphere by two ways: less fuel consumption, due to the suppression of the tillage, and increase of the soil carbon sink, by enhancing its structure and providing large amount of plant debris.

The objective of this work is to quantify the efficiency of the CC as a method to improve the soil carbon sink capacity in rainfed olive groves in semiarid climates.

2. Material and Methods

The study was carried out during 4 seasons in 5 experimental fields distributed in different olive-growing regions in Andalusia. Under two different soil management systems, conventional tillage (CT) and CC, were measured diverse parameters as: organic carbon (OC) adsorbed in sediments and temporal evolution of the amount of soil organic carbon (SOC).

The soil loss and OC adsorbed to the sediment were measured using 1 m² (1x1 m) microplots for the collection of runoff and sediment as described in detail in Rodríguez-Lizana *et al.* (2005). The distribution was a random block design, with three pairs of microplots per experimental field, using the two previously described treatments, CC and CT.

For the calculation of the temporal evolution of the SOC, three pairs of 6 m² (3x2 m) subplots were installed for each soil management system in every experimental field. The distribution was a random block design. In each field, the three plots under CA

were established in the cover of the grove and the tillage plots were established in areas designed for this purpose

3. Results y Discussion

After 4 year of experimentation was observed that the CC promoted an average increased of SOC of 38.1% in the depth sampled, 0-25cm, respect to CT. With a more marked increment in the first 10 centimeters of soil, 47.5%. Also, produced an average reduction of the losses of the OC adsorbed in sediment of 67.7%, which presented a high correlation with the soil loss measured, figure 1.

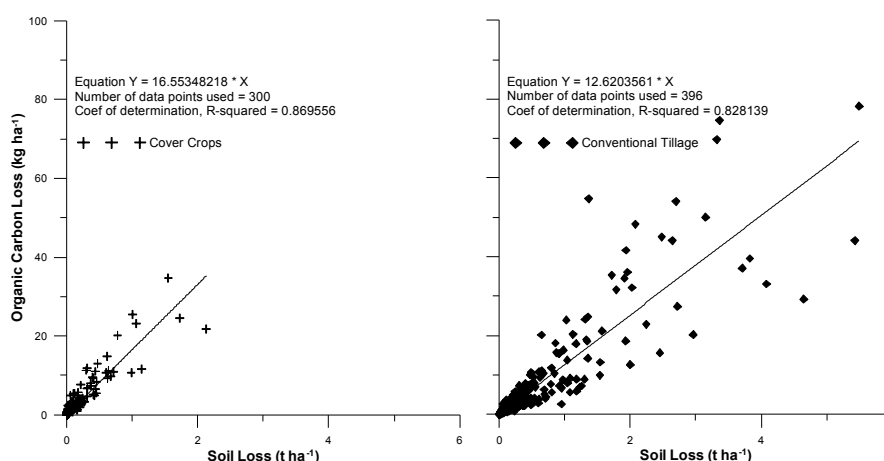


Figure 1. Correlation between soil loss and OC loss adsorbed to sediment for the different experimental fields and study years.

Respect to the improvement of SOC sink, both management systems provided positive results, by the increasing the carbon stock. However, these values were significantly higher in CC, 15.88 Mg ha⁻¹y⁻¹ of equivalent CO₂, respect 3.57 Mg ha⁻¹y⁻¹ of the CT. Notably, significant variations were also observed in the increase of soil organic carbon based on textural characteristics of the experimental fields and the type of weeds that constituted the CC.

4. Conclusions

Under our experimental conditions, erosion decreased by an average of 80.5% and OC loss adsorbed to sediment decreased by 67.7% under CA. In addition, CC experienced a mean increase in OC of 38.1% with respect to tillage. They incremented the SOC sink fivefold with respect to CT, achieving an increase in CO₂ equivalent fixation with respect to the conventional system of 12.3 Mg ha⁻¹year⁻¹ for the total depth sampled.

Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the support given by the project RMN-03205. Furthermore, part of the information presented in this paper was obtained thanks to project RTA2010-00026-C02 financed by INIA.

References

Gómez J.A. 2005. Effects of soil management on soil physical properties and infiltration in olive orchards-implications for yield. In: Benites, J. (Eds), Integrated soil and water management for orchard development. FAO. Rome. pp: 65-70.

International Olive Oil Council, 2011. Available in <http://www.internationaloliveoil.org>. (09 February 2012).

Kassan A., Friedrich T., Derpsch R., Lahmar R., Mrabet R., Basch G., González E.J., Serraj R. 2012. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crop Res* 132: 7-17.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), 2010. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo. Resultados nacionales y autonómicos 2009. Available in <http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/encuestacultivos/resultados.htm> (12 January 2012).

Rodríguez-Lizana A., Ordóñez R., Espejo-Pérez A.J., González P., Giráldez J.V. 2005. Estudio de la influencia de la cobertura vegetal viva en olivar en la contaminación de las aguas de escorrentía por nitratos. In: Samper, J., Paz, A. (eds), Proceedings VII Jornadas de Investigación en la zona no saturada del suelo ZNS'05. La Coruña, Spain. pp 81–86.

TEN YEARS STUDY OF CONSERVATION TILLAGE AND CROP ROTATIONS IN MEDITERRANEAN DRYLAND: CHANGES IN SOIL CARBON AND NITROGEN

A Sombrero, A de Benito, P Casta, MC Diez

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL). somsacau@itacyl.es

1. Introduction

The soil organic carbon (SOC) pool, a significant indicator of soil quality, has many direct and indirect effects on such quality. Increases in the SOC pool improve soil structure and tilth, counter soil erosion, raise water capacity and plant nutrient stores, provide energy for soil fauna, purify water, denature pollutants, enhance soil biodiversity, improve the crop/crop residue ratio and mitigate the effects of climate (Lal, 2007). The processes of SOC dynamics are complex because to distinguish between aboveground and belowground C inputs are difficult. Some studies suggest that belowground inputs of photosynthate have a dominant effect on soil Carbon and N cycles (Gale et al. 2000a) and that rhizodeposition may be a major source of SOC (Balesdent and Balabane, 1996).

The objectives of this study were to examine the effect of ten years of tillage and crop rotations on the aboveground and belowground amount carbon returned to the soil of cereal and legumes as well as crop residue and carbon and nitrogen contents at a depth of 0–30 cm. (ii) determine the effects of tillage systems and cropping sequences on soil pH, organic carbon (SOC) and soil total nitrogen (STN) in dryland soils.

2. Material and Methods

This study was conducted from 1994 to 2004 on the Torrepadierna farm in the Spanish province of Burgos. The soil, classified as Typic Calcixerolls, is characterized by a loamy-clay texture in the upper surface horizon, gradually changing to clay with depth. Its mean pH is 8.3, its bulk density 1.13 g cm^{-3} and its organic matter content 1.8 %. The mean rainfall in the area from 1963 to 1993 was 448 mm.

The experimental design was a split plot with three tillage systems (conventional tillage, CT; minimum tillage, MT; non tillage, NT), as main factor and crop rotations (cereal/cereal, C/C; cereal/fallow, C/F; and cereal/legume, C/L) as sub-factor. The fallow/cereal and legume/cereal sequences were included to have all the same crops each year. Crops were winter wheat, barley and Vetch. The crops were sown with a driller on the same day in November in all tillage systems, which were managed in accordance with local practice. In CT, crop residue was packed into bales. In MT and NT, crop residue was not removed.

Four cereal grain and four straw samples were taken per 1.36-m^2 plot. Crop production components were determined for all samples. Biomass was calculated by weighing the oven-dried samples ($65 \text{ }^\circ\text{C}$ for 48 hours). Vetch, a legume used for forage, was cut at flowering. Vegetative shoot C was estimated by crop residue $\times 0.4 \text{ kg C kg}^{-1}$. Total root C = $K_{rec} \left((\text{grain yield}) 0.4 + (\text{residue yield}) 0.4 \right)$, where $K_{rec} = 0.60$ for barley, wheat and vetch (Swinnen et al., 1994; Buyanovsky and Wagner, 1997; Kuzyakov, 2002a), reported by Johnson et al., (2006).

Soil properties were determined at the outset. Soil samples were taken before the preparatory work in October 1994, 1997 and 2000 at three sites on each elementary plot to obtain a composite sample per plot at a depth of 0 - 30 cm, because none of the tillage treatments exceeded that depth. In November 2004, soil samples were taken at depths of 0 - 10, 10 - 20 and 20 - 30 cm. The samples were air dried and sieved through a 2 mm mesh. The organic matter content in the soil was determined with the Walkley and Black method (1934). In 1994, 1997 and 2000, bulk density at a depth of 0 - 30 cm was measured by hand with a 67.44 cm³ steel cylinder driven into the soil twice per tillage system. In 2004, bulk density was evaluated by taking two samples by tillage systems at three different depths. After removal, cores were dried at 105 °C and weighed.

The SOC and STN element mass per unit area were calculated from horizon thickness and bulk density. Bulk density used was the mean by depth of the two samples taken in each treatment.

The significance of the treatment effects on SOC and STN, concentrations and stocks were statistically analyzed as a split-plot, using the general lineal model (GLM) procedure (SAS Institute, 2008), applying Duncan's or the LSMeans test with $p < 0.05$.

3. Results

The tillage systems and crop rotations from 1994 to 2004 caused significant differences on accumulated crop residues and on C contained in vegetative shoot and root including rhizodeposition (Table 1). In CT, crop residue was packed into bales then only root carbon was considered which was similar in all three tillage systems. Vegetative shoot C was significantly higher in C/C than C/F and C/L; however root C was 40 and 15% higher in C/L than C/F and C/C respectively. Total C input was about 80% significantly lower in CT than MT and NT and 21% lower in C/F than C/L and C/C.

The effect of tillage system on SOC concentration was significant in 2000 and 2004 at 0-30 cm depth but not in 1997. SOC was 21% and 5% higher in NT than in CT and MT respectively (data not shown). STN concentration was 25% and 6% higher in NT than CT and MT respectively. SOC and STN concentrations were significantly lower in C/F than C/L and C/C.

Table 2 shows changes across time in SOC and STN content in the 0-30 cm soil layer in 1997, 2000 and 2004. In 1997, SOC content was similar in conservation tillage and 12% higher in NT than CT. Between 1997 and 2004, SOC content increased 23% in NT, 14% in MT and 1% in CT corresponding to a gain of 1.41, 0.84 and 0.05 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in NT, MT and CT respectively. In 1997, STN was 6 and 12% higher in NT than CT and MT respectively. Between 1997 and 2004, STN content increased 30% in NT, 31% in MT and 1 % in CT respectively equivalent to a gain of 0.24, 0.23 and 0.03 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in NT, MT and CT respectively.

Table 1. Accumulated (1995-2004) crop residues, C contained in vegetative shoot and root including rhizodeposition in three tillage systems and crop rotations.

	Crop residue		Vegetative shoot C		Root C	Total C input		
	Mg ha ⁻¹							
Tillage system (T)								
CT	0.00	b	0.00	b	14.94	a	14.94	b
MT	32.70	a	13.08	a	14.45	a	27.53	a
NT	32.19	a	12.88	a	14.14	a	27.02	a
Crop rotations (CR)								
Cereal/Cereal (C/C)	25.24	a	10.10	a	14.67	b	24.77	a
Cereal/Fallow (C/F)	19.69	b	7.87	b	12.05	c	19.92	b
Cereal/Legume (C/L)	19.96	b	7.98	b	16.81	a	24.80	a
T*CR	*		*		ns		ns	

CT, conventional tillage; MT, minimum tillage; NT, no tillage. Within each factor, means in the same column followed by different letters are significantly different at P<0.05

Table 2. Effects of tillage systems and crop rotations on C input, SOC and STN stocks in the 0-30 cm soil layer in 1997, 2000 and 2004 and increments between SOC and STN values differences in 1997 and 2004.

	Total C input		SOC					STN														
	(Mg ha ⁻¹)		(Mg ha ⁻¹)					(Mg ha ⁻¹)														
	1995-2004		1997	2000	2004	Increment	Mg ha ⁻¹ y ⁻¹	1997	2000	2004	Increment	Mg ha ⁻¹ y ⁻¹										
Tillage system (T)																						
CT	14.94	b	38.34	b	39.29	b	38.71	c	0.37	c	0.05	c	5.30	b	4.94	b	5.33	c	0.21	b	0.03	b
MT	27.53	a	42.52	a	42.18	a	48.38	b	5.86	b	0.84	b	5.01	b	5.36	a	6.58	b	1.58	a	0.23	a
NT	27.02	a	42.99	a	42.37	a	52.84	a	9.85	a	1.41	a	5.60	a	5.27	a	7.27	a	1.67	a	0.24	a
Crop rotations (CR)																						
Cereal/Cereal (C/C)	24.77	a	42.38	a	41.13	ab	47.73	a	5.35	ab	0.76	ab	5.30	a	5.12	a	6.53	a	1.23	a	0.18	a
Cereal/Fallow (C/F)	19.92	b	41.04	a	39.84	b	44.35	a	3.31	b	0.47	b	5.28	a	5.13	a	6.07	b	0.79	b	0.11	b
Cereal/Legume (C/L)	24.80	a	40.38	a	42.80	a	46.74	a	6.36	a	0.91	a	5.33	a	5.30	a	6.42	ab	1.09	ab	0.16	a
T*CR	ns		ns		ns		ns		ns		ns		ns		ns		ns		ns		ns	

CT, conventional tillage; MT, minimum tillage; NT, no tillage. Within each factor, means in the same column followed by different letters are significantly different at P<0.05

In 1997, SOC and STN contents were similar between crop rotations. From 1997 to 2004, SOC content increased 16% in C/L, 13% in C/C and 8% in C/F corresponding to a gain of 0.91, 0.76 and 0.47 Mg ha⁻¹year⁻¹ respectively. From 1997 to 2004, STN content increased 23% in C/C, 20% in C/L and 15% in C/F respectively.

Under the experimental conditions, NT followed by MT increased total C input to the soil than CT after 10 years and consequently under conservation tillage, NT and MT higher stocks of SOC and STN have been obtained which are in agreement with other studies.

4. Conclusions

At the end of the ten-year experiment, conservation systems accumulated more SOC and STN and the values were 14.13 and 9.67 Mg.C ha⁻¹ and 1.94 and 1.25 Mg. N ha⁻¹ greater in NT and in MT respectively than in CT. In semiarid conditions, management

practices as NT and MT and avoid fallows are imperative for increasing C and N in soils.

References

Balesdent, J., and M. Balabane. 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 28:1261–1263

Gale, W.J., C.A. Cambardell, and T.B. Bailey. 2000a. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:201–207.

Johnson, J.M., Allmaras, R.R., Reicosky, D.C. 2006. Estimating Source Carbon from Crop Residues, Roots and Rhizodeposits Using the National Grain-Yield Database. *Agron. J.* 98:622–636 (2006).

Lal, 2007. Lal, R., 2007. Farming Carbon. *Soil Till. Res.* 96, 1-5.

Walkley, A. and I.A. Black . 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.

Acknowledgements

This work has been funded by Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria (INIA). SPAIN.

IMPACT OF DIFFERENT TILLAGE SYSTEMS ON SOIL CARBON STORAGE IN A SEMI-ARID ENVIRONMENT

López-Fando, C., Pardo, M.T., Zancada, M.C.

Institute of Agricultural Sciences (ICA, CSIC), Serrano 115-B, 28006-Madrid, Spain.

1. Introduction

Soil tillage practices are of particular significance to the soil C status because they affect C dynamics directly and indirectly. Following long-term tillage, soil C stocks can be reduced as much as 20-50% (Ogle et al., 2003). Conservation tillage on the contrary, reduced the negative impact of tillage and has proved to have the potential for converting many soils from sources to sinks of atmospheric C (Baker et al., 2007) and can be considered one of the largest potential sources of greenhouse gas mitigation within the agricultural sector. The objectives of this study were to investigate over a period of 19 years the effects of three tillage systems: no-tillage (NT), minimum tillage with chisel plow (MT), and conventional tillage with mouldboard plow (CT), on soil organic carbon (SOC) status and on SOC stratification ratio as indicators of management-induced changes in soil quality.

2. Materials and Methods

A long-term tillage experiment (1992-2010) was conducted at the CSIC Experimental Station (Santa Olalla, Toledo). The soil is classified as Calcic Luvisol. The crop sequence established was cheap pea (*Cicer arietinum* L.) cv. Inmaculada / barley (*Hordeum vulgare* L.) cv. Volley. Three tillage treatments: NT, MT and CT were applied in a randomized block design with 3 replications and plot size of 9m×40m. Soil samples at different depths (0–10, 10–20 and 20–30 cm) were collected every year after harvest of crops. Soil organic carbon was expressed by using the equivalent mass procedure as described by Eller and Bettany (1995). The experimental design was a randomized complete block with three replicates. Two-way repeated measures ANOVA test was used to assess differences between tillage, soil depth and years for the overall experiment.

3. Results and Discussion

To account for different soil masses, we calculated the amount of SOC as mass per unit area in an equivalent soil mass (Mg C ha^{-1}) (Table 1). When the stock of SOC in the top of the soil (0–5 cm) under NT obtained in October 1992 (9.3 Mg ha^{-1}) was compared with the stock of SOC under NT (15.4 Mg ha^{-1}) in 2010, the stock of SOC had increased 6.1 Mg ha^{-1} . This effect persisted in the 5–10 cm depth, where the stocks of SOC in 2010 under NT were also 3.9 Mg ha^{-1} greater than that in 1992. In the 20–30 cm depth, on the contrary, the stock of SOC under NT obtained in 2010 decreased significantly with regard the values recorded in 1992. When the different tillage treatments were compared at the end of the 19 years period, the amount of SOC in the 0–5 cm interval was greater in NT than in the other two tillage systems applied. The SOC stocks in 2010 were an average of 5.8 Mg ha^{-1} and 7.6 Mg ha^{-1} (341 and $429 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) greater in the 0–5 cm depth in the NT plots than in MT and CT. In the 5–10 cm depth, SOC under NT and MT were not statistically different but significantly

higher than in CT plots (206 and 71 kg C ha⁻¹ year⁻¹ for NT and MT respectively). These results are consistent with those reported by other authors (Hernanz et al., 2009). In our study, stocks of SOC in the NT plots, rapidly decreased with increasing soil depth, and SOC stocks in the 20–30 cm depth were significantly lower than under CT practices. Limousin and Tessier, 2007 have also reported strong SOC concentration gradients under NT from the surface to subsurface layers. Nevertheless, when the total standing stocks of SOC in the 0–30 cm depth obtained in June 2010 were considered, we clearly noticed a significant effect of tillage on C sequestration in the total 0–30 cm layer of the Calcic Haploxeralf studied, with total SOC following the order NT > MT ≈ CT. This point is important for C sequestration taking into account the default value for soil depth is a minimum of 0-30 cm.

Table 1. SOC stocks (Mg C ha⁻¹), as affected by tillage treatments from 1992-2010.

Year	depth (cm)	NT	MT	CT	Year	depth (cm)	NT	MT	CT
1992	0–5	9.3 a A	7.8 ab B	6.7 b B	2002	0–5	12.6 a B	9.3 b B	7.6 c B
	5–10	7.7 a A	7.9 a B	6.3 a B		5–10	12.2 a B	9.4 b B	7.4 b B
	10–20	14.1 a B	16.0 a A	15.0 a A		10–20	16.4 a A	16.0 a A	16.0 a A
	20–30	17.2 a B	15.7 a A	14.8 a A		20–30	13.9 a B	14.2 a A	15.8 a A
	0–30	48.4 a	47.3 a	42.8 b		0–30	55.0 a	49.0 b	46.9 b
1994	0–5	10.8 a C	8.2 b B	7.4 b B	2004	0–5	13.8 a A	8.5 b B	7.3 b C
	5–10	8.8 a D	8.4 a B	8.2 a B		5–10	11.2 a A	8.2 b B	7.6 b C
	10–20	16.6 a A	15.5 a A	15.6 a A		10–20	12.8 a A	13.0 a A	15.6 a A
	20–30	14.7 a B	15.4 a A	16.7 a A		20–30	13.2 a A	12.0 a A	13.6 a B
	0–30	51.0 a	47.5 b	48.0 b		0–30	51.0 a	41.7 b	44.0 b
1996	0–5	11.1 a B	8.3 b B	7.2 b B	2006	0–5	15.3 a A	8.7 b C	7.6 b B
	5–10	8.9 a C	7.6 b B	7.9 b B		5–10	11.6 a B	8.9 b C	7.6 c B
	10–20	16.7 a A	15.7 a A	14.2 b A		10–20	15.2 a A	15.9 a A	16.1 a A
	20–30	17.9 a A	16.2 ab A	15.3 b A		20–30	12.6 b B	13.1 b B	16.6 a A
	0–30	54.7 a	47.8 b	44.5 b		0–30	54.8 a	46.6 b	47.9 b
1998	0–5	11.7 a B	7.8 b B	7.2 b B	2008	0–5	15.7 a A	9.8 b C	7.1 c B
	5–10	7.6 a C	7.5 a B	7.5 a B		5–10	11.4 a B	9.9 a C	7.7 b B
	10–20	20.4 a A	15.6 b A	15.8 b A		10–20	14.8 a A	15.9 a A	16.2 a A
	20–30	14.2 a B	15.3 a A	15.6 a A		20–30	13.3 a AB	13.5 a B	15.3 a A
	0–30	53.9 a	46.3 b	46.1 b		0–30	55.2 a	49.1 b	46.3 b
2000	0–5	12.6 a B	8.5 b C	7.2 c B	2010	0–5	15.4 a A	9.6 b C	7.8 b B
	5–10	8.3 a C	7.4 a C	7.6 a B		5–10	11.6 a B	9.3 ab C	8.1 b B
	10–20	22.3 a A	15.2 b A	13.7 b A		10–20	14.3 a A	14.4 a A	16.2 a A
	20–30	13.1 a B	13.5 a B	13.7 a A		20–30	11.1 b B	12.6 ab B	14.3 a A
	0–30	56.3 a	44.5 b	42.3 b		0–30	52.5 a	45.9 b	46.4 b

^a Means in each row followed by the same lower case letter are not significantly different between tillage treatments at the same depth ($P < 0.05$). ^b Means in each column followed by the same upper case letter are not significantly different between depths for the same treatment and year ($P < 0.05$)

4. Conclusions

The distribution of SOC in the soil profile (0–30 cm) was altered as a result of various tillage practices being applied for a 19 years period. Soil organic carbon accumulated at the soil surface under NT compared to MT and CT and this greater concentration of organic matter would be beneficial to soil physical and chemical condition.

References

Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know?. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118, 1–5.

Ellert, B.H., Bettany, J.R., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75, 529–538.

Hernanz, J.L., Sánchez-Girón, V., Navarrete, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113, 114–122.

Limousin, G., Tessier, D., 2007. Effects of no-tillage on chemical gradients and topsoil acidification. *Soil Till. Res.* 92, 167–174.

Ogle, S.M., Breidt, F.J., Eve, M.D., Paustian, K., 2003. Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for US agricultural lands between 1992 and 1997. *Global Change Biol.* 9, 1521–1542.

Acknowledgements

This research was supported by the CICYT. AGL 2012-39929-CO3-02/AGR and the Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. POII10-0115-2863.

TILLAGE INFLUENCE ON CO₂ EFFLUX UNDER A WHEAT-SUNFLOWER-PEA ROTATION IN SEMIARID MEDITERRANEAN CONDITIONS

López-Garrido, R., Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J. M

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC) P.O Box 1052, 41012, Seville, Spain.

Phone: +34.95.4624711. Fax: +34.95.4624002.

1. Introducción

Microbial and root activity constitute soil respiration. Root/rhizosphere respiration can account for as little as 10% to greater than 90% of total “in situ” soil respiration depending on vegetation type and season (Hanson et al. 2000). However, with regard to the greenhouse effect, only soil organic matter (SOM)-derived CO₂ contributes to changes in atmospheric CO₂ concentration. Intensity and aggressiveness of tillage practices can enhance organic matter decomposition, increasing CO₂ emissions from soil to the atmosphere. Conservation tillage, CT, has been proposed as a means of counteracting these constraints. In this study the effects of two conservation tillage systems, reduced tillage (RTL) and no-tillage (NTS) were compared to traditional tillage in a long (TTL) and short-term experiment (TTS).

2. Materiales y Métodos

Field experiments were carried out on a sandy clay loam soil (Xerofluent, USDA 1996) at the experimental farm of the (IRNAS-CSIC). In June 1992, two treatments were established: i) traditional tillage, TTL, consisted of mouldboard ploughing (25-30 cm depth) and ii) conservation tillage (reduced tillage), RTL, characterized by not using mouldboard ploughing, by reduction of the number of tillage operations (only chisel at 25 cm depth). This experiment was called “long-term experiment”. In 2005 a fodder pea crop (*Pisum arvense* L.) was included in the rotation, when two additional tillage treatments were established: traditional tillage, TTS, as described above, and conservation tillage (no-tillage, NTS). These additional treatments were established in an adjacent area and it was called “short-term experiment”. The main results in this study correspond to the period October 2006-July 2009. More details of the experiment are in López-Garrido et al., (2011). Soil CO₂ fluxes were measured by attaching a 6400-09 chamber with an area of 71.6 cm² to a 6400 LICOR gas-exchange system (LICOR, Environmental Division, Lincoln, NE, USA).

The measurements were carried out monthly during the hydrological years 2006-2009. Cumulative soil CO₂ emissions during the whole period were calculated using a numerical integration (trapezoid rule), assuming that this procedure may be subject to error because of the long time between sampling dates (Álvaro-Fuentes et al. 2007).

3. Resultados y Discusión

Differences between conservation and traditional tillage treatments were not always significant due to the frequent high variability that characterizes the CO₂ flux measurements, although the CO₂ fluxes throughout the studied period tended to be

greater in both traditional tillage treatments (TTL and TTS) than in RTL and NTS (Figure 1 a and b).

In the long-term experiment significant differences were only found in the first (sunflower) and the third (wheat) year. The highest values of CO₂ emissions were recorded during the pea crop, although without significant differences between treatments, and the smallest during the wheat crop. In the short-term experiment a rather similar trend to those in the long-term experiment was recorded for CO₂ fluxes during the first (sunflower) and the third (wheat) year. In this case, clearly significant differences between TTS and NTS were detected in the second year, not only during but also after the pea crop. The CO₂ emissions were in the range of 0.12 and 0.76 g CO₂ m⁻² h⁻¹ in both experiments. These values are within the range established by other authors in semi-arid areas (Álvaro-Fuentes et al. 2008).

The monthly average of CO₂ fluxes in the long-term experiment was higher in TTL (2.9 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹) than in RTL (2.4 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹) during the first year (sunflower). In the short-term experiment the average was also higher in TTS (2.10 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹) than in NTS (1.89 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹). In the second year (pea crop) the CO₂ fluxes were higher than in the previous year in TTS. The difference between treatments was greater in the short-term experiment (4.43 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹ in TTS vs. 2.26 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹ in NTS) than in the long-term (3.39 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹ in TTL vs. 3.25 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹ in RTL). In the third year, CO₂ fluxes were smaller to the previous years (1.92 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹ in TTL vs. 1.71 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹ in RTL and 2.1 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹ in TTS vs. 1.6 t CO₂ ha⁻¹ month⁻¹ in NTS). Among other reasons, fewer precipitations in this year could influence root respiration, as rain facilitates better plant growth, including weeds.

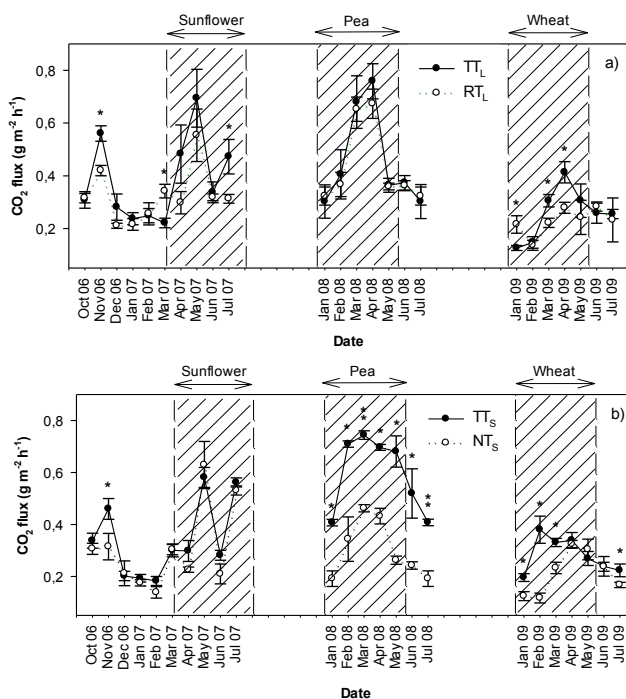


Figure 1. Monthly soil CO₂ fluxes in the experiments. a) Long-term experiment b) short-term experiment. For paired means significant differences are indicated by an asterisk ($p < 0.05$).

4. Conclusion

This study proves that under semiarid Mediterranean conditions, conservation tillage (reduced and no-tillage) can lead to a consistent reduction in CO₂ fluxes to the atmosphere when compared to tillage using mouldboard ploughing. Mouldboard ploughing accelerates soil organic matter decomposition, which leads to a reduced accumulation of soil organic carbon at surface and increased CO₂ emissions.

References

Álvaro-Fuentes, J., C. Cantero-Martínez, M.V. López, and J.L. Arrúe. 2007. Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil and Tillage Research* 96: 331-341.

Álvaro-Fuentes, J., M.V. López, J.L. Arrúe, J.L. and C. Cantero-Martínez. 2008. Management effects on soil carbon dioxide fluxes under semiarid Mediterranean conditions. *Soil Science Society of America Journal* 72:194-200.

Hanson, P.J., N.T. Edwards, C.T. Garten, and J.A. Andrews. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48:115-146

López-Garrido, R, Madejón, E., Murillo, J.M and Moreno, F. (2011) Short and long-term distribution with depth of soil organic carbon and nutrients under traditional and conservation tillage in a Mediterranean environment (southwest Spain)

INFLUENCIA DE LA CLIMATOLOGIA EN LAS EMISIONES DE CO₂ A CORTO PLAZO EN SUELOS AGRICOLAS BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO DE SUELO

Carbonell-Bojollo, R. M¹., Ordóñez- Fernández, R¹., Repullo-Ruibérriz De Torres, M.A¹.,Veroz-González, O²., González-Sánchez, E.J^{2,3}

rosam.carbonell@juntadeandalucia.es

¹-Área de Producción Ecológica y Recursos Naturales. Centro IFAPA Alameda del Obispo. Apdo. 3092, 14080 Córdoba.

²-Asociación Española de Agricultura de Conservación. Suelos Vivos. www.agriculturadeconservacion.org

³-Departamento de Ingeniería Rural. ETSIAM. Universidad de Córdoba

1. Introducción

Las emisiones de CO₂ procedentes de los suelos agrícolas son el resultado de complejas interacciones entre el clima y propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos. Los sistemas de manejo del suelo pueden a su vez alterar sus propiedades y por tanto influir en la emisión de este gas de efecto invernadero (Oorts et al, 2007).

Las relaciones que existen entre los diferentes factores que intervienen en la emisión del CO₂ (temperatura, precipitación, humedad del suelo, contenido en carbono orgánico en el suelo) parecen determinar el balance de emisión de este gas a largo plazo (Oorts et al., 2007, Emmet et al., 2004).

Figuroa et al (2007) en un estudio sobre sumideros de CO₂, indica que según las características climatológicas de la zona se puede estimar que los campos dedicados a cultivos agrícolas son capaces de captar entre 0.1 y 1.0 toneladas de carbono por hectárea.

Según Labrador (1996), el clima de la zona es fundamental en la dinámica de la evolución de la materia orgánica y por tanto en las emisiones de CO₂.

El objetivo de este trabajo es el de comparar las emisiones de CO₂ generadas en dos sistemas de cultivo, laboreo tradicional y no laboreo. Además se estudiará la influencia que las condiciones climáticas tienen sobre dichas emisiones en las campañas 2010/2011 y 2011/2012.

2. Materiales y Métodos

Se ha seleccionado una finca piloto situada en Córdoba. La finca piloto consta de 2 parcelas experimentales con una extensión aproximada de 5 ha cada una. Una parcela se encuentra bajo técnicas de agricultura de conservación y la otra se maneja de manera convencional. En estas parcelas se ensayan los tres cultivos de una rotación trigo-girasol-leguminosa de manera simultánea.

3. Resultados y Discusión

Las dos campañas a las que hacemos referencia 2010/11 y 2011/12 se han caracterizado por presentar una pluviometría muy irregular. En ambos casos las precipitaciones registradas han estado muy alejadas de la media anual normal que se sitúa en torno a los 555 mm año⁻¹. En el caso de la campaña 2010/11 se ha registrado un exceso sobre la media de 254 mm, mientras que la campaña 2011/12 ha registrado una precipitación muy por debajo, exactamente 323.7 mm menos con respecto a la media citada anteriormente.

La Figura 1 muestra la comparativa de la precipitación mensual y acumulada para las dos campañas del estudio.

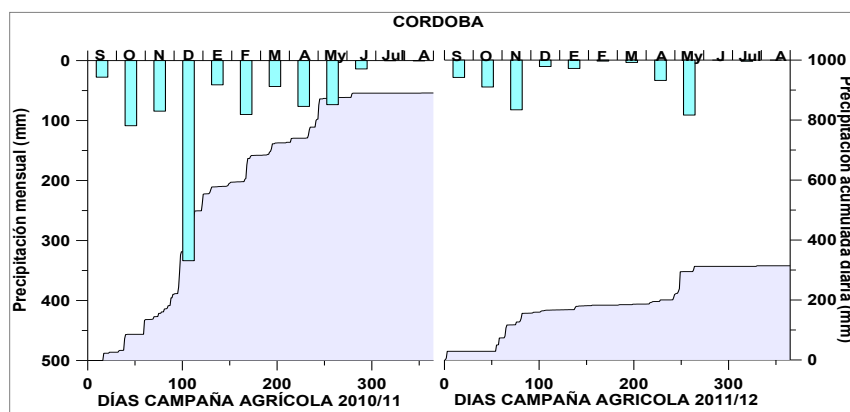


Figura 1. Precipitación mensual y acumulada de las campañas agrícolas 2010/2011 y 2011/2012.

En la campaña 2010/11 se realizó un pase de arado y posteriormente se sembró la leguminosa y en la siguiente campaña 2011/12 en las mismas fechas se volvió a realizar un pase y se sembró el trigo.

En la figura 2 se representan las emisiones en ambos sistemas de manejo para las operaciones agrícolas indicadas anteriormente durante las dos campañas.

En la figura 2 podemos observar cómo las mayores diferencias se obtiene en la labor preparatoria del suelo, en este caso las emisiones han sido superiores en la tercera campaña. En la figura 1 podemos ver que en el caso de la campaña 2010/11 el acumulado de precipitación hasta la fecha de labor ha sido de 87.1 mm mientras que para la campaña siguiente ha sido considerablemente superior llegando a un total de 126.6 mm. De este análisis podemos sacar una primera conclusión y es que a pesar de que la segunda campaña ha tenido un total de precipitación muy inferior a la primera la coincidencia de épocas lluviosas con el momento de las labores ha determinado el mayor volumen de emisión en esa segunda campaña. En el caso de las siembras el comportamiento en lo referente a la emisión del gas ha sido muy parecido, no se produjeron grandes diferencias en cuanto a la precipitación registrada hasta las fechas siendo estas de 174.4 y 156 mm respectivamente.

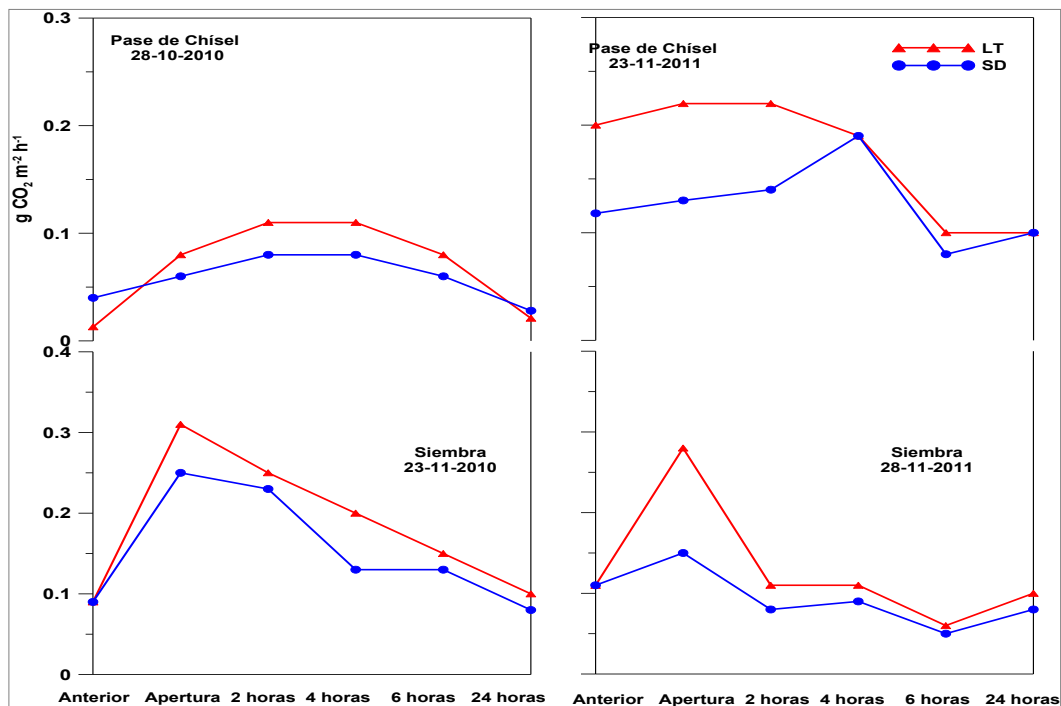


Figura 2. Evolución horaria de las emisiones durante las labores preparatorias del suelo y durante las labores de siembra en ambos sistemas de cultivo para las dos campañas estudiadas.

4. Conclusión

La alteración del suelo que implica el modelo del cultivo tradicional favorece las emisiones de gases a la atmósfera, pero tanto en el caso de este como en la agricultura de conservación se han visto sometidos a importantes fluctuaciones debido a la variabilidad en las precipitaciones.

Referencias

Emmet, B.A., Beier, B., Estiarte, M., Tietema, A., Kristensen, H.L., Williams, D., Penuelas, J., Schmidt, I., Sowerby, A. 2004. The response of soil processes to climate change: results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient. *Ecosystems*, 7, 625-637.

Figuroa, M.A y Redondo, S. 2007. Los sumideros naturales de CO2. Una estrategia sostenible entre el Cambio Climático y el Protocolo de Kyoto desde las perspectivas urbana y territorial. Universidad de Sevilla. 221pp.

Labrador, J. (1996). La materia orgánica en los agrosistemas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Oorts, K., Merckx, R., Gréhan, E., Labreuche, J., Nicolardot, B. 2007. Determinants of annual fluxes of CO2 and N2O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. *Soil Till Res.* 95, 133-148.

EMISIONES DE CO₂ A CORTO PLAZO EN UN AGROECOSISTEMA DE SECANO: EFECTO DEL LABOREO Y DE LA APLICACIÓN DE PURÍN

Jorge Álvaro-Fuentes¹, Ana Bielsa¹, José Luis Arrúe¹, Daniel Plaza-Bonilla², Jonatan Ovejero² y Carlos Cantero-Martínez²

¹ Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC), Zaragoza.

² Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida, Lleida (Unidad Asociada EEAD-CSIC).

1. Introducción

Las prácticas de manejo agrícola modifican el ciclo global del carbono (C) mediante la emisión y/o secuestro de dióxido de carbono (CO₂) en el sistema suelo-planta-atmósfera. En agroecosistemas extensivos de secano, se ha observado que tanto los sistemas de laboreo como las prácticas de fertilización mineral impactan significativamente en la dinámica de CO₂ en el sistema suelo-atmósfera (Álvaro-Fuentes et al., 2008; Morell et al., 2011), especialmente en el momento inmediatamente posterior (corto plazo) a la implementación de estas prácticas de manejo (Morell et al., 2010). Hasta la fecha, la información relativa a la emisión de CO₂ a corto plazo en agroecosistemas Mediterráneos se ha centrado en las prácticas de laboreo y en la fertilización mineral (Álvaro-Fuentes et al., 2007; López-Garrido et al., 2009; Morell et al., 2010) mientras que, hasta la fecha, no existe información sobre el impacto de la aplicación de purín en las emisiones de CO₂ a corto plazo en estos ambientes. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue el de cuantificar el impacto del laboreo y de la aplicación de purín en la emisión de CO₂ a corto-plazo en un suelo de secano en condiciones Mediterráneas.

2. Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en noviembre de 2012 en un experimento iniciado en 2010 en Senés de Alcubierre (Huesca). El experimento original es un factorial doble con tres repeticiones en el que se comparan dos sistemas de laboreo (laboreo -L- y no-laboreo -NL-) junto a dos tipos de fertilizante (mineral -Min- y orgánico -Org-) a diferentes dosis en un monocultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L) en secano. Como fertilizante orgánico se utiliza purín de cerdo de engorde de una explotación cercana. Para este estudio se seleccionaron las parcelas correspondientes a los dos sistemas de laboreo (L y NL) y a los dos tipos de fertilizantes con dosis de 150 kg N ha⁻¹. No obstante, en la aplicación de siembra sólo se aplica el 50% de la dosis, es decir 75 kg N ha⁻¹. La aplicación de los fertilizantes (tanto Min como Org) y el laboreo se realizó el mismo día (20/11/2012). Ambos tipos de fertilizante se aplicaron a las 9:00 h de la mañana y a las 6 horas se labraron las parcelas mediante dos pasadas de cultivador a 15 cm. Las emisiones de CO₂ del suelo se midieron durante los siguientes momentos: 24 h antes de la aplicación de los fertilizantes, a la hora de aplicar el fertilizante mineral y orgánico, justo después de labrar (a las 6 h de aplicar el fertilizante), a las 2 h de labrar (a las 8 h de aplicar el fertilizante) y a las 24 h, 48 h, 72 h y 168 h de las aplicaciones de fertilizante. Se realizaron dos mediciones por parcela y en tres parcelas por cada una de las cuatro combinaciones de laboreo y fertilizante (L-Min, L-Org, NL-Min y NL-

Org). Las medidas se realizaron con una cámara abierta modelo CFX-1 conectada a un analizador por infrarrojos EGM-4 (PPSystems).

3. Resultados y Discusión

Las emisiones de CO₂ del suelo a la atmósfera fueron significativas entre parcelas y momentos de medida. En la Figura 1, que presenta la evolución de las emisiones de CO₂ del suelo durante el periodo de estudio, se observa un importante incremento de estas emisiones justo después de la aplicación de purín tanto en las parcelas labradas (L-Org) como en las parcelas bajo siembra directa (NL-Org). Así, se pasó de valores cercanos a 0.01-0.02 g C-CO₂ m⁻² h⁻¹ el día anterior a la aplicación de fertilizantes, a valores de 0.19 g C-CO₂ m⁻² h⁻¹ a la hora de la aplicación del purín en ambos sistemas de laboreo (L-Org y NL-Org). Este incremento rápido en las emisiones de CO₂ durante la primera hora después de la aplicación del purín se explica por la composición de éste y, en concreto, por el contenido de compuestos orgánicos fácilmente asimilables por los microorganismos del suelo que estimulan la actividad de éstos a corto plazo. Para el caso de la aplicación de fertilizantes minerales, las emisiones de CO₂ se mantuvieron bajas y sin diferencias respecto al día anterior (Fig 1). A las 6 horas de aplicar el fertilizante mineral y el orgánico, el laboreo incrementó las emisiones de CO₂ en los suelos en los que se había aplicado fertilizante mineral, pasando de valores cercanos a 0.02 g C-CO₂ m⁻² h⁻¹ a valores cercanos a 0.07 g C-CO₂ m⁻² h⁻¹ justo después de labrar. El efecto del laboreo en el incremento de las emisiones de CO₂ en a corto plazo se debe a un proceso físico que determina la liberación de este gas almacenado en la estructura porosa del suelo, tal y como ya habían observado algunos autores (Reicosky and Lindstrom, 1993; Álvaro-Fuentes et al., 2007). Sin embargo, para el caso de las parcelas en las que se aplicó purín, el laboreo no llevó a un incremento de las emisiones de CO₂ sino que éstas se mantuvieron constantes, con valores cercanos a 0.19 g C-CO₂ m⁻² h⁻¹ (Fig. 1). En el caso de las parcelas en no laboreo a las que se había aplicado purín (NL-Org), a las 6 h de aplicar el purín éstas habían disminuido la emisión de CO₂ en casi la mitad del valor anterior (Fig 1).

A los dos días de la aplicación del fertilizante y del laboreo, los valores de emisión de CO₂ de los cuatro tratamientos volvieron a ser similares entre ellos. En este momento, los valores de emisión de CO₂ volvieron a ser similares en los cuatro tratamientos y cercanos a los observados el día de antes de la aplicación del fertilizante (entre 0.01 y 0.02 g C-CO₂ m⁻² h⁻¹). Estos valores se mantuvieron en este rango durante el resto del experimento.

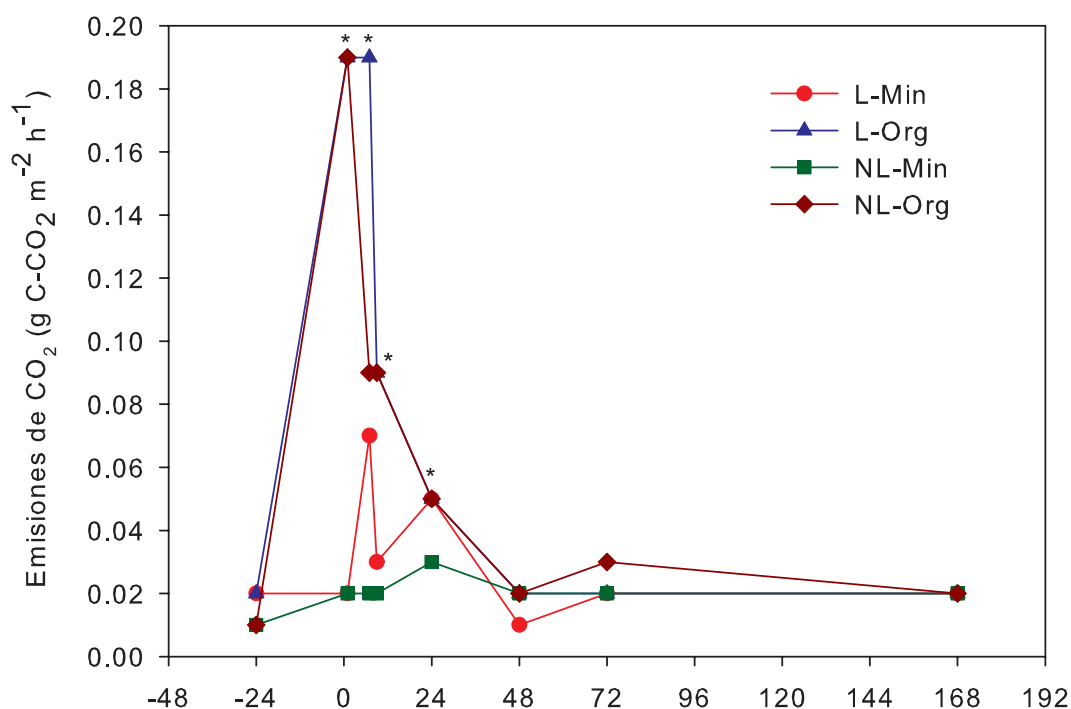


Fig 1. Emisiones de CO₂ del suelo en cuatro tratamientos resultantes de la combinación de dos sistemas de laboreo (L, laboreo con cultivador y NL, no laboreo) y dos tipos de fertilización (Min, mineral y Org, orgánica con purín de cerdo de engorde) en un agroecosistema de secano extensivo durante noviembre de 2012. El símbolo * indica diferencias significativas entre tratamientos para un mismo muestreo (P<0.05).

4. Conclusiones

Tanto la aplicación de purín como el laboreo con cultivador incrementaron las emisiones de CO₂ del suelo a la atmósfera en un agroecosistema de secano. Sin embargo, el impacto de la aplicación de purín fue superior al del laboreo que, en el caso de la parcela en la que se había aplicado fertilización orgánica, no tuvo ningún efecto amplificador de estas emisiones. Durante el periodo de estudio, la aplicación de fertilizante mineral y el no laboreo no tuvieron ningún impacto en las emisiones de CO₂. En nuestros agroecosistemas, es importante cuantificar las emisiones a corto plazo bajo diferentes prácticas de manejo e incluirlas en los balances anuales de dinámica de C con el fin de determinar el impacto del manejo agrícola en la mitigación de las emisiones de CO₂.

Referencias

Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., López, M.V., Arrúe, J.L., 2007. Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil Till. Res.* 96, 331–341.

Álvaro-Fuentes, J., López, M.V., Arrúe, J.L., Cantero-Martínez, C., 2008. Management effects on soil carbon dioxide fluxes under semiarid Mediterranean conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 194-200.

López-Garrido, R., Díaz-Espejo, A., Madejón, E., Murillo, J.M., Moreno, F., 2009. Carbon losses by tillage under semi-arid Mediterranean rainfed agriculture (SW Spain). *Span. J. Agric. Res.* 7, 706-716.

Morell, F.J., Cantero-Martínez, C., Lampurlanés, J., Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J., 2011. Soil carbon dioxide flux and organic carbon content: effects of tillage and nitrogen fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1874-1884.

Morell, F.J., Álvaro-Fuentes, J., Lampurlanés, J., Cantero-Martínez, C., 2010. Soil CO₂ fluxes following tillage and rainfall events in a semiarid Mediterranean agroecosystem: Effects of tillage systems and nitrogen fertilization. *Agr. Ecosyst. Environ.* 139, 167-173.

Reicosky, D.C., Lindstrom, M.J., 1993. Fall tillage method: effect on short-term carbon dioxide flux from soil. *Agron. J.* 85, 1237–1243.

MONITORIZACIÓN DE LOS FLUJOS DE CO₂ EN SUELOS AGRÍCOLAS SUJETOS A DISTINTOS MANEJOS Y ENMENDADOS CON COMPOST Y LODOS TÉRMICOS

Soler-Rovira, P., García-Gil, J.C., Lopez-de-Sa E., Lacasta C., Polo, A.

Instituto de Ciencia Agrarias – CSIC, Serrano 115 bis 28006 Madrid

1. Introducción

Los sistemas de manejos convencionales han causado alteraciones drásticas en los flujos de C en los agroecosistemas, contribuyendo a disminuir los contenidos de materia orgánica (MO) en los suelos y en consecuencia, a acelerar la degradación de medio y a incrementar la concentración global de gases de efecto invernadero (Lal, 2004). La incorporación de residuos orgánicos a estos suelos constituye una alternativa medioambiental y económicamente viable para la sostenibilidad de los agroecosistemas degradados, al resolver los problemas que generan su eliminación, promoviendo el restablecimiento de los contenidos de MO y el cierre de los ciclos biogeoquímicos de nutrientes. El objetivo de este estudio es estimar la influencia de los manejos convencionales (vertedera) y de conservación (chisel y no-laboreo), y el efecto de la adición de enmiendas orgánicas con distinto grado de estabilización (compost y lodos secados térmicamente de E.R.A.R.), sobre los contenidos de C de biomasa microbiana (CBM), la actividad deshidrogenasa (DH) involucrada en el metabolismo microbiano y flujos de CO₂ en suelos agrícolas.

2. Materiales y Métodos

El estudio se ha realizado en un experimento de larga duración (27 años) de la Finca Experimental de “La Higuera” (Santa Olalla, Toledo). El experimento consta de tres bloques en cada uno de los cuales alberga parcelas que recibieron los tratamientos de roturación con vertedera, chisel y no laboreo, y a nivel de subparcela la aplicación de compost de lodo (CL) y lodo secado térmicamente (LT) de E.R.A.R. en una única dosis media de 30 t ha⁻¹ o la no aplicación de enmiendas (control). La monitorización de los flujos de CO₂ en suelo se realizó entre los meses de abril y diciembre de 2012, utilizándose un IRGA mod. EGM-4 (PP Systems). La temperatura y el contenido de humedad se registraron a una profundidad de 20 cm en el suelo. El CBM se determinó por el método de fumigación-extracción con cloroformo. La actividad DH se midió mediante determinación colorimétrica a 490nm del iodo-nitrotetrazolio formazano (INTF).

3. Resultados y Discusión

En los suelos sin enmendar, el manejo de vertedera presenta el contenido de CBM más bajo, mientras que el manejo de chisel muestra la actividad DH más elevada, pudiendo estar relacionada con la menor perturbación creada por esta labor que favorece el mantenimiento de un contenido mayor en CBM (Tabla 1). En el caso del no-laboreo, se observa un contenido en CBM mayor, pero una actividad DH baja, debido posiblemente a una inhibición derivada de otras enzimas como las fenol-oxidasas que catalizan reacciones de compuestos como ligninas de los residuos de cosecha que se acumulan en superficie en este manejo.

Tabla 1. Contenido de C de biomasa microbiana (CBM) y actividad deshidrogenasa (DH) en los suelos¹

	CBM (mg C kg ⁻¹)			Actividad DH (mg INTF g ⁻¹)		
	vertedera	chisel	No Lab.	vertedera	chisel	No Lab.
Control	157.8 a	199.4 a	284.1 a	16.4 a	34.8 a	11.6 a
CL	222.1 b	321.6 ab	386.0 b	21.7 a	55.2 a	66.0 b
LT	171.3 a	243.3 b	373.9 b	37.3 a	46.2 a	19.7 a

¹ Valores seguidos de la misma letra en la misma columna no son significativamente diferentes.

La adición de CL y LT ha provocado una reactivación general de la biota edáfica, incrementando los contenidos de CBM y su actividad metabólica, como es reflejado por el aumento de la actividad DH (Tabla 1) y los flujos de CO₂ en todos los manejos estudiados (Fig. 1), siendo particularmente significativo en el caso de los suelos enmendados con LT que incorporan gran cantidad de compuestos lábiles de C y N fácilmente metabolizables por la biomasa microbiana de los suelos.

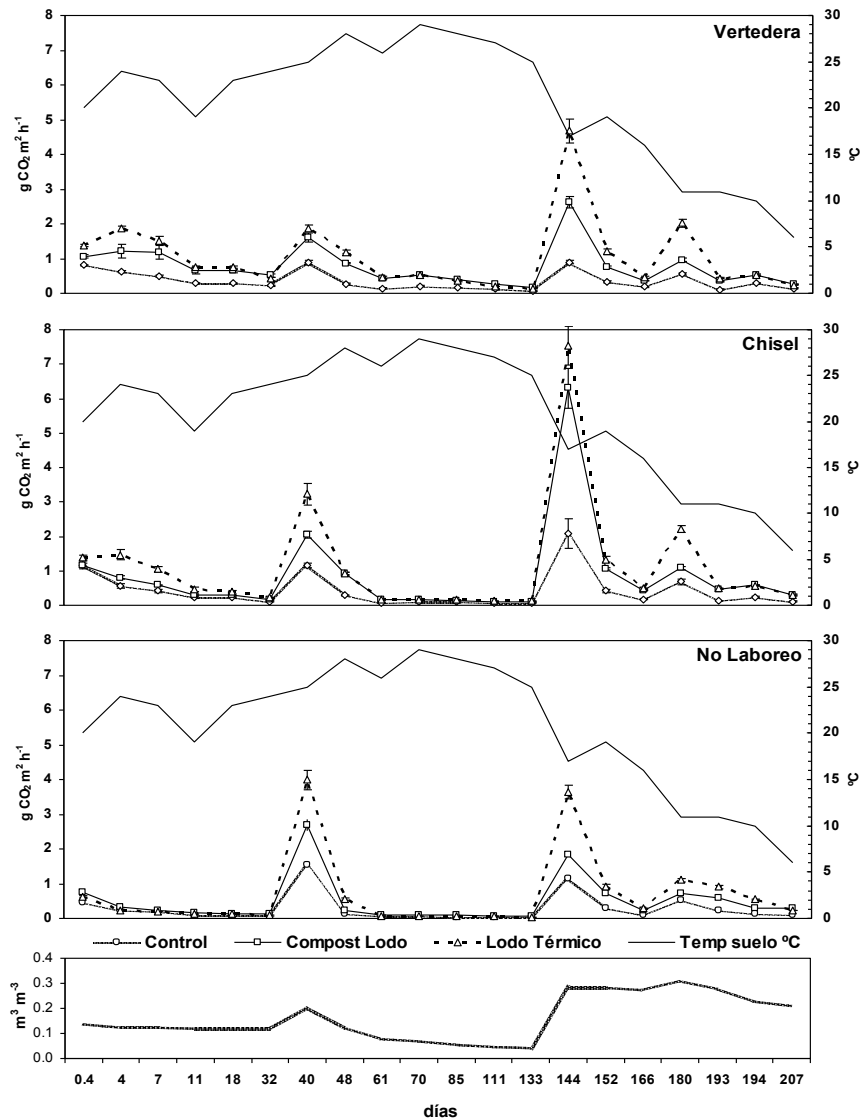


Fig 1. Evolución de los flujos de CO₂, temperatura y contenido de humedad en los suelos

El manejo de chisel muestra los flujos de CO₂ más elevados, tanto en los suelos enmendados como en los controles, especialmente si se dan episodios de lluvia y temperaturas elevadas, pudiendo atribuirse a unos contenidos en CBM metabólicamente más activa que en los manejos de vertedera y no-laboreo.

En resumen, la adición de CL y LT a los suelos ha provocado una reactivador de la actividad microbiana en los suelos, lo que se traduce en incrementos de los flujos de C a la atmósfera debido a los inputs de C y N con las enmiendas, siendo más elevados en los manejos de chisel y vertedera que en el no-laboreo.

Agradecimientos: A la CICYT por financiar el Proyecto CTM2011-25557.

Referencias

Lal R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22.

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN ÁREAS DE SECANO MEDITERRÁNEO: EFECTO DEL SISTEMA DE LABOREO Y LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Daniel Plaza-Bonilla¹, Javier Bareche¹, Carlos Cantero-Martínez¹, Jonatan Ovejero¹, José Luis Arrúe² y Jorge Álvaro-Fuentes²

¹Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida; Unidad Asociada de Sistemas Integrados de Producción Agrícola Extensiva en Zonas Mediterráneas (UA-CSIC).

²Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC), Zaragoza, Spain.

1. Introducción

La agricultura juega un papel crucial sobre la producción y emisión de gases de efecto invernadero (GEIs). En España, el sector agrícola supone el 11% de las emisiones de CO₂ equivalente (MAGRAMA, 2011). No obstante, es una de las pocas actividades humanas con el potencial de mitigar los efectos del cambio climático a un coste relativamente bajo mediante el secuestro de C y N orgánicos en el suelo (Lal, 2004). Por otro lado, en los estudios actuales existe una creciente necesidad de integrar las emisiones de GEIs generadas por diferentes prácticas agrícolas y la productividad de dichas prácticas con la finalidad de determinar el coste ambiental en forma de GEIs por unidad de producto bajo cada tipo de manejo agrícola (Venterea et al., 2011). El presente estudio tiene como principal objetivo la cuantificación de las emisiones de GEIs bajo diferentes prácticas agrícolas de manejo en un ambiente de secano semiárido.

2. Materiales y Métodos

Se estableció un campo experimental en Senés de Alcubierre, en la provincia de Huesca, (41° 54' 12" N, 0° 30' 15" O) con dos sistemas de laboreo (laboreo convencional mediante grada de discos o cultivador, LC y siembra directa, SD), tres dosis de fertilización nitrogenada (0, 75 y 150 kg N ha⁻¹) y dos tipos de productos fertilizantes (N mineral con sulfato y nitrato amónico y N orgánico con purín de porcino de engorde). El diseño experimental fue de bloques completos al azar con tres repeticiones. El sistema de cultivo en la zona circundante así como el del experimento es el monocultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L.). Las emisiones de GEIs (i.e., dióxido de carbono, CO₂; metano, CH₄; óxido nitroso, N₂O) fueron medidas en 2011 y 2012 cada dos o tres semanas y de forma más intensiva durante las aplicaciones de fertilizantes mediante cámaras estáticas (Hutchinson y Mosier, 1981). Las muestras de gas se analizaron por cromatografía de gases. Los flujos de gases fueron calculados mediante el incremento lineal en la concentración de gases en el interior de las cámaras durante el tiempo de muestreo (60 minutos). Por otro lado, se calcularon las pérdidas en masa de C y N a partir de las emisiones de los GEIs durante el período experimental mediante la regla del trapecio. A partir de dichos valores se calculó el potencial de calentamiento global (PCG) en equivalentes de CO₂ teniendo en cuenta que el CH₄ y el N₂O presentan un potencial de calentamiento 25 y 298 veces superior al del CO₂ (IPCC, 2007). Finalmente, y para cada uno de los tratamientos estudiados,

se calculó la relación PCG/grano que cuantifica la masa de CO₂ equivalente que es emitido desde el suelo para producir un kg de grano de cereal. A su vez, en cada punto de muestreo se determinaron, en los primeros 5 cm, el N mineral (N nítrico y N amoniacal), utilizando un autoanalizador de flujo continuo (Seal Autoanalyzer 3), el espacio poroso lleno de agua y la temperatura del suelo.

3. Resultados y Discusión

El tipo de laboreo y la fecha de muestreo afectaron significativamente a las emisiones de los tres gases de efecto invernadero estudiados. Bajo SD se observaron unas mayores emisiones de CO₂ y N₂O así como una menor oxidación del CH₄ en el suelo tomando los valores promedio de todo el período experimental (-0.23 y -0.02 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹, 499.6 y 655.8 mg C-CO₂ m⁻² d⁻¹ y 0.14 y 0.20 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹ para el LC y la SD, respectivamente). En cambio, los diferentes tratamientos de fertilización solo afectaron a las emisiones de CO₂ del suelo, siendo éstas mayores en las dos dosis de fertilización orgánica con purín aplicadas (75 y 150 kg N ha⁻¹) en comparación con la aplicación de fertilizantes minerales o el tratamiento sin fertilización (datos no mostrados). Por otro lado, no se observó una interacción entre el tipo de laboreo y el tratamiento de fertilización para ninguno de los tres gases estudiados (datos no mostrados). En la mayor parte de los muestreos realizados, se observó un mayor espacio poroso lleno de agua en el tratamiento de siembra directa, gracias a la capacidad de éste sistema de manejo de suelo para conservar una mayor cantidad de agua en comparación con el laboreo tradicional (Cantero-Martínez et al., 2007; Morell et al. 2011).

Por otra parte, en estudios realizados en zonas de secano semiárido afines a la del presente estudio se observó una mayor actividad microbiana cuando se utiliza la siembra directa (Madejón et al., 2009). La combinación de un mayor contenido de humedad en el suelo y un mayor stock de C orgánico pueden ser los mecanismos que influyeron en las mayores emisiones de CO₂ al utilizar la siembra directa.

Para el caso de la menor oxidación de CH₄ observada bajo SD, Alluvione et al. (2009), en una de las dos campañas agrícolas que estudiaron, midieron una mayor emisión de CH₄ al utilizar la siembra directa en comparación con el laboreo tradicional mediante grada de discos y arado de vertedera. En cambio, otros autores observaron una mayor oxidación del CH₄ en el suelo al utilizar la siembra directa (Ball et al. 1999). En cuanto a la mayor emisión de N₂O encontrada bajo SD, diferentes estudios han demostrado que una mayor presencia de agua en el suelo influye sobre los procesos de nitrificación y desnitrificación del suelo (Davidson et al. 1992) aumentado con ello la emisión potencial de N₂O. Los mayores contenidos de humedad observados bajo SD en la mayoría de los muestreos realizados explicarían los resultados observados en nuestro experimento. La interacción entre la fecha de muestreo y el laboreo afectó significativamente a las emisiones de CO₂ y N₂O (Fig. 1). En el caso de éste último gas, se observaron mayores emisiones de N₂O bajo siembra directa inmediatamente después de la primera aplicación de fertilizantes, en la que se alcanzaron valores de 0.90 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹, así como en uno de los muestreos de invierno de 2012 (Fig. 1). Además, bajo siembra directa, en tres de los muestreos realizados se observaron consumos de N₂O que alcanzaron los -0.05 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹. Otros autores han observado un aumento en las emisiones de N₂O después de aplicar fertilizantes

(Meijide et al., 2009). El aumento de la cantidad de N mineral del suelo en formas nítricas y amoniacales, posterior a la aplicación de fertilizantes, y la introducción de formas de C fácilmente disponibles con el purín explicarían la maximización de dicha emisión. Los menores valores de emisión de N₂O en las 2 siguientes aplicaciones de fertilizantes vendrían explicados por un menor contenido de humedad en el suelo (datos no mostrados), hecho que limitaría los procesos de nitrificación y desnitrificación minimizando las emisiones de N₂O.

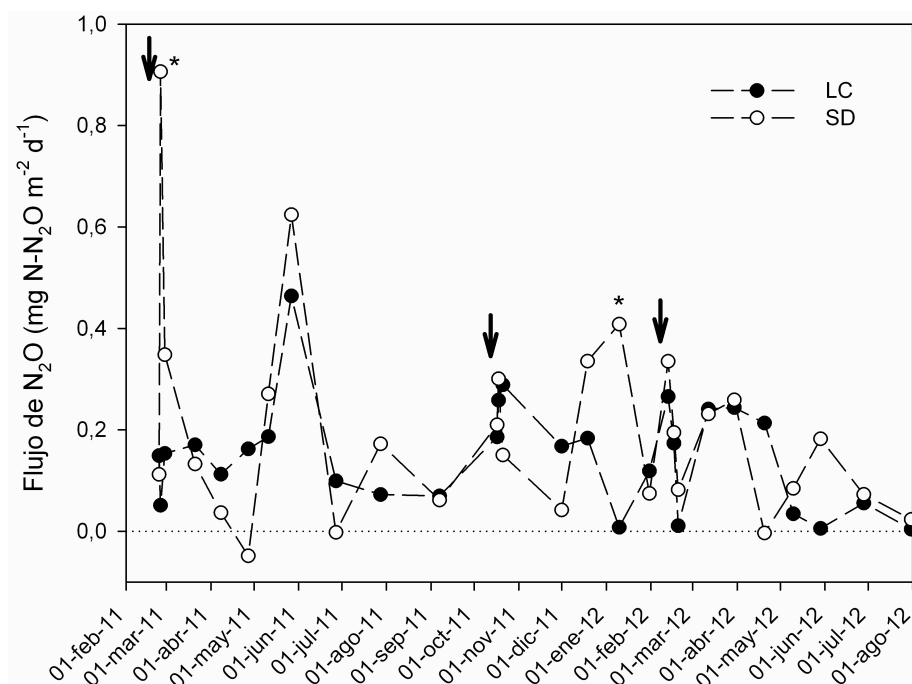


Fig 1. Emisiones de N₂O según el tipo de laboreo (LC, Laboreo convencional; SD, siembra directa) durante el período experimental. Las flechas verticales indican las aplicaciones de fertilizantes. El símbolo * indica diferencias significativas entre tratamientos con $P < 0.05$.

Durante el período experimental se fijaron 1.38 y 0.55 kg C ha⁻¹ mediante la oxidación del CH₄ en los sistemas de LC y SD, respectivamente. Por otro lado, integrando todo el período experimental, se emitieron 0.7 kg N-N₂O como media de todos los tratamientos estudiados. No obstante ni en el caso del CH₄ ni el del N₂O se observaron diferencias significativas entre tratamientos de laboreo o fertilización (Tabla 1). En el caso del C emitido en forma de CO₂ se observaron diferencias significativas entre tipos de laboreo y estrategias de fertilización. La siembra directa y la aplicación de 150 kg N ha⁻¹ a partir de purín provocaron las mayores emisiones de C en forma de CO₂ (Tabla 1). Al analizar la relación PCG/kg de grano se observó que la SD fue el tipo de laboreo con una menor cantidad de gases emitidos por cada kilogramo de grano producido, mostrándose así como un sistema más eficiente en comparación con el laboreo convencional. Diferentes estudios han mostrado una mayor acumulación de agua durante el período de recarga del suelo y eficiencia en el uso de ésta al utilizar la siembra directa en zonas de secano semiárido (Cantero-Martínez et al., 2003, 2007; Morell et al 2011). Ambos procesos habrían influido en la producción bajo SD disminuyendo así la relación PCG/grano en éste sistema de manejo del suelo. Aunque no se observaron diferencias significativas entre tratamientos de fertilización, la

aplicación de 150 kg N ha⁻¹ mediante purín fue la estrategia que mostró una menor relación PCG/kg de grano producido (Tabla 1). No obstante, la aplicación de dicha dosis a largo plazo en la zona de estudio podría conllevar otros problemas ambientales, tales como una acumulación de nitratos en el suelo con el consiguiente riesgo de lixiviación.

4. Conclusiones

La SD fue el sistema de manejo del suelo en el que se observaron unas mayores emisiones de CO₂ y N₂O y una menor oxidación del CH₄ como promedio de todo el período estudiado. En cambio, las diferentes estrategias de fertilización solo afectaron a las emisiones de CO₂ del suelo, siendo éstas mayores al utilizar purín porcino. Se observaron diferentes picos de emisión de los tres GEIs estudiados después de la aplicación de fertilizantes. Bajo SD se observó un menor potencial de calentamiento global por unidad de grano producido. Nuestros resultados demuestran la importancia de integrar las emisiones de GEIs con la producción de los sistemas agrícolas con el fin de establecer que sistemas de manejo son los más eficientes en términos de gases emitidos a la atmósfera por unidad de producto.

Referencias

Alluvione, F., Halvorson, A.D., Del Grosso, S.J. 2009. Nitrogen, tillage and crop rotation effects on carbon dioxide and methane fluxes from irrigated cropping systems. *Journal of Environmental Quality*. 38(5) 2023-2033.

Ball, B.C., Scott, A., Parker, J.P., 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research*. 53(1), 29-39.

Cantero-Martínez, C., Angás, P., Lampurlanés, J., 2003. Growth, yield and water productivity of barley (*Hordeum vulgare* L.) affected by tillage and N fertilization in Mediterranean semiarid, rainfed conditions of Spain. *Field Crops Research* 84(3) 341-357.

Cantero-Martínez, C., Angás, P., Lampurlanés, J., 2007. Long-term yield and water use efficiency under various tillage systems in Mediterranean rainfed conditions. *Annals of Applied Biology*. 150(3), 293-305.

Davidson, E.A., 1992. Sources of nitric-oxide and nitrous-oxide following wetting of dry soil. *Soil Science Society of America Journal*. 56(1), 95-102.

Hutchinson, G.L., Mosier, A.R., 1981. Improved soil cover method for field measurements of nitrous-oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal* 45(2), 311-316.

IPCC. 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. y Miller, H.L. (eds.). [Cambridge University Press](#), Cambridge, United Kingdom y New York, NY, USA, 996 pp.

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123(1-2), 1-22.

Madejón, E., Murillo, J.M., Moreno, F., López, M.V., Arrúe, J.L., Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., 2009. Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. *Soil & Tillage Research* 105(1), 55-62.

MAGRAMA., 2011. Avance de la estimación de emisiones GEI 2011. Sistema Español de Inventario.

Meijide, A., García-Torres, L., Arce, A., Vallejo, A., 2009. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 132(1-2), 106-115.

Morell, F.J., Lampurlanés, J., Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C. 2011. Yield and water use efficiency of barley in a semiarid Mediterranean agroecosystem: Long-term effects of tillage and N fertilization. *Soil and Tillage Research* 117(1), 76-84.

Venterea, R.T., Maharjan, B., Dolan, M.S. 2011. Fertilizer source and tillage effects on yield-scaled nitrous oxide emissions in a corn cropping system. *Journal of Environmental Quality*. 40(5), 1521-1531.

Tabla 1. Análisis de varianza de las emisiones acumuladas de metano, dióxido de carbono y óxido nítrico, del potencial de calentamiento global (PCG) y de la relación entre el PCG y el rendimiento en grano del cultivo (suma de las cosechas 2011 y 2012) durante todo el período experimental según el tipo de laboreo, la estrategia de fertilización y su interacción.

Factor	Producción de grano (kg)	CH ₄ (kg C-CH ₄ ha ⁻¹)	CO ₂ (kg C-CO ₂ ha ⁻¹)	N ₂ O (kg N-N ₂ O ha ⁻¹)	PCG (kg CO ₂ eq. ha ⁻¹)*	PCG/kg grano (kg CO ₂ eq. kg grano ⁻¹)
Laboreo (L)	<0.001	ns	<0.001	ns	<0.001	<0.001
LI	1806.1 b	-1.38	2277.4 b	0.66	2439.6 b	1.43 a
SD	3504.6 a	-0.55	2935.1 a	0.79	3156.1 a	0.91 b
Fertilización (Fert.)	<0.001	ns	0.002	ns	0.008	ns
0 kg N ha ⁻¹	2107.7 c	-1.27	2241.7 c	0.54	2369.8 b	1.24
Mineral 75 kg N ha ⁻¹	2706.5 b	-1.02	2409.3 c	0.58	2555.4 b	1.21
Mineral 150 kg N ha ⁻¹	2566.9 b	-0.85	2527.2 bc	0.89	2771.9 ab	1.11
Orgánica 75 kg N ha ⁻¹	2604.0 b	-0.99	2919.9 ab	0.95	3177.7 a	1.33
Orgánica 150 kg N ha ⁻¹	3291.8 a	-0.67	2933.4 a	0.66	3114.3 a	0.97
L x Fert.	<0.001	ns	ns	ns	ns	0.033

*Para el cálculo de equivalentes de CO₂ se ha tenido en cuenta un potencial de calentamiento 25 y 298 veces superior al CO₂ en el caso del metano y del óxido nítrico, respectivamente. Para cada columna, diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos de laboreo o fertilización con $P < 0.05$.

IRRIGATION FREQUENCY EFFECT ON GHG FROM A PADDY SOIL AT THE EBRO DELTA (SPAIN)

Maris, Stefania Codruta^a, Teira-Esmatges, M. Rosa^a

^a Dpto. de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universitat de Lleida, Avda. Rovira Roure 191, 25198 Lleida

1. Introduction and Objective

With the objective of assessing the effect of continuous and intermittent irrigation on GHG emission, nitrous oxide (N₂O), carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄) emissions from flooded rice paddy fields were semi-continuously sampled by the closed chamber method (with C₂H₂) (Yoshinari et al., 1977; Aulakh et al., 1983, 1984; Bergsman et al., 2002) at an experimental plot in the Ebro Delta in Spain for a whole cultivation season (April 2011 to September 2011) and till November 2011 (after harvest).

2. Results and Discussion

The overall average nitrogenous emission under continuous irrigation for a sampling time of 173 days was -0,29 kg N-N₂O ha⁻¹ and 2,33 kg N-(N₂O+N₂) ha⁻¹. The overall (173 days) average nitrogenous emissions under intermittent flooding was -0,54 kg N-N₂O ha⁻¹ and 3,41 kg N-(N₂O+N₂) ha⁻¹. Therefore complete denitrification was the dominating process in nitrogenous emission and intermittent irrigation increased N-(N₂O+N₂) emission relative to continuous flooding (Figure 1).

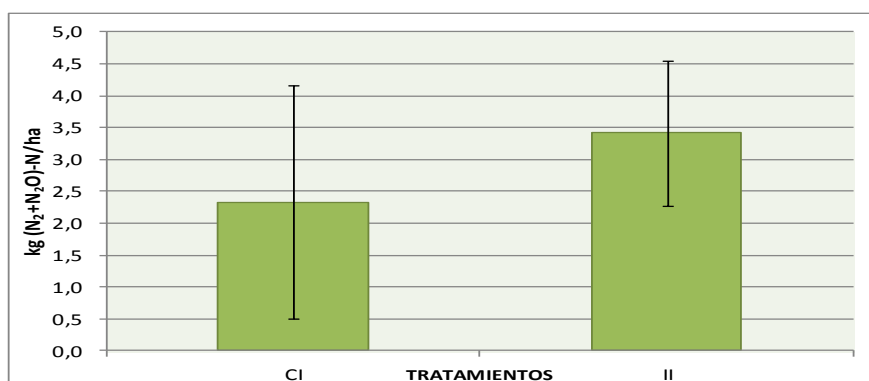


Figure 1. Cumulative (N₂+N₂O)-N emission during the sampled period. CI: continuous irrigation, II: intermittent irrigation

The soil CO₂ production measured in this study represents the total of microbial and plant root respiration, except measurements made after harvesting when plants were not present. The CO₂ production rates measured from the intermittent irrigation plots (839,15 kg CO₂ ha⁻¹ in 173 days) were higher than those from continuous irrigation plots (600,53 kg CO₂ ha⁻¹ in 173 days) (Figure 2). Carbon dioxide emissions were higher in the intermittent plots due to the occurrence of aerobic conditions in the soil that coincided with high air temperature.

It has generally been accepted that mineral nitrogen has the potential to enhance emission of methane from paddy soils. Recently, ammonium-based fertilization was demonstrated to stimulate methane consumption in rice paddies. Water drainage is another important factor reducing methane emission, while flooded paddy is one of the major anthropogenic sources of atmospheric methane. The results showed that on average methane emission decreased with intermittent irrigation and ammonium sulphate application ($-1011,18 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ in 173 days) in comparison to continuous irrigation and the same ammonium sulphate application ($-797,27 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ in 173 days) (Figure 3).

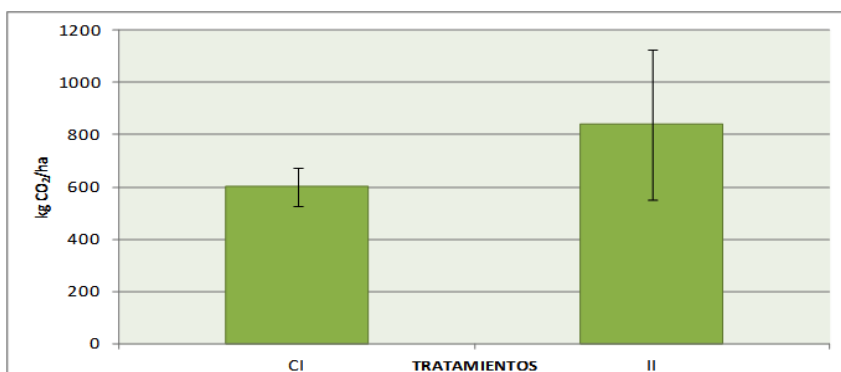


Figure 2. Cumulative CO₂ emission during the sampled period. CI: continuous irrigation, II: intermittent irrigation

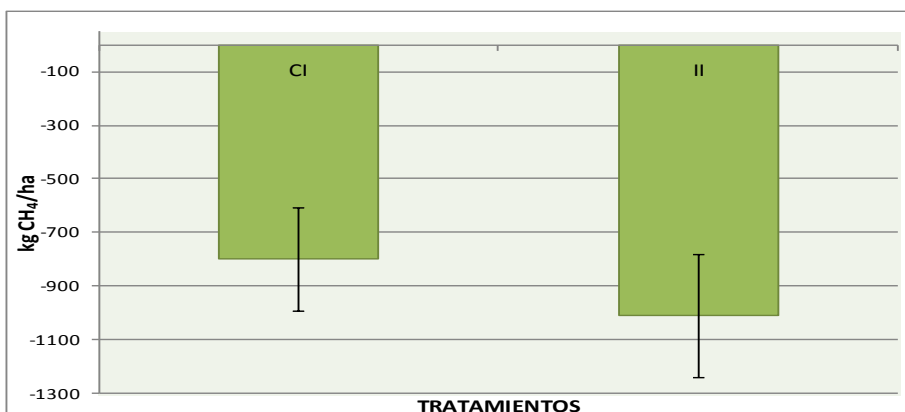


Figure 3. Cumulative CH₄ emission during the sampled period. CI: continuous irrigation, II: intermittent irrigation

3. Conclusion

The management of water and mineral fertilizer application are the main factors affecting nitrogenous, carbon dioxide and methane emissions. The results suggest that it is important to design water management and fertilizer application strategies to mitigate greenhouse gas emissions by paddy soils.

References

Aulakh M.S., Rennie D.A., and Paul E.A., 1983. Field studies on gaseous nitrogen losses from soils under continuous wheat versus a wheat fallow rotation. *Plant and Soil* 75:15-27.

Aulakh M.S., Rennie D.A., and Paul E.A., 1984. Gaseous losses from losses under zero-till as compared to conventional-till management systems. *Journal of Environmental Quality* 13: 130-136.

Bergsma T.T., Robertson G.P., and Ostrom N.E., 2002. Influence of soil moisture and land use history on denitrification end-products. *Journal of Environmental Quality* 31: 711-717.

Yoshinari T., Hynes R., and Knowles R.; 1977. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrificación and nitrogen fixation in soil. *Soil Biology and biochemistry* 9: 177-183.

EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN FUNCIÓN DEL NITROGENO INICIAL Y DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN UN CULTIVO DE MAÍZ EN REGADÍO

Jorge Álvaro-Fuentes¹, Dolores Quílez², Ramón Isla², Carlos Cantero-Martínez³, José Luis Arrúe¹

¹Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC), Zaragoza.

²Unidad de Suelos y Riegos (Unidad Asociada EEAD-CSIC), Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), Zaragoza.

³Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal (Unidad Asociada EEAD-CSIC), Universidad de Lleida, Lleida.

1. Introducción

Los suelos agrícolas pueden ser importantes emisores de gases de efecto invernadero (GEI) en función de las prácticas de manejo. La fertilización nitrogenada está considerada como una de las prácticas con mayor impacto sobre el calentamiento global debido a su influencia en las emisiones de óxido nitroso (N₂O) (Bouwman et al., 2002). En los sistemas de regadío del valle del Ebro, el maíz es un cultivo que destaca por sus altos rendimientos y, por tanto, por el importante margen económico que obtiene el agricultor. No obstante, en estos sistemas, la obtención de altos rendimientos de maíz, cercanos a los 15-16 Mg grano ha⁻¹, requiere importantes aplicaciones de nitrógeno (N) mineral, con el consiguiente impacto en las emisiones de N₂O. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de la dosis de fertilizante nitrogenado, para dos niveles de N inicial, en la emisión de N₂O del suelo en un sistema de maíz en regadío.

2. Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo durante dos campañas consecutivas (2011 y 2012) en un cultivo de maíz (*Zea mays* L.) regado mediante aspersion en Almudévar (Huesca). Se compararon dos niveles de N inicial en el suelo (bajo, con 13 ppm de N-NO₃, y alto, con 26 ppm de N-NO₃ en los primeros 60 cm del suelo) y dos dosis de N mineral (0 y 300 kg N ha⁻¹). El fertilizante nitrogenado consistió en nitrato amónico (33,5%) fraccionado en tres aplicaciones. Las emisiones de N₂O del suelo se midieron a lo largo del ciclo de cultivo con una frecuencia de 10 días entre muestreos. Las medidas se efectuaron con 4 repeticiones, con un total de 16 determinaciones por fecha de muestreo. Para la toma de muestras de gas, se utilizaron cámaras estáticas (Hutchinson y Mosier, 1981). Las muestras se analizaron por cromatografía de gases. Los flujos de N₂O se calcularon a partir del incremento lineal en la concentración de gas en las cámaras durante el tiempo de muestreo.

3. Resultados y Discusión

Durante la campaña 2011, las emisiones de N₂O del suelo a la atmósfera variaron entre -0,02 mg N-N₂O m⁻² h⁻¹ y 0,13 mg N-N₂O m⁻² h⁻¹ (Fig. 1). Una semana después de la aplicación de fertilizante, en junio de 2011, se observó una mayor emisión de

N₂O en los tratamientos en los que se había aplicado fertilizante (L300 y H300), independientemente de su nivel inicial de N en el suelo.

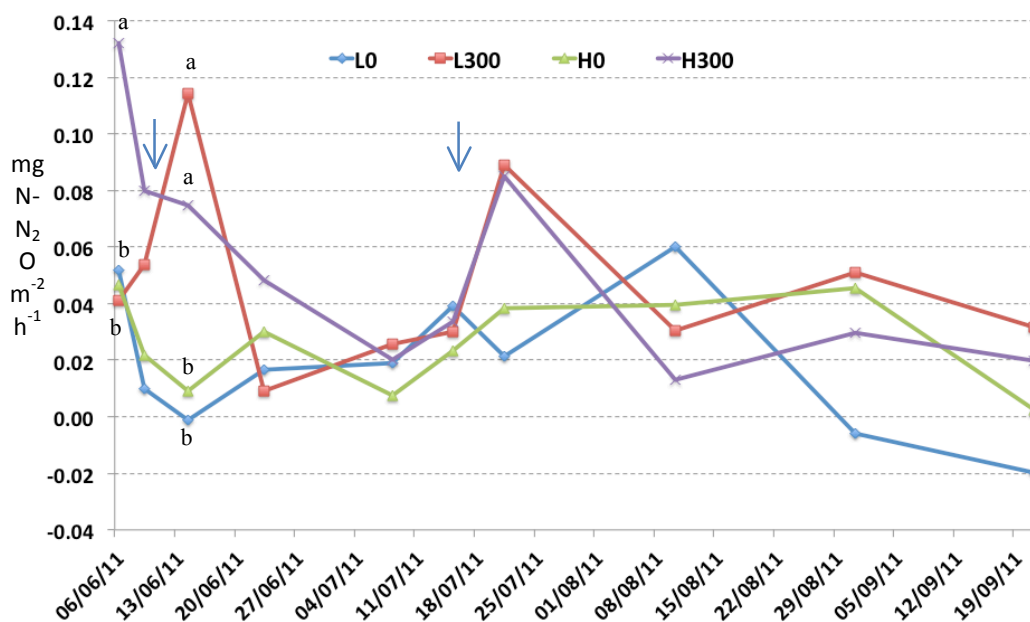


Fig 1. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo bajo diferentes tratamientos de fertilización nitrogenada y niveles de nitrógeno (N) inicial (L0, nivel inicial de N bajo y 0 kg N ha⁻¹ aplicado; L300, nivel inicial de N bajo y 300 kg N ha⁻¹ aplicado; H0, nivel inicial de N alto y 0 kg N ha⁻¹ aplicado; H300, nivel inicial de N alto y 300 kg N ha⁻¹ aplicado) en un cultivo de maíz en regadío en la campaña 2011. Las flechas azules indican el momento de la aplicación del fertilizante nitrogenado. Para una misma fecha, diferentes letras indican diferencias significativas a P < 0,05.

A su vez, el tratamiento con un mayor nivel de N inicial y una aplicación de 300 kg N ha⁻¹ (H300) mostró una elevada emisión de N₂O en el primer muestreo realizado la primera semana de junio, en comparación con el resto de tratamientos. Los elevados niveles de N de partida en el tratamiento H300, junto con la primera aplicación de fertilizante nitrogenado en mayo de 50 kg N ha⁻¹, cuando la utilización por el cultivo es menor, determinaron una elevada transformación del N mineral aplicado. Los procesos de nitrificación-desnitrificación del N mineral en el suelo generaron unas emisiones de N₂O elevadas en el tratamiento H300. Sin embargo, con el desarrollo del cultivo las diferencias en emisión de N₂O entre tratamientos disminuyen (Fig. 1). Esto último es debido a una cada vez más intensa utilización del N mineral por el cultivo, lo que determina que las diferencias en N disponible entre tratamientos sean cada vez menores.

4. Conclusiones

En los sistemas de cultivo de maíz en regadío por aspersión del valle del Ebro, el manejo de la fertilización nitrogenada afecta a las emisiones de N₂O del suelo. Debido a la importancia económica de este cultivo en la zona, el ajuste de las dosis de fertilización puede significar una reducción significativa del N₂O emitido a la atmósfera en los regadíos del valle del Ebro.

Referencias

Bowman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H. 2002. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochem. Cycles* 16(4):1058.

Hutchinson, G.L., Mosier, A.R., 1981. Improved soil cover method for field measurements of nitrous-oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal* 45(2), 311-316.

ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA COMPOSICIÓN Y MANEJO DE ROTACIONES FORRAJERAS EN LA EMISIÓN DE N₂O EN CANTABRIA

Doltra, J.^a, Salcedo, G.^b

^a Centro de Investigación y Formación Agrarias, Gobierno de Cantabria, c/Héroes 2 de mayo 27, 39600 Muriedas, Cantabria

^b I.E.S. La Granja, 39792 Heras, Cantabria

1. Introducción

En Cantabria las emisiones de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) procedente de la actividad agraria están estimadas en unas 24700 t y 1000 t anuales respectivamente (MAMM, 2009). A pesar de la diferencia en el volumen de emisiones entre ambos gases en la región, el gran potencial de calentamiento global del N₂O aproxima notablemente su impacto, 313 kt CO₂-eq, al del CH₄, 519 kt CO₂-eq. Las emisiones de N₂O procedentes de los suelos agrícolas y el CH₄ producido en la fermentación entérica animal representan en su conjunto el 85% de la emisión de gases de efecto invernadero (GEI, CO₂-eq) en la agricultura de Cantabria (MAMM, 2009). De esta forma, el agroecosistema representado por explotaciones mixtas agro-ganaderas con importante, aunque fragmentada, base territorial debe constituir uno de los principales focos en la mitigación de GEI del sector agrario pues en él se originan ambos gases. Este objetivo, no cabe duda, debe hacerse compatible con la mejora de la sostenibilidad de las explotaciones permitiendo el alcance del tramo de ayudas ambientales previstas en el horizonte PAC 2014-2020 y favoreciendo un sistema productivo que garantice una mejor rentabilidad. En este contexto se plantea la evaluación mediante la utilización combinada de experimentación en campo y herramientas de modelización de las estrategias de producción forrajera y alimentación del vacuno de leche que más contribuyen a estos objetivos en sistemas de la Cornisa Cantábrica. En el trabajo presentado por Salcedo y Doltra (2013) en este mismo workshop se destaca la relevancia de las emisiones de N₂O según la proporción de forraje y concentrado utilizado en la ración animal. En el presente trabajo se exponen las investigaciones encaminadas a la estimación de las emisiones de N₂O en rotaciones forrajeras de sistemas agro-ganaderos con una proporción variable de leguminosas y de utilización de fertilizantes minerales.

2. Materiales y Métodos

En otoño de 2012 se han iniciado tres rotaciones forrajeras descritas en la tabla 1, con una proporción de leguminosa/cereal de invierno 0/50% (S1), 25/25% (S2) y 50/0% (S3) y con maíz como cultivo de primavera y cultivo anterior en todos los sistemas. Las leguminosas serán utilizadas bien como abono en verde bien como ensilado para la alimentación animal. La parcela experimental se encuentra situada en la finca del I.E.S. "La Granja" en Heras (N Cantabria) en un suelo de textura franco arcillo limosa, con pH 6.3, materia orgánica 2% y P Olsen 8 ppm de promedio en su capa superficial. El diseño experimental es de bloques al azar, con tres bloques y dos repeticiones por bloque en cada uno de los tres sistemas, con todos los cultivos de invierno presentes cada año y un tamaño elemental de parcela de 196 m².

Tabla 1. Rotación de cultivos establecida en otoño de 2012

	S1	S2	S3
Rotación 2012-2014	Trtitalc ^f	Cebada ^f	Habas
	Maíz ^f	Maíz ^f	Maíz
	Avena ^f	<i>T. pratense</i>	<i>T. Incarnatum</i> ^s
	Maíz ^f	Maíz	Maíz

^fCultivos con aplicación de fertilizante mineral

^sLeguminosa para ensilado

La siembra de los cultivos de invierno se realizó el 24 de octubre, tras la incorporación de rastros mediante laboreo sin inversión y preparación de la cama de siembra, a las siguientes dosis: cereales 225 kg ha⁻¹, habas 200 kg ha⁻¹ y tréboles 25 kg ha⁻¹. Previo a la siembra todos los cultivos recibieron 40 kg N ha⁻¹ en forma de purín generado en la explotación. La aplicación de N mineral en los cereales de invierno (70 kg ha⁻¹ el primer año) se fragmenta en cobertera en dos aplicaciones. Además del seguimiento de la dinámica del N y humedad en el suelo, y de la producción y N en cosecha, en el proyecto se utilizan herramientas de simulación validadas para la estimación de los siguientes indicadores ambientales en los sistemas estudiados: lixiviación y volatilización de N, emisión de N₂O y balance de C.

3. Consideraciones y Resultados Previos

La emisión potencial de N₂O en las rotaciones con aplicación de fertilizantes y en las basadas en el uso de leguminosas difiere en la dinámica temporal. Mientras que en los cereales de invierno el riesgo de emisión se concentra tras la aplicación del fertilizante durante el invierno-primavera, en el caso de las leguminosas éste se ralentiza en el tiempo, pronunciándose tras la incorporación de residuos o abono verde en primavera y se extiende durante el cultivo del maíz y los cultivos siguientes. Además hay que considerar la evolución del suelo y su relación C/N a más largo plazo para una correcta evaluación de los diferentes sistemas. En este sentido la disposición de un modelo de simulación válido es fundamental para el análisis de las estrategias de mitigación más adecuadas. A partir de la revisión de datos experimentales Stehfest y Bouwman (2006) estiman un factor global de emisión de N₂O asociado al uso de fertilizantes cercano al 1%, cuya aplicación en nuestro estudio equivaldría a unos 2 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en el sistema 0/50%. Sin embargo, las condiciones edafoclimáticas específicas pueden derivar en desviaciones significativas. En particular, el bajo contenido inicial de C orgánico se correlaciona con menores tasas de nitrificación y desnitrificación y una textura fina favorece las condiciones anaeróbicas y, por tanto, se reduce la difusividad gaseosa y el ratio N₂O/N₂. Por el contrario los altos contenidos iniciales de N-NO₃ en suelo determinados en siembra (promedio >40 mg N-NO₃ kg⁻¹) junto con las importantes lluvias tras la aplicación del purín (aprox. 150 mm en dos semanas) en combinación con temperaturas suaves apuntan a la posibilidad de emisiones importantes al inicio de la rotación en todos los sistemas. Simulaciones preliminares con datos y observaciones en la propia finca en sistema parecidos apuntan un rango de emisión anual entre 4 y 6 kg N ha⁻¹ (Doltra et al., 2012).

4. Conclusión

Puesto que la introducción de leguminosas en la rotación puede incrementar el N₂O emitido, cabe dar respuesta a si este incremento se compensa con la no aplicación de fertilizantes minerales teniendo en cuenta el manejo del cultivo y la escala temporal, considerando que pequeñas diferencias entre los sistemas estudiados pueden dar lugar a estrategias de mitigación muy significativas debido al elevado poder de calentamiento global del N₂O.

Referencias

Doltra J., Salcedo G. and Olesen J.E. 2012. Modelling forage rotations for increasing resource-use efficiency in dairy farming in Cantabria (North Spain). In: ESA Abstracts Proc. August 2012, 1p.

MMAMM, 2009. Inventario nacional de emisiones de contaminantes a la atmósfera. Sub.Gral. de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial. MMAMM, Madrid.

Salcedo G. y Doltra J. 2013. La urea en leche: una herramienta disponible en la estimación de las emisiones de N₂O de origen alimenticio. In: II Workshop on mitigation of greenhouse gasses from the Spanish agroforestry sector” Zaragoza (Spain) April 2013, 2p.

Stehfest, E and Bouwman, L. 2006. N₂O and NO emissions from agricultural fields and soils under natural vegetation: Summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 74:207-228.

EFFECTO DEL SISTEMA DE LABOREO Y EL TIPO DE FERTILIZACIÓN SOBRE LA VOLATILIZACIÓN DE NH₃ EN SECANOS SEMIÁRIDOS DEL VALLE DEL EBRO

Ovejero, J.^a, Lampurlanés, J.^{ab}, Cantero-Martinez, C.^a, Plaza-Bonilla, D.^a, Álvaro-Fuentes, J.^c

^a Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universitat de Lleida, Unidad Asociada de Sistemas Integrados de Producción Agrícola Extensiva en Zonas Mediterráneas (UA-CSIC). Rovira Roure 191, 25198 Lleida

^b Departamento de Ingeniería Agroforestal, Universitat de Lleida, Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España.

^c Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei, (CSIC), Avda. Montañana 1005, 50080 Zaragoza, España

1. Introducción

El uso ineficiente de los fertilizantes nitrogenados puede conducir a grandes pérdidas de nitrógeno (N) en el sistema suelo-planta, que aparte de las pérdidas económicas, puede ocasionar problemas medioambientales debido, principalmente, a la emisión de gases a la atmósfera en forma de amoníaco (NH₃), óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N₂O). En este contexto la volatilización de NH₃ constituye una de las más importantes vías de emisión de gases en forma de N provenientes de la agricultura. La aplicación de estiércoles animales y fertilizantes nitrogenados se ha constatado como la mayor fuente de emisiones amoniacaes a la atmósfera (Pain et al., 1998), llegando a ser en los casos más desfavorables de hasta el 70 % del N aplicado (Misselbrook et al., 2005). Así mismo, la deposición de NH₃ puede ser considerada precursora de la emisión de GEIs debido a que la presencia de NH₃ en la atmósfera del suelo puede devenir en la formación de NH₄⁺, cuya oxidación a NO₃, en el proceso de nitrificación, dará lugar a la formación de NO y N₂O (Wrage et al., 2001). Por tanto los intentos para mitigar estas pérdidas resultan esenciales desde el punto de vista de la sostenibilidad económica y ambiental de los agroecosistemas. El principal objetivo de este estudio es evaluar la influencia de los sistemas de manejo de suelo y el tipo de fertilizante (orgánico y mineral) sobre la volatilización de NH₃ al corto plazo.

2. Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en un ensayo establecido en 2011 en la localidad de Coscó, en la comarca de la Noguera (Lleida). El experimento se realizó durante el mes de noviembre de 2012 coincidiendo con la época de aplicación de fertilizantes. El diseño experimental consistió en un diseño factorial doble en bloques completos al azar, con 3 repeticiones. Los factores de variación fueron el sistema de manejo de suelo y tipo de fertilización. Los tratamientos de manejo del suelo fueron: el mínimo laboreo (ML) y el no laboreo (NL). En cuanto a los tratamientos de tipo de fertilización fueron: control (0), mineral, purín, pellet de purín y gallinaza. El ML se realizó inmediatamente después de la aplicación de fertilizante mediante un vibrocultor y tiene como objetivo realizar la incorporación de los productos fertilizantes para intentar evitar las pérdidas por volatilización. La aplicación de fertilizante se efectuó a razón de 75 kg N ha⁻¹ en todos los tratamientos excepto en el control que no se aplicó fertilizante. El tamaño de cada parcela elemental fue de 40 x 6 m. Las pérdidas de NH₃ se midieron justo después de la aplicación del fertilizante en el caso de las parcelas de NL y después de

la fertilización y pase de vibrocultor en las parcelas de ML. Las mediciones se realizaron por duplicado para cada parcela elemental. Se realizó una medición diaria durante los 5 días posteriores al tratamiento fertilizante (12 de nov. de 2012) utilizando el método de cámaras ventiladas (Kissel et al., 1977) y mejorado por Cabrera et al. (2001) en el cual la muestra de aire procedente del suelo pasa por una solución de ácido bórico para su posterior análisis por colorimetría a través de un autoanализador de flujo continuo (SealAutoanalyzer 3).

3. Resultados y Discusión

En las Figuras 1 y 2 se muestran los datos relativos a la emisión de NH_3 en los días posteriores a la aplicación de fertilizante según el sistema de manejo del suelo utilizado. Valorando el conjunto de tratamientos no se observaron diferencias significativas en las emisiones en cuanto a tratamiento de fertilización y de laboreo pero sí respecto a día de muestro. En los dos tratamientos de manejo del suelo (ML y NL), las emisiones de N-NH_3 disminuyen a los dos días de la aplicación de fertilizante para todos los tratamientos de fertilización. En el caso de ML, del primer al segundo día después de la aplicación del fertilizante, hay un incremento de las emisiones, debido probablemente a cambios en la humedad y temperatura del suelo influenciados por la alteración del suelo por el laboreo. No obstante, cuando el fertilizante no es incorporado (NL), las pérdidas en los tratamientos orgánicos, en forma de purín y gallinaza, disminuyen a partir del primer día dado que en estos tratamientos las pérdidas son muy elevadas el día de la aplicación. Sin embargo, al aplicar abono mineral y pellet de purín bajo NL, las pérdidas se incrementan del primer al segundo día, debido probablemente a que estos tipos de fertilizante incrementan las emisiones a medida que entran en contacto con la superficie del suelo por la propia descomposición del granulado.

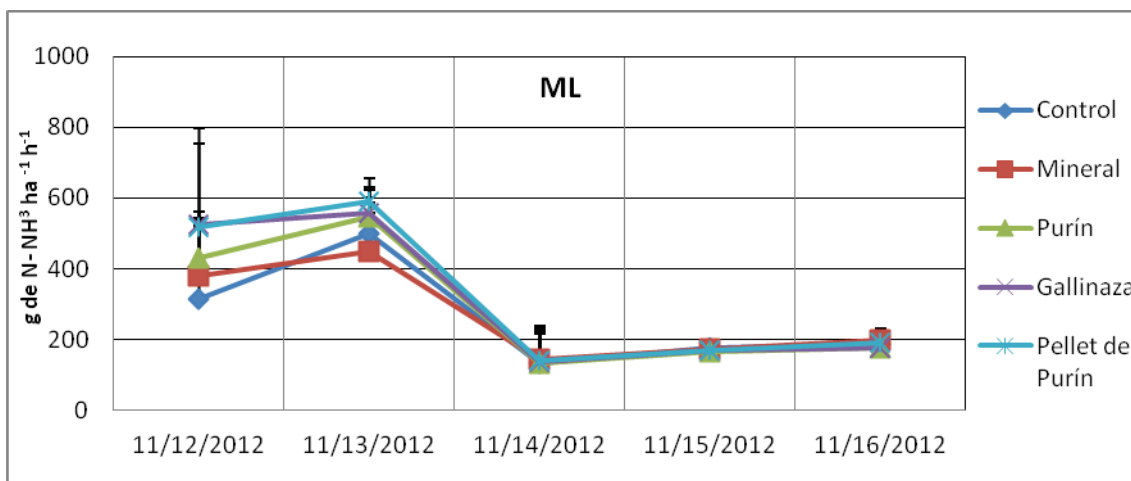


Fig. 1. Emisión de NH_3 en un sistema de mínimo laboreo (ML) justo después de la aplicación de diferentes tipos de fertilizante y del laboreo con vibrocultor en un agroecosistema semiárido de seco. Las barras verticales corresponden a la desviación estándar.

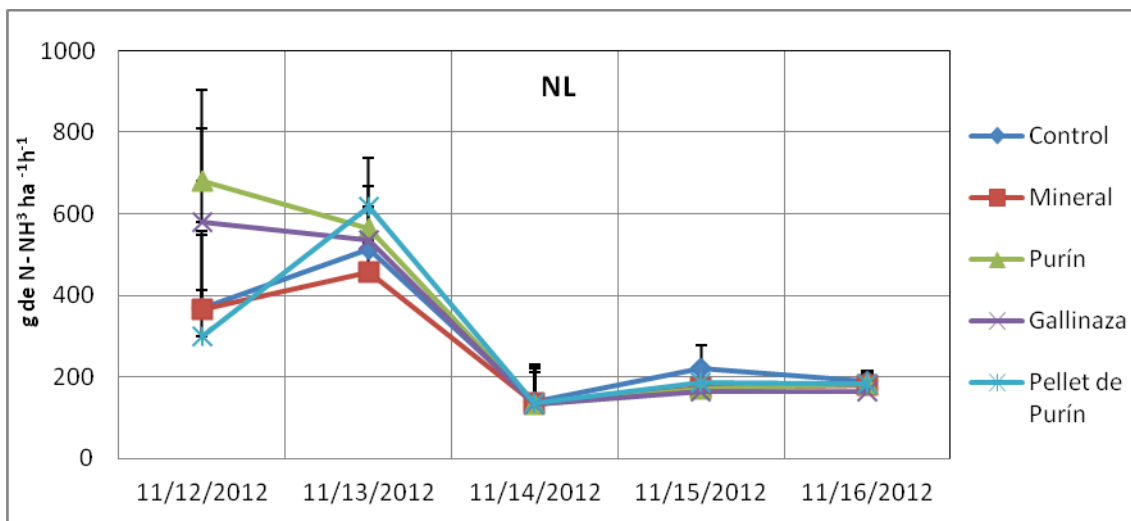


Fig. 2. Emisión de NH₃ en un sistema de no laboreo (NL) justo después de la aplicación de diferentes tipos de fertilizante en un agroecosistema semiárido de seco. Las barras verticales corresponden a la desviación estándar.

4. Conclusión

En nuestras condiciones, el flujo de emisión de NH₃ desciende notablemente a partir del segundo día posterior a la aplicación ya que en las primeras 48 horas se volatiliza la mayor parte del N aplicado. De manera general, el fertilizante en forma orgánica incrementa los picos de emisión observados justo después de aplicar el fertilizante, respecto al abono en forma mineral.

Referencias

- Cabrera, M.L., D.E. Kissel, R.C. Davis, N.P. Qafoku, and W.I. Segars. 2001. Design and ammonia-recovery evaluation of a wind speed-sensitive chamber system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:1302–1306.
- Kissel, D.E., H.L. Brewer, and G.F. Arkin. 1977. Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. *Soil Sci. Soc. Am.* 3 volatilization in which the wind speed inside the J. 41:1133–1138.
- Misselbrook, T.H., F.A. Nicholson, B.J. Chambers, and R.A. Johnson. 2005. Measuring ammonia emissions from land applied manure: An intercomparison of commonly used samplers and techniques. *Environ. Pollut.* 135:389–397.
- Pain B.F., van der weerden T.J., Chambers B.J., Philips V.R., Jarvis S.C., 1998. A new inventory for ammonia emissions from U.K. agriculture. *Atmospheric Environment* 32, 309-313.
- Wrage, N., Velthof, G. L van Beusichem, M.L., Oenema, O., 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1723-1732.

The logo for 'remedia workshop' is positioned in the top left corner. It features the word 'remedia' in a bold, green, sans-serif font, with 'workshop' written below it in a black, handwritten-style font. The text is contained within a white rectangular box that has a green border on its left and top sides. The background of the entire top section is a blurred image of green leaves.

remedia
workshop

Mitigación de GEI en sistemas forestales

Comunicaciones orales

EVOLUCIÓN DE LOS RESERVORIOS DE CARBONO DE MASAS FORESTALES DOMINADAS POR *QUERCUS PYRENAICA* VS *PINUS SYLVESTRIS*

Álvarez, S. ¹, Ortiz, C. ², Díaz-Pinés, E. ³, Rubio, A. ¹

¹ Dpto. de Silvopascicultura. E.T.S.I. Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n 28040. Madrid

² Dpto. Edafología. E.T.S.I. Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n 28040. Madrid

³ Institute for Meteorology and Climate Research. KIT. Kreuzteckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen. Germany.

1. Introducción

Los bosques desempeñan un papel fundamental en el ciclo del carbono (C) y almacenan más del 80% del C terrestre. La gestión forestal puede influir determinadamente en el secuestro de C y su estabilización en el suelo (Jandl et al. 2007), modificando diferentes aspectos de la masas gestionadas (cortas, claras, duración del turno de corta, composición de especies) (Díaz-Pinés et al. 2011). En este trabajo se discute el efecto sobre los stocks de C la elección de especie en la masa forestal: una planocaducifolia (*Quercus pyrenaica* Willd.) o una conífera (*Pinus sylvestris* L.). Para ello, se ha utilizado el modelo CO2FIX v.3.2, modelo que ha sido ampliamente utilizado para simular dinámicas de C en masas forestales (p.j. De Jong et al. 2007). Los pinares de silvestre ya han sido estudiados en España mediante este modelo, pero todavía no se ha aplicado a los rebollares.

2. Materiales y Métodos

El trabajo se ha llevado a cabo en el área ecotonal entre bosques de pino silvestre y de rebollo localizada en “Valsaín”, en la vertiente norte del Sistema Central. La zona está descrita en Díaz-Pinés et al., (2011). Concretamente, se han considerado los módulos Biomasa y Suelo del modelo CO2FIX v.3.2. El módulo de Biomasa convierte los datos de incremento volumétrico neto anual en stocks anuales de C en el reservorio de biomasa del ecosistema. El módulo de Suelo se basa en el modelo Yasso (Liski et al. 2005). La tasa de descomposición de la biomasa se ha simulado con información climática básica y con su calidad química (Nabuurs et al. 2002).

El pinar se gestiona bajo un sistema de aclareo sucesivo uniforme con un turno de corta de 120 años con dos fases de cortas de regeneración. En los estadíos más jóvenes se aplican aclareos y claras intensivas. Para el rebollo se han considerado talleres con un turno de corta de 120 años, de acuerdo con Montero (2005). El índice de calidad de estación es 23 para el pino y 17 para el rebollo. Los stocks iniciales de biomasa y de suelo se han calculado a partir de una modelización inicial con los parámetros considerados en este trabajo y el tiempo necesario para estabilizar el balance del C. La evolución del C en la masa forestal se ha analizado en un intervalo de 240 años, tanto para una masa de pino como para una de rebollo.

3. Resultados y Discusión

Las figuras 1a y 1b muestran los reservorios de C en biomasa y suelo para las masas de pino y rebollo. A los 99 años, la masa de pino tiene su máximo de C tanto en la biomasa ($159 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) como en el total del sistema ($270 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Para el rebollo, ambos máximos se producen al final del turno: $155 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en la biomasa y $228 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en el total del sistema. Los valores máximos de C del suelo se presentan al final del turno de corta en ambos escenarios inmediatamente después de la corta de regeneración, aunque el stock vuelve a los niveles iniciales al cabo de alrededor de 10 años. Los valores de C en suelo para las masas de pino oscilan entre 83 y $150 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$; en las masas de rebollo entre 56 y $124 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

La simulación realizada señala que los rodales de pino presentan más C ($42 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) que las masa de rebollo. Esto sugiere que una hipotética ocupación del área ecotonal pinar-rebollar por masas monoespecíficas de rebollo produciría una pérdida de C en el ecosistema, fundamentalmente centrado en el subsistema edáfico. Los resultados del C orgánico del suelo en masas de pino están en el mismo rango que trabajos recientes (Rovira et al. 2007, Schindlbacher et al. 2010, Díaz-pines et al. 2011 y Chiti et al. 2012). Los resultados de las masas de rebollo también están en el mismo rango que los trabajos de Chiti et al. (2012), Díaz-Pinés et al. (2011) y Rovira et al. (2007).

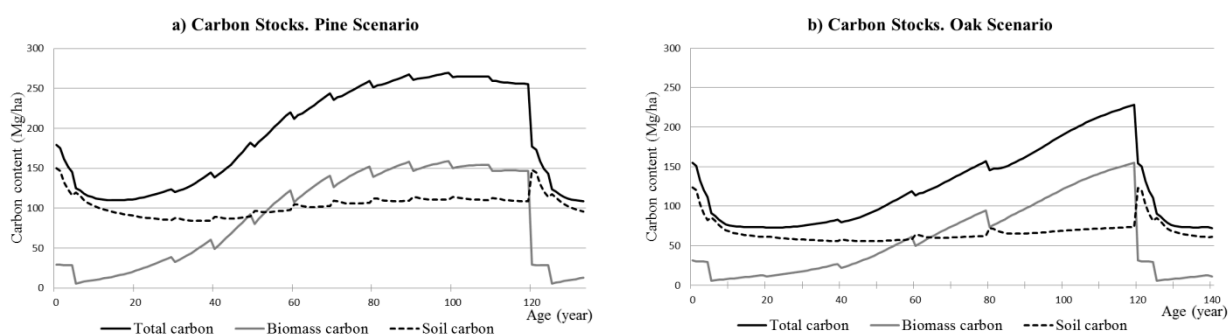


Fig 1. Reservorios de C de masas de (a) *Pinus sylvestris* y (b) *Quercus pyrenaica* en el Sistema Central

4. Conclusión

El modelo CO2FIX es una herramienta válida para analizar los reservorios de C en la biomasa y el suelo. Su uso permite considerar el efecto de las especies, el clima y las prácticas selvícolas. Gracias al modelo CO2FIX, los gestores forestales están en capacidad de incorporar la acumulación y secuestro de C en los criterios de gestión forestal. En nuestro modelo, la masa de pino tiene una mayor capacidad para acumular C que la masa de rebollo.

Referencias

Chiti T., Díaz-Pinés E., Rubio A. 2012. Soil organic carbon stocks of conifers, broadleaf and evergreen broadleaf forests of Spain. *Biol Fert Soils*, 48(7), 817–826.

De Jong B., Masera O., Olguin M., Martinez, R. 2007. Greenhouse gas mitigation potential of combining forest management and bioenergy substitution: A case study from Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecol Manag*, 242(2-3), 398–411.

Díaz-Pinés E., Rubio A., Van Miegroet H., Montes F, Benito M. 2011. Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *Forest Ecol Manag*, 262(10), 1895–1904.

Jandl R., Lindner M., Vesterdal L., Bauwens B., Baritz, R.; Hagedorn F.; Johnson D. W.; et al.; 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3-4), 253–268.

Montero G. 2005. Informe final. Estudio autoecológico y modelos de gestión para los rebollares (*Quercus pyrenaica* Willd.) y normas selvícolas para *Pinus pinea* L. y *Pinus silvestris* L. en Castilla y León. Convenio INIA- Consejería de Medio Ambiente la Junta de Castilla y León.

Nabuurs G.J., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M., Karjalainen T., Lapvetelainen T., Liski J., Masera O., Mohren G.M.J., Pussinen A., Schelhaas M. J., 2002. CO2FIX V2.0—manual of a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products. p. 45.

Liski J., Palosuo T., Peltoniemi M., Sievänen R., 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecol Model*, 189(1-2), 168–182.

Rovira I Pons P., Romanyà Socoró J., Rubio A., Roca N., Alloza J. A., & Vallejo R., 2007. Estimación del carbono orgánico en los suelos peninsulares españoles. En: El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático. Fundación Gas Natural.

Schindlbacher A., De Gonzalo C., Díaz-Pinés E., Gorriá P., Matthews B., Inclán R., Zechmeister-Boltenstern S., et al. 2010. Temperature sensitivity of forest soil organic matter decomposition along two elevation gradients. *J Geophys Res*, 115(3).

EFFECTOS DE LA APLICACIÓN DE CLARAS EN LA FIJACIÓN DE CARBONO EN REPOBLACIONES FORESTALES

Ruiz-Peinado, R.^{a,b}, Ríó, M.^{a,b}, Bravo-Oviedo, A.^{a,b}, Montero, G.^{a,b}

^a Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ctra. A Coruña km 7'5, 28040, Madrid. ruizpein@inia.es

^b Instituto Universitario Investigación Gestión Forestal Sostenible, UVA-INIA

1. Introducción

La realización de claras en las masas forestales mediante la corta de parte de los pies de la masa principal, resulta en una reducción de la competencia para procurar la estabilidad biológica y el mantenimiento de la composición específica de la masa. Las claras suponen una instantánea reducción del stock de carbono en la biomasa arbórea. Sin embargo, no existe mucha información de qué es lo que ocurre tras aplicarse claras en los reservorios de carbono a medio plazo. Así, el objetivo de este trabajo es identificar los efectos que las claras tienen en los stocks de carbono del bosque, incluyendo la biomasa aérea y radical, madera muerta y suelos (capa orgánica y capa mineral).

2. Materiales y Métodos

Se han utilizado los datos de dos sitios de ensayo de gestión forestal sostenible del INIA-CIFOR (Montero y col, 2004). Ambas ensayos se sitúan en masas que proceden de repoblación, con un diseño de bloques aleatorizados, de tres tratamientos con tres repeticiones, en parcelas de 1000 m², donde se ensayaron claras por lo bajo, de diferente intensidad: testigo sin aclarar, clara moderada y clara fuerte. Se dispone de información selvícola de 7 inventarios desde la instalación de los ensayos. El primer ensayo se sitúa en una masa de *Pinus pinaster* Ait. con una calidad de estación alta, cuyo origen es siembra en 1951, en Sierra Morena (Fuencaliente, Ciudad Real) y que se encuentra al final de su turno cerca de realizarse las cortas de regeneración. El segundo, se sitúa en una masa de *Pinus sylvestris* L. en una estación de calidad media, cuyo origen es plantación en 1960, al pie de la sierra de la Demanda (Villasur de Herreros, Burgos), encontrándose hacia la mitad de su turno propuesto. En ambos ya se han realizado tres intervenciones selvícolas, con una reducción media del área basimétrica tras las tres claras del 30% y 38% respecto de las testigos para *P. pinaster* y del 26% y 37% en el caso de *P. sylvestris*, para las claras moderadas y fuertes, respectivamente.

El carbono almacenado en la biomasa aérea y radical fue estimado a partir de los modelos de Ruiz-Peinado y col. (2011), mientras que se realizó un muestreo en las parcelas para estimar la madera muerta, tanto gruesa (árboles muertos en pie, madera muerta sobre el suelo y tocones) como delgada. El carbono almacenado en el suelo fue también objeto de estudio, realizándose un muestreo en cuatro puntos de cada parcela. La capa orgánica fue diferenciada en capa fresca, capa fragmentada y capa humificada para un mejor análisis y la capa mineral del suelo fue muestreada utilizando el método de profundidades fijas, con un intervalo de 10 cm hasta 30 cm de profundidad. De todas las muestras obtenidas (madera muerta gruesa y fina, capa

orgánica y capa mineral del suelo) se realizaron análisis de carbono en laboratorio mediante un analizador LECO-HCN 600, obteniéndose el carbono total.

3. Resultados y Discusión

En ambos casos, la gestión modificada fuertemente las cantidades de carbono que se encuentran actualmente fijadas en el bosque, encontrándose diferencias estadísticamente significativas entre las masas aclaradas y las no aclaradas (Figura 1). Fundamentalmente, éstas son debidas a las cantidades de biomasa aérea y radical existentes. Sin embargo, la realización de claras no modifica las cantidades de carbono del suelo, tanto en la capa orgánica como en los 30 primeros cm de la capa mineral del suelo, lo cual muestra la sostenibilidad de este tipo de operaciones, desde el punto de vista de la fijación de carbono. Tampoco existen diferencias entre las dos intensidades de clara aplicadas, dado que la diferencia (expresada en área basimétrica extraída) entre ambas no es muy acusada y por el hecho de que la aplicación de claras por lo bajo sólo elimina pies dominados y aquellos con menor posibilidad de respuesta a la clara.

Si se incluye las cantidades de carbono que han sido extraídas en las tres claras realizadas, conformando entonces el carbono total producido por el bosque, la situación es diferente. Para el caso de *Pinus pinaster*, en el ensayo que se encuentra cerca del momento de la corta final para regeneración, la aplicación de claras fuertes supone una mayor cantidad de carbono producido, esto es, una mayor mitigación tras haberse realizado tres intervenciones (Ruiz-Peinado y col., 2012). En el ensayo de *P. sylvestris*, no hay diferencias significativas entre la masa sin aclarar y la clara moderada, si existiéndolas entre la masa no aclarada y la clara fuerte, aunque en ambos casos hay que tener en cuenta que este ensayo se sitúa en la mitad del turno propuesto y que las sucesivas claras a aplicar serán de menor peso y con una rotación mayor. En este último caso, se constata una pérdida de producción en las parcelas donde se ha aplicado la clara más fuerte, hecho constatado en las claras para *P. sylvestris* en España (Río et al., 2008), no observándose en el ensayo de *P. pinaster*.

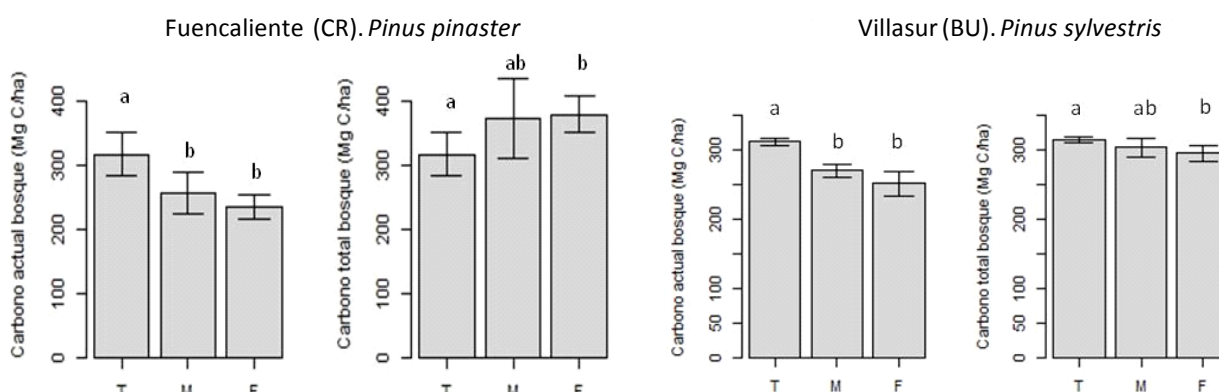


Fig 1. Carbono actual del bosque y total producido por el bosque para cada tratamiento, en los dos sitios de ensayo. Letras distintas muestran diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos.

4. Conclusión

No hay influencia respecto de la aplicación de claras en las cantidades de carbono fijadas en los suelos forestales en un corto-medio plazo. La aplicación de éstas en ambiente mediterráneo no disminuye los stocks totales de carbono (acumulados incluyendo el carbono extraído en esas operaciones), además de mejorar la estabilidad biológica de las masas forestales y disminuir el peligro de incendio forestal, acciones muy importantes en dicho ambiente.

Referencias

Montero G., Madrigal G., Ruiz-Peinado R., y Bachiller A. 2004. Red de parcelas experimentales del CIFOR-INIA. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 18, 229-236.

Río M., Calama R., Cañellas I., Roig S., y Montero G. 2008. Thinning intensity and growth response in SW-European Scots pine stands. *Annals of Forest Science* 65, 308.

Ruiz-Peinado R., Bravo-Oviedo A., López-Senespleda E., Montero G., y Río M. 2012. Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? *European Journal of Forest Research*, doi: 10.1007/s10342-012-0672-z.

Ruiz-Peinado R., Río M., y Montero G. 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems* 20, 176-188.

LOS STOCKS DE CARBONO DE LOS SUELOS DEL ECOTONO PASTOS DE ALTA MONTAÑA-LÍMITE DE ÁRBOL DEL PINO SILVESTRE

Ortiz, C.¹, Benito, M.¹, Rubio, A.²

¹Dpto. de Edafología. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria, s/n. 28040-Madrid

²Dpto. de Silvopascicultura. U.Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria, s/n. 28040-Madrid

1. Introducción

El límite de árbol del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) forma parte del ecotono bosque-pastizal de alta montaña. Esta es una zona potencialmente sensible a los efectos del cambio climático por estar controlada climáticamente (Hansen y Di Castri 1992). Cambios en la vegetación predominante provocan variaciones en el pH del suelo, en la calidad y cantidad de la materia orgánica que se aporta al suelo, en el contenido de nitrógeno (N), etc. (Stursova y Baldrian 2011). Por ello la colonización de las áreas de pastos y matorrales de alta montaña por especies forestales altera los procesos biogeoquímicos y puede llevar a una acumulación de carbono (C) orgánico en el suelo (Creamer y col. 2012). La importancia de estos cambios físico-químicos que ocurren en los suelos es crucial para la comprensión de la estabilización del C y el ciclo de los nutrientes (Grandy y col. 2007).

2. Materiales y Métodos

El área de estudio se encuentra situada en la vertiente segoviana de la Sierra de Guadarrama, en el Monte de Utilidad Pública nº198, "Pinar de Navafría". Dicho área se localiza entre 1900 y 1960 m snm (UTM 430808; 4537429), con unos valores de temperatura media anual de 5,2 °C, una media de temperaturas mínimas del mes más frío de -3,8 °C, una media de máximas del mes más cálido de 21,7 °C y una precipitación anual de 1.609 mm. Las parcelas se han ubicado en tres ambientes diferenciados de esta zona de alta montaña: el pastizal y matorral de alta montaña, el ecotono pastizal-pinar y el pinar de silvestris. En cada ambiente se establecieron 3 parcelas de 20x50 m² donde se tomaron tres muestras compuestas de suelo a 0-5, 5-15 y 15-30 cm de profundidad. También se tomaron muestras inalteradas con un cilindro metálico de volumen conocido para calcular la densidad aparente. Las muestras de suelo fueron tamizadas con un tamiz de 2 mm de luz de malla para la obtención de la tierra fina, con la que se realizarían los diferentes análisis de laboratorio, así como valorar el contenido de elementos gruesos. Para el cálculo de los stocks de C y N, primero se determinó el contenido en C orgánico y N orgánico de la tierra fina, mediante un analizador de C orgánico total y por el método Kjeldahl para el N. Con ambos contenidos, con las densidades aparentes, la profundidad y la tierra fina se elaboraron los respectivos stocks.

3. Resultados y Discusión

Los stock de C (Figura 1a) de los 5 primeros centímetros del suelo presentan diferencias significativas, con valores mayores en el pastizal-matorral ($17,4 \pm 2,8 \text{ Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$) que en el ecotono ($12,1 \pm 0,9 \text{ Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$) y que en el pinar ($13,4 \pm 5,4 \text{ Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$)

¹⁾ ($F=5,178$; $p=0,013$; post-hoc LSD). En profundidad las diferencias entre los distintos ambientes no son significativas.

En cuanto a los stocks de N (Figura 1b) también son significativas las diferencias en los primeros centímetros de profundidad, con mayores valores en el pastizal-matorral ($1,34 \pm 0,2 \text{ Mg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) que en el ecotono ($0,8 \pm 0,1 \text{ Mg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) y que en el pinar ($0,78 \pm 0,3 \text{ Mg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) ($F=15,525$; $p<0,001$; post-hoc LSD). En las demás profundidades no hay diferencias significativas entre los stocks de N, aunque los contenidos siempre disminuyen progresivamente del pastizal-matorral al pinar, siendo intermedios en el ecotono

Analizando el stock de C total del suelo no se obtienen diferencias significativas entre los distintos ambientes. En cambio, hay diferencias significativas entre los stocks de N totales del suelo, siendo significativamente mayores los del suelo de pastizal-matorral ($6,40 \pm 0,2 \text{ Mg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) que los del ecotono ($5,44 \pm 1,13 \text{ Mg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) y que los del pinar ($4,70 \pm 0,87 \text{ Mg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) ($F=7,652$; $p=0,002$; diferencias calculadas con el post-hoc LSD).

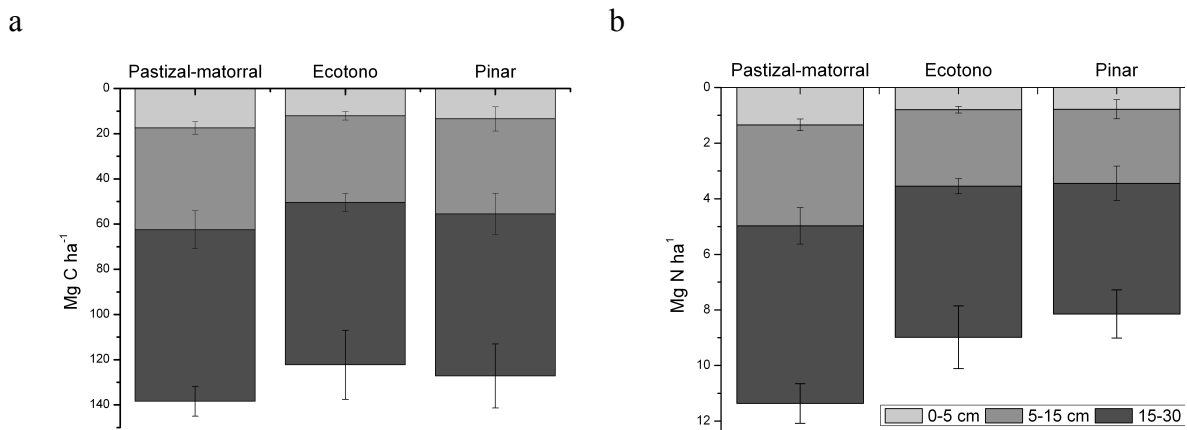


Fig 1. Distribución de los stocks de C (a) y de N (b) en los distintos ambientes vegetales y profundidades estudiadas

Los diferentes escenarios de cambio climático propuestos por el IPCC predicen la migración altitudinal del pino silvestre por encontrar condiciones idóneas para su desarrollo en zonas más altas (Benito y col. 2008). Así pues, interpretados nuestros resultados en un sentido dinámico se podría pensar que un avance del pino silvestre sobre el pastizal de alta montaña no vaya a provocar una reducción significativa de los stocks de C de los suelos. Sin embargo, las diferencias halladas en los stocks de los primeros centímetros del suelo tanto de C como de N de estas zonas de alta montaña recomendarían una estrecha vigilancia de los mismos por ser esta parte del suelo la más vulnerable a cualquier tipo de perturbación.

4. Conclusión

El C del suelo de las áreas ecotonales entre pastos de alta montaña y pinares de silvestre no presenta diferencias significativas entre los distintos ambientes vegetales. Un hipotético avance de los pinares sobre los pastizales de alta montaña como consecuencia del cambio climático no supondría una reducción significativa de los

stocks de C de los suelos. Sin embargo, la distinta dinámica del N, así como el diferenciado comportamiento de los stocks de C de los centímetros superficiales de los suelos reclaman ulteriores estudios.

Referencias

Benito, M., Sánchez, R. y Sainz Ollero, H. 2008. Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science*. 11, 169-178.

Creamer, C.A., Filley, T.R., Boutton, T.W., Oleynik, S. y Kantola, I.B. 2012. Controls on soil carbon accumulation during woody plant encroachment: Evidence from physical fractionation, soil respiration, and $\delta^{13}\text{C}$ of respired CO_2 . *Soil Biology and Biochemistry*. 43, 1678-1687.

Grandy A.S., Neff J.C. y Wwintraub M.N. 2007. Carbon structure and enzyme activities in alpine and forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 39 2701–2711.

Hansen, A., Di Castri, F., 1992. *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Springer. 452 pp. New York.

Sturnova, M. y Baldrian, P. 2011. Effects of soil properties and management on the activity of soil organic matter transforming enzymes and the quantification of soil-bound and free activity. *Plant and Soil*. 338, 99-110

ESTABLECIMIENTO DE PINARES SECUNDARIOS EN CULTIVOS ABANDONADOS: EVOLUCIÓN DEL STOCK DE CARBONO EDÁFICO

Rovira, P.^a, Sala, A.^a

^a Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, carretera de St Llorenç de Morunys, km 2, 25280 Solsona, Lleida

1. Introducción

Los suelos forestales acumulan mucho más carbono que los suelos agrícolas, por lo que cabe esperar que la reforestación de cultivos abandonados resulte en una captura masiva de carbono en el suelo. Sin embargo, esto no siempre se produce (Laganière et al. 2010). La correcta gestión de las reservas de carbono edáfico a nivel regional exige una mejor comprensión de su dinámica a nivel de perfil. A menudo se observa tras la reforestación una depresión inicial en el stock de carbono edáfico, y el tiempo necesario para la recuperación del estado inicial puede ser de décadas. En este trabajo aportamos nuevos datos acerca de este fenómeno, referentes a un ejemplo concreto: la sustitución del cultivo (viñedos) por pinares secundarios de *Pinus nigra*.

2. Materiales y Métodos

Se ha estudiado un área forestal en Cardona (El Bages, Barcelona), sobre margas del Terciario, en un relieve extensamente aterrazado. La zona fue ocupada por viñedos hasta principios de los 60, época de gran disminución de la actividad agrícola. Buena parte de las terrazas fueron abandonadas, siendo ocupadas por pinares secundarios de *Pinus nigra*. En las parcelas en que prosiguió la actividad agrícola los viñedos fueron reemplazados por cereal. En base a fotografías aéreas (de 1956 y 2008), se eligieron una serie de parcelas repartidas en cuatro grupos:

- I. CR. *Crops*: [3 parcelas]: cultivadas en la actualidad, cultivadas también en 1956;
- II. NF1. *New forests 1* [4 parcelas]: cultivadas en 1956, actualmente pinares secundarios;
- III. NF2. *New forests 2* [2 parcelas]: pinares en 1956, pinares también en la actualidad, ubicados en antiguas terrazas, abandonadas antiguamente (antes de 1956);
- IV. OF. *Old forests* [3 parcelas]: pinares en 1956, pinares actualmente, sin ningún indicio de haber sido nunca cultivados.

Con sonda prismática se tomaron al azar catas del suelo mineral: cuatro en parcelas agrícolas, cinco en parcelas forestales. En parcelas forestales se tomaron también ocho muestras del mantillo, delimitadas con cilindro de aluminio. El suelo mineral se subdividió en tres profundidades (0-5, 5-15, 15-30 cm) en suelos agrícolas, y en cuatro (0-1, 1-5, 5-15, 15-30 cm) en parcelas forestales. En éstas el mantillo se subdividió en tres horizontes estándar (L, F y H). Tras secado al aire, tamizado a 2 mm (en suelo mineral) y triturado, los suelos fueron analizados para carbono orgánico, nitrógeno y

fósforo (total y fracciones). El estudio engloba un extenso análisis de los cambios en el suelo; este resumen se centra en la evolución del carbono orgánico total.

3. Resultados y Discusión

El abandono del cultivo se traduce en un claro incremento del stock total de carbono orgánico edáfico (Fig. 1), que pasa de 4.8 kg por metro cuadrado en cultivos (hasta 30 cm de profundidad) a más de 7 (sumando el C del mantillo) en los pinares secundarios más antiguos (grupo NF 2). Sin embargo, en estos pinares el stock es aún muy inferior al de los bosques antiguos (OF): el potencial de captura de carbono, pues, sigue siendo alto un siglo después del abandono del cultivo.

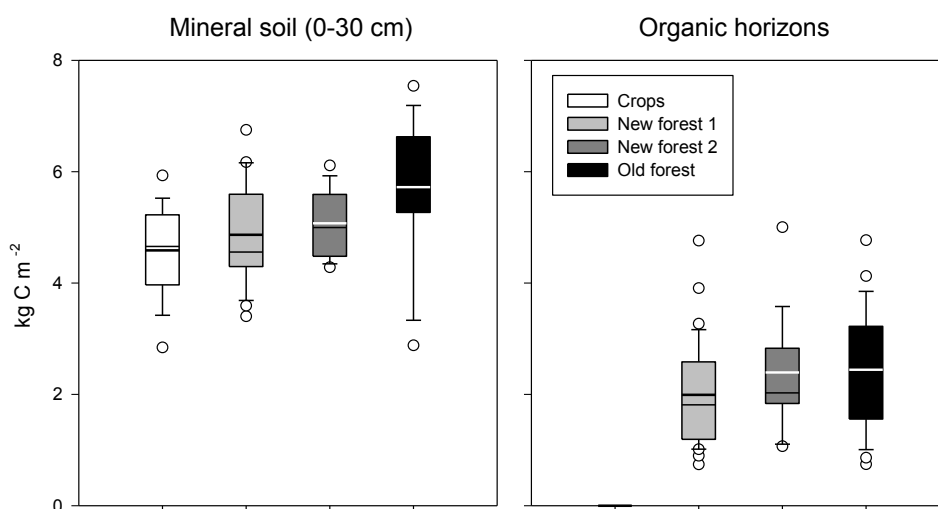


Fig. 1. Stock total de carbono orgánico, en el suelo mineral hasta 30 cm de profundidad (izquierda) y en el mantillo (derecha).

El incremento del stock de carbono varía en profundidad (Fig. 2). Es claro en los primeros 5 cm, pero a mayor profundidad el stock puede disminuir con el cambio de uso. En la capa 5-15 cm el contenido de carbono parece recuperarse a largo plazo: en los bosques NF2 es ya equivalente al de un cultivo; pero en la capa 15-30 cm incluso en los bosques NF2 el contenido de carbono queda por debajo del de los cultivos. Por debajo de los 5 cm de profundidad el carbono de los bosques NF2 es inferior al de los bosques más antiguos (OF).

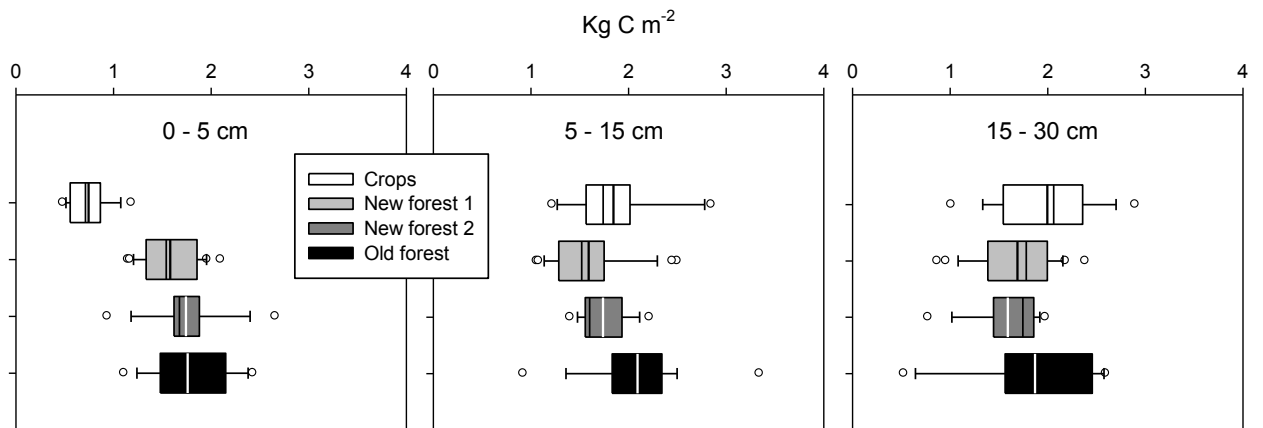


Fig. 2. Stock total de carbono orgánico, a diferentes profundidades del suelo mineral.

4. Conclusión

Con el abandono del cultivo y la reforestación se observa un aumento en el stock de carbono edáfico, pero también una importante redistribución del mismo en el perfil: la captura de carbono en superficie es parcialmente compensada por las pérdidas en profundidad. En cualquier caso, los bosques naturales de la zona (OF) gozan de un stock de carbono claramente superior al de los bosques secundarios (NF1 y NF 2), lo que indica que el potencial de secuestro de carbono en éstos últimos es alto, aun en los más antiguos.

Referencias

Laganière J., Anders D.A. y Paré D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 439-453.

The logo for 'remedia workshop' is positioned in the top left corner. It features the word 'remedia' in a bold, green, sans-serif font, with 'workshop' written below it in a black, handwritten-style font. The text is contained within a white rectangular box that has a green border on its left and top sides. The background of the entire top section is a blurred image of green leaves.

remedia
workshop

Mitigación de GEI en sistemas forestales

Pósters

EFFECT OF LIMING AND ORGANIC FERTILISATION ON SOIL CARBON SEQUESTERED IN A SILVOPASTORAL SYSTEM UNDER *PINUS RADIATA* D. DON

Ferreiro-Domínguez, N.^a, Rigueiro-Rodríguez, A.^a, Mosquera-Losada, M.R.^a

^a Departamento de Producción Vegetal. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela. 27002-Lugo. E-mail: mrosa.mosquera.losada@usc.es

1. Introduction

Global climate change caused by rising levels of CO₂ and other greenhouse gases is currently recognized as a serious environmental issue of the twenty-first century. The establishment of silvopastoral systems, a type of agroforestry system promoted by EU through the European Rural Development Council regulation 1698/2005, has been highlighted as a strategy for soil C sequestration under the Kyoto Protocol. In silvopastoral systems, the application of lime and the fertilisation with sewage sludge could increase tree growth and pasture production as well as have a considerable influence on carbon storage in soils (Mosquera-Losada et al., 2011a). The objective of this study was to evaluate the effect of liming and two sewage sludge doses (50 and 100 kg total N ha⁻¹) on the amount of total carbon stored at four soil depths (0–25, 25–50, 50–75, and 75–100 cm) compared to control treatment (no fertilisation) in a silvopastoral system under *Pinus radiata* D. Don.

2. Materials and Methods

The experiment was conducted in San Breixo Forest Community (Lugo, Galicia, northwestern Spain). A plantation of *Pinus radiata* D. Don was established in 1998 at a density of 1,667 trees ha⁻¹. In October 1999, an experiment with a randomised block design was carried out in 15 experimental plots (5 treatments x 3 replicates) of 96 m², each consisting of 25 trees arranged in a 5 x 5 frame with a distance of 3 m between rows and 2 m between lines. Each plot was sown in autumn of 1999 with a mixture of 25 kg ha⁻¹ of *Lolium perenne* var. Brigantia, 10 kg ha⁻¹ of *Dactylis glomerata* var. Artabro and 4 kg ha⁻¹ of *Trifolium repens* cv. Huia after ploughing. The established treatments were two sewage sludge doses based on N application (T1: 50 kg total N ha⁻¹ and T2: 100 kg total N ha⁻¹), with or without liming applied in 1999 before sowing (2.5 t CaCO₃ ha⁻¹). A no fertilisation (NF) treatment was also established as a control in the unlimed plots. Sewage sludge fertilisation was superficially applied during 2000, 2001, 2002 and 2003. To estimate the amount of soil total carbon a composite soil sample per plot was collected to 1 m, measured for depth, and divided in the field into four subsamples corresponding to different sampling depth classes of 0–25, 25–50, 50–75 and 75–100 cm (Moreno et al., 2005) in February 2010. In the laboratory, soil C was determined by using a LECO C.N.H.S. Elemental Analyzer (LECO, St. Joseph, MI) (Kowalenko, 2001). In order to facilitate comparison with most soils from the literature, the mean bulk density of soil at each sampling depth was used to convert the soil C concentration to Mg C ha⁻¹. The data were analysed using ANOVA (proc glm procedure). Means were separated by using LSD test, if ANOVA was significant (SAS, 2001).

3. Results and Discussion

In this experiment, the ANOVA analysis showed that in all treatments the soil total carbon was significantly higher in the upper soil layers than at lower depths ($p < 0.001$). However, it was not clearly observed a treatment effect on this soil variable ($p > 0.05$) (Fig. 1). The predominance of soil organic carbon in upper horizons is consistent with worldwide trends and can be explained by the vertical carbon gradient resulting from surficial litter deposition but also by differences in root distribution. Several authors, including Mosquera-Losada et al. (2011a), have shown that fine roots located in the upper few centimetres of soil are the main source of organic matter within a soil carbon pool. However, it is also important to be aware of the amount of carbon stored in deeper soil layers, which may reflect inputs from tree roots (Howlett et al., 2011). Indeed, the role of deep root systems in the storage of carbon in deeper soil layers is one of the main premises on which the carbon sequestration potential of agroforestry is based compared with traditional agricultural systems (Howlett et al., 2011; Mosquera-Losada et al., 2011a). Finally, the soil total carbon was not modified by the treatments applied probably due to several factors. Firstly the inputs of organic matter were high in all treatments which could mask the effect different treatments applied, secondly the residual effect of treatments could have been reduced and finally the low soil pH (water soil pH: 4.28) which could have limited the incorporation of liming and sewage sludge to the soil as observed previously Mosquera-Losada et al. (2011b) in the same study when the nutrient availability for pasture and the trees were evaluated.

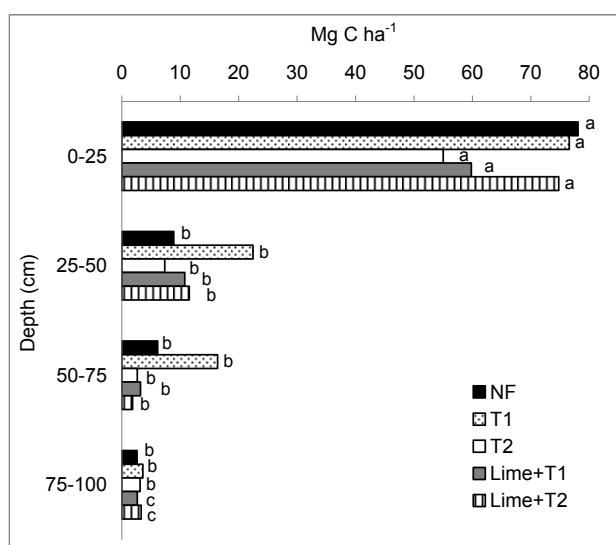


Fig 1. Total carbon storage in the soil expressed as Mg C ha^{-1} under each treatment at four soil depths (0–25, 25–50, 50–75 and 75–100 cm). NF: no fertiliser; T1: low sewage sludge dose (50 $\text{kg total N ha}^{-1}$); T2: high sewage sludge dose (100 $\text{kg total N ha}^{-1}$). Different letters indicate significant differences between soil depths within the same treatment.

4. Conclusion

Initial liming or fertilisation inputs in silvopastoral systems established in acid soils did not modify the carbon stored in the soil ten years after establishment probably due to the soil acidity, the time elapsed since treatments applications and the high inputs of pinwood..

References

Howlett D.S, Mosquera-Losada M.R., Nair P.K.R, Nair V.D., and Rigueiro-Rodríguez A. 2011. Soil carbon storage in silvopastoral systems and a treeless pasture in northwestern Spain. *Journal of Environmental Quality*. 40, 825–832.

Kowalenko C.G. 2001. Assessment of Leco CNS-2000 analyzer for simultaneously measuring total carbon, nitrogen and sulphur in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 32, 2065–2078.

Moreno G., Obrador J.J., Cubera E., and Dupraz, C. 2005. Fine root distribution in dehesas of central-western Spain. *Plant and Soil*. 277, 153–162.

Mosquera-Losada M.R., Freese D., and Rigueiro-Rodríguez A. 2011a. Carbon Sequestration in European Agroforestry Systems. In: [Mohan Kumar B.](#) y [Nair P.K.R.](#) (eds.), *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems Opportunities and Challenges*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 43-59.

Mosquera-Losada M.R., Cuiña-Cotarelo R., and Rigueiro-Rodríguez A. 2011b. Effect of understory vegetation management through liming and sewage sludge fertilisation on soil fertility and *Pinus radiata* D. Don growth after reforestation. *European Journal of Forest Research*. 130, 997–1008.

SAS. 200. SAS/Stat User's Guide: Statistics. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

MONITOREO DEL DECAIMIENTO EN LOS BOSQUES DE CATALUÑA: PROYECTO DEBOSCAT

Banqué, M.^a, Vayreda, J.^a, Martínez-Vilalta, J.^{a, b}

^a CREA, Cerdanyola del Vallès 08193, Spain.

^b Univ Autònoma Barcelona, Cerdanyola del Vallès, 08193, Spain

1. Introducción

Los ecosistemas terrestres y principalmente los bosques afectan de manera importante el ciclo del carbono en el planeta, acumulándolo en su biomasa o en los suelos. Durante los últimos años se han producido episodios de decaimiento en los principales ecosistemas forestales del mundo (Allen et al., 2010), incluyendo algunas de las especies forestales más importantes de nuestro país. Estos episodios se asocian principalmente a sequías extremas y recurrentes o a otros factores climáticos extremos. El proyecto DEBOSCAT, impulsado por *Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural de la Generalitat de Catalunya*, es una red de seguimiento del decaimiento forestal, con el objetivo de disponer de una base de datos georeferenciada que permite conocer en todo momento el estado de los bosques de Cataluña. A la larga, esta información permitirá correlacionar las afectaciones con datos ambientales y detectar las zonas y especies más vulnerables.

2. Materiales y Métodos

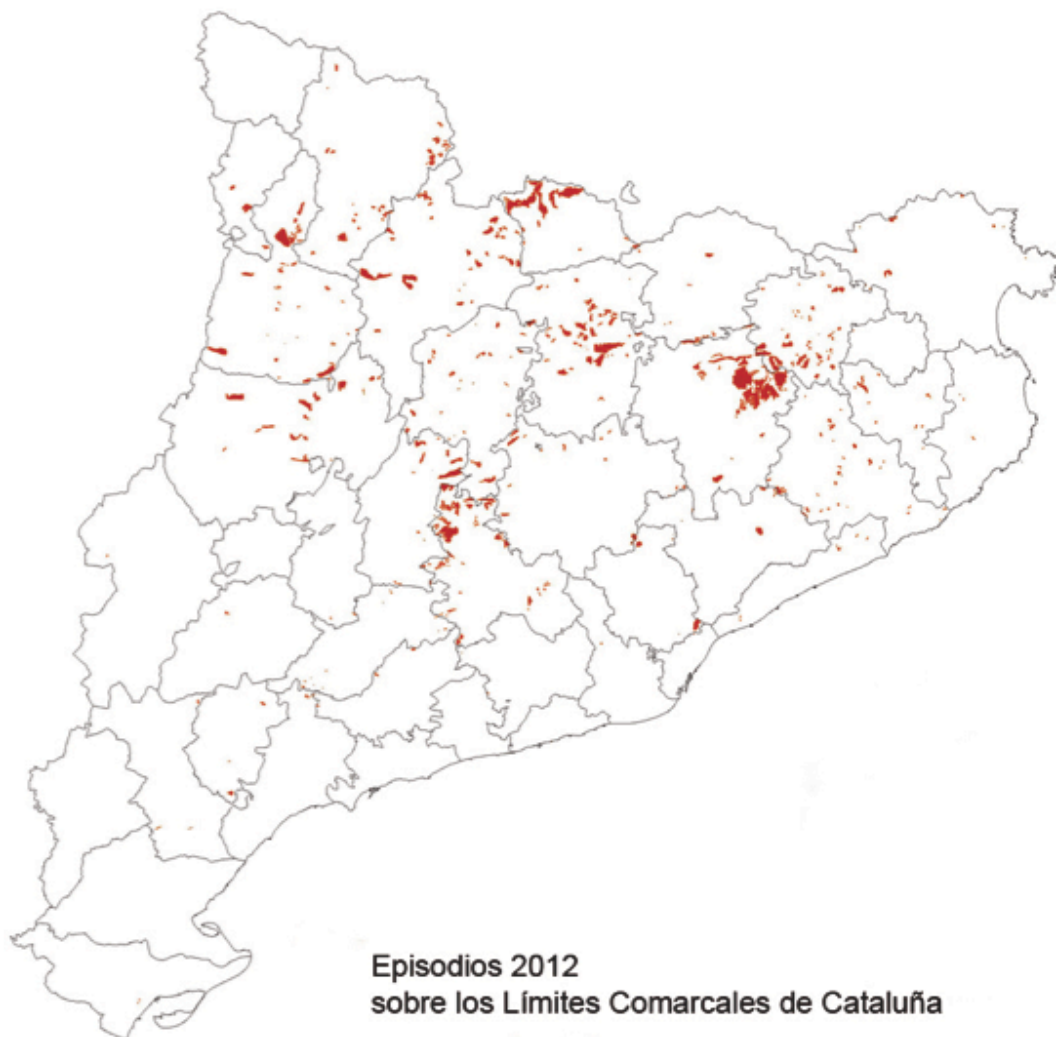
Para la identificación y monitoreo de los episodios de decaimiento forestal se ha establecido como zona afectada cualquier unidad forestal de 3 hectáreas como mínimo donde alguna de las especies dominantes presente un porcentaje de árboles muertos (secado total de las copas) superior al 5%, o un porcentaje estimado de defoliación/decoloración superior al 50%. Se realizan prospecciones de todos los bosques catalanes una vez al año, con el fin de localizar aquellas zonas que sufren algún tipo de decaimiento. La campaña de prospección se lleva a cabo durante el mes de septiembre, justo después de la época seca, que previsiblemente es cuando más acusado es el decaimiento.

El trabajo de campo lo lleva a cabo el Cuerpo de Agentes Rurales (CAR, Cos d'Agents Rurals). Su despliegue por todo el territorio, su buen conocimiento local, su experiencia y la formación específica que se ha llevado a cabo en el marco del proyecto hacen que este colectivo sea la mejor elección para realizar las tareas de recopilación de datos de campo. En la campaña de 2012 participaron unos 38 equipos (generalmente de dos Agentes cada uno) que dedicaron entre 2-3 días por semana durante un mes.

3. Resultados y Discusión

El verano del 2012 ha sido entre seco (entre el 30 y el 90% de la precipitación media) o muy seco (< 30%) además de cálido (anomalías térmicas de entre +3°C y +0.5°C). Además, pocas comarcas llegaron a registrar valores de precipitación normal, mientras que la mayoría se quedaron por debajo de los valores medios (*Servei Meteorològic de Catalunya, Butlletí anual 2012*).

En septiembre del 2012 se visitaron y registraron 527 episodios de decaimiento forestal. En el Mapa 1 se puede apreciar dónde se localizan estos episodios y qué comarcas quedaron más afectadas.



Mapa 1. Afectaciones registradas durante el septiembre del 2012.

Los robles (*Quercus humilis* y *Quercus cerrroides*) y las encinas (*Quercus ilex*) fueron las especies con más superficie afectada: alrededor de las 10.000 hectáreas en cada caso (Tabla 1). Un 11% y un 4% de la superficie que ocupan los robles y las encinas respectivamente en Cataluña se han visto afectadas en 2012. En el caso de los pinos, los resultados muestran que los más afectados son el pino albar (*Pinus sylvestris*) y el pino negro (*Pinus uncinata*) con unas 4.700 hectáreas afectadas en cada caso. Especies como el pino marítimo (*Pinus pinaster*) y el pino piñonero (*Pinus pinea*) son las menos afectadas, con poco más de mil hectáreas afectadas entre ambas.

Alrededor de 40 mil hectáreas de bosque están afectadas por algún tipo de decaimiento. Esta cifra representa un 3% del total de los bosques en Cataluña (Tabla 1).

Las encinas (*Quercus ilex*) y las hayas (*Fagus sylvatica*) son las especies que tienen afectaciones más graves, ya que casi el 50% de las hectáreas se registraron con afectaciones graves (Tabla 2).

Tabla 1. Número de episodios detectados, superficie afectada, porcentaje que representa respecto el total de hectáreas afectadas, superficie que ocupa la especie en Cataluña, y porcentaje que está afectado.

Especie	Núm. episodios	Sup. afectada (ha)	% afectada	Sup. que ocupa en Cataluña (ha)	%
<i>Q humilis + cerrroides</i>	244	10538.5	26.40	96054.4	10.97
<i>Quercus ilex</i>	272	9670.7	24.22	226460.8	4.27
<i>Pinus sylvestris</i>	93	4754.0	11.90	212226.9	2.24
<i>Pinus uncinata</i>	49	4752.5	11.91	65403.8	7.27
<i>Quercus faginea</i>	48	2727.3	6.83	41547.7	6.56
<i>Fagus sylvatica</i>	41	2255.7	4.36	33513.9	6.73
<i>Pinus nigra</i>	78	1741.9	2.32	119321.6	1.46
<i>Pinus halepensis</i>	69	1138.4	5.65	300912.5	0.38
<i>Pinus pinea</i>	38	926.2	2.85	34750.2	2.67
<i>Pinus pinaster</i>	20	176.5	0.44	13351.2	1.32
Otras especies	106	1241.7	3.11	170845.5	0.73
TOTAL EPISODIOS	527	39923.9	100.00	1314388.4	3.04

Tabla 2. Afectación por especies: Porcentaje según el grado de afectación: menor al 25%, entre un 25-49%, entre el 50-75% y mayor del 75%.

Especie	< 25 (%)	25-49 (%)	50-75 (%)	> 75 (%)	Total (ha)
<i>Q humilis + cerrioides</i>	3.51	6.19	63.15	27.15	10538.6
<i>Quercus ilex</i>	21.18	9.80	20.38	48.64	9670.8
<i>Pinus sylvestris</i>	16.12	34.55	45.60	3.73	4754.1
<i>Pinus uncinata</i>	6.05	3.57	87.37	3.01	4752.5
<i>Quercus faginea</i>	12.49	0.65	66.28	20.58	2727.4
<i>Fagus sylvatica</i>	0.72	0.41	50.77	48.09	2255.7
<i>Pinus nigra</i>	49.52	29.58	17.89	3.01	1741.9
<i>Pinus halepensis</i>	70.31	12.94	12.64	4.11	1138.4
<i>Pinus pinea</i>	41.63	19.56	32.33	6.47	926.2
<i>Pinus pinaster</i>	15.19	14.53	46.76	23.52	176.6
Total (ha)	15.26	11.14	48.44	25.16	38682.2

4. Conclusión

La sequía del verano del 2012 ha afectado especialmente a robles y encinas, mientras que en general los pinos parecen resistir mejor. Sin embargo, la mayor parte de los robles que se secaron pueden volver a rebrotar si el otoño y la primavera siguientes son suficientemente lluviosos. En cambio, los pinos no tienen tanta capacidad de recuperarse. El seguimiento en años posteriores permitirá saber si estos pinos se recuperarán y en qué circunstancias.

El papel que tienen los bosques como sumideros de carbono podría verse comprometido si los episodios climáticos extremos son cada vez más frecuentes, como se prevé en el marco del cambio climático. De modo que proyectos de seguimiento del decaimiento forestal como éste proporcionan herramientas útiles para detectar las especies y zonas más vulnerables y determinar las prioridades de gestión.

Referencias

ALLEN, C. et al; 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests, *Forest Ecology and Management* 259 660-684.

Divisió climàtica de Catalunya. Nota del Butlletí Climàtic anual de 2012. Servei Meteorològic de Catalunya, Departament de Territori i Sostenibilitat. Barcelona, 2012

EVALUACIÓN DE LA CAPTURA DE CARBONO POR PARTE DE LOS SISTEMAS FORESTALES. COMPARACIÓN DE DOS METODOLOGÍAS

Pasalodos Tato, M.^a, Almazán Riballo, E.^b, Montero González, G.^a, Dfáz Balteiro, L.^b

¹ CIFOR-INIA. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ctra. de la Coruña km. 7,5. 28040 Madrid

² ETS Ingenieros de Montes. Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid.

1. Introducción

Los bosques desempeñan un papel central en el ciclo del carbono, constituyendo una de las más grandes reservas y sumideros de carbono (Montero et al. 2005). La cuantificación de estos stocks en los ecosistemas forestales es una tarea exigente, ya que comprende varios niveles de incertidumbre y discrepancias debidas, por ejemplo, a los métodos empleados para realizar este cómputo (Qureshi et al. 2012, Mohren et al. 2012).

Existen diferentes estudios en España que se han centrado en la contabilización del carbono capturado por los sistemas forestales. Entre ellos, resulta interesante destacar los trabajos de Vayreda et al. (2012a,b). Sin embargo, en lo relativo a los métodos de estimación de la variación del carbono secuestrado, no se han encontrado estudios que analicen el comportamiento de los dos principales métodos para calcular la variación en dichos stocks.

Con este trabajo se pretende, en primer lugar, realizar una estimación de carácter espacial del carbono capturado por el estrato arbóreo que puebla los ecosistemas forestales en Andalucía en el marco del proyecto RECAMAN. Es decir, un objetivo consiste en disponer de una capa georeferenciada donde se compute el carbono neto que se captura o se emite en la superficie forestal de esta Comunidad Autónoma. Una vez conseguido este propósito, el objetivo principal sería comparar los dos métodos que habitualmente se proponen para realizar estas estimaciones a partir de las informaciones contenidas en el IFN. Dicha comparación permitirá precisar las diferencias entre ambas metodologías, así como la cuantificación desagregada de las capturas y de las emisiones para toda la superficie forestal objeto de estudio.

2. Materiales y Métodos

Existen dos métodos para estimar la variación del carbono almacenado en los ecosistemas forestales, según Penman et al. (2003). El primero de ellos es el denominado método de pérdidas o ganancias (default method o gain-loss method). Se basa en computar la variación anual de los stocks de carbono a través de la diferencia entre el incremento anual y las pérdidas que se han producido. El segundo método, denominado de variaciones en el stock (stock-change method), requiere disponer de dos inventarios en distintos años para computar el cambio que se ha producido en el stock de carbono.

Este estudio se ha desarrollado en la superficie forestal existente, según el Mapa Forestal Español, en Andalucía. Para computar la variación del carbono almacenado según el método de pérdidas y ganancias, se han procesado todas las parcelas del III IFN de Andalucía (11603 parcelas). De este modo se obtiene una información relevante de los sistemas forestales de esta Comunidad Autónoma, pero de forma discreta. Para asignar esos valores a una unidad superficial se ha acudido a las unidades del Mapa Forestal (teselas), dándole a cada tesela el valor (volumen, incremento de volumen, etc.) de la parcela incluida en la misma. Como es sabido (Díaz-Balteiro y Romero, 2003), la fijación del carbono se obtiene de multiplicar el crecimiento anual por un factor de conversión propio de cada especie arbórea, que transforma los metros cúbicos de madera en toneladas métricas de carbono. Con esta información, y utilizando los porcentajes de carbono en el fuste, y en la parte aérea obtenidos para cada especie según Montero et al. (2005) se ha calculado tanto el stock de carbono como el flujo de carbono según el IFN III. Para calcular las emisiones, se admite la hipótesis que subyace en el Protocolo de Kyoto según la cual todo el carbono almacenado en los árboles retorna instantáneamente a la atmósfera en el momento de la corta final o de un incendio. Para abordar este problema, se han computado distintas informaciones asociadas a los aprovechamientos realizados en los montes de Andalucía, así como de los incendios forestales ocurridos en los últimos años. La diferencia entre el carbono capturado y el carbono emitido asociado a cortas e incendios constituiría el carbono neto capturado.

Para realizar la estimación de la variación del carbono almacenado según el método de variaciones en el stock, se han procesado también las parcelas del II IFN de Andalucía con el fin de calcular el stock de carbono según este inventario. La diferencia entre los stocks obtenidos en el III IFN y el II IFN nos daría la variación según el segundo de los métodos existentes.

3. Resultados y Discusión

El carbono neto que ha sido capturado por el estrato arbolado en Andalucía oscila entre 0,42 y 0,54 t, según se consideren los dos métodos analizados y se computen todas las especies arbóreas existentes en cada parcela del IFN o, por el contrario, sólo la especie principal. En términos globales, considerando el método basado en el crecimiento del III IFN, la captura alcanza las 2.101.715t de carbono cuando se consideran todas las especies y 1.846.481t si se analiza sólo la especie principal. Por el contrario, los resultados obtenidos a través del método según diferencia de inventarios muestran, si se tienen en cuenta todas las especies, una captura de 1.693.412 t, y de 1.628.510 t si se estudia sólo la especie principal.

4. Conclusión

En este trabajo se ha cuantificado la captura de neta de carbono que realiza el estrato arbóreo de la superficie forestal andaluza a través de dos métodos. Los resultados muestran la validez de los mismos, pero señalan diferencias en los mismos que impiden ser concluyentes a la hora de recomendar una metodología u otra. Aunque a

nivel agregado la captura de carbono es mayor midiendo el carbono neto a través del método basado en el crecimiento del III IFN, si se desagregan los resultados a nivel provincial o según las distintas especies con más presencia en Andalucía, se puede observar cómo en algunas ocasiones la captura neta es mayor con el método basado en la comparación de inventarios. Finalmente, casi toda la superficie de la Comunidad Autónoma presenta un balance positivo en cuanto al cómputo del carbono neto, aunque en algunas provincias el porcentaje de la superficie que emite carbono (carbono neto negativo) puede llegar a superar el 10% según los distintos métodos aquí expuestos. Actualmente se está investigando en factores explicativos de estas diferencias como la edad, el tipo de especie, etc.

Referencias

Díaz-Balteiro, L.; Romero, C. 2003. Forest management optimisation models when carbon captured is considered: A goal programming approach. *For. Eco.Manag.* 174, 447-457

Mohren, G.M.J.; Hasenauer, H.; Köhl, M.; Nabuurs, G-J. 2012. Forest inventories for carbon change assessments. [Current Opinion in Environmental Sustainability](#) 4 (6), 686-695

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografías INIA Serie Forestal nº 13, Madrid.

Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)

Qureshi, A.; Pariva; Badola, R.; Hussain, S.A.; 2012. A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. *Environmental Science & Policy* 16: 81-89.

Vayreda, J.; Martínez-Vilalta, J.; Gracia, M.; Retana, J.; 2012a. Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18: 1028-1041

Vayreda, j.; Gracia, M.; Canadell, j.g.; Retana, j.; 2012B. Spatial Patterns and Predictors of Forest Carbon Stocks in Western Mediterranean. *Ecosystems* 2012; 1-13.

POTENCIALIDAD DEL USO DE LA DIFERENCIACION GENETICA EN LA FIJACION DE C EN PINOS IBERICOS

Eduardo Notivol¹, José Climent^{2,3}, María Regina Chambel², Luis Santos del Blanco^{2,3}, Ricardo Alía^{2,3}

¹Unidad de Recursos Forestales CITA, Avda. Montañana 930, 50059 Zaragoza. (enotivol@aragon.es)

²Departamento de Ecología y Genética Forestal, INIA-CIFOR, Ctra. A Coruña Km 7,5 28040, Madrid

³Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA. E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia.

El cambio global afecta a todos los ecosistemas, incluyendo los bosques, que pueden comportarse como sumidero o como fuente de emisión de CO₂. El uso de la variación genética intraespecífica puede jugar un importante papel en la mitigación del cambio climático.

El objetivo del trabajo es cuantificar las diferencias en la aptitud de fijación de carbono de las distintas procedencias de las tres especies más importantes de pinos de la península ibérica (*P. sylvestris*, *P. pinaster* y *P. halepensis*) atendiendo tanto a su crecimiento como a la distribución de su biomasa.

A partir de la información procedente de los ensayos de procedencia (parcelas en que las distintas procedencias vegetan en las mismas condiciones) se ha obtenido sus tasas de crecimiento y la cantidad de biomasa en sus distintas fracciones (radical, tronco, ramillas y hojas). Partiendo de las bases de datos del IFN se han calculado las citadas fracciones de biomasa en las masas naturales de las tres especies y con el Mapa Forestal Nacional se han identificado las masas naturales de las regiones de procedencia.

Se comparan los resultados de los ensayos con los de las masas naturales y se discuten sus diferencias y utilización de procedencias en repoblación.

Palabras clave: cambio climático, ecuaciones alométricas, ensayos de procedencias.

ECUACIONES PARA LA ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA EN MATORRALES Y ARBUSTEDOS MEDITERRÁNEOS

Montero, G.^{a,b}; Pasalodos-Tato, M.^a; Montoto, R.^a; Lopez-Senespleda, E. ^{a,b}; Onrubia, R.^a; Bravo-Oviedo, A.^{a,b}, Ruiz-Peinado, R.^{a,b}.

^aCentro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ctra. A Coruña km. 7,5 28.040 MADRID

^bInstituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible (UVa-INIA)

1. Introducción

Una correcta gestión forestal exige conocer las cantidades de carbono y otros elementos almacenados en cada una de las estructuras del bosque y estimar las cantidades que puedan ser fijadas o liberadas a la atmósfera como consecuencia de determinadas intervenciones selvícolas. En España se han hecho estudios de alcance general para estimar la biomasa y la fijación de carbono por las principales especies forestales arbóreas (MONTERO et al, 2005; RUIZ-PEINADO et al 2011 y 2012) y otros para especies individuales referidos a regiones geográficas más reducidas (PASTOR-LÓPEZ Y MARTÍN, 1995). Los matorrales han sido objeto de estudio y estimación de su biomasa a través de ecuaciones alométricas que estima la biomasa de una planta en función del diámetro en la base, la altura y el diámetro de la copa.

La estimación de biomasa de los matorrales españoles, de manera general y para grandes áreas geográficas, necesita contar con ecuaciones de estimación basadas en datos generales obtenidos del Inventario Forestal Nacional, cartografía temática u otras bases de datos que cubran todo el territorio nacional o grandes regiones del mismo.

En este trabajo se presenta una metodología para estimar la biomasa de los matorrales a partir de la altura media y la fracción de cabida cubierta del matorral. Estos datos los ofrece el Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN-3) y son aplicables a escala regional o nacional.

El conocimiento cuantitativo de la biomasa y del carbono acumulado por los matorrales, así como una estimación del crecimiento medio anual en esas dos variables, permitirá conocer con mayor precisión, no solo sus posibilidades como aprovechamiento energético y fijador de carbono, sino también todas las demás funciones ecológicas a que antes se ha hecho referencia, que podrán contar con información cuantitativa para su valoración.

2. Materiales y Métodos

Sobre un total de 62 fincas se levantaron 901 parcelas rectangulares de 5x4 metros, en las que se estimó la fracción de cabida cubierta del matorral y la altura media del mismo. A continuación se rozó todo el matorral con desbrozadora manual a ras del suelo y se pesó la biomasa total de la parcela recién cortada. Una vez pesada la biomasa, se recogió una muestra representativa de la misma de entre 1,5 y 2,5 kg, que fue etiquetada con los datos de la parcela y se envió a laboratorio para su desecación en estufa a $102\pm 2^{\circ}\text{C}$ y determinación de su peso en materia seca (MS).

Una vez conocidos los coeficientes de transformación de materia verde a materia seca para cada parcela, se determinó el peso de materia seca por hectárea en cada una de ellas. Asimismo, de cada parcela se recogieron un mínimo de tres troncos de las especies arbustivas más representativas de matorral para la determinación de su edad mediante el conteo de anillos de crecimiento en la base de los mismos. Mediante el conteo de anillos en la base de las tres plantas seleccionadas se calcula la edad media de la parcela. Tras el procesado de datos, el número total de parcelas con datos de biomasa resultó ser de 834 y en 694 de ellas se contó también con información de la edad media de la parcela. La diferencia entre el número de parcelas inicialmente replantadas y las finalmente procesadas se debe a diferentes causas: la existencia de parcelas rasas donde no se tomaron muestras de matorral, parcelas con datos incorrectamente tomados (parcelas mal numeradas, parcelas con datos ilógicos) y muestras incorrectamente procesadas. Con estos datos, se procedió a ajustar modelos matemáticos capaces de estimar con eficiencia la biomasa arbustiva seca por hectárea así como su tasa de acumulación anual.

3. Resultados y Discusión

Para el conjunto de todas las parcelas, sin diferenciación de formaciones, el modelo obtenido para estimar la biomasa acumulada en arbustados y matorrales fue el siguiente:

$$\ln(W) = -2,560 + 1,006 \cdot \ln(H_m) + 0,672 \cdot \ln(FCC_m) \quad R^2 = 63,5\% \quad aj = 0,74162 \quad SEE = 0,74162 \quad (1)$$

El modelo obtenido para estimar la tasa anual de acumulación de biomasa para el conjunto de todas las parcelas de matorral fue:

$$\ln(Y) = -4,771 + 0,814 \cdot \ln(H_m) + 0,676 \cdot \ln(FCC_m) \quad R^2 = 60,1\% \quad aj = 0,72657 \quad SEE = 0,72657 \quad (2)$$

Teniendo en cuenta la existencia de diferentes formaciones de matorrales, con aspecto y características tan diferentes como pueden ser un retamar, un brezal, un jaral o un tomillar, se decidió ajustar los modelos anteriores de manera específica con los datos de las parcelas pertenecientes a cada una de las formaciones, siempre y cuando se contase con datos suficientes. Las formaciones que se utilizaron como referencia fueron las utilizadas en el MFE 25, con el fin de que estas ecuaciones puedan emplearse para realizar el cómputo de biomasa a nivel territorial.

4. Conclusión

Se han obtenido ecuaciones de estimación de biomasa para las principales formaciones de matorral, que a través de variables incluidas en la base de datos del 3er y 4º Inventario Forestal Nacional, permiten obtener la biomasa de matorral acumulada. La sencillez, economía y generalidad de estas ecuaciones, debido a la alta variabilidad de las variables independientes, altura media y fracción de cabida cubierta del matorral (H_m y FCC) hace que los ajustes presenten diferencias en la estima de

los valores extremos. Esta falta de ajuste de los datos al modelo predictivo puede mejorarse a través de estratificaciones del territorio y el aumento del número de parcelas.

El método de muestreo destructivo (replanteo de parcelas, desbroce y pesado de biomasa) resulta más costoso pero más eficiente que la estimación de biomasa por métodos indirectos, tales como el ajuste del peso de ejemplares individuales en función de su diámetro en la base, la altura total, la proyección de la copa o el producto de las dos últimas variables (fitovolumen). Al conocimiento de estas variables hay que unir el conocimiento de la composición específica expresada en número de ejemplares de cada especie en la formación de matorral o territorio a estudiar.

Referencias

Montero, G.; Ruiz-Peinado, R.; Muñoz M.; 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles, Monografías INIA, Serie forestal nº 13, 270 p, Madrid.

Ruiz-Peinado, R.; Rio, M.; Montero, G.; 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spain softwood species. *Forest Systems* 20 (1): 176-188.

Ruiz-Peinado, R.; Montero, G.; Rio, M.; 2012. Biomass models to estimate carbon stock for hardwood tree species. *Forest Systems* 21(1): 42-52.

Pastor-Lopez, A.; Martin, J.; 1995. Ecuaciones de fitomasa para *Pinus halepensis* en repoblaciones de la provincia de Alicante. *Studia Oecologica* 12: 79-88.

CONTENIDO DE CARBONO EN LA BIOMASA DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE MATORRAL Y ARBUSTEDOS DE ESPAÑA

Montero, G.^{a,b}; Pasalodos-Tato, M.^a; Montoto, R.^a; Lopez-Senespleda, E. ^{a,b}; Onrubia, R.^a; Bravo-Oviedo, A.^{a,b}, Ruiz-Peinado, R.^{a,b}.

^aCentro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ctra. A Coruña km. 7,5 28.040 MADRID

^bInstituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible (UVa-INIA)

1. Introducción

Los arbustedos y matorrales desempeñan un papel ecológico trascendente (SAN MIGUEL et al, 2008), ocupan una superficie de 18,2 millones de Ha, repartidos en diversas formaciones; orlas y arbustedos, brezales, jarales etc. Debido a la gran extensión superficial que ocupan estas formaciones, al interés despertado por conocer su capacidad de fijación de carbono, a las posibilidades de su aprovechamiento como biocombustible, así como su combustión al inicio y en el desarrollo de los incendios forestales, se plantea la necesidad de conocer la biomasa acumulada en los matorrales españoles, el contenido de carbono en sus tallos, y como consecuencia, la cantidad de carbono acumulado en los mismos.

La concentración de carbono en la biomasa de la mayoría de las especies leñosas, arboles, arbustos y matas se estima, en general, en el 50 % (IPPC, 1996). Algunos estudios posteriores han demostrado la existencia de una cierta variabilidad en el contenido de carbono entre especies y entre diferentes fracciones de biomasa dentro de una misma especie (FIGUEROA et al, 2005 entre otros). En España, se cuenta con información sobre algunas especies forestales arbóreas (IBÁÑEZ et al, 2002; MONTERO et al, 2005) pero se cuenta con muy poca información sobre las formaciones de arbustedos y matorrales, por lo que se considera necesario iniciar trabajos que aporten las herramientas necesarias para la estimación del carbono capturado por estas formaciones vegetales, buscando incluso una alternativa futura como generación de recursos económicos, dentro de una gestión sostenible derivada de la aplicación de técnicas adecuadas de fruticicultura (SAN MIGUEL et al, 2008). El objetivo de este trabajo es conocer el porcentaje de carbono contenido en la parte aérea de las principales especies de matorral y arbustedos que pueblan nuestros montes.

2. Materiales y Métodos

La toma de datos de campo se realizó mediante visitas a diferentes formaciones de matorral de las siguientes provincias: Almería, Cáceres, Cádiz, Ciudad Real, Córdoba, Granada, Guadalajara, Huelva, Jaén, León, Lleida, Lugo, Málaga, Sevilla, Teruel y Zamora. Se han recogido muestras tomadas de 123 especies entre las que figura la encina en su morfotipo de mata o carrasca considerada en ocasiones como matorral. Como regla general, se tomaron tres muestras de tres matas diferentes, para conocer la variabilidad intraespecífica. En algunas ocasiones, por deterioro o pérdida de alguna muestra, sólo se ha podido contar con dos o con una muestra por especie. Siempre que fue posible se eligieron individuos de características y vigor medio dentro de su

especie. La muestra se tomó de tallos y ramas, no de hojas, y se procuró que entrasen en proporciones similares tallos gruesos y viejos, ramas de tamaño medio y ramillas jóvenes, pocas veces brotes del año si no estaban muy lignificados. No se tomaron datos biométricos de los individuos seleccionados ni se anotaron características morfológicas de los mismos.

Las muestras fueron enviadas al laboratorio del CIFOR-INIA donde fueron secadas, molidas y analizadas. Los contenidos de carbono total (CT) se determinaron en las muestras molidas y secas a 650 C por combustión seca utilizando un analizador total LECO mod. HCN-600. Las muestras se queman en oxígeno puro y en los gases de combustión se determina el carbono mediante una célula de infrarrojos. Todas las muestras se midieron por duplicado. El equipo se calibró diariamente con EDTA. El control de las lecturas se llevó a cabo mediante el uso de patrones certificados.

3. Resultados y Discusión

Se ha estimado el contenido de carbono total expresado como porcentaje de la biomasa seca, para 123 especies de arbustados y matorral. El promedio de carbono total oscila entre el 46,72 % de la especie *Quercus ilex* L. (morfotipo de matorral) y el 53,83 % de la *Genista hirsuta* Vahl, con un valor medio de 49,99 %. Los resultados no muestran variaciones significativas entre las muestras de la misma especie ni entre especies del mismo género.

Lógicamente, sí se presentan diferencias significativas entre algunos de los 60 géneros analizados. En este caso, el género en menor porcentaje de carbono es *Stipa* con un promedio de carbono de 47,41 % y el que mayor porcentaje contiene es *Dorycnium* con un 53,46 %. El promedio de los 60 géneros se sitúa en el 49,97 % \pm 0.54%.

El Mapa Forestal de España. Escala 1/25000 (MFE 25) está incorporando una tipología de formaciones de arbustados y matorrales a nivel de todo el territorio nacional, en este sentido puede ser muy útil a la hora de la aplicación práctica de los resultados de este trabajo a los datos del IFN 4, el conocer con buena aproximación el porcentaje medio de carbono total del conjunto de las especies que constituyen cada una de esas formaciones. El contenido medio en carbono para estas formaciones también ha sido calculado.

4. Conclusión

Existe variabilidad en el contenido de carbono de diferentes especies de matorral, aunque en conjunto, la media para un número elevado de taxas se aproxima al valor medio ofrecido por KOLLMAN (1959) y aceptado por el IPCC en 50 %. Si se trata de determinar el carbono acumulado en una formación determinada como jarales, brezales, coscojales etc., es mejor aplicar el contenido medio de carbono calculado para esas asociaciones. Cuando el área de estudio coincida con un jaral de *Cistus ladanifer*, un jaguarzar de *Cistus salviifolius*, *Cistus crispus* etc., o un romeral más o menos puro, lo más indicado es aplicar el porcentaje de carbono de la especie principal.

La variación en el porcentaje de carbono entre especies del mismo género no varía significativamente, lo que indica que aunque puedan aparecer especies que no han sido estudiadas en este trabajo, se les puede aplicar el contenido de carbono del género al que pertenezcan sin cometer errores significativos.

Referencias

Figuerola, C.; Etchevers, J.D.; Velazquez, A.; Acosta, M.; 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. *Terra latinoamericana* 23: 57-64.

Ibañez J.J; Vayreda, J.; Gracia, C.; 2002. Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacional en Catalunya. En: Bravo, F; del Río M.; del Peso, C. (eds.) *El inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la gestión forestal sostenible.* Fund.Gral. Univ.Valladolid, p 67-77.

IPCC, 1996. Chapter 5: Land Use Change & Forestry. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Rev. Version. London, 3 57 p.

Kollmann, F.; 1959. Tecnología de la madera y sus aplicaciones. Tomo I. Ministerio de Agricultura. IFIE. 1959. 675 pp.

Montero, G.; Ruiz-Peinado, R.; Muñoz M.; 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografías INIA. Serie forestal nº 13. 270 p. Madrid.

San Miguel, A.; Roig, S.; Cañellas, I.; 2008. Fruticicultura. Gestión de arbustados y matorrales en Serrada R., Montero G., Reque J. (Eds.). *Compendio de Selvicultura aplicada en España.* INIA y FUCOVASA- Madrid p. 877-907.

¿AFECTARÁ EL CAMBIO CLIMÁTICO LA CAPACIDAD DE MITIGACIÓN DE LOS BOSQUES MEDITERRÁNEOS? EVIDENCIAS DEL DECLIVE DE CRECIMIENTO EN *PINUS PINASTER* EN RESPUESTA A LA SEQUÍA DURANTE EL SIGLO XX

Madrigal-González, J.^a Ruiz-Benito, P.^{a, b}, y M.A. Zavala^a.

^a Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Edificio de de Ciencias, Universidad de Alcalá. 28871. Alcalá de Henares, Madrid.

^b CIFOR-INIA. Ctra. De la Coruña, Km. 7,5. 28040. Madrid.

1. Introducción

Uno de los aspectos más relevantes a la hora de entender el papel de los bosques mediterráneos como sumideros de carbono, y por tanto de su capacidad para mitigar el cambio climático, es el potencial de crecimiento de los árboles ante condiciones climáticas más áridas en una atmósfera más rica en carbono. Por un lado el crecimiento de los árboles y la productividad del bosque podrían aumentar como consecuencia del efecto fertilizador asociado al aumento de CO₂ en la atmósfera (Norby et al. 2005). Este aumento del CO₂ puede promover un aumento de la eficiencia en el uso del agua en las plantas acentuando el gradiente de carbono entre la atmósfera y el interior de la hoja. Por otro lado y como gas de efecto invernadero, el CO₂ es responsable del calentamiento lo que conlleva un aumento de la sequía, tanto en términos de intensidad como de duración y de frecuencia (Tognetti et al. 2000; Zhao and Running 2010). En la medida en la que la eficiencia en el uso del agua asociada al aumento de CO₂ sea o no capaz de contrarrestar la sequía, los impactos sobre el crecimiento de los árboles serán diferentes limitando o reafirmando el papel mitigador del bosque. Evidencias en un sentido y otro han sido recientemente reportadas en la literatura científica, lo cual ha alimentado el debate en torno al futuro de la productividad forestal y su papel como mitigador del cambio climático (Peñuelas et al. 2011). Especialmente en el mediterráneo, donde las especies presentan diferentes estrategias para afrontar la sequía, esta discusión se presenta compleja y fuertemente condicionada por aspectos como la edad de los árboles, la estructura del bosque y la propia ecofisiología de las especies.

Disponer de datos a largo plazo podría ayudarnos a entender la respuesta de las especies a los patrones de sequía en sus diferentes versiones, intensa, prolongada y más o menos frecuente. También nos permitiría conocer el papel de la edad del árbol y de la estructura del bosque como moduladores potenciales de estas respuestas. Sin embargo, la información a largo plazo es muy escasa y en ocasiones incompleta.

En este trabajo presentamos un análisis de la evolución del crecimiento a lo largo del periodo 1920-2002 para la especie *Pinus pinaster* a partir de la información contenida en el proyecto de ordenación forestal de un monte de utilidad pública en el centro de la Península Ibérica. Nuestro objetivo es analizar el patrón de crecimiento de *Pinus pinaster* a largo plazo, y su relación con dos aspectos fundamentales del clima: la sequía promedio y la frecuencia de años secos en los periodos de estudio. Al mismo tiempo se estudió el papel de la edad del árbol y la estructura del bosque como moduladores potenciales de la respuesta de la especie al clima.

2. Materiales y Métodos

El crecimiento de los árboles fue medido como incremento en volumen del tronco de árboles apeados en diferentes décadas a lo largo del siglo. La diferencia entre el volumen actual del tronco y el volumen hace diez años nos permite tener un buen proxy del crecimiento tanto radial como en altura. El volumen hace diez años se calculó eliminando los últimos diez anillos de crecimiento del tronco en las trozas en las que los troncos se subdividen para calcular el volumen. Todos estos cálculos fueron desarrollados a partir de la información disponible para árboles tipo en el Monte de utilidad Pública nº 48 del catálogo de la provincia de Segovia.

Los datos de sequía promedio de la década y de frecuencia de años secos fueron obtenidos a partir de la información disponible en la red para el índice SPEI en la cuadrícula 0.5 x 0.5 ° correspondiente al área de estudio (Vicente-Serrano et al. 2010). Este índice es un valor estandarizado del balance precipitación-evapotranspiración calculado en nuestro caso para el periodo entre Julio del año anterior – Septiembre del año de crecimiento (Bogino and Bravo 2008)

Se ajustaron Modelos Mixtos Generalizados a la tasa de crecimiento expresada como tanto por ciento respecto del volumen inicial o volumen hace diez años. Las décadas y tranzones en los cuales se apearon los árboles tipo se incluyeron como factores aleatorios que pueden afectar el patrón de crecimiento de los árboles e influir sobre los efectos de otros factores fijos como la edad del árbol. Este último efecto se asociaría presumiblemente al manejo del monte, que elimina árboles periódicamente y consecuentemente provoca liberaciones de crecimiento en árboles jóvenes (Primicia et al. 2012). De un conjunto de modelos anidados, que parten de un modelo completo con todas las variables y las posibles interacciones por pares, se llevó a cabo la selección de los mejores predictores del crecimiento utilizando el criterio de información de Akaike corregido para muestras de tamaños reducidos (AICc)

3. Resultados y Discusión

Los patrones de crecimiento en *Pinus pinaster* a lo largo del siglo XX muestran un patrón de declive del crecimiento en respuesta a una frecuencia creciente de años secos. Esta frecuencia de años secos fue especialmente elevada hacia finales del siglo, llegando a su máximo en la década de los noventa. El crecimiento también disminuyó con la edad de los individuos y hacia las masas más densas dentro del monte (Fig.1).

Especialmente relevante fue la interacción entre la frecuencia de años secos y la densidad de la masa por sus efectos negativos sobre el crecimiento. Esta interacción puede explicarse a través de la competencia, la cual agravaría aún más los efectos negativos de la sequía. Igualmente importante fue la interacción entre la frecuencia de años secos y la edad de los árboles, con declives de crecimiento exponencialmente más acentuados en los árboles jóvenes. De hecho, los árboles más viejos (>90 años) apenas experimentaron cambios en el crecimiento, ni por el aumento de los años secos ni por el aumento de la densidad de las masas.

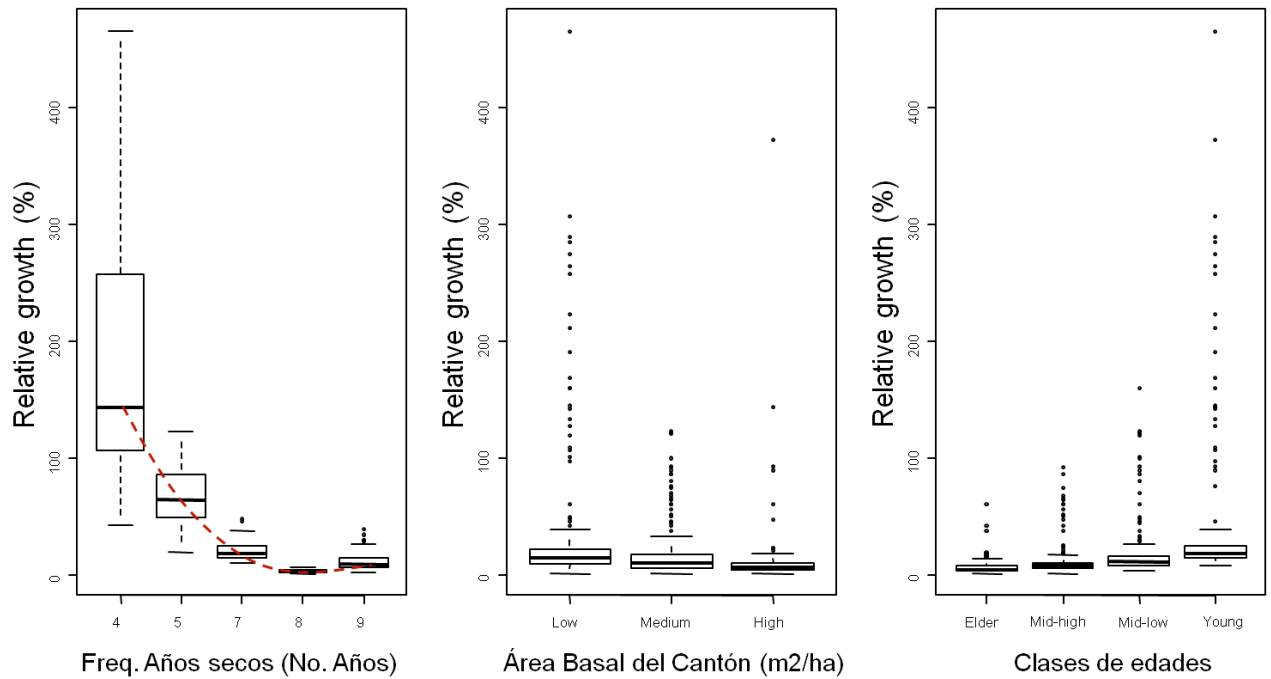


Fig.1 Boxplot para el crecimiento relativo (%) en función de la freq. De años secos, Área basal del cantón y clases de edad de los árboles. Las clases de edades son: Elder – más de 90 años, Mid-High – 90 a 70 años, Mid-low – 70 a 50 años, Young – 20 a 50 años. Las clases de área basal son: low – 2 a 9 m²/ha, medium – 9 a 16 m²/ha, High – más de 16 m²/ha.

4. Conclusión

Los bosques mediterráneos podrían experimentar importantes declives con el aumento de la frecuencia de años secos asociada al calentamiento climático, lo cual a largo plazo se reflejaría en fuertes limitaciones de la productividad o incluso en eventos de mortalidad si los periodos de sequía son además extremadamente prolongados. La gestión en este caso podría jugar un papel decisivo a través de prácticas que, manejando la estructura de edades y las densidades de las masas, permitiesen minimizar los impactos negativos. En este sentido, nuestro modelo sugiere que rejuvenecer las masas no sería una buena estrategia de adaptación, teniendo en cuenta la alta sensibilidad a la frecuencia de años secos en los árboles jóvenes. En su caso, una estructura de edades heterogénea aseguraría la resiliencia del bosque reduciendo los impactos sobre la productividad. Tratamientos selvícolas como las claras podrían ayudar también a minimizar los efectos de la competencia en los periodos secos, los cuales son especialmente negativos en los árboles más jóvenes.

Referencias

- Bogino, S.M. and F. Bravo. 2008. Growth responses of *Pinus pinaster* Ait. to climate variables in central Spanish forests. *Annals of Forest Science* 65: 506.
- Norby, R.J., DeLucia, E.H., Gielen, B., Calfapietra, C., Giardina, C.P., King, J.S., Ledford, J., McCarthy, H.R., Moore, D.J.P., Culemans, R, et al. 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *PNAS* 102: 18052-18056.

Peñuelas, J., Canadell, J.G. and R. Ogaya. 2011. Increased water-use efficiency during the 20th century did not translate into enhanced tree growth. *Global Ecology and Biogeography* 20: 597-608.

Primicia, I., Camarero, J.J., Bosco-Imbert, J. and F.J. Castillo. 2012. Effects of thinning and canopy type on growth dynamics of *Pinus sylvestris*: inter-annual variations and intra-annual interactions with microclimate. *European Journal of Forest Research* (online version; DOI 10.1007/s10342-012-0662-1).

Tognetti, R., Cherubini, P. and J.L. Innes. 2000. Comparative stem-growth rates of Mediterranean trees under background and naturally enhanced ambient CO₂ concentration. *New Phytologist* 146: 59-74.

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S. and J.I. López-Moreno. 2010. A multi-scalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index – SPEI. *Journal of Climate* 23: 1696-1718.

Zhao, M. and S.W. Running. 2010. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science* 329: 940-943.

BIOCHAR Y CENIZAS DE BIOMASA. ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN Y ADAPTACIÓN DE MASAS FORESTALES AL CAMBIO CLIMÁTICO

Gartzia-Bengoetxea, N¹, Fernandez-Ugalde, O.² and González-Arias, A.¹

¹ NEIKER-Tecnalia, 812 Bizkaia Technology Park, 48160 Derio, Bizkaia

² Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, Facultad de Ciencias y Tecnología, Dpto. De Mineralogía y Petrología

La estrategia de la Union Europea "Europa 2020" establece que para el año 2020, el 20% del consumo final de energía tiene que provenir de energías renovables. En este escenario, la importancia de los residuos forestales como método de producción de energía basada en la biomasa es irrefutable, por lo menos en la cornisa cantábrica. Sin embargo, es la tecnología menos desarrollada en España en los últimos años. La pirólisis de la biomasa con la posterior aplicación de su subproducto (biochar) en los suelos agroforestales se sugiere como una posible estrategia de mitigación y adaptación al Cambio Climático. Sin embargo, ¿es la pirólisis con el biochar más sostenible que la combustión directa con la aplicación de las cenizas en los suelos agroforestales? Este proyecto pretende, por un lado, generar conocimiento científico sobre el efecto de la aplicación de biochar y cenizas de biomasa en las funciones del suelo y evaluar su potencialidad para mejorar la fertilidad y la capacidad de mitigación de los suelos agroforestales de la cornisa cantábrica, y por otro, comparar cuantitativamente los dos métodos de producción de energía basados en la biomasa (pirólisis y combustión directa) con la posterior incorporación de sus subproductos a los suelos agroforestales mediante un análisis de ciclo de vida con un enfoque de sostenibilidad energética, económica y medioambiental.

EL PAPEL DEL CLIMA, LA ESTRUCTURA DEL BOSQUE Y LOS CAMBIOS CLIMÁTICOS RECIENTES EN EL SECUESTRO DE CARBONO EN LOS PRINCIPALES BIOMAS FORESTALES EUROPEOS

Ruiz-Benito, P.^{a,b}, Madrigal-González, J.^b, Sophia Ratcliffe^c, David A. Coomes^d, Gerald Kändler^e, Aleski Lehtonen^f, Drew Purves^g, Christian Wirth^c y Miguel A. Zavala^b

^a CIFOR-INIA. Ctra. de la Coruña, Km. 7,5. 28040. Madrid.

^bGrupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Edificio de de Ciencias, Universidad de Alcalá. 28871. Alcalá de Henares, Madrid.

^cUniversity of Leipzig. AG Spezielle Botanik und Funktionelle Biodiversität. Johannisallee 21-2. 04103 Leipzig, Germany.

^dForest Ecology and Conservation Group, Department of Plant Sciences, University of Cambridge, Downing Street, Cambridge, CB3 2EA, UK.

^eThe Forest Research Institute, Wonnhaldestr. 4. 79100 Freiburg, Germany.

^fFinnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, PO Box 18, 01301 Vantaa, Finland.

^gComputational Science Laboratory, Microsoft Research Cambridge, 7 J. J. Thompson Avenue, Cambridge, CB3 0FB, UK.

1. Introducción

Los bosques juegan un papel fundamental en el ciclo de carbono y por tanto en la mitigación de los efectos de los GEI (Gases de Efecto Invernadero). La vegetación arbórea supone gran parte del carbono acumulado terrestre (Bonan, 2008; Pan y col. 2011), siendo los bosques ecosistemas fundamentales en el ciclo del carbono. Un adecuado seguimiento del efecto sumidero de los bosques requiere de un conocimiento de los factores y procesos que influyen sobre el almacenamiento de carbono, integrando dicha información en modelos que permitan extrapolar a otras escalas espaciales y temporales bajo diferentes escenarios (p.ej., Venter y col. 2009). Se ha observado que los bosques Europeos tienen un gran potencial como sumideros de carbono a corto y medio plazo (p.ej., Ciais y col. 2008; Nabuurs y col. 2003). En el presente trabajo se usa información a nivel de parcela de los Inventarios Forestales Nacionales de España, Alemania y Finlandia usando los cambios de área basal como estimador indirecto de cambios en biomasa en las últimas décadas; desde finales del siglo XX hasta principios del siglo XXI. Los principales objetivos son: (i) analizar los patrones de cambio en biomasa, tasas de crecimiento y mortalidad en el bioma Mediterráneo, Templado y Boreal; y (ii) analizar la importancia relativa de la estructura inicial de la parcela, la disponibilidad de agua y energía, y las tendencias climáticas recientes (e.d., cambios en temperatura y precipitación en el periodo entre Inventarios Forestales Nacionales) sobre los cambios en biomasa. Las principales hipótesis del segundo objetivo son: (i) las limitaciones en disponibilidad de agua y energía junto con la estructura inicial del rodal determinan los cambios en biomasa; (ii) la variabilidad temporal del clima –particularmente los incrementos en temperatura pueden causar aumentos en biomasa y reducciones en precipitación descensos en biomasa–, e

interacciones entre el clima y la estructura de la parcela pueden modular los cambios en biomasa. Este conocimiento es clave para comprender el papel de los bosques Europeos a corto y medio plazo como sumideros de carbono dependiendo tanto de la estructura del bosque como de la variabilidad climática espacial y temporal.

2. Materiales y Métodos

Se han compilado y armonizado información de los Inventarios Forestales Nacionales (IFN) de España, Alemania y Finlandia bajo el Proyecto FUNDIV (<http://www.fundiveurope.eu/>). Los tres IFN tienen dos inventarios consecutivos abarcando las biomas Boreal, Templado y Mediterráneo. Del total de parcelas de los tres IFN finalmente se seleccionaron 40,521 parcelas siguiendo los siguientes criterios: (i) al menos un árbol adulto fue medido, considerando como árbol adulto aquél con diámetro a la altura de pecho (d.a.p.) > 10 cm, y (ii) no existía evidencia de cortas, claras o clareos en ninguno de los dos IFN. Las variables explicativas usadas han sido el cambio en área basal como estimador indirecto de la biomasa ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, diferencia del área basal de la parcela en los IFN consecutivos), tasa de crecimiento (porcentaje anual, aumento de área basal debido al crecimiento de árboles vivos en los IFN consecutivos) y tasa de mortalidad (porcentaje anual, área basal perdida debido a mortalidad en los dos IFN consecutivos respecto al área basal inicial).

De acuerdo con nuestras hipótesis iniciales consideramos tres grupos de variables como potenciales factores determinantes de los cambios en biomasa: variables estructurales, climáticas y cambios recientes en el clima. Como variables estructurales se usaron el tamaño medio de la parcela (mm) y el área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) correspondientes al primer inventario. Para caracterizar la variabilidad climática se obtuvieron datos de Wordclim (Hijmans y col. 2005) y de CGIAR GeoPortal (Trabucco y Zomer, 2009). Las variables seleccionadas como representativas de las condiciones climáticas en cada parcela fueron la disponibilidad de agua (correspondiendo valores negativos con zonas secas y valores positivos con zonas húmedas) y la temperatura media del cuarto más frío (de aquí en adelante temperatura mínima). Finalmente, calculamos las tendencias climáticas recientes usando datos de UDel_AirT_Precip proporcionados por NOAA/OAR/ESRL (Matsuura y Willmott, 2011), siendo la tendencia absoluta de la temperatura la diferencia entre la temperatura media del periodo de estudio y la del periodo de referencia (1900-2006) y la tendencia relativa de la precipitación se definió como el ratio entre las diferencias en precipitación entre el periodo de estudio y el periodo de referencia, respecto al periodo de referencia. El periodo de estudio es el ocurrido entre los dos inventarios más dos años antes del primer IFN (Vayreda y col. 2012).

Usamos modelos lineales mixtos considerando las seis variables explicativas potenciales de cambios en biomasa seleccionadas: diámetro medio, área basal de la parcela, disponibilidad de agua, temperatura mínima, tendencia absoluta de la temperatura y tendencia relativa de la precipitación. De acuerdo a las hipótesis iniciales, el modelo completo incluyó el efecto de todas estas variables, e interacciones posibles entre clima y estructura de la parcela. Los modelos mixtos lineales se realizaron en R.15.1 (R Core Team, 2012) usando el paquete lme4 (Bates y col. 2012). Como las parcelas de los IFN de Alemania y Finlandia están agrupadas en puntos de muestreo, la variabilidad espacial puede deberse a este tipo de diseño y el

identificador del grupo debe añadirse cómo factor aleatorio en el modelo. Para parametrizar los cambios en área basal se usó una distribución de errores normal con una unión de identidad, comparando los modelos alternativos usando el AIC (Akaike Information Criterion; Burham y Anderson, 2002). Los efectos fijos del modelo (es decir las seis variables explicativas y las interacciones) se compararon mediante parametrización de máxima verosimilitud y un intervalo de dos unidades de AIC. Para identificar el mejor modelo se consideraron todos los modelos posibles eliminando del modelo completo una variable explicativa y las interacciones asociadas. Para obtener la importancia relativa de las variables, del modelo completo sin interacciones se eliminó una variable cada vez y se comparó el AIC entre todos los modelos posibles.

3. Resultados y Discusión

Se observó un incremento neto en biomasa en los biomas Mediterráneo, Templado y Boreal. Los mayores aumentos en biomasa se observaron en el bioma Templado, junto con las mayores tasas de mortalidad y crecimiento. El bioma Mediterráneo y el norte del bioma Boreal tuvieron los menores incrementos en biomasa, observando incluso descensos en biomasa. La estructura del rodal (tamaño de árbol medio y el área basal) así como el clima (disponibilidad de agua y temperaturas mínimas) tuvieron fuertes efectos en los cambios de biomasa, y el mejor modelo retuvo las interacciones entre clima y estructura de la parcela. Los mayores aumentos en biomasa se observaron para árboles pequeños con áreas basales bajas o intermedias, indicando que cuando los árboles entran en estadios de alta competencia los aumentos en biomasa son menores. Por otra parte a lo largo de la disponibilidad de agua, los aumentos en biomasa en zonas secas (valores negativos de disponibilidad de agua) fueron menores que en zonas húmedas (valores positivos de disponibilidad de agua), particularmente en masas jóvenes (e.d., bajo tamaño medio y área basal) y en zonas cálidas (e.d., altas temperaturas mínimas). El patrón observado de cambio en biomasa se corresponde con valores bajos en los extremos del gradiente de temperaturas mínimas, correspondiéndose por una parte con zonas frías o zonas muy cálidas. Los cambios climáticos recientes tuvieron un profundo impacto en los cambios en biomasa, observando incrementos en biomasa en áreas donde ha aumentado la temperatura. La pendiente de esta relación fue particularmente fuerte en zonas en fase competitiva (e.d., bajo d.a.p. y alta área basal) y en zonas frías, correspondiéndose con biomas Templado y Boreal. En cuanto al efecto de cambio en el régimen de precipitaciones, se ha observado que su efecto es relativamente bajo en comparación con el resto de variables explicativas, pero que los menores aumentos de biomasa ocurrieron en zonas donde se ha reducido la precipitación.

4. Conclusión

La estructura del rodal y la heterogeneidad espacial y temporal climática son factores clave dirigiendo los cambios en biomasa en bosques Europeos. Estos factores deben tenerse en cuenta a la hora de analizar el efecto sumidero de los bosques Europeos. Por una parte, los mayores incrementos en biomasa se han observado en bosques relativamente jóvenes, y este efecto sumidero puede ser menor en un futuro si las condiciones de estructura demográfica cambian. Por otra parte, a corto y medio plazo el cambio climático puede jugar un papel clave en el papel sumidero de carbono de los bosques. Se observa cómo el aumento de la temperatura puede causar aumentos en

la captura de biomasa, pero estos aumentos relativos son menores en regiones Mediterráneas. Así, los biomas Mediterráneos y Templados, pueden ver reducido el carbono almacenado descensos en la precipitación. En conjunto, las tendencias observadas deben ser consideradas cuidadosamente para evaluar los efectos de la estructura del rodal y el clima en el papel sumidero de carbono de los bosques Europeos, que puede verse reducido en zonas más maduras o limitadas por la disponibilidad de agua o temperaturas extremas, donde además los efectos positivos de aumentos en temperatura pueden verse contrarrestados por los efectos negativos de un descenso en la precipitación y una mayor mortalidad.

Referencias

Bates D., Maechler M., Bolker B. 2012. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and syntax classes. R package version 0.999999-0.

Bonan G.B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320, 1444-1449.

Burnham K.P. y Anderson D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, New York, Springer-Verlag.

Ciais P., Schelhaas M.J., Zaehle S., Piao S.L., Cescatti A., Liski J., Luysaert S. y LeMaire G. 2008. Carbon accumulation in European forests. *Nature Geosciences* 1, 425-429.

Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. y Jarvis A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25, 1965-1978.

Matsuura K. y Willmott C.J. 2011. Center of Climatic Research Department of Geography University of Delaware, DE 19716. Colorado.

Nabuurs G.J., Schelhaas M.J., Mohren G.M.J. y Field C.B. 2003. Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999. *Global Change Biology* 9, 152-160.

Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L. y Shvidenko A. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988-993.

R Core Team 2012. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing.

Trabucco A., Zomer R. J. 2009. Global Aridity Index (Global-Aridity) and Global Potential Evapo-Transpiration (Global-PET) Geospatial Database.

Vayreda J., Martínez-Vilalta J., Gracia M. y Retana J. 2012. Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18, 1028-1041.

Venter O., Laurance W.F., Iwamura T., Wilson K.A., Fuller R.A. y Possingham H.P. 2009. Harnessing carbon payments to protect biodiversity. *Science* 326, 1368.

EMISIÓN DE CO₂ Y VARIACIÓN DEL CONTENIDO DE CARBONO EN SUELOS VOLCÁNICOS DE LAS ISLAS CANARIAS

Armas-Herrera, C.M.^a, Mora, J.L.^b, Arbelo, C.D.^a, Rodríguez-Rodríguez, A.^a

^a Dpto. de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez, s/n, 38206, La Laguna, Tenerife

^b Dpto. de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Universidad de Zaragoza, C/ Miguel Servet, 177, 50013, Zaragoza

1. Introducción

Los suelos de origen volcánico, en particular los Andosoles, presentan en general stocks muy elevados de carbono (C) orgánico debido a su estabilización asociado a minerales con ordenación de corto alcance o en forma de complejos aluminio-humus. De ahí que se considere el secuestro de C en estos suelos como altamente eficiente y estable. El propósito de este trabajo es evaluar las emisiones edáficas de C en forma de CO₂ en suelos de origen volcánico en diferentes ecosistemas naturales, y determinar la relación de esas emisiones con propiedades edáficas como el contenido de C, la disponibilidad de sustratos de fácil mineralización y el potencial hidrolítico de las enzimas del suelo, y características del hábitat como son las condiciones climáticas, la fenología de la vegetación y el grado de madurez del ecosistema.

2. Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en las islas de Tenerife y La Gomera (Canarias, España). Los ecosistemas canarios se distribuyen en cinturones altitudinales, distinguiéndose tres ambientes principales: árido costero, húmedo de medianías y xérico montano. Seleccionamos un total de diez parcelas representativas, en cuanto a vegetación y suelo, de los principales hábitats (Tabla 1). Durante dos periodos anuales separados entre sí por un intervalo de dos años (2003-2004 y 2005-2006), analizamos estacionalmente las emisiones de CO₂ en el campo utilizando cámaras estáticas con trampas de NaOH. También cuantificamos los aportes de C de hojarasca recogidos a lo largo de la estación en trampas de 53 x 53 cm. Asimismo, colectamos muestras de suelo a 0-15 y 15-30 cm y analizamos el C contenido en las raíces (separadas mediante tamizado a 0,5 mm) y distintas propiedades edáficas como el contenido de C fácilmente mineralizable a través de ensayos de incubación, la actividad potencial de enzimas implicadas en el ciclado del C (CM-celulasa, β-D-glucosidasa, deshidrogenasa), y los contenidos de C orgánico e inorgánico.

Tabla 1. Características generales y emisiones medias de C-CO₂ en los suelos y ecosistemas estudiados

Tipo de hábitat	Parcela	Vegetación	Suelo	C-CO ₂ (mg m ⁻² h ⁻¹ ; 24 h)	
				Año 1	Año 2
Árido costero	L1	Matorral xerofítico climácico	Haplosalids típicos	6,6 ± 0,8	10,1 ± 1,3
	L2	Matorral xerofítico de sustitución	Natrargids ácuicos	9,0 ± 0,6	10,3 ± 0,7
Húmedo de medianías	M1	Laurisilva madura (var. húmeda)	Fulvudands éutricos páchicos	47,1 ± 3,0	52,5 ± 4,0
	M2	Laurisilva madura (var. típica)	Fulvudands páchicos	55,6 ± 6,2	56,2 ± 4,6
	M3	Fayal-brezal (bosque secundario)	Fulvudands últicos	43,2 ± 8,5	47,4 ± 6,7
	M4	Matorral de sustitución	Haploxeralfs líticos ándicos	32,1 ± 7,2	29,2 ± 5,28
	M5	Plantación de pinos	Fulvudands éutricos páchicos	51,0 ± 10,6	48,8 ± 9,4
Xérico de altitud	H1	Pinar maduro (var. húmeda)	Argiustolls ándicos	29,1 ± 8,1	38,0 ± 6,0
	H2	Pinar maduro (var. seca)	Distroxerepts líticos	22,9 ± 3,7	45,7 ± 5,7
	H3	Matorral de sustitución	Haploxerands álficos húmicos	29,1 ± 7,7	40,3 ± 7,1

3. Resultados y Discusión

Las máximas emisiones de CO₂ se registraron en Andosoles bajo laurisilva y las mínimas bajo matorral costero (Tabla 1). Se observaron variaciones estacionales significativas, con las menores tasas en verano. Las medidas obtenidas en ambos años mostraron una correlación muy estrecha ($r=0,867$, $P<0,001$) pero fueron mayores durante el segundo año (ANOVA $P<0,001$). El incremento interanual en las emisiones coincide con un descenso significativo de los contenidos de C orgánico en el mismo periodo (Armas-Herrera y col. 2012), mientras que los contenidos de C radicular e inorgánico permanecieron constantes. El descenso de C observado es muy superior al que se deduce de las emisiones registradas (Fig. 1), sin duda a causa de la subestimación de las tasas de emisión por el método de cámara estática (Hernández y García 2003).

Las emisiones de CO₂ mostraron una fuerte correlación con la humedad del suelo ($r=0.760$, $P<0.001$) y menor con el desfronde ($r=0.450$, $P<0.001$). Mediante un Análisis de Componentes Principales, observamos que los contenidos de C lábil y la actividad enzimática se relacionaron estrechamente entre sí, pero pobremente con las emisiones de CO₂ registradas en el campo.

Vemos que la emisión de CO₂ dependió más de la humedad que de la abundancia de sustratos lábiles y enzimas hidrolíticas en el suelo. El año 2003-2004 fue inusualmente seco en Canarias. La sequía debió limitar la respiración del suelo produciendo una mayor acumulación de C lábil durante ese año, por lo que observamos un descenso de los contenidos de C durante el periodo de estudio. El papel determinante de la humedad en la respiración del suelo es bien conocido (Hernández y García 2003). Sin embargo, el contenido de C suele considerarse estable en ecosistemas próximos a la madurez. En nuestro caso, el descenso del C fue incluso mayor en los ecosistemas maduros que en los degradados, donde se vio probablemente enmascarado por el secuestro de C típico en los procesos de sucesión.

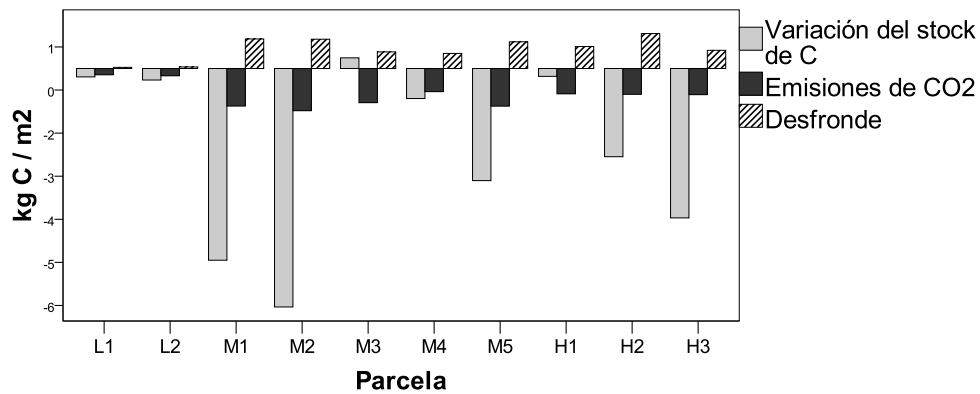


Fig 1. Balance de las pérdidas, aportes y variación observada del C durante el periodo de estudio

4. Conclusión

Las oscilaciones interanuales en el clima son causa de variaciones en las emisiones de CO₂ responsables de cambios significativos en los stocks de C del suelo en el plazo de muy pocos años, incluso en suelos considerados secuestradores estables de C como los Andosoles.

Referencias

Armas-Herrera C.M., Mora J.L., Arbelo C.D., y Rodríguez-Rodríguez, A. 2012. Interannual variations of soil organic carbon fractions in unmanaged volcanic soils (Canary Islands, Spain). *Ecology and Evolution*, 2, 2374–2386.

Hernández Fernández T., y García Izquierdo, C. 2003. Estimación de la respiración microbiana del suelo. In: García y col. (eds.) *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. Mundi-Prensa, Murcia, pps. 311-346.

INFLUENCIA DE LAS POBLACIONES BACTERIANAS Y FÚNGICAS EN LAS EMISIONES DE N₂O EN PINARES DEL PAÍS VASCO

Barrena, I.^a, Estavillo, J.M.^a, Duñabeitia, M.^a, González-Murua, C.^a, Menéndez, S.^b

^a Department of Plant Biology and Ecology, University of the Basque Country (UPV/EHU), Apdo. 644, E-48080 Bilbao, Spain.

^b Institute of Agro-biotechnology (IdAB), UPNa-CSIC-GN, 31192 Mutilva Baja, Navarra, Spain

1. Introducción

Los bosques pueden representar una fuente de emisión significativa de óxido nitroso (N₂O). Se ha estimado que los suelos forestales de clima templado pueden emitir alrededor de 0.01-8.07 Kg N-N₂O ha⁻¹año⁻¹ (Dalal y Allen, 2008). Sin embargo, los procesos de producción del N₂O en suelos forestales conllevan gran complejidad. Así, Stange y cols. (2013) estudiaron la contribución de la oxidación del nitrógeno orgánico (N_{org}), la nitrificación (oxidación del amonio) y la desnitrificación (reducción del nitrato) a las emisiones de N₂O en suelos forestales del País Vasco, concluyeron una clara dominancia de la contribución del proceso de oxidación del N_{org} a estas emisiones. En este proceso contribuyen tanto hongos como bacterias heterotróficas. El presente estudio tiene como objetivo profundizar en la contribución de hongos y bacterias a las emisiones de N₂O en tres momentos significativos en el manejo habitual de *Pinus radiata* en el País Vasco.

2. Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo con suelos de tres rodales de pino (*Pinus radiata* D. Don) en tres diferentes fases de crecimiento (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades del suelo para cada rodal (0-10 cm de profundidad).

	Densidad (g cm ⁻³)	Textura	pH	M.O. (%)	N (%)	C/N
Nueva plantación	1.08	Franco arcillosa	4.72	3.20	0.27	6.89
Pinar joven	1.24	Franco arcillo arenosa	4.23	4.69	0.21	12.98
Pinar Maduro	1.20	Franca	4.71	4.99	0.26	11.16

Se tomó suelo de 0-10 cm de profundidad de cada rodal, que fue homogenizado e incubado a 24°C con la técnica de *substrate-induced respiration inhibition* (SIRIN). Los inhibidores utilizados fueron cicloheximida (CH) y cloranfenicol (CF). Para las incubaciones se introdujeron 50 g de suelo fresco en tarros de cristal (1L) con un septo para la toma de muestras de gases. Los tratamientos se detallan en la Tabla 2.

Tabla 2. Tratamientos aplicados.

Tratamiento	Glucosa	Peptona	Nitrato amónico	Cicloheximida	Cloranfenicol
Control (C)	2 mg/g suelo	5 µmol N/g suelo	6.74 µmol N/g suelo	-	-
CH	2 mg/g suelo	5 µmol N/g suelo	6.74 µmol N/g suelo	2 mg/g suelo	-
CF	2 mg/g suelo	5 µmol N/g suelo	6.74 µmol N/g suelo	-	1 mg/g suelo
CH+CF	2 mg/g suelo	5 µmol N/g suelo	6.74 µmol N/g suelo	2 mg/g suelo	1 mg/g suelo

Se tomaron muestras de gases del interior de cada tarro cada dos horas durante ocho horas seguidas y se analizó su concentración de CO₂ y N₂O por cromatografía de gases (Menendez y cols., 2012). La contribución porcentual de los hongos y bacterias a la emisión de estos gases se calculó según las formulas descritas por Nakamoto y Wakahara (2004).

3. Resultados y Discusión

Las emisiones de CO₂ del tratamiento control (C) indican que la respiración microbiana es la mitad en la nueva plantación que en los pinares joven y maduro ($p < 0.01$) (Tabla 3), consecuencia del drástico cambio en la actividad microbiana del suelo cuando se tala un bosque. Esto nos indica que en este rodal hay una menor masa microbiana, que a su vez se corresponde con la menor cantidad de materia orgánica en los primeros 10 cm del suelo (Tabla 1) debido al proceso de tala a matarrasa, que elimina parte del horizonte superior. Esta tala además estaría produciendo la desaparición de parte de la biomasa fúngica ectomicorrícica así como de su población bacteriana asociada. Nuestros resultados indican que los hongos contribuyen algo más que las bacterias a las emisiones de CO₂ en el pinar maduro, mientras que contribuyen aproximadamente un 50% en el caso de la nueva plantación y el pinar joven (Tabla 4). El pinar maduro, al ser un bosque totalmente desarrollado, presenta más biomasa fúngica en el suelo, probablemente debido a una mayor estabilización de la simbiosis ectomicorrícica con la planta de pino adulto.

Tabla 3. Emisiones medias de N₂O ($\mu\text{g N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y CO₂ ($\mu\text{g CO}_2\text{-C kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$) en los distintos tratamientos.

	CO ₂			N ₂ O		
	Nueva plantación	Pinar joven	Pinar maduro	Nueva plantación	Pinar joven	Pinar maduro
C	3246±102	6878±633	6279±1021	0,66±0,06	0,45±0,05	0,43±0,11
CH	2839±187	5108±405	5265±464	0,29±0,13	0,41±0,36	0,37±0,13
CF	3062±173	5150±474	5542±296	0,33±0,06	0,38±0,01	0,31±0,03
CH+CF	2049±149	3572±186	4641±614	0,24±0,07	0,36±0,02	0,28±0,12

Al contrario de lo que ocurría con la emisión de CO₂, la mayor estimulación producida por la adición de las fuentes de C (glucosa) y N (peptona y nitrato amónico) indica que, en esta fase del manejo, el potencial de emisión de N₂O es mayor en la nueva plantación que en los pinares joven y maduro ($p < 0.05$) (Tabla 3), ya que se ha descrito que la exclusión simultánea de las raíces y los hongos micorrícicos aumentan las emisiones de N₂O (Ernfors y cols., 2011). Por otro lado, las bacterias juegan un papel más importante en las emisiones de N₂O en los pinares joven y maduro, con una contribución del 62 y 72%, respectivamente (Tabla 4), mientras que en la nueva plantación la contribución de los hongos es algo mayor que la de las bacterias.

Tabla 4. Contribución porcentual (%) de hongos y bacterias a las emisiones de N₂O y CO₂.

	Nueva plantación		Pinar Joven		Pinar Maduro	
	Bacterias	Hongos	Bacterias	Hongos	Bacterias	Hongos
CO ₂	47	53	49	51	42	58
N ₂ O	45	55	62	38	72	28

El hecho de que en los pinares joven y maduro la contribución relativa a la emisión de N₂O por parte de los hongos sea baja está de acuerdo con que las especies fúngicas

ectomicorrícicas sean mayoritarias en estas fases avanzadas del manejo, ya que no se ha descrito que los hongos ectomicorrízicos puedan emitir N₂O. Además, esta estabilización de la simbiosis ectomicorrícica potencia el crecimiento de la población bacteriana asociada.

4. Conclusión

La actividad bacteriana contribuye en mayor grado que la fúngica a la emisión de N₂O en los pinares joven y maduro. La tala a matarrasa modifica sustancialmente la microbiota edáfica siendo los hongos los que más contribuyen a la emisión de N₂O.

Agradecimientos

Este proyecto ha sido financiado por los proyectos AGL2009-1339-C02-01 y GV IT-526-10. Iskander Barrena disfruta de una beca predoctoral del Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco.

Referencias

Dallal R.C. y Allen D.E. 2008. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany* 56, 369-407.

Ernfors M., Rütting T. y Klemetsson L. 2011. Increased nitrous oxide emissions from a drained organic forest soil after exclusion of ectomycorrhizal mycelia. *Plant Soil* 343, 161-170.

Menéndez S., Barrena I., Setien I., González-Murua C. y Estavillo J.M. 2012. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and water conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 53,82-89.

Nakamoto T. y Wakahara S. 2004. Development of Substrate Induced Respiration (SIR) method combined with selective inhibition for estimating fungal and bacterial biomass in Humic Andosols. *Plant Production Science* 7, 70-76.

Stange C.F., Spot O., Arriaga H., Menéndez S., Estavillo J.M. y Merino P. 2013. Use of the inverse abundance approach to identify the sources of NO and N₂O release from Spanish forest soils under oxic and hypoxic conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 57, 451-458.

N₂O EMISSIONS FROM SEMI-NATURAL MOUNTAIN PASTURES

Debouk, H.^{a, b}, Altimir, N.^a, Llurba, R.^{b, a}, Sebastià, M.T.^{b, a}

^a Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC), 25280, Solsona, Spain

^b Dept. HBJ, ETSEA, University of Lleida, 25198, Lleida, Spain

1. Introduction

Extensive agrosilvopastoral systems do not only provide high quality food products, but they also provide numerous environmental services such as carbon and nutrient sequestration and recycling, contributing both to climate change and pollution mitigation.

The present work aims to study the mechanisms that contribute to soil carbon sequestration in pastoral ecosystems at various spatial scales, assessing processes and links of the carbon and nitrogen cycle. Linking the measurement of N₂O and CO₂ emissions with the assessment of the mineralization, nitrification and denitrification processes, could allow a better understanding of C and N fluxes in grasslands.

The factors considered to drive N₂O emissions are: moisture content, temperature, fertilizer additions, pH, organic matter content, particle size, nitrate and ammonium (EPA 2010). In addition, vegetation type also influences emissions (Niklaus *et al.*, 2006). The composition of the biotic community reflects and integrates the long-term soil climate, disturbances and nutrient availability (Wallenstein *et al.*, 2006). As a result, factors operating through climate and management are the basis for the local and temporal factors controlling gas emission at a particular moment. Climate and management mostly drive the structuring of plant communities in grasslands (Sebastià, 2004, Sebastià *et al.*, 2008) which in turn determine the quantity and quality of organic matter produced through their functional traits (De Deyn *et al.*, 2009).

We have assessed the emission of N₂O from semi-natural mountain pastures with the aims to: 1) provide information on the emission characteristics of these ecosystems; 2) compare the emissions of three pastures along a climatic gradient; and 3) assess the potential role of the community type as modulator of the N₂O emission.

2. Material and Methods

Study site

The measurements took place in three different study sites, along an altitudinal gradient (Castellar de N'Hug: 1904 m, La Bertolina: 1268 m, Besora: 1026 m). The plots are semi-natural pastures used by cattle.

Measurements

Fluxes of nitrous oxide (N₂O), carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), acetylene (C₂H₂), and ammonia (NH₃) in semi-natural pastures were measured using a cylindrical transparent metacrylate chamber (height: 40 cm, internal diameter: 25 cm, surface area: 0.049 m²). The chamber was fitted with a rubber joint at its base, and connected to a calibrated photoacoustic field gas monitor (INNOVA 1412, LumaSense™

Technologies) with Teflon tubing. A ventilator was also installed inside the chamber to mix up air and attenuate gas gradients. The detection limit of the N₂O is 0.02 ppm.

At the start of each measurement period, the chamber was placed above the soil and vegetation through steel rings (height: 7 cm, diameter: 25 cm) to ensure reasonable sealing of the system. The former were placed into the ground (3 cm deep) several days before the measurements to limit soil disturbance. The gas concentrations were measured with the photoacoustic at regular time intervals (approximately 1 minute). The chamber was left open before each measurement (for 5 minutes) to minimize the contamination from previous sampling, and it was kept as cool as possible by shading it between measurements. For each ring measurement, the chamber was closed for a period of 5 minutes. The gas measurement was made with a transparent chamber and an opaque one respectively, to assess the vegetation activity during both photosynthesis (NEE) and respiration. The total time needed to measure each ring, in both light and dark conditions, was approximately 20 minutes. N₂O measurements with the gas monitor were made from May until October 2012. Sampling was carried out every 3 weeks. In alternate weeks, we did either emission measurements once (or twice) a day, or an intensive sampling throughout the whole day. In total, two types of measurements were conducted: an intensive sampling and an alternate simpler one (routine sampling). The intensive sampling was conducted for 48 hours in la Bertolina and for 24 hours in Castellar de N'Hug (day and night measurements). The distribution of the sampling points during the intensive sampling was made taking into account the dominant functional groups. Whereas during the routine sampling, the distribution of the sampling points was arbitrary.

In addition to the N₂O measurements, samples from the vegetation rings were collected for aboveground and belowground biomass calculation. The aboveground biomass was separated and classified into: green, non green, standing dead and litter biomass. The samples were also being separated and classified in different functional groups (grasses and other graminoids, legumes, other non-legume forbs and sub-shrubs). The Leaf Area Index (LAI) of the functional groups was also calculated. Furthermore, four cages were installed in each of the study sites for functional group classification and for accurate biomass control, since this method prevents the disturbance caused by cattle.

3. Results and Discussion

The obtained net nitrous oxide values, measured in the field, were processed in order to calculate the real N₂O concentrations. Once the values are calculated, the relationship between N₂O emissions and both aboveground and belowground biomass is assessed, based on different plant functional groups and communities.

The order of magnitude of the emissions, measured in those ecosystems, is reported as well as the variability in time and space. Results are discussed according to the contribution of the vegetation as described by the relative abundance of different plant functional types.

References

De Deyn G.B., Quirk H., Yi Z., Oakley S., Ostle N.J. and Bardgett R.D. (2009) Vegetation composition promotes carbon and nitrogen storage in model grassland communities of contrasting soil fertility. *Journal of Ecology*, 97: 864-875.

EPA 2010 Methane and Nitrous Oxide Emissions From Natural Sources, EPA 430-R-10-001.

Niklaus, P.A., D.A. Wardle, and K.R. Tate. 2006. Effects of plant species diversity and composition on nitrogen cycling and the trace gas balance of soils. *Plant and Soil* 282(1-2): 83-98.

Sebastià, M.T. (2004) Role of topography and soils in grassland structuring at the landscape and community scales. *Basic and Applied Ecology*, 5: 331-346.

Sebastià, M.T., de Bello, F., Puig, L., Taull, M. (2008) Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Applied Vegetation Science*, 11: 215-222.

Wallenstein M.D., Myrold D.D., Firestone M. and Voytek M. (2006) Environmental controls on denitrifying communities and denitrification rates: insights from molecular methods. *A synthesis of denitrification. Ecological Applications*, 16: 2143-2152.

SIGNIFICANCE OF EROSION-INDUCED LATERAL CARBON FLUXES FOR THE CARBON BALANCE IN A REFORESTED CATCHMENT

Nadeu, E.^a, de Vente, J.^a, Martínez-Mena, M.^a, Boix-Fayos, C.^a

^a Grupo de Erosión y Conservación de Suelos. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC), Campus Universitario de Espinardo, 30100, Murcia

1. Introduction

The assessment of the impact of soil erosion on soil organic carbon (SOC) stocks and its significance for the carbon (C) balance requires the quantification of lateral and vertical C fluxes associated to detachment, transport and deposition of soil and sediment. In this context, lateral C fluxes can directly increase or decrease SOC stocks by removing topsoil and, indirectly, can also affect C dynamics at eroding and depositional sites by changing the magnitude and spatial distribution of vertical C fluxes such as C input to soil and C mineralization to the atmosphere (Stallard, 1998). Here, we estimated their impact on SOC stocks and C sequestration in a Mediterranean catchment (50 km²) with heterogeneous land use and land cover (LULC) conditions and where hydrological correction works, including reforestation and the construction of check-dams, have been conducted during the last 40 years.

2. Materials and Methods

Estimations of erosion-induced C fluxes were based on previous studies at the study catchment (Rogativa catchment, NW Murcia, Spain) (i.e. Boix-Fayos et al, 2009; Nadeu et al., 2012). The catchment is divided in 58 subcatchments delimited by check-dams with sedimentary wedges. We used each subcatchment as a unit for estimations of sediment yield and exported C. We first calculated SOC stocks for the years 1976 (check-dam construction date) and 2003 based on a land use and land cover (LULC) maps (Boix-Fayos et al. 2008). Then, a C budget for the subcatchments was estimated with a bottom-up approach using field, modeled and literature data. We: (i) estimated C stocks in the sediment wedges behind check-dams (C_{CD}) (Mg); (ii) calculated C exported downstream (C_{exp}) (Mg) by using the sediment trapping efficiency value (%) calculated for each check-dam (Boix-Fayos et al. 2008); (iii) used output data from the application of an erosion and C redistribution model to estimate C deposition values over the landscape (26%) (C_{red}) and (iv) data from literature for an approximate C mineralization value during transport and deposition (20%) (C_{min}) (Lal et al. 2003; Van Hemelryck et al. 2010).

3. Results and Discussion

From these calculations, total C mobilized by erosion was 3850 ± 1000 Mg (C_{tot}) during the 27 years between check-dam construction and the field survey. This value represents between 3% and 18% of the SOC stocks in the top 5 cm present in 1974 and taking into account uncertainties in C concentration in sediments and soils (67% confidence interval). The change in SOC stocks during the 1974-1997, induced by agricultural abandonment and reforestations, resulted in an average increase of SOC in the drainage area estimated around 10200 ± 8000 Mg (Figure 1). The LULC changes

resulted in a decrease in total erosion rates (Boix-Fayos et al. 2008), but not in the potential C mobilization, given the increased SOC stocks.

When looking at the whole C balance (Figure 1), we observed that erosion-induced lateral C fluxes in the Rogativa catchment had a non-negligible impact on SOC stocks and on the total C budget. They significantly reduced SOC stock gains through LULC changes (by an average 40%) and enhanced CO₂ emissions of otherwise protected C. On the other hand, however, since the loss of C from eroded soil profiles opens the opportunity for the input of fresh organic matter into the soil matrix, in what is known as C replacement (Harden et al. 1999), erosion processes likely contributed to an additional C sequestration in soils, as observed in a previous study in two subcatchments (Nadeu et al. 2012). Finally, to complete the catchment balance, the presence of check-dams in this environment allowed for the establishment of a C sink within the sediment wedges in the order of ~41% (C_{CD}) of the total C eroded from catchment soils. This large amount of deposited C indicates that, eventually, the significance of erosion-induced lateral C fluxes in the Rogativa catchment will largely depend on the fate of the C stored at these depositional sites, as well as the fate of the C exported further downstream into the river network.

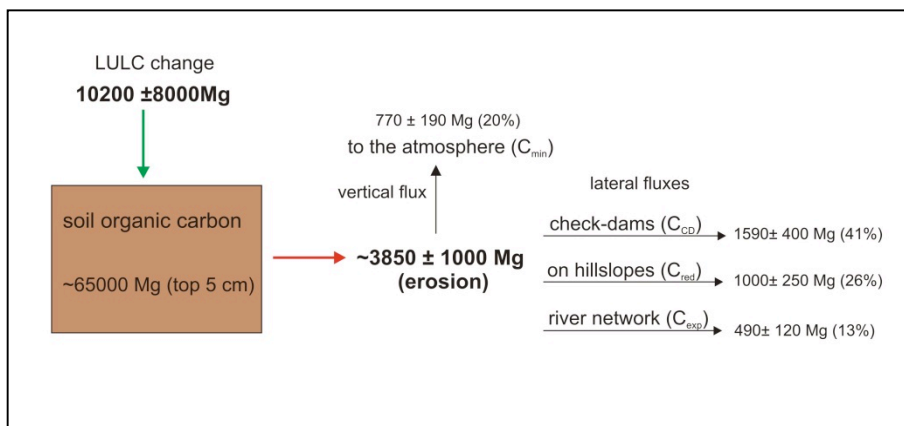


Fig 1. Total erosion-induced C fluxes during the studied period (27 years) and SOC stocks for the top 5 cm.

4. Conclusions

The results presented stress the importance of quantifying erosion-induced C fluxes and including them in evaluations of the impact of LULC changes, such as reforestations, on ecosystem C budgets which, in most assessments, only account for changes in standing biomass and SOC stocks.

References

Boix-Fayos C, de Vente J, Martínez-Mena M, Barbera GG, Castillo V. 2008. The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. *Hydrological Processes*. 22: 4922-4935.

Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J. and Martínez-Mena, M., 2009. Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1-2): 75-85.

Harden J.W., Sharpe J.M., Parton W.J., Ojima D.S., Fries T.L., Huntington T.G., and Dabney S.M. 1999. Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4): 885-901.

Lal R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29, 437-450.

Nadeu E., Berhe A.A., de Vente J. and Boix-Fayos C., 2012. Erosion, deposition and replacement of soil organic carbon in Mediterranean catchments: a geomorphological, isotopic and land use change approach. *Biogeosciences*, 9: 1099-1111.

Stallard RF. 1998. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles*. 12: 231-257.

Van Hemelryck, H., Fiener, P., Van Oost, K., Govers, G. and Merckx, R., 2010. The effect of soil redistribution on soil organic carbon: An experimental study. *Biogeosciences*, 7(12): 3971-3986.

PASTURE, TILLAGE AND CANOPY EFFECTS ON CARBON DIOXIDE FLUXES IN A SPANISH DEHESA

Uribe, C.^a, Hernando, L.^b, Román, M.^c, Clavero, M.A.^a, S. Roig ^b, Van Miegroet, H.^c, Inclán, R.^a

^aDepartamento de Medio Ambiente, CIEMAT, Avda. Complutense 40, 28040 Madrid, Spain

^bDepartamento Silvopascicultura, Universidad Politécnica, Madrid, Spain

^cDept. of Wildland Resources, Utah State Univ. Logan, UT 84322-5230

1. Introduction

One of the more recent areas of interest in agroforestry system studies concerns the C sequestering capacity, especially under the afforestation and reforestation activities approved in the Kyoto Protocol as mitigating strategies for climate change. Agroforestry systems are believed to have a higher potential for sequestering C than pastures or field crops (Sanchez 2000; Ramachandran Nair et al. 2009). The use of appropriate silvopastoral practices in dehesa systems may contribute to their sustainability, by improving soil quality and soil productivity while reducing the CO₂ flux from the soil to the atmosphere.

The objectives of this study were (1) to quantify the effects of pasture and tillage practices on soil respiration (Rs); (2) to determine the influence of management practices on soil carbon (C) and nitrogen (N) stocks and the response of Rs to soil microclimatic conditions, and (3) to determine the influence of tree canopy (*Quercus ilex* specie) on Rs, soil C and N stocks in a dehesa ecosystem situated in central Spain (Toledo).

2. Material and Methods

Four different treatments were established: non grazed-non tilled (NGNT); non grazed-tilled (NGT); grazed-non tilled (GNT); grazed and tilled (GT). Rs, soil temperature (Ts), soil moisture (Ms), soil C and N stocks were measured in all treatments. Rs were conducted from July 2008 to February 2010 at nine different moments using a closed dynamics system LI-6400 coupled to an LI-6400-9 soil chamber (LI-COR inc., Lincoln, NE, USA). Soil samples were taken at the Rs measurement locations at the end of the experiment. The soil C and N concentration was determined using a LECO TruSpec CHN elemental analyzer (LECO Corp., St. Joseph, USA).

3. Results and Discussion

Grazing reduced Rs by 26%, 48%, and 22% on three occasions in the course of the experiment. However, increases of 6 Mg/ha in C stocks and 0.6 Mg/ha in N stocks were measured in grazed soils. No clear effects of tilling either on soil respiration, soil C or N stocks were detected. Small changes in surface soil temperature and water content following management operations were found to influence the response of Rs. Tree canopy induced increases in soil respiration, soil C and N stocks; and decreases in Ts were observed. The influence of tree canopy on annual Rs carbon losses decreased by 4 % at grazed sites compared to non-grazed sites.

Grazing and tree canopy had an important influence on the storage ability for soil C and N stocks in this study, while traditional tilling was not found to have a negative effect on soil C storage capacity. Maintaining the management practices currently applied in this area is potentially beneficial to C sequestration, especially in Mediterranean dehesa soils.

4. Conclusions

The results of this study indicate that grazing and tilling had a slight, albeit variable effect on Rs and soil microclimate during the study period, and that the effect of grazing and tilling on the Rs sensitivity to Ts and Ms depends on the climatic period considered. Tree canopy cover influenced soil microclimate, Rs and soil C and N stocks, highlighting the importance of conserving woodland and forestation in order to maintain the sustainability of dehesa systems and enhance their C sequestration potential. Future research should be aimed towards improving our understanding of C exchange with the atmosphere in agroforestry systems in order to better predict the influence of agroforestry management on the potential C sequestration capacity of dehesa ecosystems.

Acknowledgements

This research was conducted in the framework of the Spanish SUM2006-00034; CGL2006-02922 and CGL2009-07031. The authors would like to express their gratitude to the agricultural research center team “Dehesón del encinar” and especially Celia López Carrasco for her support. We also appreciate the assistance of Dr. Agustín Rubio and Dr. Eugenio Diaz-Pines.

References

- Ramachandran Nair P K, Mohan Kumar B and Nair V D (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172, 10-23.
- Sanchez P A (2000) Linking climate change research with food security and poverty reduction in the tropics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 82, 371-383.

The logo for 'remedia workshop' is positioned in the top left corner. It consists of a white rectangular box with a thin green border on the left and top. The word 'remedia' is written in a bold, green, sans-serif font, and 'workshop' is written below it in a black, lowercase, handwritten-style font. To the right of the box is a blurred image of green leaves.

remedia
workshop

Aspectos socio-económicos e inventarios de GEI

Comunicaciones orales

A REGION-SPECIFIC EMISSION INVENTORY FOR GREENHOUSE GASES FROM LIVESTOCK IN 1990-2011.

Del Hierro, O., Artetxe, A., Pinto, M., Arriaga, H., Viguria, M., Merino, P.

NEIKER, Bizkaia Technology Park, P. 812, 48160, Derio, Bizkaia (The Basque Country)

1. Introduction

Atmospheric methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) are important trace gases from the perspective of the global environment and climate change. Methane arises in cattle production systems during enteric fermentation of feed, and CH₄ and N₂O are released from stored slurry. In Spain, enteric fermentation and manure management are responsible for 51% of agriculture greenhouse gas emissions (report submitted in 17th April 2012 by Spain to the Secretariat of the United Nations Framework on Climate Change). Quantification of greenhouse gas (GHG) emissions in Spain is reported annually in the National Emission Inventory, but no region specific information is provided at that scale. The Basque Country is one of the regions that contribute to the national inventory with specific management systems adapted to its edaphoclimatic conditions. Previous studies in the Basque Country have shown that dairy farming systems are indeed a source of N₂O emission. IPCC has published methods for determining CH₄ emission factors for livestock using a simplified approach that relies on default emission factors drawn from previous studies (Tier 1) and a more complex approach that requires country-specific information on livestock characteristics (Tier 2) (Houghton et al., 1997). The information gathered in previous own literature, together with region specific detailed characterisation of animal categories has allowed to improve the level of detail of the regional inventory of the Basque Country from Tier 1 to Tier 2. The objective of this study is to examine the emission trends from the livestock systems geographically distributed within the Basque Country in the period 1990-2011 and to study the main factors that have been influencing greenhouse emissions during that time.

2. Materials and Methods

CH₄ and N₂O emissions were calculated according to the simplified methodologies of the Revised 2006 IPCC Guidelines (IPCC, 2006), using Tier 2 methodology for CH₄, and previous studies on regional emission inventory from ruminants performed in our region (Merino et al., 2011) thus improving the accuracy of the inventory. As available own studies did not cover all the situations included in the inventory, it was therefore necessary to use IPCC default emission factors when needed.

Detailed information regarding animal populations and manure management practices was obtained for the series 1990 to 2011. For each species considered, classes of animals were established within each province of the Basque Country (Araba, Bizkaia and Gipuzkoa) to be compatible with IPCC categories proposed. Besides, the main rearing systems leading to different manure types and/or different manure management systems were defined for cattle, sheep and swine production, including grazing for ruminants. Population statistics in these groups were divided into subpopulations such as dairy cows, beef cattle, other cattle, dairy ewes, breeding

swine and market swine. Each group was tracked in relation to proportion of animals of the class bred in the system, animal excretion, time spent outdoors, type of storage, etc so appropriate factors could be applied for N excretion and methane production rates.

A Microsoft Excel ® 2007 model was developed to calculate gaseous emissions described above. Animal species and classes, technical data on rearing systems and manure types, and EFs were gathered in this database. It enables to use Tier 1 or Tier 2 methods as input data allows. The method uses emission factors which vary by geographic location, temperature, animal class, manure management method and type of emissions (direct/indirect). In addition, there are refinements incorporated as mentioned above for ruminants and swine.

3. Results and Discussion

A reduction trend in CH₄ and N₂O emissions were observed from 1990 to 2011 (40% lower emissions of CO₂-equivalent in 2011) (Table 1), which was mainly the result of the reduction of livestock population. Although there was a general trend towards lower N₂O emissions, fluctuation were observed. These N₂O emission fluxes uncertainties lie in factors such as the amount of N excreted by each animal category, the manure management and N leaching from soils, which in turn depend on climatic conditions and/or agricultural conditions. The main emission source was the enteric fermentation (61.0 % of total emissions in 2011, and similar values in all the years).

Table 1. CH₄ and N₂O emission trends (Gg year⁻¹) from livestock in the Basque Country for the period 1990 to 2005-2011, derived from: enteric fermentation (ENTERIC); manure management (MANURE); animal waste management systems (AWMS); direct soil emissions (DIRECT); pasture, range and paddock manure (PASTURE); indirect emissions (INDIRECT).

			1990	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Araba	Gg CO ₂ -eq y ⁻¹	TOTAL	138	128	126	125	123	122	119	118
Bizkaia	Gg CO ₂ -eq y ⁻¹	TOTAL	283	174	164	161	155	154	147	144
Gipuzkoa	Gg CO ₂ -eq y ⁻¹	TOTAL	301	203	196	190	185	180	179	171
Basque Country (Total)	Gg CH ₄ y ⁻¹	ENTERIC	17.11	12.32	11.84	11.54	11.28	11.10	10.86	10.56
		MANURE	3.68	2.02	1.93	1.87	1.79	1.72	1.60	1.53
	Gg N ₂ O y ⁻¹	AWMS	0.103	0.075	0.072	0.070	0.068	0.067	0.065	0.062
		⁽¹⁾ DIRECT	0.301	0.184	0.179	0.177	0.174	0.172	0.170	0.166
		PASTURE	0.136	0.131	0.128	0.126	0.124	0.125	0.124	0.121
	Gg CO ₂ -eq y ⁻¹	⁽²⁾ INDIRECT	0.140	0.098	0.097	0.095	0.094	0.093	0.092	0.090
		TOTAL	722	504	486	475	464	457	446	433
%	Related to 1990		100	70	67	66	64	63	62	60

⁽¹⁾ Direct Soil Emissions including synthetic fertilisers, animal manure applied to soil and crop residue.

⁽²⁾ Indirect Emissions including atmospheric deposition and nitrogen leaching and run-off.

4. Conclusions

There is a reduction trend in CH₄ and N₂O emissions derived from livestock from 1990 to 2011, which is mainly the result of the reduction of livestock population.

The most important emission source derived from livestock is the enteric fermentation.

References

Houghton JT., Meira Filho LG., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs DJ., Callender BA. (Eds.). 1997. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual, Vol. 3. In: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. UK Meteorological Office, Bracknell.

IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. 2006. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. y Tanabe K. (eds). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Published: IGES, Japan. ISBN 4-88788-032-4.

Merino P., Ramirez-Fanlo E., Arriaga H., del Hierro O., Artetxe A., Viguria M. 2011. Regional inventory of methane and nitrous oxide emission from ruminant livestock in the Basque Country. *Animal Feed Science and Technology* (166-167) 628-640.

UPV. 2006. "Methodology for the estimation of atmospheric emissions in the agricultural sector for the national inventory of emissions", prepared by a specific contract between the CV DGCEA and the Superior Technical School of Agricultural Engineers at the University of Valencia for technical consulting services in the area of animal husbandry and the environment (ref. CV122004).

Acknowledgements

This project was funded by Ihobe, Public Corporation whose aim is to support the Department for the Environment and Spatial Policy of the Basque Government (project "Inventario de GEIs en los sectores Agricultura, Ganadería y UTCUTS. Años 2011-2012").

EVALUACIÓN COMPARATIVA DE LAS EMISIONES ASOCIADAS A ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS MEDIANTE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

Pardo, G.^a, Moral, R.^b, del Prado, A.^a

^a Basque Centre For Climate Change (BC3), Alameda Urquijo, 4, 4^o-1^a /48008 Bilbao (Spain)

^b Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente (GIAAMA), Dpto Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche, Ctra. Beniel km. 3.2, 03312 Orihuela (Alicante).

1. Introducción

De forma general, la gestión de residuos orgánicos se ha convertido en un problema global en los países más industrializados debido al rápido agotamiento de espacio en vertederos, y a la problemática ambiental relacionada con su vertido controlado (generación de emisiones, pérdida de recursos). En la actualidad, se estima que en torno a 89Mt de residuos agroalimentarios son generados anualmente en la UE-27. Aproximadamente, el 42% de estos desechos se generan en los hogares, mientras que un 39% se derivan de la actividad de la industria agroalimentaria.

En previsión de estos problemas, la Unión Europea publicó en 1999 la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos, que requiere a los estados miembros reducir la cantidad de desechos biodegradables que está siendo destinada a vertederos promoviendo a su vez la adopción de medidas para incrementar su recuperación y reciclaje.

A pesar de estos esfuerzos un parte importante de los residuos de naturaleza orgánica acaban depositados en vertederos o incinerándose junto con otros residuos, por lo que es necesario buscar alternativas. La adopción de estrategias que garanticen una gestión adecuada en cada caso se considera decisiva para avanzar hacia modelos sostenibles de producción y de consumo. Por ello es necesario establecer métodos objetivos para evaluar las implicaciones ambientales derivadas de los distintos sistemas de gestión de residuos.

En este sentido el análisis de ciclo de vida (ACV) es una herramienta sistemática y objetiva que ha sido aplicada de forma efectiva para la evaluación de distintos aspectos relacionados con la gestión de residuos. Por lo tanto, en el presente estudio se ha decidido la utilización de esta metodología (ACV) para evaluar de forma comparativa el impacto ambiental de varias alternativas para la gestión de un subproducto tipo del sector agroalimentario.

2. Materiales y Métodos

Las alternativas de gestión consideradas en el presente estudio fueron la siguientes, seleccionadas de acuerdo a su factibilidad para el tratamiento de un subproducto tipo del agroalimentario:

- Eliminación mediante incineración con recuperación energética

- Eliminación mediante deposición en vertedero
- Valorización mediante digestión anaerobia y aplicación de digestato
- Valorización mediante compostaje
- Valorización mediante alimentación animal

La unidad funcional propuesta fue la gestión y tratamiento adecuado de una tonelada (1000kg residuo húmedo) de subproductos procedentes de una industria agroalimentaria. Para la elaboración del ecoinventario que describe cada escenario evaluado, se ha acudido a distintas fuentes de información, desde bibliografía científica especializada, a información de plantas en funcionamiento a escala real; y en el caso de la digestión anaerobia un modelo empírico propio. De esta forma se cuantificaron los requerimientos de materiales, consumo de energía, generación de residuos y emisiones gaseosas asociadas a las distintas opciones de tratamiento, así como los co-productos generados en cada caso.

3. Resultados y Discusión

Atendiendo a los resultados del ACV la disposición en vertedero se ha mostrado como la opción menos propicia, implicando unas emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) muy superior al resto, debido principalmente a la degradación de la materia orgánica en condiciones anaerobias que da lugar a la generación de metano. Por su parte la incineración ha resultado conllevar también un impacto relevante en el potencial de calentamiento global, y no resultaría una tecnología adecuada para el tratamiento de este tipo de residuos, que al contener un elevado grado de humedad no permiten un amplio margen de recuperación de energía, e incluso pueden implicar el consumo de una energía adicional para mantener la temperatura operacional del proceso.

Algo parecido sucede con la opción de valorización para alimentación animal. El proceso de secado para estabilizar el material, que consta de una elevada humedad, conlleva un consumo de combustible que no compensa el impacto evitado, al menos en términos de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI).

Por otro lado, la valorización mediante digestión anaerobia se mostraría como una opción ambientalmente sostenible, que produce moderadas emisiones directas de GEI, y en cambio, ciertos beneficios, relacionados con la generación de electricidad de origen renovable que conlleva este tratamiento y que aporta un efecto positivo global a este escenario de gestión.

Finalmente la alternativa de aplicar un proceso aerobio de degradación como el compostaje para este tipo de residuos se trataría de la opción más recomendable, que de manera global provocaría un impacto neto muy reducido en términos de GEI, siempre y cuando se mantenga un adecuado control del proceso biológico y la instalación conste de un sistema avanzado de captación y depuración de las emisiones, lo que en algunos casos podría resultar una limitación.

Tabla 1. Información para mostrar algunos de los resultados de este estudio

	<i>Emisiones GHG (kg CO₂-eq/ton residuo)</i>					
	<i>Total</i>	<i>CO₂, fósil</i>	<i>N₂O</i>	<i>CH₄, biogénico</i>	<i>CH₄, fósil</i>	<i>CO₂, uso de suelo</i>
Incineración	95.0	88.5	3.4	0.1	2.9	-
Vertedero	813.8	16.3	19.8	776.8	0.9	-
Alimentación animal	199.5	422.0	-91.8	-	16.2	-146.9
Digestión anaerobia	61.8	-35.6	30.6	68.1	-1.3	-
Compostaje	56.0	10.7	36.2	10.0	-0.9	-

4. Conclusión

En términos generales los resultados del análisis muestran una tendencia diferenciada entre el las opciones enfocadas a la eliminación de un subproducto (Vertedero, Incineración), y aquellas cuyo objeto es la valorización del mismo, que han presentado unas emisiones de GEI globales inferiores (Digestión anaerobia, Compostaje). Mediante el presente estudio, se ha puesto de relevancia la importancia de analizar específicamente cada caso, ya que atendiendo a las características concretas del subproducto (humedad, contenido en fibra y nutrientes, biodegradabilidad) puede resultar más adecuado aplicar una opción de tratamiento u otra, con objeto de reducir las emisiones de GEI asociadas a este proceso.

Referencias

Boldrin, Alessio; Andersen, Jacob K.; Møller, Jacob; Christensen, Thomas H.; Favoino, Enzo. 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research* vol. 27 issue 8. p. 800-812

Ecoinvent. 2010. Ecoinvent Data v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Moller, Jacob; Boldrin, Alessio; Christensen, Thomas H. 2009. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management & Research* vol. 27 issue 8. p. 813-824

ANÁLISIS DE SOSTENIBILIDAD DE LOS DIFERENTES SISTEMAS DE GANADERÍAS CON PEQUEÑOS RUMIANTES DE APTITUD LECHERA. EMPLEO DE INDICADORES ECONÓMICOS, SOCIALES Y AMBIENTALES

Batalla, M.I.^a, Pinto, M.^a, Intxaurrendieta, J.M.^b, Mangado, J.M.^b, Eguinoa, P.^b, Marijuan., S.^c, Gutiérrez, R.^d, Mena, Y.^d, Hidalgo, C.^e, Palacios, C.^f, Pérez, D.^g, del Hierro, O.^a

^a NEIKER-Tecnalia. Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario. Berreaga, 1. 48160-Derio, Bizkaia .

^b INTIA. Avda Serapio Huici, 22 Edif. Peritos, 31610 Villava, Navarra.

^c SERGAL, Granja Modelo s/n, 01192 Arkaute, Vitoria-Gasteiz.

^d ETSIA. Universidad de Sevilla. Carretera de Utrera km 1. 41013 Sevilla.

^e Universidad de León. Facultad de CC. Económicas y Empresariales. 24071 León.

^f Universidad de Salamanca. Dpto. Construcción y Agronomía. Producción Animal. 37008 Salamanca.

^g Universidad Pablo de Olavide. Ctra. de Utrera, km. 1 41013, Sevilla

1. Introducción

En la Unión Europea los consumidores demandan sistemas ganaderos que produzcan alimentos seguros, de calidad, obtenidos garantizando el bienestar animal y con el mínimo impacto sobre el medio natural. Todo ello queda reflejado en la evolución seguida por la Política Agraria Común (PAC) en los últimos 50 años. La mejora y el fortalecimiento de la sostenibilidad de los sistemas de producción animal requiere el disponer de información fiable sobre sus tres aspectos básicos: económico, social y ambiental; y el desarrollo de indicadores relevantes, pertinentes, comprensibles, representativos y ajustados a la realidad en cada uno de ellos.

La producción de leche con pequeños rumiantes genera actividad económica y empleo en el medio rural a la vez que conserva y gestiona el medio natural. La caracterización de explotaciones y de los diferentes sistemas de producción dentro de esta actividad, mediante el empleo de indicadores en los tres ámbitos considerados, permitirá disponer de una visión holística de su sostenibilidad, que es el objetivo principal de este proyecto INIA (RTA2010-00064-C04).

Se ha seleccionado una batería de indicadores para aplicar a explotaciones de pequeños rumiantes agrupados en los tres ámbitos de la sostenibilidad: económico, social y ambiental. Para ello, se ha partido de un trabajo realizado en un proyecto INIA previo (RTA2005-00174-C02). Tres de los atributos sobre los que se ha incidido de modo relevante dentro del ámbito ambiental están íntimamente relacionados con el consumo energético y las emisiones de gases de efecto invernadero que se generan en el metabolismo de los diferentes sistemas de producción ligados a los pequeños rumiantes de aptitud lechera. Sin embargo, y esta es una de las fortalezas de este proyecto, estos indicadores se entrelazan con otros que miden la rentabilidad, la resiliencia, la autonomía, la calidad de vida, la generación de empleo, la calidad de los

productos etc. permitiendo conocer las claves de aquellos sistemas que además de sustentables ambientalmente, son viables económicamente y perdurables socialmente.

2. Materiales y Métodos

Se ha trabajado sobre la propuesta resultante del Proyecto RTA2005-00174 adaptándola a las características propias de las explotaciones de pequeños rumiantes de aptitud lechera. El desarrollo de indicadores en cada área de trabajo (económico, social, ambiental) lo llevan a cabo equipos integrados por expertos procedentes de cada una de las comunidades autónomas participantes.

Los ámbitos de variación en la cuantificación de los indicadores propuestos se han adaptado a las muy diferentes situaciones biogeográficas y sociológicas que se dan en las áreas de trabajo de los equipos que participan en el Proyecto al objeto de que los resultados de caracterización de la sostenibilidad obtenidos sean comparables con independencia de la situación geográfica de las explotaciones y sistemas ganaderos.

3. Resultados y Discusión

Se describen a continuación los indicadores propuestos para cada dimensión de la sostenibilidad.

3.1. Indicadores económicos.

La gestión por indicadores debe ayudar a cumplir los objetivos estratégicos del agricultor o ganadero. El objetivo puede ser la rentabilidad económica a corto plazo, pero puede estar vinculado a una visión más duradera de lo económico u otras satisfacciones vinculadas más con la calidad de vida, el reconocimiento de un trabajo bien hecho, etc. Para conocer la situación de las explotaciones analizadas en el marco de este proyecto, se han seleccionado 25 indicadores clasificados en 5 temas (Rentabilidad, Autonomía, Diversificación y riesgo, Estructura de costes y Estabilidad).

3.2. Indicadores ambientales.

La intensificación de las explotaciones ganaderas lleva a una situación de desequilibrio con el medio, que implica, entre otros, mayor dependencia de insumos externos, excedentes, etc. Para conocer la situación de las explotaciones analizadas en el marco de este proyecto, se han seleccionado 43 indicadores clasificados en 7 temas (Equilibrio del ganado y superficie, Usos y gestión de la SAU, Balance de nutrientes, Gestión de residuos, Elementos naturales y biodiversidad, Energía y Emisiones).

3.3. Indicadores sociales.

Desde el punto de vista de la sostenibilidad social se han seleccionado 53 indicadores clasificados en 8 temas (Características de empleo, Generación de empleo, Calidad de vida, Calidad de trabajo, Bienestar animal, Paisajes y sistemas tradicionales, Calidad de los productos y Género).

El proyecto que engloba este estudio está en fase de desarrollo. A lo largo de 2011 se visitaron periódicamente las explotaciones sobre las que se está trabajando y se tomaron los datos necesarios para el cálculo de los indicadores descritos. Se está

ultimando la elaboración de una herramienta informática para la introducción de los datos, su tratamiento y la obtención de los resultados numéricos que caractericen la sostenibilidad de las explotaciones para cada ámbito de análisis (económico, social, ambiental) y de forma global mediante la síntesis de los resultados parciales. En relación a las emisiones de gases de efecto invernadero imputables a las actividades desarrolladas en explotaciones ganaderas, esta herramienta incorpora un módulo para el cálculo de huella de carbono para la leche y el queso, tanto en explotaciones de ovino como de caprino.

4. Conclusión

El análisis de sostenibilidad de explotaciones y sistemas ganaderos de pequeños ruminantes de aptitud lechera desde los pilares económico, social y ambiental, proporciona una visión holística de su sostenibilidad, de tal forma que los resultados obtenidos pueden aportar conocimiento y criterio a las Administraciones públicas a la hora de tomar decisiones y establecer políticas discriminatorias de las explotaciones y sistemas que mejor garanticen su perdurabilidad, tanto de forma global como parcial (reducción de emisiones de GEIs, obtención de productos de calidad, mejora de la gestión de recursos forrajeros, etc.).

Referencias

Arandia, A., Intxaurrendieta, J.M., Mangado, J.M., Santamaría, P., Icaran, C., López, E., del Hierro, O., Pinto, M., Ruiz, R. and Nafarrate, L.(2011). Incorporating social and environmental indicators in technical and economic advisory programmes in livestock farming. En *Economis, social and environmental sustainability in sheep and goat production systems*.

A. Bernués, J.P. Boutonne, I. Casaus, M.Chentouf, D. Gabiña, M. Joy, A. López-Francos, P.MORAND-Fehr, F.Pacheco (eds). Zaragoza: CIHEAM/FAO/CITA-DGS. 2011,379 p. (Options Méditerranéennes, Série A: Séminaires Méditerranées,no.100)

The logo for 'remedia workshop' is positioned in the top left corner. It features the word 'remedia' in a bold, green, sans-serif font, with 'workshop' written below it in a black, handwritten-style font. The text is contained within a white rectangular box that has a green border on its left and top sides. The background of the entire top section is a blurred image of green leaves.

remedia
workshop

Aspectos socio-económicos e inventarios de GEI

Pósters

GHG MITIGATION MEASURES IN THE AGRICULTURE AND FORESTRY SECTORS OF ARAGON

Kahil M.T., Tapia J., Notivol E., Albiac J.

Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA).

1. Introduction

Climate change is a negative externality from economic activities that is already damaging the natural environment and its ecosystems, and could endanger seriously the human well being in the coming decades. The large growth in wealth and population since the industrial revolution, based in accelerated technological developments, have largely increased atmospheric GHG concentrations. These emissions are changing the energy balance of the earth and the climate system, and threatening with a future of higher temperatures, lower precipitations in arid and semiarid regions, rises of the sea level, and more severe and frequent extreme events (IPCC 2007).

The agriculture and forestry sectors are responsible for about one third of global anthropogenic GHG emissions. Forestry generates 17 percent of emissions, mainly from deforestation and forest degradation, forest fires and unsustainable management. Agriculture accounts for around 14 percent of emissions and it is the main source of non-CO₂ emissions such as methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O), coming from nitrogen fertilization in cultivated soils, large animal production facilities, and nitrogen pollution loads in rivers and water streams (IPCC 2007). However, these sectors provide numerous ecosystem services and positive externalities such as biodiversity and habitat maintenance, soil conservation, water regulation, recreational services, and climate change mitigation. The agriculture and forestry sectors could contribute to climate change mitigation by reducing their GHG emissions, and by maintaining and sequestering carbon in soils and vegetation (Schneider et al. 2007).

2. Land use and GHG emissions in Aragon

Agriculture in Aragon releases almost 3.5 million t CO₂eq per year of GHG, representing 20 percent of the total emissions of the region, which is well above the percentage of agricultural emissions for the whole Spain (11%). The reason is the large extension of the region, which supports important agricultural activities.

Emissions from livestock are 2.5 million t CO₂eq, including methane (CH₄) from enteric fermentation, and nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) from manure handling and storage. Emissions of swine manure amount to 1.8 million t CO₂eq, from the large swine herd close to 5 million heads. Emissions of cattle production activities are 0.7 million t CO₂eq mainly from enteric fermentation.

Emissions from crop and soil management are close to 1 million t CO₂eq of nitrous oxide (N₂O), generated by the excessive use of mineral and organic fertilization in more than 1 million hectare of irrigated and rainfed lands. Fertilization contains 110,000 t of nitrogen, and produces direct N₂O emission close to 0.7 million t CO₂eq. Indirect N₂O emission resulting from nitrogen runoff are 0.3 million t CO₂eq.

One problem derived from agricultural activities in Aragon is the overuse and mismanagement of nitrogen fertilizers. Recent estimations indicate that nitrogen fertilization from mineral and organic sources exceeds crop requirements by 24 percent. The consequence is a nitrogen surplus of 42,000 t of nitrogen (MARM 2011). In addition, estimations of nitrogen content from manure reveal that its nitrogen availability could cover up to 80 percent of the nitrogen requirements of crops. This would reduce the use of mineral fertilizers, saving costs, solving manure disposal problems, and abating pollution. In Aragon, farmers do not take advantage of the large amount of manure available, because of the high costs of transportation and spreading, the difficulties of management, and the uncertainty of the impact on crop yields (Orús et al. 2011).

Furthermore, the control of nitrogen fertilization sought by the European Nitrates Directive is limited to cultivation areas located over aquifers or streams declared officially vulnerable to nitrate pollution, and administrative enforcement is based on inspections of farms drawn by chance, where noncompliant farms are penalized in their CAP payments. The usefulness of this fertilization control mechanism remains to be seen, because it ignores cultivation over the whole region, rainfed lands, and very polluting crops that are not receiving subsidies such as vegetables or fruit trees.

Forests in Aragon play an important role in mitigating GHG emissions, and are an important reserve of carbon. Forests remove 3.4 million t CO₂eq per year from the atmosphere, with an area exceeding one million and a half hectares. Environmental benefits from carbon sequestration are estimated at 75 million € per year, surpassing the market value of forest productive activities.

3. Instruments for GHG mitigation

GHG emissions from economic activities are negative externalities that cause harmful environmental and socioeconomic impacts. The Stern review estimates that without the implementation of GHG mitigation policies in all sectors, the impacts of climate change could result in damages equivalent to 5 percent of global GDP per year, while the costs of mitigation policies could be limited to around 1 percent (Stern 2007).

Agriculture and forestry are nonpoint source sectors, and therefore the control of emissions presents an important problem of information and knowledge. The reasons are the impossibility of identifying the agents generating the emissions or sinks, the precise spatial location of sources, and the amount of emission loads or sinks at the source. Several issues arise in the design and implementation of policies to control diffuse emissions. These issues are linked to uncertainties about sources and controlling factors, the complexity and randomness of biophysical processes, and the strategic behavior of stakeholders facing mitigation measures. These factors make very costly and complicated the measurement of emissions and sinks, and the design and enforcement of policies to control GHG emissions from agriculture and carbon sequestration in forests.

Several GHG mitigation measures in the agriculture and forestry sectors of Aragon have been analyzed in this study. Results indicate that there is not a unique preferred measure, and that a single instrument could not address the mitigation of GHG emissions. A combination of suitable measures is needed to contribute towards climate

stabilization while achieving cost efficiency. The choice of measures depends on the objectives of decision-makers, but also on the availability of biophysical and economic information, and the willingness to cooperate of stakeholders. Local characteristics, economic and environmental effects, and social acceptability have to be considered in the design of measures.

Economic instruments that follow the “polluter pays” principle such as taxes on emissions, nitrogen fertilizer or irrigation water are quite inefficient in abating agricultural nonpoint pollution. Economic instruments display very high abatement costs for farmers, between 273 and 1,143 €/t CO₂eq. These instruments achieve a very small abatement of pollution, less than 5 percent.

The alternative is using institutional and command and control instruments such as standards limiting nitrogen fertilization, limits on pollutants, livestock herd reduction in areas with high livestock densities, and managing forests for carbon sequestration. These instruments promote stakeholders’ cooperation for a better land use planning and protection of environmental assets. However, these measures face a number of obstacles, such as high transaction costs, difficulties to enforce quantitative limits, and problems with the current environmental legislation and enforcement. These shortcomings can be overcome by promoting the involvement of private and public stakeholders, and this will be the key driver to change the farmers’ behavior in addressing climate change mitigation. Cooperation is needed for a reasonable allocation of resources and for achieving significant nonpoint pollution abatement efforts.

4. Conclusions

The agriculture and forestry sectors could contribute significantly to GHG mitigation, and provide also opportunities to reduce GHG mitigation efforts in other sectors where abatement costs are higher. The conditions are the promotion of stakeholders’ cooperation, the use of good farming and forestry practices, and the support of collective action by public institutions.

The empirical findings of this study indicate that pure economic instruments can only be ancillary in the design of mitigation policies. The main thrust of policy efforts should be focused on nurturing stakeholders’ collective action and on supporting the necessary institutional setting. This study analyses some measures for the agricultural sector of Aragon that could induce farmers’ cooperation in abating emissions. These measures display reasonable abatement costs between -54 y 42 €/t CO₂eq and abatement potential close to 10 percent, such as adjusting nitrogen inputs to crop requirements and the better use of organic fertilizers, swine herd reduction, and limits on nitrogen leaching in irrigation returns. The management of forests oriented towards climate change mitigation could increase carbon sequestration in Aragon by up to 70 percent, without significant losses of the market revenues from forest productive activities.

References

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the IPCC. IPCC. Geneva.

Ministerio de Medioambiente, Medio Rural y Marino (MARM) 2011. Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España e información adicional: 1990-2009. Secretaría de Estado de Cambio Climático. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Madrid.

Orús F., Betrán J., Iguácel F. and López M.V. 2011. Fertilización con subproductos orgánicos: hacia una gestión sostenible de los nutrientes en la agricultura. Informaciones Técnicas No. 232. Centro de Transferencia Agroalimentaria. Zaragoza.

Schneider U., McCarl B. and Schmid E. 2007. Agricultural sector analysis on greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry. *Agricultural Systems* 94: 128–140.

Stern N. 2007. The economics of climate change. *The Stern Review*. Cambridge University Press. Cambridge.

FARMERS' RESPONSE TO MITIGATION PRACTICES IN SPAIN

Sanchez, B^a, Alvaro-Fuentes, J^b, Cunningham, Ra Iglesias, A^a

^a Department of Agricultural Economics and Social Sciences, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, Spain

^b Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEAD-CSIC), P.O. Box 13034, 50080, Zaragoza, Spain

1. Introduction

European agriculture faces new policy objectives derived from the need to reduce greenhouse gas emissions (GHG). The implementation of agricultural practices for GHG mitigation is a challenge for European farmers and farmer's advisers. Although the knowledge of advisors related to soil sustainable management is very comprehensive, some aspects related to GHG mitigation need further understanding to reach standardised practices that meet the new policy objectives (Ingram et al, 2007). In addition, there is a lack of knowledge on how cultural and social factors (such as education, information, traditional local practices, among others) and policy incentives interact for making possible the implementation of mitigation measures (OECD, 2012).

Here we evaluate farmers' behaviour and the determinants of implementation of mitigation practices at farm level in Spain. First we evaluate the potential mitigation practices based on a survey of previous studies, then we select the most adequate practices by consulting and expert panel and carrying out a multi-criteria analysis of their responses under two climate scenarios. Finally we evaluate farmers' potential implementation by conducting a wide-survey.

2. Methods

Our methodological approach includes three components (Figure 1):

- a) The agronomic potential is evaluated by reviewing experimental evidence of soil and crop management practices that reduce GHG emissions. The data collection in our case study area takes information from existing publications and studies, analyzing the agronomic experimental evidence. The result is a selection of practices that have more potential for mitigation in Mediterranean regions.

- b) The sustainability of the practices is evaluated by multi-criteria analysis (UNFCCC, 2011). The data for evaluation is derived from interviews with an expert panel. The result is a prioritisation of the selected practices from social, economic and environmental perspectives.
- c) Based on a survey, we develop a logit model from farmers' responses to estimate the probability on implementation acceptance as function of behavioural traits and production characteristics of farmers. We also analyse the barriers and incentives for implementing mitigation practices based on the results of the survey

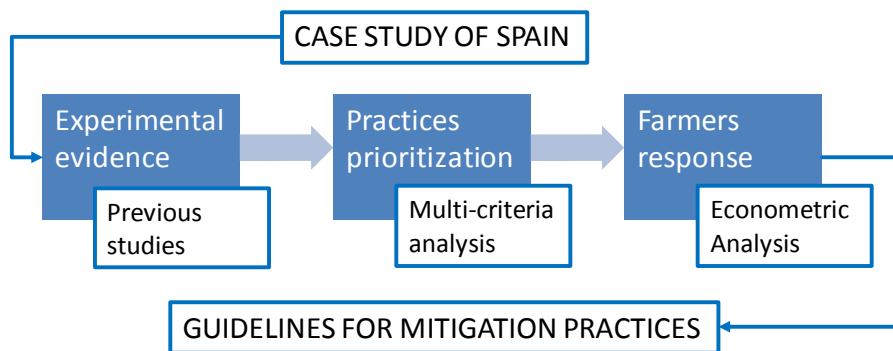


Figure 1: Methodological framework

3. Results and Discussion

Agricultural mitigation practices share objectives with best practices of soil and crop management (Ingram et al, 2007). For example, an efficient artificial and organic fertilizer management ensures adequate levels of soil nutrients and the maintenance of soil structure through improved soil organic matter content; low tillage results in less soil compaction and soil water losses.

Based in the results we propose guidelines for selecting mitigation practices that may be useful to advisory services.

4. Conclusions

The willingness to implement the best mitigation practices and the effects of doing so in the Mediterranean region is evaluated. In addition we analyse the limitations involved. (Work in progress)

Aknowledgements

We acknowledge funding from the SmartSOIL project (<http://smartsoil.eu/>), EU, 7th Framework Programme, and the support of the REMEDIA network (www.remedia.org).

References

Ingram J, Morris C (2007) The knowledge challenge within the transition towards sustainable soil management: An analysis of agricultural advisors in England. Land use Policy 24, 100-117.

OECD (2012) Farmer Behaviour, Agricultural Management and Climate Change, 13 Apr 2012, 84 pp. ISBN: 9789264167643, OECD Code: 512012021P1

UNFCCC (2011) Assessing the costs and benefits of adaptation options: An overview of approaches. United Nations Framework Convention on Climate Change Secretariat. Disponible en: <http://unfccc.int/>

THE VALUE OF ALGAE-DERIVED BIOFUELS IN MITIGATION AND ADAPTATION TO CLIMATE CHANGE

Vega, C.^a, Iglesias, A.^b

^a Universidad Técnica de Machala, Avenida Panamericana, Machala, Ecuador

^b Universidad Politécnica de Madrid, Avenida de la Complutense sn, Madrid, España

1. Introduction

Projections of climate change call for new adaptation and mitigation policies. Agricultural production will have to face the rising temperatures with programs for adaptation and mitigation to climate change (PAMCC) and incorporate the measures into public policy. It is necessary to identify effective initiatives that jointly respond to adaptation and mitigation. A major global initiative to mitigate climate change is the production of bio-energy. In some regions of Sothern America, such as Brazil, bio-energy production has been successfully developed. However, in Ecuador the full potential of this strategy has not been analysed.

Bio-energy production has increased dramatically over the last decade as result of mitigation policy (Offerman et al. 2011). However there are some arguments that challenge the use of food crops for bio-energy (Daniel et al., 2007). Adaptation policy has had a slower development due to the lack of guidance on implementation of measures. There are very few studies that link adaptation and mitigation and demonstrate the synergies in concrete biofuel projects.

Here we analyse the potential of algae-derived biofuel production in a cycle that incorporates adaptation of small farmers to produce biomass and save water. Our study shows that the proposed project is an important alternative. We discuss the potential policy implications.

2. Methods

Here we evaluate the potential of some adaptation and mitigation alternatives that can be implemented. First a collection of potential adaptation and mitigation initiatives and according to the scientific collection is a selection of initiatives that have the potential. The sustainability of each alternative is evaluated by a multi-criteria analysis. The data will be evaluated by contrasting interviews with a panel of experts. The results will allow for a prioritization of initiatives so as to consider the social, economic and environmental sustainability. Based on the ranking obtained we analyse barriers and incentives for implementing the PAMCC in Ecuador.

3. Results and Discussion

The proposed project links adaptation and mitigation in the production of biofules in Ecuador (Figure 1). The mitigation benefits are evaluated as net CO₂ emission

reduction. The adaptation benefits are measured as reduction of water use and increase sustainability of small farmers.

The overall potential sustainability of the biofuel production is evaluated by incorporating the results of the theoretical evaluation and the results of an expert panel in the multi-criteria analysis that includes environmental, social and economic parameters. We evaluate each sustainability component of the mitigation project: biogas production and production of algae for biofuels. The sustainability of the adaptation measures includes evaluation of the water saving benefits and the changes in small farmers and rural areas.

We discuss the results comparing with previous studies in different regions (Berndes, 2002).

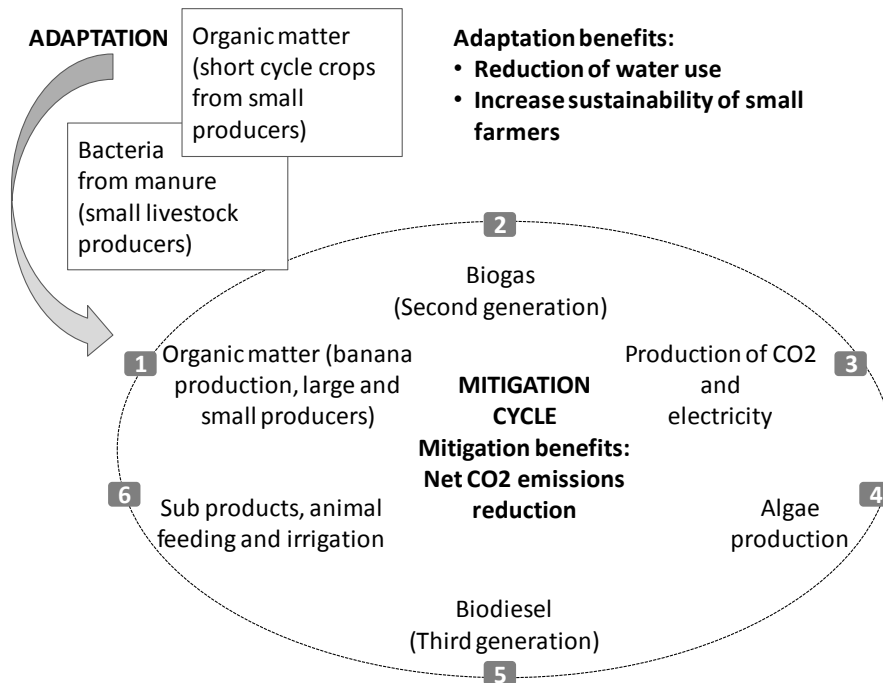


Figure 1: Outline of the proposed project that links adaptation and mitigation strategies in biofuel production in Ecuador

4. Conclusions

The results of the evaluation provide information to establish a prioritization of the initiatives according to the sustainability criteria. The results assist in defining new initiatives in Ecuador for adaptation and mitigation of climate change and provide information on how to diversify the energy matrix, rural development plans and energy and food security in rural areas.

Acknowledgements

We acknowledge the support of the SENESCYT (National Secretariat for Higher Education, Science and Technology) of Ecuador.

References

Offerman R, Swidenberger T, Thran D, Kaltschmitt M, Zinoviev S, Miertus S (2011) Assessment of global bioenergy potentials. *Mitig Adapt Strateg Glob Chang* 16:103–115

Berndes G (2002) Bioenergy and water—the implications of large-scale bioenergy production for water use and supply. *Global Environmental Chang* 12:253-271

Daniel J. A. Johansson & Christian Azar (2007) A scenario based analysis of land competition between food and bioenergy production in the US. *Climatic Change* 82:267–291

