



**UNIVERSIDAD MIGUEL
HERNÁNDEZ DE ELCHE

ESCUELA POLITÉCNICA
SUPERIOR DE ORIHUELA**

**PROGRAMA DE DOCTORADO RECURSOS Y TECNOLOGÍAS
AGRARIAS, AGROAMBIENTALES Y ALIMENTARIAS**

**Mejora de la gestión de purines en granja
de porcino y su impacto ambiental**

**TESIS DOCTORAL
José Antonio Sáez Tovar**

AÑO 2017

La presente Tesis Doctoral es un compendio de los trabajos científicos previamente publicados referenciados a continuación y que constituyen el cuerpo de la tesis:

- Santos, A., Sáez, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P. 2015. Scaling up pig slurry composting from laboratory to farm. Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference. Rural-Urban Symbiosis, 8-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany. Paper TA_O_17, 4 pages.
- Sáez, J.A., Clemente, R., Bustamante, M.A., Yáñez, D., Bernal, M.P. 2017. Evaluation of the Slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm - Agronomical and environmental implications. *Journal of Environmental Management* 192, 57-67.
- Sáez, J.A., Bernal, M.P. 2016. Case Study 8 (CEBAS-CSIC): Composting in Murcia (Spain). En: *Evaluation of Manure Management Systems in Europe*. Chapter 6.8., Sarga, Zaragoza, pp. 161-170.
- Sáez, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P. 2015. Solubility of Cu and Zn and particle size fractionation in compost made from the solid fraction of pig slurry. Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference. Rural-Urban Symbiosis. 8-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany. Paper nº TA-P-16, 4 pages.
- Sáez, J.A., Belda, R., Bernal, M.P., Fornes, F. 2016. Biochar improvement agro-environmental aspect of pig slurry compost as a substrate for crops with energy and remediation uses. *Industrial Crops and Products* 94, 97-106.



Dña. Maria Pilar Bernal Calderón, Doctor en Química y Profesora de Investigación del CSIC, y **D. Rafael Clemente Carrillo**, Doctor en Química e Investigador Distinguido del CSIC, ambos con destino en el Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, autorizan:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada **“Mejora de la gestión de purines en granja de porcino y su impacto ambiental”**, realizada por **D. José Antonio Sáez Tovar** bajo nuestra inmediata dirección y supervisión en el Departamento de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos del CEBAS-CSIC, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad Miguel Hernández de Elche,

Murcia, a 24 de mayo de 2017

Los Directores

Fdo.: Dra. M^a Pilar Bernal Calderón

Fdo.: Dr. Rafael Clemente Carrillo



Dr. D. Ángel Antonio Carbonell Barrachina, Catedrático de Universidad y Coordinador del Programa de Doctorado Recursos y Tecnologías Agrarias, Agroambientales y Alimentarias (ReTos-AAA) de la Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH),

CERTIFICA:

Que la Tesis Doctoral titulada '**Mejora de la gestión de purines en granja de porcino y su impacto ambiental**' del que es autor **D. José Antonio Sáez Tovar**, Máster en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos, y que ha sido realizada bajo la dirección de los doctores **Dña. M^a Pilar Bernal Calderón**, Profesora de Investigación del CEBAS-CSIC y **D. Rafael Clemente Carrillo**, Investigador Distinguido del CEBAS-CSIC, actuando como tutor la Dra Dña. Concepción paredes Gil (UMH). Considero que la tesis es conforme en cuanto a forma y contenido a los requerimientos del Programa de Doctorado ReTos-AAA por tanto, es apta para su exposición y defensa pública.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo el presente certificado en Orihuela a _____ de Mayo de 2017.

Dr. D. Ángel A. Carbonell Barrachina
Coordinador Programa Doctorado ReTos-AAA

Esta memoria ha sido presentada por **D. José Antonio Sáez Tovar**, Licenciado en Ciencias Ambientales, para optar al grado de Doctor por la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Fdo. José Antonio Sáez Tovar

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por la **Dra. M^a Pilar Bernal Calderón**, Profesora de Investigación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas y por el **Dr. Rafael Clemente Carrillo**, Investigador Distinguido del Consejo Superior de Investigaciones Científicas.



Dra. M^a Pilar Bernal Calderón

Profesor de Investigación del
Consejo Superior de
Investigaciones Científicas



Dr. Rafael Clemente Carrillo

Investigador Distinguido del
Consejo Superior de
Investigaciones Científicas.

Murcia, 26 de Mayo de 2017

Esta Tesis Doctoral ha sido realizada en el marco del proyecto Europeo LIFE + MANEV, “Evaluation of manure management and treatment technologies for environmental protection and sustainable livestock farming in Europe” (*Evaluación de la gestión y tecnologías de tratamiento de estiércol para la protección medioambiental y la sostenibilidad de la ganadería en Europa*), Ref.: LIFE09-ENV/ ES/000453.

Agradecimientos

Con el recuerdo de aquella primera entrevista en un despacho del CEBAS, en la que decidimos que empezaría a trabajar para el proyecto Life MANEV y aprovecharía para realizar mi tesis doctoral, me gustaría agradecer en primer lugar a la Dra M^a Pilar Bernal y al Dr. Rafael Clemente, por su apoyo en la dirección de esta tesis, por todo el conocimiento transmitido durante estos años, por su ayuda y consejos y por el apoyo personal que siempre he tenido de su parte.

También quería dar un especial agradecimiento a mis compañeros en el CEBAS, a Tania, André, Elena, Santi, Domingo, Clem, M^a Angeles y por supuesto a Antonia, sin ellos, sin su compañía, sin su ayuda y apoyo, todo esto hubiese sido diferente. Quería aprovechar para agradecer a Manolo, Asun, Carmen, Gema y Emma, por todos los buenos momentos compartidos durante estos años. No podría olvidarme de M^a Angeles Bustamante a la que debo agradecer no solo su inestimable ayuda en la realización de esta tesis, así como en todas las tareas del proyecto, si no que debo agradecerle también haber sido para mí un ejemplo de compañerismo y dedicación.

A D. Pedro Guevara agradecerle su disposición y ayuda en el montaje y seguimiento de los experimentos, el interés mostrado y por supuesto el habernos prestado sus instalaciones.

Agradecer también al grupo GIAAMA de la UMH en especial a la Dra Concepción Paredes por su ayuda con la Tutoría de esta Tesis y a lo largo de todo mi transcurso como alumno por la UMH, agradecer también al Dr. Raúl Moral, la Dra María Dolores Pérez Murcia y a la Dra Aurelia Pérez Espinosa por haberme acogido en su grupo y hacerme sentir como de familia desde el primer momento. Me gustaría agradecer también a mis compañeros Alberto, Encarni, Pilar, Enrique y Marisol su apoyo e infinita paciencia conmigo.

A Fernando Fornes y Rosa Belda agradecerles su acogida en la UPV, y toda su ayuda y apoyo a nivel personal y científico, facilitándome con ello la experiencia de trabajar fuera de mi grupo.

Mi agradecimiento al Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura por dejarme usar sus instalaciones y en particular al Proyecto Life + MANEV (LIFE09 ENV/ES/000453), dentro del marco del cual se ha podido realizar esta Tesis Doctoral.

Por último agradecer a toda mi familia, mis padres, hermana, sobrina, primos, tíos y Abuela por compartir todo lo bueno y lo malo de mí día a día.

JAULAS

De qué sirve
tener tantos pájaros en la cabeza
si ninguno sabe volar

- *Lena Carrilero*

A mi familia, por cuidar de mi jaula

Índice

Abstract/Resumen.....	1
1. INTRODUCTION.....	11
1.1 Analysis of pig sector.....	11
1.1.1 Spanish production and distribution	11
1.1.2 Regional analysis.....	13
1.1.3 Agricultural management of pig slurry in Murcia.....	16
1.2 Characteristics of the pig slurry.....	18
1.2.1 Characteristics of the pig slurry in the Region of Murcia.....	19
1.2.2 Average composition of the pig slurry in the Region of Murcia.....	24
1.3 Environmental problems of pig slurry management.....	25
1.3.1 Soil pollution.....	26
1.3.2 Water pollution.....	29
1.3.3 Air pollution.....	30
1.4 Agricultural use of pig slurry.....	32
1.4.1 Fertilization of common local crops using pig slurry in Murcia.....	33
1.4.2 Description of the agriculture in Lorca, Murcia.....	34
1.4.3 Potential distribution of pig slurry in the different crops in Lorca.....	36
1.4.4 Pig slurry application in crops.....	37
1.4.5 Use of pig slurry in other agricultural areas.....	39
1.5 Conditions for pig slurry composting.....	40
1.5.1 Main factors affecting the composting process.....	43
1.5.2 Advantages and disadvantages of pig slurry composting.....	46
1.5.3 Pre-treatments of pig slurry for composting.....	48
1.5.4 Bulking agents and additives.....	50
1.5.5 Composting systems.....	51
1.5.6 Compost quality assessment.....	53
1.6 References.....	58
2. OBJETIVOS GENERALES.....	67
3. PUBLICACIONES.....	75
3.1 . Scaling up pig slurry composting from laboratory to farm.....	77
3.2 Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm - Agronomical and environmental implications.....	83

3.3 Case Study 8 (CEBAS-CSIC): Composting in Murcia (Spain).....	99
3.4 Solubility of Cu and Zn and particle size fractionation in compost made from the solid fraction of pig slurry.....	111
3.5 Biochar improves agro-environmental aspects of pig slurry compost as a substrate for crops with energy and remediation use.....	117
4. RESUMEN DE MATERIALES, MÉTODOS, RESULTADOS, DISCUSIONES Y CONCLUSIONES.....	129
5. DISCUSION GENERAL.....	163
5.1 Características del sector porcino en la Región de Murcia.....	165
5.2 Integración de la Tecnología de compostaje en Granja de porcino.....	165
5.2.1 Separación Sólido/Líquido del purín.....	165
5.2.2 Elección del agente estructurante y estudio de la degradación de la MO.....	166
5.2.3 Compostaje de la fracción sólida del purín porcino en Granja.....	167
5.3 Implicaciones ambientales del compostaje.....	167
5.4 Uso del compost como componente de un sustrato.....	169
5.5 Referencias.....	170
6. CONCLUSIONES GENERALES.....	173
7. PERSPECTIVAS DE FUTURO.....	179

Abstract

Intensification of the livestock sector has improved the production efficiency and reduced economic costs, but the environmental risk derived from the generation of vast amounts of animal waste and slurries in relatively small areas has been increased. These facts suggest both, the need of knowing the amount of pig slurry produced in specific areas and the assessment of the excess of pig slurry, which may need alternatives for treatment and recycling.

In this sense, the research of this work was focused on the study of the pig farming sector in the Region of Murcia, the integration and the assessment of the technological requirements of composting as a treatment technology at farm level and the evaluation of the pig slurry treatment systems under real farm conditions.

During the first stage of the research, the distribution of the pig production sector in Murcia and the characteristics of the different pig slurries were determined in 18 farms located in the highest slurry production area within the nitrate-vulnerable zone in the Region of Murcia (Spain). The analysis of the local data showed that Murcia is one of the zones with highest concentration of pig farms in Spain, with a limited spatial distribution of the farms in the Region, where more than 50% of the total pig slurry production is located in the municipalities of Lorca and Fuente Álamo. The most common use of pig slurry in Murcia is the agricultural application to soils as a fertiliser, after the adequate storage in open-air tanks. But two main constraints have been identified for the agricultural use of pig slurry: the excess of pig slurry production with respect to the land available for its agricultural use; and the localization of numerous farms within the limits of the vulnerable zone to nitrates contamination.

In order to define the composting methodology for pig slurry treatment, including the solid-liquid separation and the selection of the bulking agent material as pre-treatments, two assays were carried out at laboratory and pilot scale. The pig slurry treatment technology was then established in a farm of sows and piglets equipped with a mechanical solid/liquid separation system, where the efficiency of the treatment system and the integration of the

composting technology were evaluated. Then, two composting systems using the solid fraction of pig slurry obtained with different methodology (with and without storage) and two different bulking agents (cereal straw and cotton gin waste) were set up in the farm. The results obtained have shown that both the procedure to obtain the solid fraction of pig slurry and the characteristics of the bulking agent play an important role in the evolution of the composting process and in the quality of the compost. The results demonstrated that composting of the solid phase of pig slurry can be an efficient way to manage this waste with a high recovery of nutrients and organic matter for soil application outside the farm.

The main environmental implications of the composting technology were evaluated in the farm. The study of greenhouse gas emission (CO_2 , CH_4 and N_2O) from the composting pile revealed the influence of the composting methodology and management of the pile in the dynamics of each gas emission. For the studied farm, 4 manure management scenarios have been evaluated according to the IPCC, which showed that the composting treatment system could be a mitigation strategy for GHG emissions in comparison with the slurry storage in open-air tanks. Also, the environmental risk associated with the high concentration of Cu and Zn of the solid fraction of slurries derived from piglets and then concentrated in the compost was evaluated. The distribution of total and soluble concentrations of these metals in the different particle size of the compost showed that their solubility was reduced during composting and therefore their potential phytotoxic effects.

The evaluation of the composting technology at the farm level was completed in the following aspects: agronomical, through the balance of the main nutrients (N, P, K); environmental by the estimation of the global warming potential and the acidification potential; energetic, by means of the balance of electrical, thermic and fuel energy; economical, through the incomes and expenses balance; social impact with respect to job creation, noise and smells of the installation; and biosecurity, through the analysis of microbial pathogens.

The use of the pig slurry compost as a component of growth media for non-food crops was hypothesized as a different alternative to the agricultural use as a fertilizer. Then, an experiment was developed to determine the advantages of using biochar or coir as mixing agents to produce acceptable growth media from pig slurry composts. To reach this objective, the effects of the mixing agents on the physical and chemical characteristics of the growth media – focusing on the pollutants Cu and Zn, which were abundant in the pig slurry compost, and on the gaseous emissions – were studied. The beneficial effect of the mixing agents on substrate production was tested on the seedling growth of two plant species, milk thistle and sunflower, which can be used for non-food purposes such as soil remediation and energy

production. Toxic effects appeared in plants grown in substrates prepared with compost at proportions greater than 20 %; whilst at low rate (up to 20 %) the beneficial effects were associated to the nutrients (N, P and K) supplied by the compost to the crops. The results showed that biochar was more adequate than coir for the preparation of substrates with pig slurry compost, enabling seed germination and plant growth by decreasing the EC and available Cu and Zn contents, hence limiting phytotoxic effects, whilst also reducing CO₂, NO and VOC emissions.

Resumen

La intensificación del sector ganadero ha mejorado la eficiencia de producción y ha reducido los costes económicos, pero ha aumentado el riesgo ambiental derivado de la generación de grandes cantidades de estiércoles y purines en áreas relativamente pequeñas. Estos hechos sugieren tanto la necesidad de conocer la cantidad de purín de cerdo producida en áreas específicas, como la evaluación de las posibles alternativas para el necesario tratamiento y reciclado del exceso de purín generado.

En este sentido, este trabajo se ha centrado en el estudio del sector porcino en la Región de Murcia, la integración y la evaluación de los requerimientos tecnológicos del compostaje como tecnología de tratamiento a nivel de explotación, y la evaluación de los sistemas de tratamiento de purín trabajando en condiciones reales de granja.

Durante la primera fase de la investigación se determinó la distribución del sector porcino en Murcia, y las características del purín de cerdo en 18 explotaciones ubicadas en la zona de mayor producción porcina en una zona vulnerable a la contaminación por nitratos de la Región de Murcia. El análisis de los datos locales mostró que Murcia es una de las zonas con mayor concentración de explotaciones porcinas en España, con una distribución espacial limitada, donde más del 50% de la producción total se localiza en los municipios de Lorca y Fuente Álamo. El uso más común del purín de cerdo en Murcia es la aplicación agrícola al suelo como material fertilizante, tras su adecuado almacenamiento en balsas al aire libre. Sin embargo, se han identificado dos limitaciones principales para el uso agrícola del purín: su exceso de producción con respecto al suelo disponible para su uso agrícola; y la localización de muchas granjas dentro de los límites de la zona vulnerable a la contaminación por nitratos.

Con el fin de definir la metodología de compostaje para el tratamiento del purín de cerdo, incluyendo pretratamientos como la separación sólido-líquido y la selección del material que actué como agente estructurante, se realizaron dos ensayos a escala de laboratorio y piloto. La tecnología de tratamiento del purín se estableció en una granja de cría, con cerdas y lechones, equipada con un sistema mecánico de separación sólido-líquido, en la que se evaluó la eficiencia del sistema de tratamiento y se llevó a cabo la integración de la

tecnología de compostaje. A continuación, en la explotación se establecieron dos sistemas de compostaje utilizando la fracción sólida de purín de cerdo obtenida con diferente procedimiento (almacenado y no almacenado) y dos agentes estructurantes diferentes (paja de cereal y residuo de desmotado de algodón). Los resultados obtenidos han demostrado que tanto el procedimiento para obtener la fracción sólida de purín de cerdo como las características del agente estructurante desempeñan un papel importante en la evolución del proceso de compostaje y en la calidad del compost. Los resultados demostraron que el compostaje de la fase sólida de purín de cerdo puede ser una técnica eficiente de gestionar estos residuos con una alta recuperación de nutrientes y materia orgánica para la aplicación al suelo como un material fertilizante.

Las principales implicaciones ambientales de la tecnología de compostaje se evaluaron en la granja seleccionada. El estudio de las emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄ y N₂O) en la pila de compostaje reveló la influencia de la metodología de compostaje y la gestión de la pila en la dinámica de emisión de cada gas. Para la finca estudiada, se evaluaron 4 escenarios de manejo de estiércol según la IPCC. Así, se demostró que el sistema de tratamiento de compostaje puede ser una estrategia efectiva de mitigación de emisiones de GEI en comparación con el almacenamiento de purines en balsas al aire libre. También se evaluó el riesgo ambiental asociado a la alta concentración de Cu y Zn de la fracción sólida de purín derivado de lechones que posteriormente se concentra aún más en el compost. La distribución de la concentración total y la fracción soluble de estos metales en los diferentes tamaños de partícula del compost mostraron que su solubilidad se redujo durante el compostaje y por lo tanto sus posibles efectos fitotóxicos.

La evaluación de la tecnología de compostaje a nivel de granja se completó en los siguientes aspectos: agronómico, a través del balance de los principales nutrientes (N, P, K); ambiental, mediante la estimación del potencial de calentamiento global y el potencial de acidificación; energético, realizando el balance de energía eléctrica, térmica y de combustible; económico, a través del balance de ingresos y gastos; impacto social, con respecto a la creación de empleo, los ruidos y los olores de la instalación; y bioseguridad, mediante la determinación de microorganismos patógenos.

El uso del compost de purín de cerdo como componente de sustrato de cultivo para plantas de uso no alimentario se planteó como una alternativa diferente del uso agrícola como fertilizante. Así, se desarrolló un experimento para determinar las ventajas de usar biochar o fibra de coco como componente adicional para la preparación de medios de cultivo a partir de compost de purín de cerdo. Para alcanzar este objetivo, se estudiaron los efectos del biochar o de la fibra de coco sobre las características físicas y químicas de los medios de cultivo, y

especialmente en los contaminantes Cu y Zn, abundantes en el compost, y en las emisiones gaseosas. El efecto beneficioso de ambos materiales para la producción de sustratos se ensayó en un experimento de invernadero para el crecimiento de plántulas de dos especies vegetales, cardo mariano y girasol, que pueden utilizarse para fines no alimentarios tales como fitorecuperación de suelos contaminados y producción de energía. En plantas cultivadas en sustratos preparados con compost en proporciones superiores al 20 % aparecieron efectos tóxicos, mientras que a una proporción baja (< 20 %) los efectos fueron beneficiosos y se asociaron a los nutrientes (N, P y K) suministrados por el compost a los cultivos. Los resultados mostraron que el biochar era más adecuado que la fibra de coco para la preparación de sustratos con compost de purín, favoreciendo la germinación y el crecimiento de las plantas, y disminuyendo la conductividad eléctrica y las concentraciones de Cu y Zn en formas disponibles del sustrato, limitando así sus efectos fitotóxicos y reduciendo las emisiones de CO₂, NO y COVs.

1. INTRODUCCIÓN / INTRODUCTION

En la presente introducción se establece una relación entre los distintos artículos que han dado lugar al compendio de publicaciones que forma la tesis doctoral. En este apartado se indica el estado del arte sobre el sector porcino, a nivel nacional y comarcal, los residuos que se generan, la gestión actual de estos residuos en la zona de estudio, su composición y características en función del tipo de granja y animal, su empleo agrícola y su tratamiento mediante compostaje para un uso agrícola más eficiente y más higienizado de estos residuos. Todo ello haciendo hincapié en las implicaciones ambientales de todo el proceso. En esta introducción se incluye la información suficiente para relacionar los diferentes experimentos que dieron lugar a las distintas publicaciones que tratan sobre el escalado del compostaje desde el laboratorio a la granja, la evaluación del proceso de compostaje en granja con la correspondiente evaluación medioambiental, el estudio de la solubilidad de elementos potencialmente tóxicos durante el proceso de compostaje y finalmente su empleo como sustrato para cultivos sin suelo, probado en especies empleadas para la fitorremediación de suelos contaminados y en cultivos energéticos.

1.1 Analysis of the pig sector

The gross value added of the agriculture in the European Union (EU-28) amounted to 160 billion euro in 2015, and represents about 1.3 % of total EU-28 gross domestic production (Eurostat; http://ec.europa.eu/agriculture/statistics/factsheets/index_en.htm). In the same year, total agricultural goods output (gross of input) accounted a value of 346 billion euro at current producer prices. With 145 billion euro, livestock production covers a central role in the agricultural economy of the EU, being 42% of the whole value of the agricultural output. The relative importance of different animal production sectors varies widely among Member States, depending on pedoclimatic, economic conditions and consumption habits. However, the EU on the whole is one of the world's leading producers regarding pork, beef, poultry, milk and dairy products.

With 150 million pigs and a yearly production of about 22 million tonnes carcass weight the EU is the world's second biggest producer of pork after China and the biggest exporter of pork and pork products (FAOSTAT; http://faostat3.fao.org/browse/Q/*/E). Over the last five years, pig livestock had decreased due primarily to the impact of the rules on animal welfare that led to a significant reduction of breeding sows herd. However, meat production has remained stable for the productivity improvement of breeding farms. Main producers are Germany, Spain, France, Denmark, Netherlands and Poland which account for 70% of total number of pigs and pork production (Eurostat; http://ec.europa.eu/agriculture/statistics/factsheets/index_en.htm).

1.1.1 Spanish production and distribution

Within the EU, Spain is the second country in number of pigs (25 million) after Germany, with an estimated annual pig manure production of about 30 million tons (Foged et al., 2011). The pig farming sector accounts for 34.2 % of the livestock economy in Spain. The last national agricultural database available published in 2015 (Instituto Nacional de Estadística – INE; www.ine.es) revealed a reduction in the number of meat and dairy farms through the period

1999-2013, the highest reduction occurring in pig farms, which suffered a decrease of 61.4%. However, the number of heads per farm of all type of animals rose in the same period. The highest rises occurred in the pig Farms, with an increase of 190% on the “average head number”. This shows the change towards intensification in the pig exploitations, the number of small farms significantly declining while big-sized farms increased.

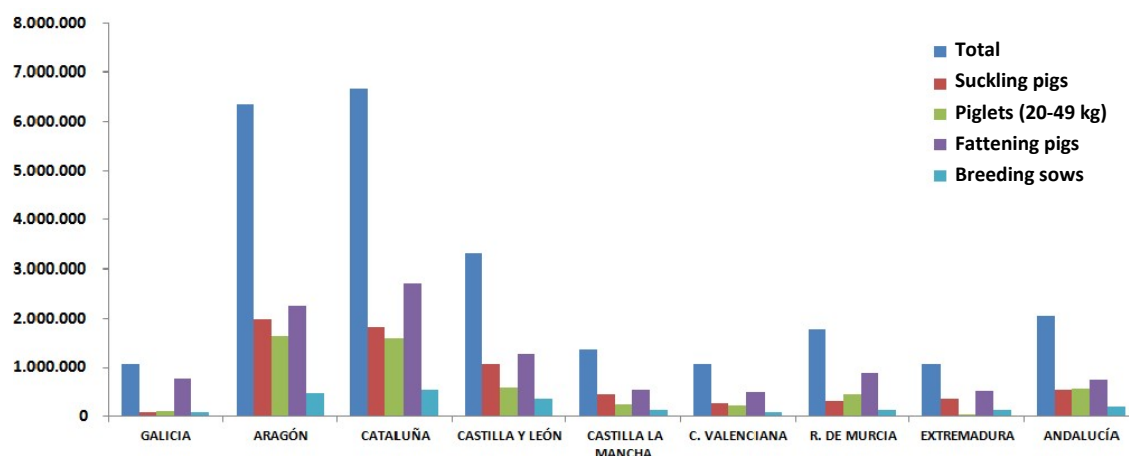


Figure 1.1. Number of pig heads by category in the Spanish Regions (MARM, 2013)

The distribution by animal category (Figure 1.1) indicated that the pig census decreased in the order: Cataluña (26.19%) > Aragón (24.98%) > Castilla y León (13.01%) > Andalucía (8.04%) > Murcia (7.02 %) > Castilla La Mancha (5.38%); these accounting for about 85% of the total national census. The five provinces with highest number of pig heads were Lleida (14.01%), Huesca (11.24%), Zaragoza (9.94%), Murcia (7.02%) and Barcelona (6.85%), with about 49% of the total national number of pigs.

The regions with the highest number of piglets were Aragón (28.23%), Cataluña (25.76%), Castilla y León (15.3%), Andalucía (7.61%) and Castilla-La Mancha (6.34%). As for the provinces Zaragoza (14.85%), Lleida (13.01%), Huesca (10.01%), Barcelona (7.37%) and Segovia (5.42%) grouped the 50.6 % piglets of Spain. But for fattening pigs, the regions with the highest census were Cataluña (27.2 %), Aragón (25.3 %), Castilla y León (11.3 %), Murcia (8.16 %) and Galicia (3.8 %), and the provinces Lleida (14.6 %), Huesca (12.9 %), Murcia (8.16 %), Zaragoza (8.1 %) and Barcelona (6.8 %). In the number of breeding sows the most important regions were: Cataluña (23.73%), Aragón (21.15%), Castilla y León (16.29%), Andalucía (8.95%) and Castilla-La Mancha (6.29%). At the province level Lleida (12.32%), Zaragoza (11.02%), Huesca (7.48%), Barcelona (7%) and Murcia (6.19%) represented 44.02% of the total sows in Spain.

These changes in the livestock sector resulted in a highly concentrated production in certain areas, both at national and local scale. As shown in Table 1.1 (MAGRAMA, 2015), in the regions with highest pig production, extensive farms are merely testimonial in comparison with

the intensive production system. Consequently, pig slurry production (Figure 1.2) is also highly focused, which often leads to an excess amount of manure produced considering the availability of agricultural land for application.

Table 1.1. Number of pig farms according to the type of productive system (INE, 2015).

Regions	Extensive	Intensive	Mixed	Total
Andalucía	6371	5942	148	12470
Aragón	6	3860	1	3971
Asturias	23	1551	14	1626
Islas Baleares	655	1566	481	2702
Canarias	15	576	157	751
Cantabria	51	486	166	833
Castilla La Mancha	192	1258	45	1645
Castilla y León	1058	8032	359	10737
Cataluña	13	6038	15	6066
Extremadura	5433	7988	4	13426
Galicia	50	27132	69	27498
Madrid	15	93	15	164
Región de Murcia	3	1521	0	1542
Navarra	65	1354	9	1430
País Vasco	30	253	12	475
La Rioja	3	208	4	223
Comunidad Valenciana	1	941	0	990
TOTAL SPAIN	13984	68801	1499	86552

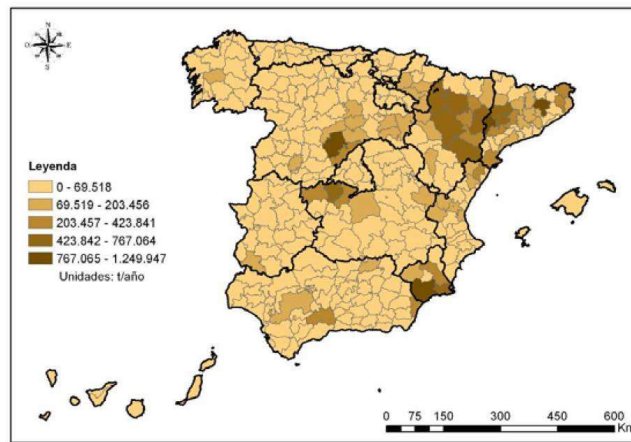


Figure 1.2. National distribution of pig slurry production in the different Regions and in agricultural areas (from: www.probiogas.es).

1.1.2. Regional analysis

The pig farming sector contributes 61.5 % of the total livestock production in the Region of Murcia. The Region of Murcia represents 1.78 % of the total pig farms, with 1542 farms and 1,789,237 heads (7.02 % of the total). In the last years there has been a reduction in the number

of pig farms, and an increase in their average size (1161 heads per farm), which means a concentration of the pig production.

The analysis of pig farms in the Region of Murcia at a municipal scale showed the limited spatial distribution of the farms in the Region (Figure 1.3). More than 50% of the farms are located in the municipalities of Lorca and Fuente Álamo, in the “Comarca del Guadalentín”, which includes Águilas, Aledo, Alhama de Murcia, Librilla, Lorca, Mazarrón, Puerto Lumbreras and Totana. At municipal scale, Lorca has 46 % of the total pig farms in the region, followed by Fuente Álamo with 14.8 % of the total regional amount and Puerto Lumbreras with almost 8 % of the total.

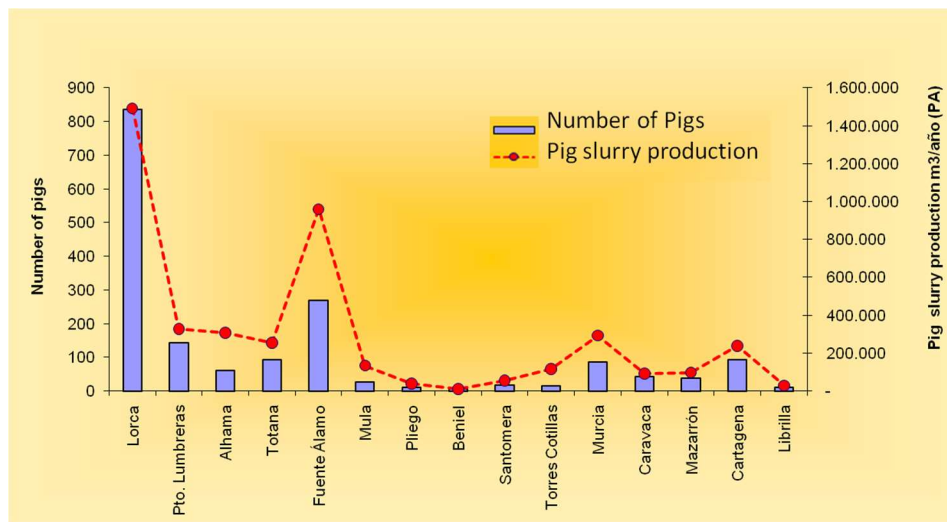


Figure 1.3. Number of pig heads and pig slurry production per municipality in the Region of Murcia (from: CARM-2011). PA: authorised capacity.

Current legislation regarding the actuation programme in the vulnerable zone for nitrate pollution in Valle del Guadalentín in Lorca (BORM, 2011) has estimated the production of pig slurry and nitrogen excreted for each type of animal (Table 1.2).

Table 1.2. Pig slurry production and excreted nitrogen by the different types of animal (BORM, 2011).

Age/ weight	Slurry production m ³ / animal place/ year	N produced kg N/animal place/year
Sows closed cycle	17.75	67.17
Sows with suckling piglets (0-6 kg)	5.1	15.28
Sows with piglets (0-20kg)	6.12	18.9
Sows	2.5	8.5
Piglets (0-6 kg)	0.41	1.8
Fattening pigs (20-50 kg)	1.8	6.31
Fattening pigs (50-100 kg)	2.5	8.05
Fattening pigs (20-100 kg)	2.15	7.25
Weaners	5.11	15.93

According to that, the total pig slurry production in the Region of Murcia can be estimated in almost 4.5 million m³ per year, with the highest production in the “Comarca del Guadalentín” (Figure 1.4). Around 54 % of the total pig slurry production in Murcia can be accounted for in Lorca and Fuente Álamo (Figure 4), reaching 2,510,221 de m³/year (according to the authorised capacity of the farms). The pig slurry production is therefore located mainly in those municipalities: Lorca with 1.5 million m³/year; and Fuente Álamo with 1.0 million m³/year.

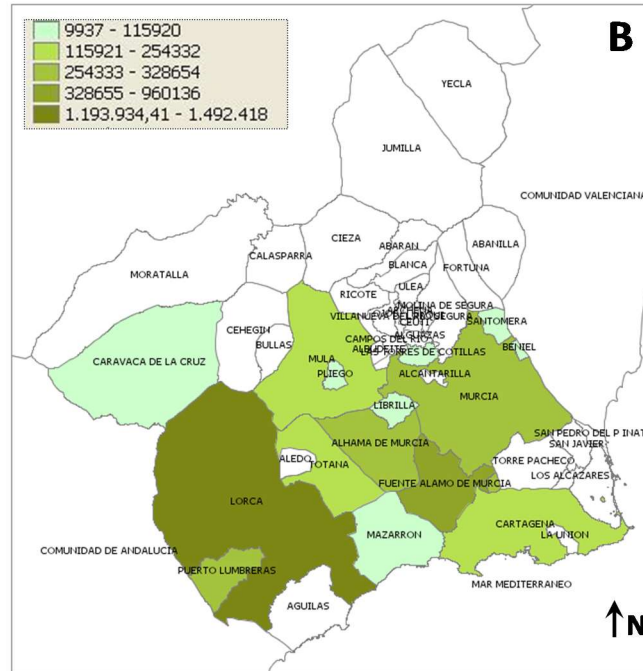


Figure 1.4. Distribution of pig slurry in the different municipalities of the Region of Murcia (m³/year).

Considering the total area of the Region of Murcia, the density of pig slurry production is about 4 m³/ha, Fuente Álamo being the municipality with the highest production per total area (35 m³/ha), while Lorca is in an intermediate position with almost 10 m³/ha, due to the large area of this municipality. However, regarding the use of pig slurry without any treatment, only the area used for agriculture, which is where raw pig slurry can be applied, should be considered. According to this, Lorca has the largest agricultural area, which means a pig slurry density of 41 m³/ha. However, Las Torres de Cotillas, with a small agricultural area, has the maximum pig slurry density. In spite of this, the low amount of slurry produced in this municipality does not cause great accumulation and environmental problems, as it can be easily transported to farms in the agricultural area of the Segura Valley, which is formed by numerous small municipalities.

Consequently, it can be concluded that the main problems are found in: a) Lorca, due to the high production of pig slurry, although the density per agricultural land may indicate that the agricultural use can be feasible; and b) Fuente Álamo, due to the relatively low agricultural area for the direct application of pig slurry (Figure 1.5).

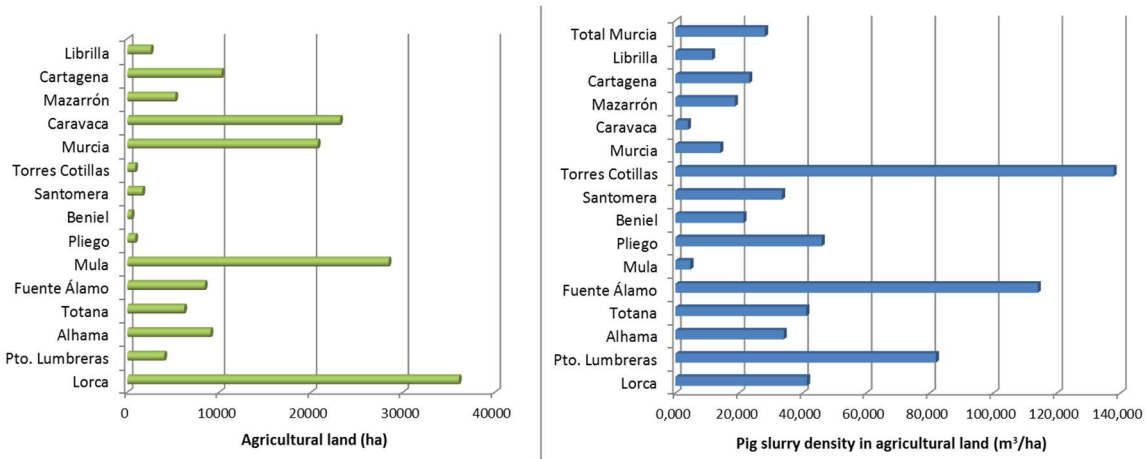


Figure 1.5. Agricultural land and density of pig slurry per agricultural area in the different municipalities in the Region of Murcia (data provided by the Regional Government, Consejería de Agricultura y Agua, Region of Murcia).

1.1.3. Agricultural management of pig slurry in Murcia

The pig farming sector in Murcia has a promising future based on two main strengths: the existence of big companies with high investment and a sound technological development, which invest in the improvement of the pig farms and are able to integrate other small farms (which otherwise would not be competitive) into their business, and the existence of available agricultural land for the application of the pig slurry. However, the highly intensive agriculture and the fact that a high proportion of the crops are horticultural can make it difficult to use the pig slurry in the agricultural land near the farms.

The weakest points of the pig farming sector in Murcia can be summarized as: the concentration of the production in two main areas, the Guadalentín valley and Campo de Cartagena-Oeste, with a great environmental impact; the existence of many traditional small-medium farms with low quality installations, which need to be renovated; and the problem of slurry accumulation, which has not been adequately solved yet (Armedo Ibañez, 2007). Most of the small-medium farms have evaporation ponds for pig slurry storage and drying, which are quite efficient due to the dry and temperate climatic conditions, but with a high environmental impact due to gases and odours emissions.

Then, the most common use of pig slurry in Murcia is the agricultural application to soils as a fertiliser, after the adequate storage in tanks. The conditions for storage and agricultural use are established by the regional Government (Code of Good Agricultural Practices, BORM 2003). However, drying in open-air lagoons (insulated at the bottom) is a common treatment strategy, due to the low rainfall and high evaporation rate in the region. Other treatments such

as solid-liquid separation can be found in certain farms in order to manage the solid and the liquid phases separately. The liquid is usually used for irrigation, mainly in fruit trees, allowing the farmers to save irrigation water and fertilisers. The solid is frequently sold as solid manure. Only large farms associated to meat industries use more sophisticated treatments, such as anaerobic digestion for biogas production and use by the farm.

The use of slurry as a fertiliser is highly dependent on the distance between the source of production and the receiving area. The average available agricultural land estimated per farm at a regional scale, according to the 2009 database, is 12.39 ha, 24.86% greater than the value estimated in 1999. According to the farmers consulted, the cost of transport makes this practice unprofitable for both parts in most cases. For the time being, both farmers and livestock farmers agree with the pig slurry removal at zero cost. The livestock farmers do not have any guarantee for this practice being permanent; sometimes they have to pay the farmers for taking the slurry from the pig farms for soil application.

Several vulnerable areas to nitrate pollution from agricultural sources in the Region de Murcia have been designated (Orden de 20 de diciembre de 2001; BOE 2001). Figure 1.6 shows the vulnerable zones to nitrate contamination in the Region of Murcia, using the data from the “geo-catalogue” from CARM (Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia”.

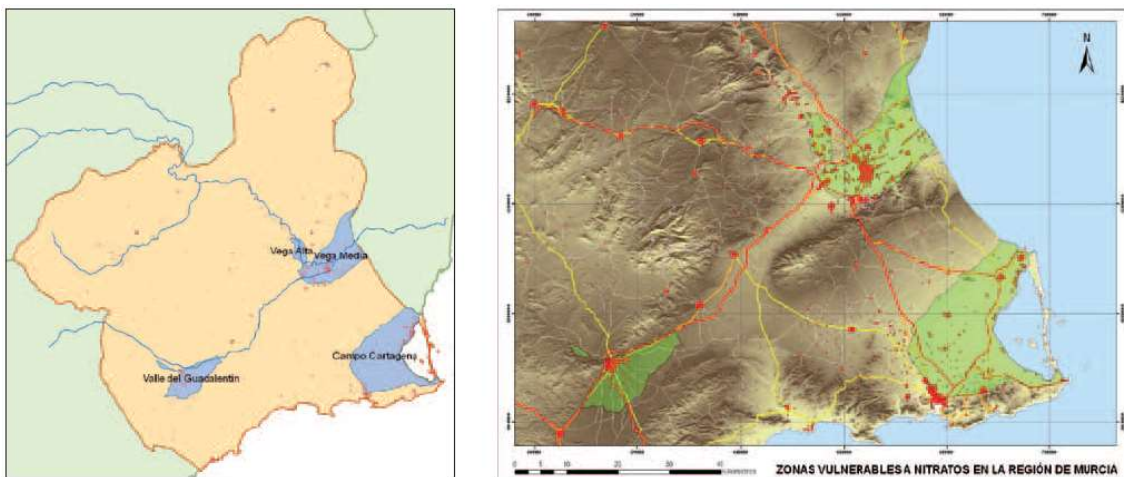


Figure 1.6. Vulnerable zones to nitrate pollution from agricultural sources in the Region of Murcia (CARM, 2011).

Many farms of the Guadalentín area are therefore located within the limits of the vulnerable zone to nitrate contamination. According to the Council Directive 91/676/CEE and its Spanish application (Real Decreto 261/1996) the maximum input of nitrogen to the soil is 170 kg per ha and year. Also, the Spanish “Plan de gestión y producción de estiércoles” (Manure management and production plan; BORM, 2011) indicates that farmers in these areas are forced

to fill in different tables and reports showing all the information related to the origin of the waste, the receiver, the amount applied to soil, etc.

1.2. Characteristics of the pig slurry

Pig slurry is generated from animal waste, food waste, water in different proportions and bedding materials. All these components come from the production system applied in each pig farm, resulting in a residue of fluid consistency with a maximum dry matter content of 15%.

The slurry is mainly managed by direct soil application as an organic fertilizer after adequate storage time. The soil application in an appropriate proportion and session can constitute an adequate organic amendment, increasing the yield of the crops. However, the nutrient content of the slurry is very heterogeneous (Scotford et al., 1999; Moral et al., 2005) and depends on the housing system, the type of feed, the breed and age, the configuration of the facilities, the storage time and the application season.

The composition of the pig slurry has been studied by different authors from the 70's to the present. Germon et al (1979) determined the pig slurry composition in 40 pig farms from France; according to Ferrer et al. (1983) different composition can occur due to the differences in food at different physiological status of the animal and also the type of installations; wide variability in the composition has been found within farms in several regions of Spain, such as Castilla León (Sánchez Bascones, 2001) or Valencia (Moral et al., 2008), and the dependence on the type of animal and food has been demonstrated.

The diet of the animal depends on the physiological status, but also the different digestibility of the animal food can alter the composition of the slurry. In general, one third of the proteins taken by the animals are retained in the body, and $\frac{2}{3}$ of the income ends in the excreta. About 20 % of the excreted N is found in the faeces and 80 % in the urine. With respect to phosphorus, about 30-45 % of the food-P is used for the animal. The concentration of phytates with low availability for monogastrics in the food, can limit the use of P by the animal, which can improve by the addition of phytase enzymes. Then, the formulation of the animal food is crucial for improving the efficiency of the nutrients in the animal performance. The composition in proteins and specifically in their aminoacids is necessary but not sufficient for an efficient animal food and reduction of the excreted nutrients, but the digestibility and availability of such food is also required (Piva et al., 1993). Other additives, such as Cu (CuSO_4) and Zn (ZnO) are incorporated into the animal food, mainly for piglets in order to avoid some digestive problems, prevent certain illness or for improving productivity. However, most of the times these

compounds are applied at the maximum concentration permissible, which most of them ends up in the excreta, having excessive concentrations in the slurry (Moral et al., 2008).

1.2.1 Characteristics of the pig slurry in the Region of Murcia

Recent changes in the animal houses, animal diet, farm installations and manure management systems could have modified the characteristics of the pig slurry produced, and especially in Murcia where the scarce of water have promoted water efficient systems in all type of installations. In order to evaluate the current situation of the pig slurry management in Murcia, the composition of the pig slurry nowadays produced is required.

Considering that Lorca has the highest pig production in the Region of Murcia and the restriction for agricultural use of the slurry in the area, as it is vulnerable to nitrate pollution, this municipality has been taken as an example for the characterisation of the pig slurry in Murcia. Then, samples of pig slurry were taken from 18 farms, 17 of them located in the municipality of Lorca (Figure 2.1). The farms were classified as:

- Full cycle: slurry from gestating and lactating sows, piglets and fatteners collected together.
- Sows.
- Suckling piglets, from 6 to 20 kg.
- Fatteners, pigs from 20 kg to slaughter.



Figure 2.1. Location of the 18 pig farms selected for studying the pig slurry composition.

In order to detect changes in the pig slurry composition during the year, due to the changes in the animal feed and handling system, three samplings of the slurry from the same farms were carried out during one year: October 2011, February 2012 and June 2012, corresponding to autumn, winter and spring.

Samples were collected, stored refrigerated and chemically analysed at the laboratory to determine the physico-chemical characterisation of the slurry. Pig slurry samples were analysed for: pH, electrical conductivity, moisture and dry matter content and organic matter, total organic carbon, total nitrogen and ammonium, chlorides, macronutrients (P, K, Ca, Mg, S, Na), micronutrients and heavy metals (Fe, Cu, Zn, B, Mn, Pb, Cr, Ni, Cd) concentrations.

The pH values ranged from 6.7 to 7.8 and were not affected by the season, as no significant differences were found between the different sampling dates (Figure 5.2). The type of animal only showed significantly lower values for piglets with respect to sows, related to the animal diet (Moral et al., 2005).

The electrical conductivity values of the pig slurry ranged from 17.8 to 31.0 dS/m. The highest EC value was determined in the pig slurry from fatteners and significant differences were found in sow samples from different seasons (Figure 2.2). Moral et al. (2005) and Sánchez-Bascones (2001) also found the greatest EC values in fattening pigs, related to the dietary intake of salts and proteins. The differences registered in the EC values could be probably related to the feeding supplements administered to the animals in the farms and also due to different management operations carried out in farms.

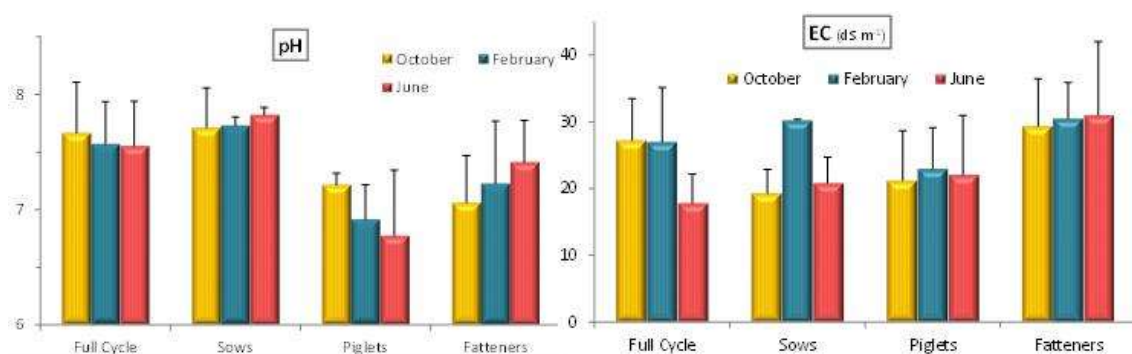


Figure 2.2. Values of pH and electrical conductivity (EC) of the pig slurry according to the animal type and season (sampling time).

The moisture content of pig slurry was high in all the samples (mean value 93 %; data not shown) and with no differences between the different seasons or types of animal. The moisture content was significantly lower in the sampling taken place in June, as a consequence of the high temperatures registered, which would favour drying. The dry matter (total solids) averaged 7%,

greater than the values found previously by other authors (Sánchez-Bascones, 2001; Moral et al., 2005), which may indicate the limited and highly efficient use of the water in the pig farms in Murcia.

The organic matter concentration (expressed in dry matter) had values higher than 56.8 % in all the samples, reaching 70 % in pig slurry from piglets, indicating that the dry matter is rich in organic compounds. The organic matter values were not significantly affected by the sampling season, nor by the type of animal (Figure 2.3).

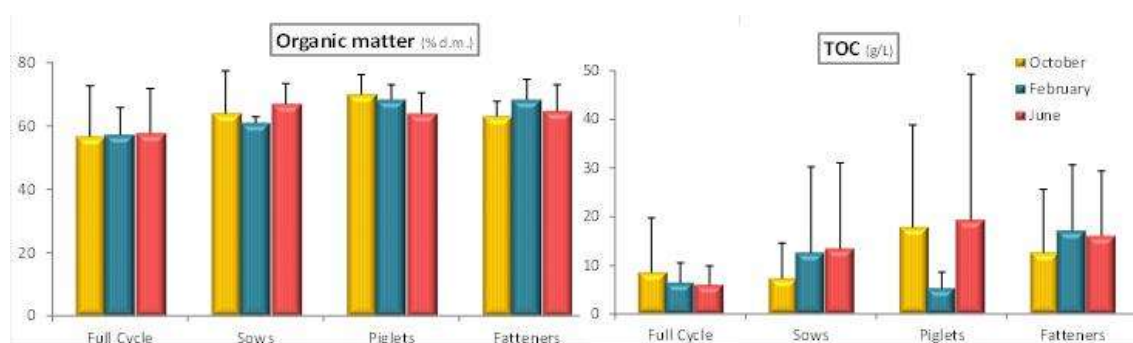


Figure 2.3. Organic matter (dry weight) and total organic carbon (TOC, fresh matter) concentrations of the pig slurry according to the animal type and season (sampling time).

Low total organic carbon (TOC; Figure 2.3) and total nitrogen (TN; Figure 2.4) concentrations were found in fresh pig slurry (Moral et al., 2005), especially in samples from full cycle and piglets. The results obtained could indicate a dilution effect due to cleaning activities, but also by degradation of the organic matter and NH_3 volatilisation during storage. The TOC and TN concentrations were also affected by the season of the year since high temperatures can cause high NH_3 volatilisation and organic-C degradation. The pig slurry from fatteners collected in February sampling had the highest concentrations of TOC and TN. But the most relevant result is the high variability of the samples from different farms, indicating that the slurry management of the farm is a key factor for TOC and TN concentrations.

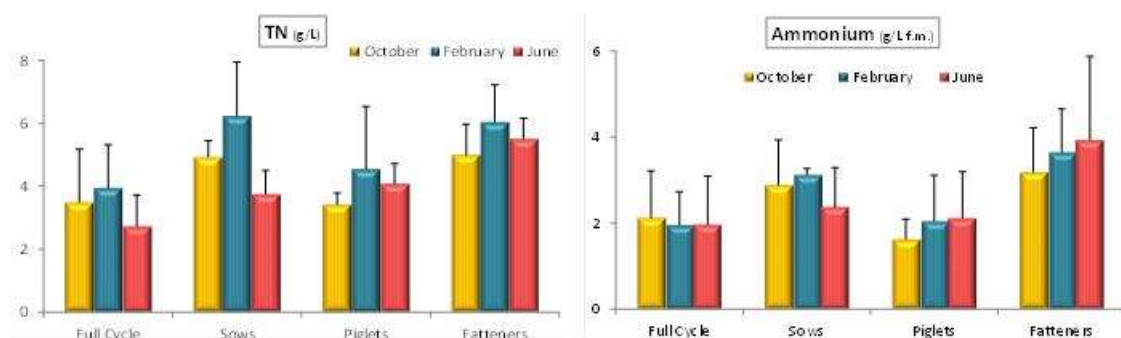


Figure 2.4. Total nitrogen (TN) and ammonium-N concentrations of the pig slurry according to the animal type and season (fresh matter).

The $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration in pig slurry samples from fatteners was significantly higher than in samples from the other slurries collected (Figure 2.4). The ammonium concentration averaged 3.6 g kg^{-1} of fresh matter (f.m.) in slurry samples from fatteners, higher than the average (2.73 g kg^{-1}) found by Moral et al. (2005), who did not find any difference according to the type of animal (average pig slurry 2.01 g kg^{-1}). This indicates the protein-rich feed that fattening pigs usually receive. The sampling time did not have any significant effect on the ammonium concentration of the slurry.

The concentration of chlorides in slurry samples collected in February ranged $1.59 - 2.71 \text{ g kg}^{-1}$; these values were significantly greater than the concentrations in the samples taken in October ($0.48 - 2.02 \text{ g kg}^{-1}$). The highest concentrations in all samplings were found in pig slurry from full cycle installations followed by slurry from fatteners (data not shown). Although high values were found in slurry from fatteners by Moral et al. (2008), the high variability of the results meant that there were no statistically significant differences between the Cl concentrations in pig slurries from different types of animals.

The major macronutrients and micronutrients in pig slurry samples showed high potassium levels in all samples, with relatively low P concentrations (Table 2.1). Sodium concentration was always lower than the K values, indicating low risk of Na accumulation in soils (sodification) after manure application (Bernal et al., 1992). The average values for Na were lower than the results found by Moral et al. (2008), without statistically significant differences according to the animal type. Slurry from fattening pigs was richer in all macronutrients than the rest of slurry types (Moral et al., 2005), while the slurries from piglets were mostly lower in macronutrient than the other types of slurries (Table 2.1).

Table 2.1. Average concentration of macronutrients (g/l) in pig slurry for the different sampling times and types of animal.

	Full cycle			Sows			Piglets			Fatteners		
	Oct.	Feb.	June	Oct.	Feb.	June	Oct.	Feb.	June	Oct.	Feb.	June
P	0.38	0.29	0.84	0.55	1.01	1.22	0.33	0.26	0.59	0.71	1.32	1.31
K	1.68	2.55	1.89	1.39	2.92	2.13	1.45	2.37	2.58	2.60	3.81	3.88
Ca	1.18	0.73	1.79	1.26	1.57	2.03	0.66	0.68	1.22	1.21	1.79	2.06
Mg	0.41	0.31	1.28	0.37	0.54	0.73	0.48	0.20	0.47	0.60	0.89	0.99
S	0.29	0.37	0.75	0.38	0.57	0.6	0.35	0.45	1.22	0.43	0.86	0.72
Na	0.95	1.75	1.02	0.85	1.21	1.36	0.40	0.76	0.73	0.84	1.33	1.29

The highest zinc and copper concentrations were found in the slurry from piglets (Table 2.2), because zinc oxide (ZnO) and copper sulphate (CuSO_4) have been used traditionally as feed additives, especially during the pregnancy of sows and in the post-weaning phase, in order to

avoid certain digestive pathologies and then controlling mortality. Copper is added to growing pig diets as a cost-effective method of enhancing performance, and is thought to act as an anti-bacterial agent in the gut. Zinc is also used in weaner pig diets for the control of post-weaning scours (Petersen et al., 2007). The Cu concentration was also higher in piglet slurry than in the other samples, but the values were much lower than those of Zn. Very high concentrations of Zn and Cu in pig slurry were found by Nicholson et al. (1999), reaching up to 2920 mg Zn kg⁻¹ dry matter and 217 mg Cu kg⁻¹ dry matter. Heavy metals like Cr, Ni and Cd were not detected in any of the analysed samples.

Table 2.2. Micronutrients and heavy metals concentrations in pig slurry for the different sampling times and types of animal (mg/l).

	Full cycle			Sows			Piglets			Fatteners		
	Oct.	Feb.	June	Oct.	Feb.	June	Oct.	Feb.	June	Oct.	Feb.	June
Fe	142	52	194	51	51	81	52	39	50	57	117	114
Cu	9.5	11	26	6.9	6.1	11	27	14	31	8.0	18	17
Zn	33	51	51	83	51	76	398	158	431	40	137	124
Mn	17	10	51	14	21	34	8.7	6.6	16	18	26	41
Pb	1.1	2.5	0.3	0.4	n.d.	0.8	0.6	n.d.	0.5	1.5	2	0.5

Figure 2.5 shows the concentration of Zn and Cu in the slurry samples from the different types of animals and sampling times. The statistical analysis indicates higher average and median concentrations of Zn in slurries collected in June than in February or October, especially for the piglets. There are two samples with extremely high values: one from full cycle and another from piglets, which were considered as outliers in the statistical analysis. These results are unusual, and may indicate that the dosage of Zn to piglets can lead to particular peaks in Zn concentration in the slurry. The high concentration of Zn and Cu in the slurry from piglets could limit its agricultural use and the feasibility for composting.

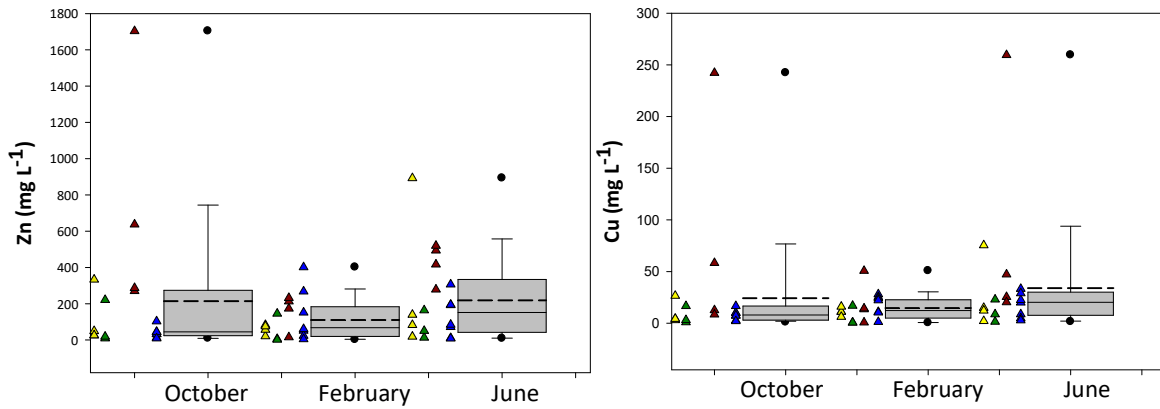


Figure 2.5. Concentration of Zn and Cu in pig slurry from the different types of animal and sampling times. Statistical analysis is shown in the box: box indicates the upper and lower quartiles, the line inside the box is the median, dotted line indicates the mean, vertical lines indicate the 90-10 percentiles and the black dots are outliers. Symbols: yellow for full cycle; green for sows; red for piglets; and blue for fatteners.

1.2.2 Average composition of the pig slurry in the Region of Murcia

From the results obtained, the average composition of the pig slurry from Murcia has been calculated (Table 2.3). Different management strategies carried out at each particular farm may be responsible for the high variability of some physico-chemical characteristics of the pig slurry. In general, the main differences of the pig slurry composition occurred for EC, TN, TOC and K, all with the greatest values for fatteners. Pig slurry for piglets had the lowest total-P, Ca and Na concentrations, but the greatest Cu and Zn concentrations, this being the main limiting factor for its recycling. The high variability of the results makes it necessary the analysis of the particular pig slurry produced in each farm before soil use or treatment.

Table 2.3. Average composition (mean \pm standard deviation) of the pig slurries from the different types of animals in Murcia.

Parameters	Full cycle	Sows	Piglets	Fatteners
pH	7.60 \pm 0.06	7.75 \pm 0.06	6.97 \pm 0.22	7.23 \pm 0.17
EC (dS/m)	24.03 \pm 5.36	23.48 \pm 5.91	22.11 \pm 0.87	32.69 \pm 3.39
Moisture (%)	95.8 \pm 2.08	96.5 \pm 1.87	96.6 \pm 1.38	94.8 \pm 2.04
TN (g l ⁻¹)	3.39 \pm 0.61	4.98 \pm 1.24	4.02 \pm 0.56	5.52 \pm 0.52
TOC (g l ⁻¹)	7.03 \pm 1.38	11.16 \pm 3.36	14.18 \pm 7.71	15.30 \pm 2.32
Total-P (g l ⁻¹)	0.51 \pm 0.29	0.93 \pm 0.34	0.40 \pm 0.18	1.11 \pm 0.35
K (g l ⁻¹)	1.97 \pm 0.46	2.15 \pm 0.76	2.14 \pm 0.60	3.44 \pm 0.71
Ca (g l ⁻¹)	1.23 \pm 0.53	1.62 \pm 0.39	0.85 \pm 0.32	1.59 \pm 0.41
Na (g l ⁻¹)	1.18 \pm 0.50	1.14 \pm 0.26	0.64 \pm 0.18	1.13 \pm 0.27
S (g l ⁻¹)	0.37 \pm 0.08	0.52 \pm 0.12	0.63 \pm 0.15	0.70 \pm 0.23
Mg (g l ⁻¹)	0.48 \pm 0.21	0.55 \pm 0.18	0.38 \pm 0.16	0.76 \pm 0.20
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	2076 \pm 610	1170 \pm 611	1199 \pm 377	1647 \pm 706
NO ₂ ⁻ -N (mg l ⁻¹)	<0.1	2.18 \pm 1.57	123 \pm 106	2.81 \pm 1.51
NO ₃ ⁻ -N (mg l ⁻¹)	2.86 \pm 4.94	2.35 \pm 2.03	3.53 \pm 4.42	3.63 \pm 3.17
PO ₄ ²⁻ -P (mg l ⁻¹)	79.46 \pm 82	139 \pm 162	167 \pm 98.6	182 \pm 183
Cu (mg l ⁻¹)	15.61 \pm 9.23	8.02 \pm 2.67	23.84 \pm 8.73	14.00 \pm 4.49
Fe (mg l ⁻¹)	34.52 \pm 23.45	61.22 \pm 16.8	47.24 \pm 6.60	96.06 \pm 33.49
Mn (mg l ⁻¹)	17.37 \pm 7.47	23.26 \pm 9.84	10.43 \pm 5.00	28.74 \pm 10.96
Pb (mg l ⁻¹)	0.66 \pm 0.40	0.38 \pm 0.39	0.64 \pm 0.19	1.40 \pm 0.78
Zn (mg l ⁻¹)	45.12 \pm 10.17	70.0 \pm 16.6	329 \pm 148	100 \pm 52.73

Several authors indicated that pig slurry composition can be estimated by simple analysis, such as EC, total solids (dry matter) or density using regression equations (Moral et al., 2005; Sánchez-Bascones, 2001; Scotford et al., 1999; Tunney, 1978). Total-N, ammonium, and K are usually well related to EC due to their highly solubility, and Moral et al. (2005) found highly significant relationships of such elements with EC and density, which were able to explain 83 % of the variance. Contrastingly, regression equations for calculating P concentration depended on total solids and density of the slurry. Nicholson et al. (1999) found linear relationships between heavy metal concentrations in pig slurry and dry matter, which can allow the *in situ* selection of the slurry for soil application.

1.3. Environmental problems of pig slurry management

Traditional farming was based on small installations where the environmental problems due to manure accumulation were minimal, since animal excreta fertilised the soil while the animals were feeding from pasture, with a complete integration between livestock and agriculture. The current intensive production systems have led to an increase in the size of the livestock farms in order to increase its production efficiency (Burton and Turner, 2003). The consequence is the generation of large amounts of waste within localized areas, where the

available agricultural land for manure application is limited, which leads to an excess of manure that local agriculture is not able to absorb.

The generation of excess of manure in specific areas, its accumulation and indiscriminate use in soils pose a serious risk of contamination of soils, water and the atmosphere (Figure 3.1). Therefore, the sources of contamination are concentrated in the places of production and storage on farms; treatment facilities; and the soil where manures are applied. The main problem at the environmental level focuses on different aspects that encompass natural compartments, soil, water and atmosphere, including: pollution of groundwaters; eutrophication of surface waters; accumulation of nutrients in the soil; dispersion of pathogens; accumulation of toxic compounds (heavy metals, etc.); ammonia acidification; greenhouse gas emissions; odours, dust and noise.

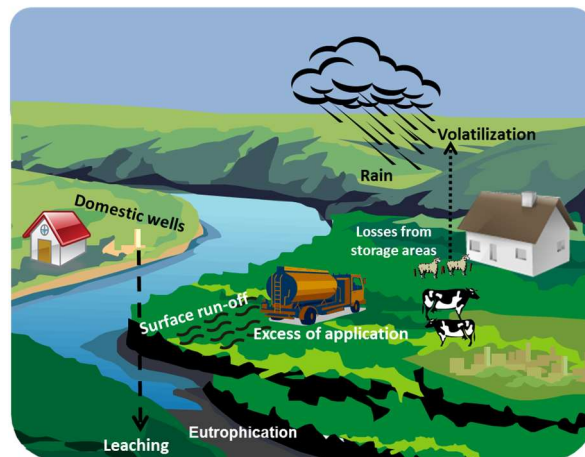


Figure 3.1. Environmental impact of the pig slurry (adapted from Sánchez-Bascones et al., 2016).

1.3.1. Soil pollution

Accidental spills, the places of manure storage in farms and the processing plants are major sources of soil contamination, but the misuse of the manure in agricultural soils is considered to be the main cause. The accumulation of nutrients and organic matter in the soil is a consequence of the inadequate or excessive use of manures in agricultural soils. Manures are not equilibrated fertiliser materials and then, their agronomical application based on the amount of a specific nutrient provided, can imply the application of other nutrients in excess to the crop requirements, which may be build up in the soil.

Nitrogen is one of the elements that can cause pollution by improper application of manures to the soil. The nitrogen from manures includes inorganic forms (mainly ammonium) and organic compounds, which need to be mineralized for being available to plants (Bernal and

Roig, 1993; Moral et al., 2005). The mineralization process implies the transformation of organic forms into ammonium and nitrate by the microorganisms, and depends on the characteristics of the manure, the environmental conditions (i.e., moisture and temperature), and soil characteristics and use. The main reactions can be summarised as:

- Ammonification: transformation of organic-N into ammonium through the action of a wide variety of microorganisms and enzymes.
- Nitrification: oxidation of ammonium into nitrate. The process occurs in two main steps by specialized microorganisms, mediated by nitrite formation.

A rapid and excessive formation of inorganic-N (exceeding the requirements of the plants) can cause loss of N by volatilization as ammonia (due to the accumulation of ammonium at high soil pH), or by leaching of nitrates, with the consequent risk of water pollution.

Phosphorus is present in the manure in both organic and inorganic forms, but the organic fraction is rapidly hydrolysed, so the availability of P in the manure and slurry can reach 90-100 % of the total concentration. However, the inorganic P present or formed by mineralization of the organic fraction can be easily precipitated in the soil (mainly in calcareous soils), or adsorbed by the soil minerals (Bernal et al., 1993c). Although N and P concentrations in the manures can be considered as a valuable source of nutrients, their N/P ratio is generally lower than the required for plant nutrition. Then, the application of manures to soil according to N crop requirements can produce a relevant accumulation of P in the soil (Cabrera and Sims, 2000). The P criteria should be also considered for the application of manures to agricultural soils to prevent excessive P accumulation. Phosphorus is one of the nutrients less mobile in the soil profile, since phosphates form insoluble iron and aluminium salts in acid soils and calcium ones in alkaline soils, so the risk of leaching and contamination of waters by runoff is generally lower than that for nitrogen. In calcareous soils, 40 % of total P of pig manure can be fixed in the soil as non-available forms, such as insoluble calcium phosphate, which could reach 70 % at high doses of application (Bernal et al., 1993a). However, between 8-13 % of P from pig slurry can be infiltrated into the soil profile, reaching 90 cm depth in acid soils (Vetter and Steffens, 1981). The risk of contamination is related to the processes of surface runoff after application of slurry or manure in high proportions and associated with rainfall events. Then, excess application of manure for long periods of time can build-up the concentration of P in the soil, with high the consequent risk of surface waters pollution.

In manures, potassium (K) occurs mainly in soluble forms, which is often retained in the soil exchange complex and its dynamics are closely linked to the types of clays in the soil. In an agricultural system, plant roots absorb potassium from the soil solution, shifting the equilibrium towards its solubilisation from the exchangeable forms. The application of manure and slurry

provides this element in soluble forms, which quickly interact with the soil exchange complex, so it is often retained in the surface layer of the soil with low leaching, especially in clayey soils with illite (Bernal et al., 1993b), which retains K in hardly exchangeable forms. However, in sandy soils, an over-application of manure or mainly slurries can cause an increase in soluble salts at the surface of the soil, this making these soils more susceptible to K leaching.

The animal manures can be considered a good source of organic matter for soils, improving their fertility. The positive effect of the organic matter in the soil is due to the increase in the availability of nutrients, soil respiration, enzyme activities, microbial biomass and improvement of the structure of the soil, preventing erosion, and improving water holding capacity and soil water conditions. However, the incorporation into the soil of excessive amounts of organic matter from manures can cause, if not previously stabilised, conditions of anoxia in the soil, due to its fast microbial degradation (O_2 consumption and CO_2 production). Under anaerobic conditions, the degradation of organic matter produces toxic compounds to plants (organic acids) or pollutants to the atmosphere. Then, the lack of oxygen in the soil and the presence of organic acids adversely affect the respiration of the roots, its growth and development. In addition there are various soil properties that are affected negatively: blockage of pores, limitation of the permeability, the water infiltration, etc., giving as a result a loss of physical soil fertility.

Other risk of soil pollution associated to direct manure application is the accumulation of heavy metals. The concentration of heavy metals in manures is highly variable and is mainly related to the composition of the animal food. The highest concentrations are found for copper and zinc in pig manure (Moral et al., 2008), especially from piglets as these elements are frequently incorporated in their diet in order to avoid digestion problems. Their potential toxicity is due to their tendency to accumulate in the soil and their subsequent risk of entry into the food chain. The dynamics of heavy metals in the soil depends on the characteristics of the manure and of the soil, such as pH, texture, organic matter and the presence of iron, aluminium and manganese oxides. For example, the risk associated with the application of heavy metals is greater in acid soils with low cation exchange capacity. The greater the retention of heavy metals in the soil the lower both the absorption by the plants and their leaching to groundwater.

The major soluble ions excreted in the urine are Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- and SO_4^{2-} , which are especially available in slurries by their liquid character (Moral et al., 2008). Soil salinization problems may be especially important when these wastes are applied to arid or semi-arid areas where climatic conditions, high evapotranspiration and scarce rainfall, lead to significant salt accumulation on the soil surface, after the application of high amounts of slurry (Bernal et al., 1992). However, there is no risk of sodification, due to the higher proportion of K^+ to Na^+ in the

manure, together with the favourable retention of K in the soil exchange complex. All this favours the retention of K in the complex instead of Na⁺, which mainly remains in the soil solution, and can be washed by rain water. Soil salinity problems not only affect the development of certain plant species, particularly salt sensitive, but also the biological activity of the soil and the soil structure by the dispersing effect of sodium, which causes soil compaction.

There are other problems associated with the soil application of manure, such as seeds of weeds that compete with crops and traces of xenobiotic compounds (remains of additives and medications) that can be found in manures and can accumulate in the soil causing pollution problems. Also, manure and slurry, are not microbiologically sterile materials and contain a bacterial flora typical of the digestive tract of animals. This includes vegetative pathogenic bacteria, as well as spores, viruses with different chemical and thermal resistance as well as parasites in different infectious states, and all of them represent high epidemiological risk (Martens and Böhm, 2009). The main parameters that determine the risk of pathogens dispersion from manure are: the amount of animal excreta; the number of bacteria present in the manure; the degree of dilution; and the capacity of the microorganisms to survive in manure, soil, water or the environment (Burton and Turner, 2003).

1.3.2. Water pollution

The pollution of water bodies with pig slurry occurs primarily by infiltration and runoff, resulting in contamination of groundwater and surface waters, respectively. The runoff is produced by the contribution of large volumes of waste in saturated or impermeable soils, or the overflow and leakage from the slurry storage system. Surface runoff pollution happens mainly in the first days after the application of manure, especially if large rainfall events happen. As a consequence, in most countries specific legislation regulates the application times of manures and slurries. To avoid infiltrations, solid manure should be stored on a waterproof surface with leachate collection system. After soil application, the risk of nitrate leaching may persist for a long time and this effect can be cumulatively due to successive additions of slurry to the soil.

Nitrate accumulation is the main threat for groundwater pollution, as nitrate is easily leached as a consequence of the high mobility of this anion in the soil profile. The amount of manure that is applied, the type of soil and the physical properties that influence the mobility of ions in the profile (permeability, texture), the climatology of the place of application and the agronomic practices (crop type and the time of application) will condition the risk of nitrate

leaching. In addition, the mineralization dynamics of the manure determines the formation of the highly mobile forms of N, nitrate. In spring, the high plant growth requires a great absorption of water and nitrogen, which reduces the nitrogen content in the soil. Also, less rainfall during the summer results in a progressive decrease in the water flow from drains and surface aquifers, reducing the pollution risk of groundwater. The reverse situation occurs in autumn: abundant surface water flow and low nitrogen uptake by crops, which, together with the mineralization of crop residues, can cause an increase in the concentration of nitrates in the soil (Cann, 1993).

With respect to the risk of eutrophication of surface waters due to runoff, both organic matter and nutrients (especially nitrogen and phosphorus) from manure and slurry are responsible for this pollution. Events of heavy rain immediately after the application of manure or slurry to soil are mainly associated with nutrient loss by surface runoff, instead of leaching. In addition, the input of organic matter from manure and slurry in water courses can cause a lack of oxygen in the aquatic environment with the consequent development of odors and the reduction of biodiversity. Contamination by runoff happens mainly through the drag of particulate material, so the concentrations of soluble N in suspension and the type of manure are particularly important for this risk of contamination. Similarly to the contamination by nitrate leaching, surface runoff is greater in winter than in spring and tillage practices can minimise the risk of water pollution by surface runoff. Thus, strategies to reduce the risk of N pollution by surface runoff include limiting the amount of manure in each application ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) and applying the manure through injection or immediate incorporation (Sørensen and Jensen, 2013). In addition, some manure treatments like composting reduce the concentration of $\text{NH}_4\text{-N}$ with a partial immobilization of organic-N forms, or the solid-liquid separation, whose solid fraction with low particulate content facilitates its incorporation into the soil (Sørensen and Jensen, 2013).

1.3.3. Air pollution

Within the main environmental impacts that result from livestock production are the emissions of ammonia and GHG (methane, nitrous oxide and carbon dioxide), as well as of odors, dust, volatile organic compounds and microorganisms in the form of aerosols.

In addition to being an atmospheric pollutant, ammonia contributes significantly to the acid rain. The loss of ammonia to the atmosphere occurs from animal housing, manure storage facilities and from the manure application to land. Approximately 50 % of the ammonia emissions from pig production originate from the shelter and the slurry storage, while the other 50 % is emitted following soil application (Martínez et al., 2009). The emission of NH_3 from the

soil after manure application depends on the NH_4^+ adsorption processes in the soil and in the organic fraction of manure, in addition to the physical processes that control the movement of the liquid fraction in the soil and its interaction with the cation exchange capacity of the soil. Emissions vary from virtually non-existent, to more than 50 % of the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ added, depending on the type of manure, the environmental conditions (temperature, wind, and rain) and the properties of the soil (CaCO_3 , cation exchange capacity, pH, etc.). Biological processes of N transformation have low influence, because of the short duration of the NH_3 emissions after the application of manure to the soil.

The livestock sector represents a significant source of greenhouse gas (GHG) emissions worldwide, generating carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) throughout the production process. GHG are emitted either directly (e.g. from enteric fermentation and manure management) or indirectly (e.g. from feed-production activities and conversion of forest into pasture). The contribution of the livestock supply chain amounts 7.1 Gt $\text{CO}_2\text{-eq}$, while the direct emissions have been estimated to contribute with 5.4 Gt $\text{CO}_2\text{-eq}$ to the global emissions (FAO, 2013a; FAO 2013b). Cattle (beef and dairy) is considered the dominant livestock sector contributing to GHG emissions (4.6 Gt), while the value drops to a still significant 3.3 Gt (71 % of the total) when only the direct CH_4 and N_2O emissions from enteric fermentation and manure are considered; 25 % correspond to N_2O emissions and 4 % to CH_4 from manure (FAO, 2013b). Other livestock species have much lower levels of emissions, such as pigs (0.7 Gt $\text{CO}_2\text{-eq}$) and poultry (0.7 Gt $\text{CO}_2\text{-eq}$), even when the full lifecycle of emissions is considered (FAO, 2013a and 2013b).

The GHG balance of manure management reflects a multitude of microbial activities: emissions of methane (CH_4) are the net result of methanogenesis and CH_4 oxidation; nitrous oxide (N_2O) is a product of several processes, but may also be consumed via denitrification before escaping to the atmosphere; and the carbon dioxide (CO_2) balance is influenced by manures via (net) soil carbon stock changes upon field deposition and production of bioenergy. Animal feed (fibre and protein contents), the animal livestock, the animal housing, the manure storage system, manure characteristics and the environmental conditions are factors affecting CH_4 and N_2O emissions. Whereas CH_4 production and oxidation processes are associated with anoxic and oxic conditions, respectively, emissions of N_2O are stimulated under O_2 -limited conditions (Sommer et al., 2013). Then, mitigation strategies should be developed in all the stages of the livestock production system, from the animal feed, manure storage and treatment, to soil application strategies.

Emissions of odours and dust are the most sensitive for the population due to their direct perception. Their origin can be clearly identified (stationary sources) from the houses and

storage, or they can be temporal, such as those produced during the agricultural application of manure and slurries or during their treatment. Odors originate primarily from the biological degradation of the substances contained in the excretions of livestock by formation of different gases in very different quantities (Batlló, 1993). The emission of smells depends on the composition of the manure, the characteristics of the farm, the climatic conditions of the area and the distribution and application procedures of the manures.

Transmission of pathogens from the manure by airway occurs through aerosols (Millner, 2009) arising on farms, and during land manure application. Under specific conditions (wind and rain) the microorganisms may disperse over large distances (*Salmonella* can survive for 2 hours in aerosols). The application of slurry by soil injection drastically reduces the formation of aerosols and thus the spread of pathogenic microorganisms and odors in the air.

1.4. Agricultural use of pig slurry

Land spreading has been the traditional method for recycling animal manures. It has historically been considered a valuable resource to restore soil nutrients and improve crop production. Land application is not exactly a treatment technology but, when possible, it is the simplest and most recommended management not only for raw manure but for other organic end-products coming from different treatment systems to be used as organic fertilizer (Petersen et al., 2007). Both slurry and solid manure are excellent sources of major plant nutrients such as nitrogen, phosphorus and potassium (NPK) and also provide many of the secondary nutrients that plants require.

A good spreading plan implies the application of the slurry at the moment when the crops require the nutrients, adjusting the application rate to their necessities. These greatly improve the crop yields, reduce fertilizing costs, minimize nutrient losses to the environment, and enhance the organic matter levels (Defra, 2011).

A wide range of equipment and techniques are used to spread slurry to land. Much of the manure was applied to land using machinery which spreads slurry over the whole soil surface ('broadcast') by throwing it into the air (Splash plate). In some countries (e.g. the Netherlands, Denmark and Belgium-Flanders), the use of band spreaders and injectors for slurry is required to reduce emissions. In many other countries, such as Spain, these techniques are also becoming increasingly popular. Splash plate or broadcast, band spreading / surface application and injection are common land application equipment for slurry. The applied manure should be incorporated into the soil after surface application, being this a legal requirement in some Member States (BREF, 2015).

The type, amount and composition of the slurry applied, as well as the crop requirements, should be known, so the nutrients can be effectively managed in dose and time. As the basis of land spreading is the agronomic balance, the amount and composition of the manure, the nutritional requirements (NPK) of the crop and the expected yield, as well as the legislation applicable to the area, should be taken into account (Bernal et al., 1993a). The fertiliser plan should ensure that the necessary quantities of essential nutrients are supplied in time for the crops demand, in substitution to mineral fertilizers (Leip, et al., 2011). If the crop requires more nutrients than the available by the slurry applied, mineral fertiliser should be supplied. But, a surplus scenario is found when the manure can supply nutrients in excess to the crop requirements. Then, exportation of slurry to other agricultural areas or applying treatment technologies is required.

Even when the best practices are used, there are always losses during and after the land spreading

- Nutrient losses due to leaching and run-off affect the nitrogen, phosphorus and potassium. They are related to the quantity and type of product, the type of crop, the season of application and the soil quality.
- Nutrient losses due to air emissions affect the nitrogen balance. Many factors influence the volatilisation of ammonia after the application of the manure, such as climate conditions, manure type crop growth stage and application equipment.

1.4.1. Fertilization of common local crops using pig slurry in Murcia

The Region of Murcia has a typical Mediterranean climate, with temperate winters, very hot summers and an average annual rainfall of 250 mm concentrated in autumn and spring. Under these conditions the mineralisation of the soil organic matter is very fast, and the soils are characterised by organic matter contents lower than 2 %. Therefore, the addition of organic matter to the soil has been a traditional agricultural practice in order to maintain soil fertility. The low prices of mineral fertilisers, their easy application in fertigation and the development of an intensive agriculture for horticultural crops in Murcia has tended to reduce the application of solid manure to agricultural soils. The basic concept of manure addition to the soil has been changed and most farms prefer using the highly efficient mineral fertiliser formulation instead of pig slurry.

Also, most of the pig manure is now produced in the form of slurry, which has low organic carbon content (see section 1.2.2). From the experimental data of pig slurry composition obtained in section 1.2, the average composition of pig slurry in the municipality of Lorca is

shown in Table 4.1. Thus, the application of pig slurry to agricultural soil cannot be based only in terms of the amount of organic matter added, but based on the concentrations of particular nutrients. Therefore, this section describes a fertilisation plan for the most common crops produced in the area of Lorca for direct distribution of the pig slurry in the soils, and the excess of pig slurry produced and its possible re-distribution to other agricultural areas outside the municipality of Lorca but within the Region of Murcia.

Table 4.1. Average composition of the pig slurry in the farms from the Region of Murcia.

	Mean	S.D.
pH	7.34	0.47
EC (dS/m)	25.95	7.86
Moisture (%)	95.44	4.19
Volatile solids (% d.m.)	63.89	8.76
TOC (g l ⁻¹)	12.5	13.9
TN (g l ⁻¹)	4.62	1.47
NH ₄ -N (g l ⁻¹)	2.74	1.29
P (g l ⁻¹)	0.96	1.03
K (g l ⁻¹)	2.72	1.53
Ca (g l ⁻¹)	1.89	1.86
Mg (g l ⁻¹)	0.75	0.76
Na (g l ⁻¹)	1.20	0.68
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	1564	1015
Fe (mg l ⁻¹)	108	139
Mn (mg l ⁻¹)	27	36
Cu (mg l ⁻¹)	24	43
Zn (mg l ⁻¹)	250	693

1.4.2 Description of the agriculture in Lorca, Murcia

The municipality of Lorca constitutes one of the main agricultural areas in Murcia. The distribution of the existing agricultural crops in this municipality is shown in Figure 4.1, where it can be seen that the main crops are trees for dry fruits, vegetables, cereals and fruit trees (including citrus). This fact can imply an important potential use of the produced pig slurry to satisfy the crop requirements of the area. However, it is important to consider that an extensive area of the municipality of Lorca has been declared as a vulnerable zone to nitrate pollution from agricultural sources, according to the local legislation (Orden de 20 de diciembre de 2001; BORM 2001). Then, the potential use of the pig slurry produced in the agricultural crops existing in the area requires an adequate evaluation.

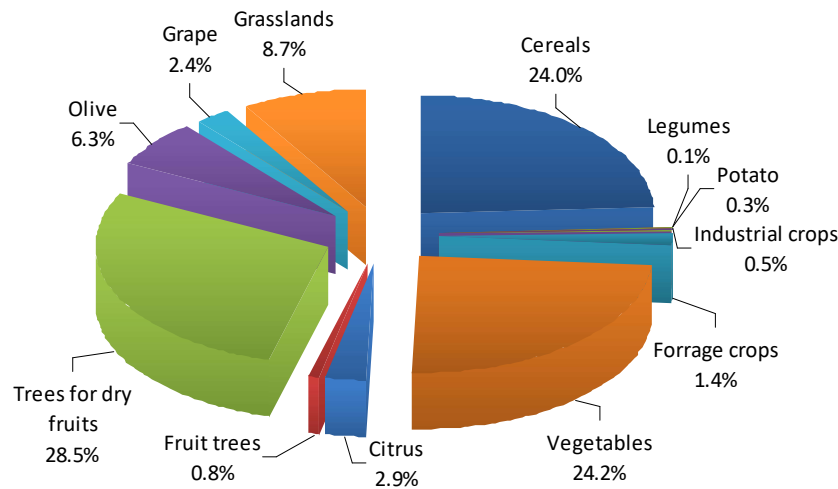


Figure 4.1. Distribution of the agricultural soil use in the municipality of Lorca. Source: de Agricultura y Agua de la Región de Murcia (CARM); www.carm.es

An initial estimation of the potential use of the pig slurry produced in Lorca has been carried out considering the following factors:

- a) all the crops produced in the agricultural soils;
- b) the general requirements of N for these crops, using the maximum N doses recommended in Annex IV of the Code of Good Agricultural Practices in the Region of Murcia (order of 3 December 2003 of the Ministry of Agriculture); and
- c) the limitation of N in nitrate vulnerable zones.

The initial evaluation indicated that the total N required by the crops in the studied area was estimated in approximately 4500 Tm/year. Then, considering an average concentration of N in pig slurry of 3.15 kg/m³, as it is indicated in the Royal Decree 324/2000 March 3, which establishes the basic rules for the management of pig farms, that amount would be equivalent to a requirement of 1.4 million m³ per year of pig slurry. This amount would imply a potential use of more than 96% of the total pig slurry produced in the studied area, remaining an excess of pig slurry about 3.34% (50,000 m³ per year), which would require an alternative management (Figure 4.2).

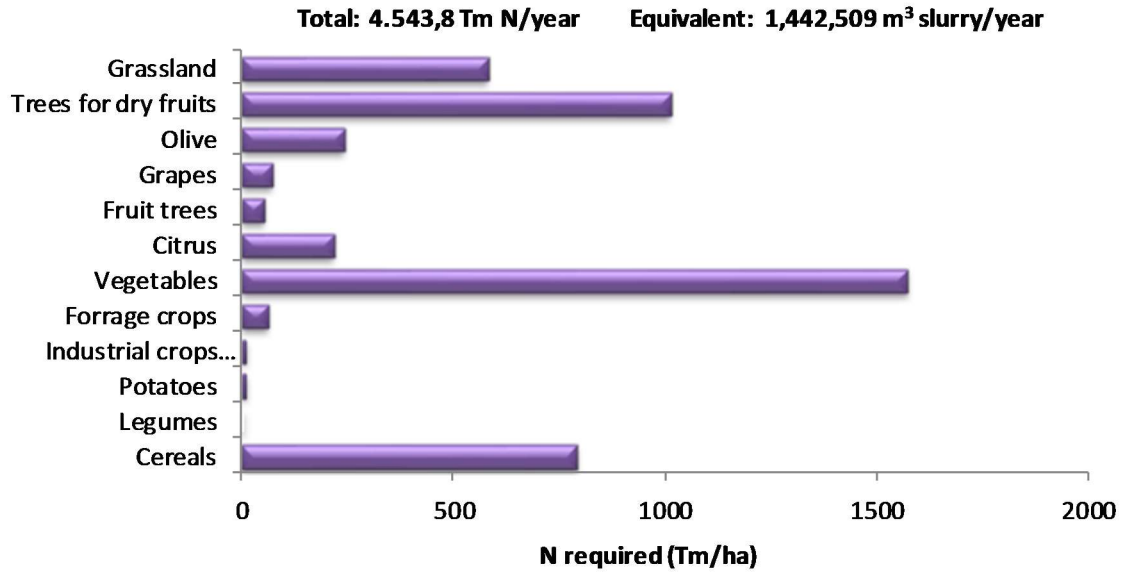


Figure 4.2. Theoretical amount of N necessary to fulfil N requirements of the agricultural crops in the municipality of Lorca.

However, this previous evaluation provides only a general estimation that does not agree with the real situation. Firstly, the criterion used to decide the potential need of pig slurry has been only based on the N requirement. However, the use of only the nitrogen based criterion to establish the pig slurry application dose to soils could lead to an over-fertilisation of other nutrients, such as P. The increasing amount of P in excessively fertilised soils is becoming of environmental concern, since the accumulation of P in the soil surface can result in a transfer of P to groundwater producing concentrations that exceed groundwater quality standards.

Secondly, the N requirements of each crop used in the previous evaluation correspond to the total needs of the plant for the complete life cycle. However, the real amount of pig slurry that can be used in agriculture may be lower, since the dose and type of fertilisation are different at each growth stage (vegetative or reproductive) of the crop, and in some crops pig slurry can be only used before sowing or transplanting.

Finally, the application of pig slurry is prohibited (or non-recommended) in certain crops, mainly in horticultural crops whose edible parts are in close contact with the soil. Therefore, the calculations to estimate the real needs of pig slurry to fulfil the crop nutritional requirements in the area of study should be revised according to these conditionings.

1.4.3. Potential distribution of pig slurry in the different crops in Lorca

The evaluation of the pig slurry distribution in the different crops in Lorca has been carried out taking into account the following limiting aspects:

- a) The criteria used to decide the pig slurry application dose have been based on the NPK requirements of each crop studied for a basal fertilisation (according to the recommended data from Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010), instead of considering the total requirements for the complete crop life cycle, since the incorporation of pig slurry must be carried out before sowing and/or transplanting.
- b) The limiting value for the application dose has been fixed as 170 kg N/ha, established for nitrate vulnerable zones by the Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources as amended by Regulations 1882/2003/EC and 1137/2008/EC.
- c) Main nutrients, P and K, have been considered in the evaluation, in addition to N fertiliser requirements of the crops.
- d) The crops considered in the municipality of Lorca have been those that constitute the main agronomic cultures of the area and in which the fertilisation with pig slurry is allowed.
- e) The concentrations of NPK in the pig slurry have been established based on the experimental data obtained from the full characterisation of the pig slurry samples collected (Table 6.1).

1.4.4. Pig slurry application in crops

The crops considered for pig slurry fertilisation included: a) herbaceous crops: tomato, lettuce, broad beans, broccoli, artichoke, pepper, alfalfa, wheat, barley and oat; b) woody crops: vineyards, citrus, olive, almonds and fruit trees.

In Figure 4.3 the distribution (ha) of the herbaceous and woody crops considered in the municipality of Lorca for the study of the potential use of pig slurry is shown. Barley constitutes the crop with the highest productive area in Lorca, followed by broccoli, oat, lettuce and artichoke. With respect to the woody crops, the highest area is for almond trees, followed by olive and vineyard.

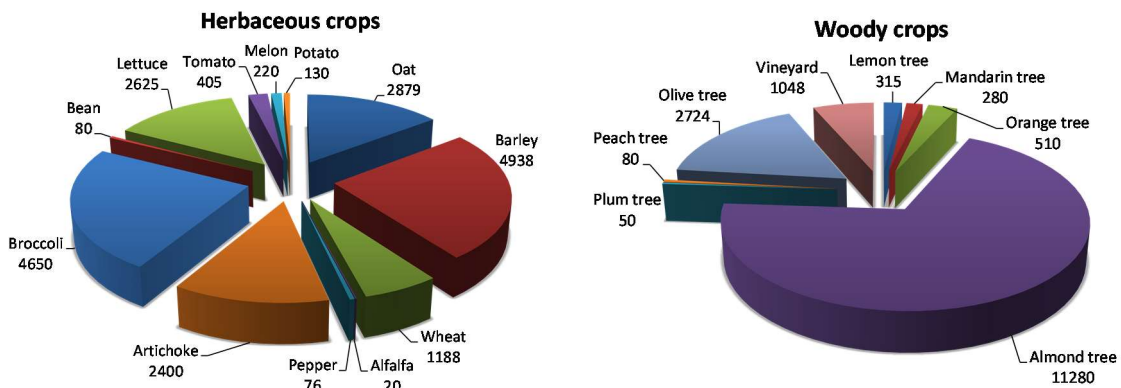


Figure 4.3. Area distribution (ha) of the main herbaceous and woody crops in the municipality of Lorca.

Source: Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia (CARM); www.carm.es

Taking into account the production area for the different crops and the limiting aspects previously mentioned, the total volume of pig slurry that can be used in agriculture was calculated according to the nutritional requirements (N and P) of the different crops. The calculations indicated that the limiting nutrient for all crops was N, this implying that P fertilisation may be complemented using P fertilisers.

The volume (m^3) of pig slurry that would be potentially used in each crop for the herbaceous and woody crops, considering the area covered and the nutritional requirements for each type of crop are shown in Figures 4.4 and 4.5, respectively. The highest amount can be destined to basal fertilisation on broccoli, using more than 130,000 m^3 of pig slurry. Almost 20 % of the pig slurry produced can be used for 5 crops: broccoli, artichoke, oat, lettuce and barley. The most significant woody crops for pig slurry application are almond and olive trees, with 400,000 m^3 of pig slurry, which mean almost 27 % of the total pig slurry production in Lorca.

For the agricultural crops in the municipality of Lorca a total of 786,342 m^3 of pig slurry per year can be used. This amount implies a potential use of approximately 53 % of the total pig slurry produced in the studied area, remaining an excess of pig slurry about 47 % (706,076 m^3 per year), which would require an alternative management.

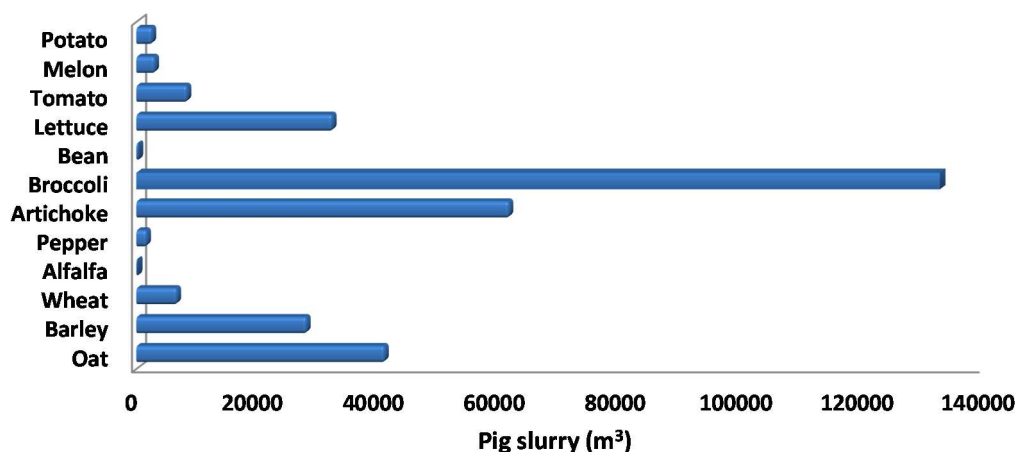


Figure 4.4. Potential volume of pig slurry needed according to the distribution and nutritional requirements (NPK) of the major herbaceous crops in the municipality of Lorca.

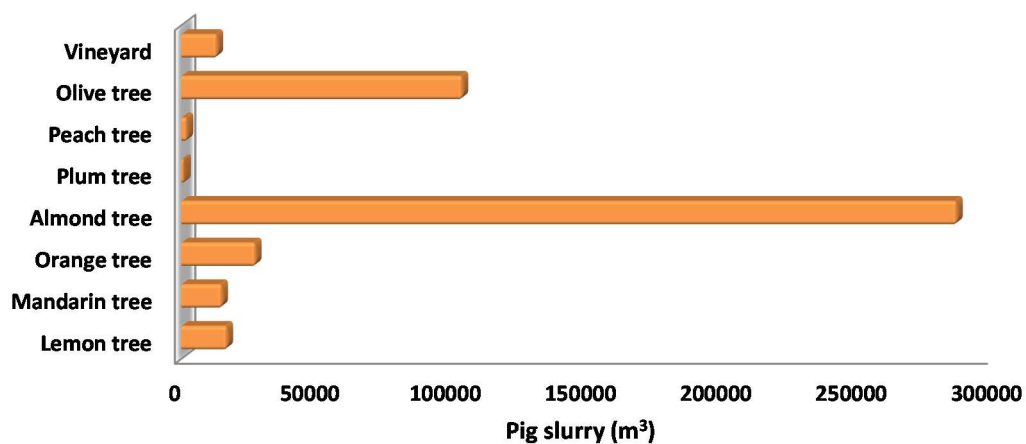


Figure 4.5. Potential volume of pig slurry needed according to the distribution and nutritional requirements (NPK) of the major woody crops in the municipality of Lorca.

Therefore, the real amount of pig slurry estimated considering agronomic and environmental aspects that could be potentially used in the area of Lorca is lower than that obtained using a general evaluation. However, this result shows that more than 50% of the pig slurry produced in the area of Lorca can be used in the local agriculture. It is important to mention that the use of the limit of 170 kg N/ha established for nitrate vulnerable zones has also conditioned the crop nutritional requirements for P and K and thus, considerably reducing the volume of pig slurry that can be potentially used in the crops of the studied area.

1.4.5. Use of pig slurry in other agricultural areas

Evaluating the agricultural surface of the area “Comarca del Guadalentín”, which includes Águilas, Aledo, Alhama de Murcia, Librilla, Lorca, Mazarrón, Puerto Lumbreras and Totana

(Figure 6.6), it can be seen that Lorca has a 57 % of the total 66257 ha of agricultural area cultivated with crops susceptible to accept pig slurry for their fertilisation.

Considering the pig slurry production in those municipalities, some of the excess of pig slurry from Lorca could be distributed in other municipalities within the area (Comarca del Guadalentín) for land application, since there is not any area declared as vulnerable to nitrate pollution. However, in such area the pig slurry production is high. Therefore, the transport of the excess of pig slurry produced in the municipality of Lorca to neighbouring areas cannot completely solve the excess of pig slurry produced.

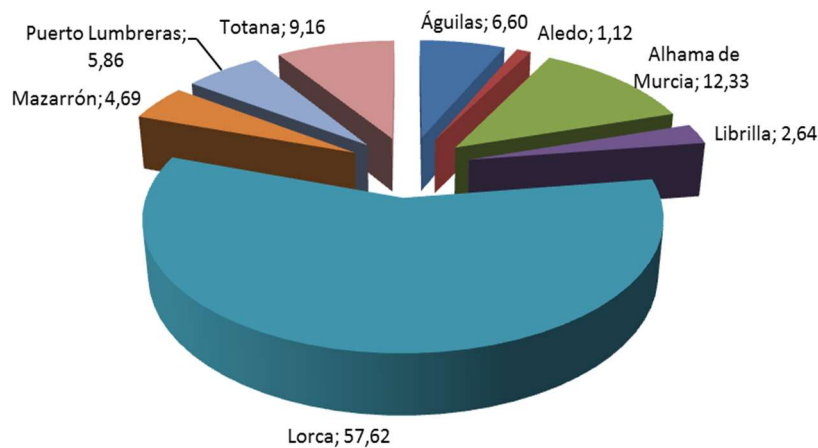


Figure 4.6. Percentage of the agricultural land for pig slurry application to crops in the neighbouring area of Lorca (Comarca del Guadalentín). Total area: 66257 ha.

Therefore, the addition of pig slurry in the area with the highest pig slurry production in the Region of Murcia can account for 53 % of the total pig slurry produced. Alternatives for recycling and treatment of the remaining 47 % of the pig slurry are required. Transport to other agricultural areas of Murcia next to Lorca can be considered, but only for the pig slurry produced in the neighbouring farms, in order to avoid excessive transport costs and environmental risks. But such transport could not completely solve the excess of pig slurry produced in Lorca.

Composting of the pig slurry from the farms with a solid-liquid separation can be an interesting technology to export the excess of nutrients to other agricultural areas, either within or outside the Region of Murcia. The economic relevance of the agriculture in the Region, makes this possibility particularly relevant and economically feasible.

1.5. Conditions for pig slurry composting

Amongst the waste management strategies, composting is gaining interest as a suitable option for manure transformation with economic and environmental profits, since this process

eliminates or reduces the risks associated with direct land application and leads to a final stabilised product that can be used to improve and maintain soil quality and fertility (Larney and Hao, 2007). Composting is a spontaneous biological decomposition process of solid organic materials in a predominantly aerobic environment, during which bacteria, fungi and other microorganisms break down organic materials into a stable and usable organic substrate called compost (Figure 5.1). Then, composting can be defined as a bio-oxidative process that involves 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).

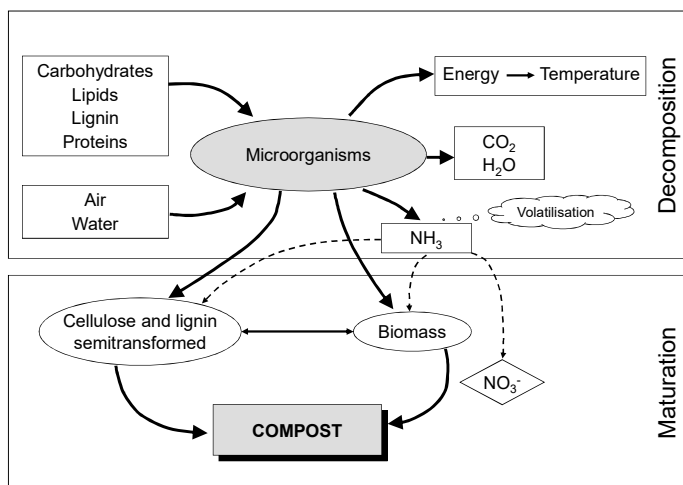


Figure 5.1. Schematic representation of the composting process (adapted from Soliva et al., 2008).

In general, the composting process is constituted by two different phases (Figure 5.2), indicated by the development of the temperature profile: the bio-oxidative phase and the maturing phase, also called the curing phase (Bernal et al., 1996; Chen and Inbar, 1993). The bio-oxidative phase is developed in three different steps (Keener et al., 2000):

- 1) an initial mesophilic phase lasting 1-3 days, where mesophilic bacteria and fungi degrade simple compounds such as sugars, amino acids, proteins, etc., increasing quickly the temperature;
- 2) thermophilic phase, where thermophilic microorganisms degrade fats, cellulose, hemicellulose and some lignin; during this phase the maximum degradation of the OM occurs together with the destruction of pathogens;
- 3) cooling phase, characterised by a decrease in the temperature due to the reduction of the microbial activity associated with the depletion of degradable organic substrates; the composting mass is re-colonised by mesophilic microorganisms that are able to degrade the remaining sugars, cellulose and hemicellulose.

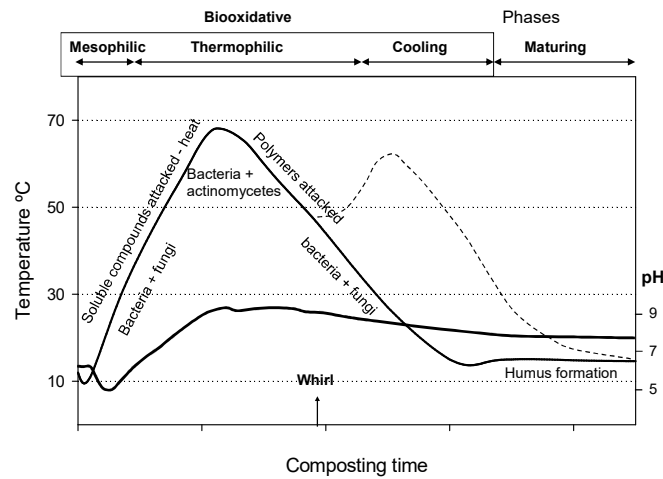


Figure 5.2. Temperature profile describing the different phases of the composting process.

During the first phase of the process, the simple organic carbon compounds are easily mineralised and metabolised by the microorganisms, with the consumption of oxygen (O_2), producing mainly carbon dioxide (CO_2) and ammonia (NH_3). However, during the maturation phase, stabilisation and humification of the OM occurs, producing a mature compost with humic characteristics in its OM (Zucconi and de Bertoldi, 1987). Then, compost can be defined as the stabilised and sanitised product of composting, which has undergone an initial, rapid stage of decomposition, can be beneficial for plant growth and has certain humic characteristics (Haug, 1993; Zucconi and de Bertoldi, 1987).

Composting of animal manures, such as pig slurry and manure, has been traditionally carried out by farmers after manure collection for better handling, transport and management. The wastes were usually heaped up with little concern to control the process conditions (aeration, temperature, ammonia loss, etc.) and with rudimentary methodology. The cost of composting of animal manures can be considerably higher than the direct utilisation of raw manures. Therefore, composting is justified for manures that need to be partially sterilised, such as pig slurry and manure, to reduce the risk of microbiological contamination during land spreading (Parkinson et al., 2004), and also when compost of high quality is produced (Bernal et al., 2009) to offset the production costs.

1.5.1. Main factors affecting the composting process

While composting occurs naturally, efficient composting requires the control of several factors to avoid undesired side effects such as odours and dust generation, and also to obtain a high quality agricultural product. Controlled conditions are basic for the composting procedure, distinguishing it from simple aerobic fermentation. Therefore, the control of parameters such as porosity, particle size, nutrient content, C/N ratio, temperature, pH, moisture and oxygen supply is the key for composting optimisation since they determine the optimal conditions for microbial development and organic matter degradation (Agnew and Leonard, 2003; Das and Keener, 1997; de Bertoldi et al., 1983; Haug, 1993; Miller, 1992; Richard et al., 2002). Composting optimisation involves the definition of adequate initial substrate conditions that must be controlled and maintained as composting progresses.

The factors affecting the composting process can be divided into two groups: those depending on the formulation of the composting mix, such as nutrient balance, pH, particle size, porosity and moisture; and those dependent on the process handling, such as O₂ concentration, temperature and water content (Bernal, 2008). These aspects determine the optimal conditions for microbial development and OM degradation (Das and Keener, 1997; Gajalakshmi and Abbasi, 2008; Haug, 1993; Miller, 1992).

- a) Nutritional balance: this aspect is mainly defined by the C/N ratio. Microorganisms require an energy source (degradable organic-C) and N for their development and activity. An adequate C/N ratio for composting must be within the range 25-35, because it is considered that the microorganisms require 30 parts of C per unit of N for the optimal development (Bishop and Godfrey, 1983). Higher C/N ratios would make the process very slow as there would be an excess of degradable substrate for the microorganisms. But with lower C/N ratios, as may occur in the composting of pig slurry, there is an excess of N per degradable C and inorganic N is produced in excess, which can be lost through ammonia volatilisation or by leaching from the composting mass. Then, low C/N ratios can be corrected by adding a bulking agent to provide degradable organic-C. The C/N ratio decreases during composting due to the degradation of the OM, releasing CO₂ and reducing the dry weight of the pile, which leads to an increase in N concentration due to a concentration effect (Bernal et al., 1998).
- b) pH: A pH of 6.7-9.0 supports good microbial activity during composting. Optimum values must be between 5.5 and 8.0 (de Bertoldi et al., 1983; Miller, 1992). In the case of pig slurry, pH is not a key factor for composting, since this waste usually shows

neutral-basic pH values and thus, within the optimum pH range (Moral et al., 2005; Yagüe et al., 2012). However, this factor is highly relevant for controlling N-losses by ammonia volatilisation, which can be particularly high at pH > 7.5. In this case, elemental sulphur (S⁰) can be used as an amendment to avoid excessively high pH values during composting (Mari et al., 2005). During composting, the pH can increase during the bio-oxidative phase as a consequence of the degradation of OM of acidic character. However, during maturation it tends to decrease, owing to the nitrification of the ammonium-N.

- c) Microorganisms: OM decomposition is carried out by many different groups of microbial populations (Ryckeboer et al., 2003). The microorganisms involved in composting develop according to the temperature of the mass, which defines the different steps of the process (Keener et al., 2000). Bacteria predominate early in composting (mesophilic phase), while fungi are present throughout the whole process but predominate at moisture contents below 35 % and are not active at temperatures > 60 °C. Actinomycetes predominate during stabilisation and curing, and together with fungi are able to degrade resistant polymers. At 60 °C and above, pathogens and parasites are also inhibited during this phase.
- d) Particle size and distribution: these parameters are critical to balance the surface area available for the growth of microorganisms and for the maintenance of adequate porosity for aeration. The larger the particle size, the lower the surface area to mass ratio. So, composts with large particles do not decompose adequately because the interior of the particles has difficult accessibility for the microorganisms, and during decomposition particles may coat their surface with an impenetrable humified layer (Bernal et al., 1993c). However, particles that are too small can compact the composting pile, reducing its porosity (Haug, 1993). For agitated systems and forced aeration, 10 mm is considered the optimum particle size, but for large heaps and natural aeration 50 mm size may be adequate (Gajalakshimi and Abbasi, 2008). These factors are material-specific: particle size and distribution, shape, packing and moisture content control the porosity of the composting mass.
- e) Porosity: Substrate porosity exerts a great influence on composting performance since appropriate conditions of the physical environment for air distribution must be maintained during the process. Porosities above 50 % may provoke the appearance of low temperatures in the pile, because energy losses exceed produced heat. Too low porosity in the pile leads to anaerobic conditions and undesired odour generation. The percentage air-filled pore space of composting piles should be within the range of 35-

50 %. Bulking agents are needed for the composting of pig slurry, since their structure provides an adequate porosity in the compost heap (Imbeah, 1998).

- f) Aeration: Aeration is a key factor for composting. Proper aeration controls the temperature, removes excess moisture and CO₂ and provides O₂ for the biological processes. The optimum O₂ concentration must be between 15 and 20 % (Miller, 1992). Insufficient aeration can lead to anaerobic conditions, and the proliferation of anaerobic microorganisms and odours. But excessive ventilation can cool down the mass, reducing the metabolic activity of the microorganisms (Kulcu and Yaldiz, 2004). Controlled aeration should maintain temperatures below 60-65 °C, which ensures enough O₂ is supplied (Finstein and Miller, 1985).
- g) Moisture: The optimum water content for composting varies with the waste to be composted, but generally the mixture should have a moisture content between 50-60 % (Gajalakshmi and Abbasi, 2008), so the water does not saturate the pores, and allows the circulation of O₂ and the gases resulting from the OM degradation. When the moisture content exceeds 60 %, O₂ movement is inhibited and the process tends to become anaerobic (Das and Keener, 1997). During composting, a large quantity of water can evaporate to control temperature, and as water content diminishes the rate of decomposition decreases. Then, rewetting the mixture is required to maintain the optimum moisture content for microbial activity. Since pig manure is collected in liquid form, its moisture content is very high (moisture > 90 %) (Yagüe et al., 2012) for composting (Kashmanian and Rynk, 1995) and, therefore, pig slurry solid-liquid separation systems improve the composting process (Imbeah, 1998). Also, the use of bulking agents, especially low-moisture bulking materials such as sawdust or straw, reduces the potential excess of moisture of the mechanically separated solid fraction of pig slurry and provides adequate porosity in the compost heap (Imbeah, 1998).
- h) Temperature: The temperature pattern shows the microbial activity and the occurrence of the composting process. The optimum temperature range for composting is 40-65 °C (de Bertoldi et al., 1983), as temperatures above 55°C are required to kill pathogenic microorganisms. But if the temperature achieved exceeds the tolerance range of the thermophilic decomposers, the effect is damaging for composting. At temperatures above 63 °C, microbial activity declines rapidly as the optimum for various thermophiles is surpassed, with activity approaching very low values at 72 °C. The range 52-60 °C is the most favourable one for decomposition (Miller, 1992). The regulation of the temperature is required for controlled composting. Excess heat avoidance can be achieved through several strategies (Miller,

1992): control the size and shape of the composting mass; improve cooling and favourable temperature redistribution by turning operations; and temperature control through systems that automatically dissipate heat through temperature feedback-controlled ventilation (Rutgers strategy; Finstein et al., 1985).

1.5.2. Advantages and disadvantages of pig slurry composting

Controlled composting allows the safe storage and transport of the final product, adds value to the product because compost is a more concentrated and uniform product than manure, permits easy spreading and thus uniform distribution in the soil and results in an absence of pathogens and weed seeds. Compost can also be used as a fertiliser for pots and as a basis for soil-less substrates. The advantages of composting animal manures compared with direct application can be summarised in:

- Elimination of pathogens and weeds;
- Microbial stabilisation;
- Reduction of volume and moisture;
- Removal and control of odours;
- Ease of storage, transport and use;
- Production of good quality fertiliser or substrate.

However, the disadvantages are derived from:

- Cost of installation and management;
- Requirement for a bulking agent;
- Necessity of pre-treatments or conditioners;
- Requirement for large areas for storage and operation.

Then, composting of animal manures should be seen as a technology which adds value, producing a high quality product for multiple agricultural uses (Moral et al., 2009). However, certain chemical characteristics of the animal manures are not adequate for composting and could limit the efficiency of the process (Bernal et al., 2009): excess of moisture, low porosity, high N concentration, which gives a low C/N ratio, and in some cases high pH values (Table 5.1).

Table 5.1. Average composition of animal slurry and manure (g/kg fresh weight; Bernal et al., 2009).

	Dry matter	Organic-C	Total-N	NH ₄ ⁺ -N	pH
Liquid manure/slurry					
Cattle	15-123	3.8-36	2.0-7.0	1.0-4.9	7.1-8.4
Pig	4.9-152	1.0-65	0.6-7.8	0.3-6.6	6.7-8.9
Poultry	10-367	11-112	2-21	1.9-9.4	7.9-8.8
Solid manure					
Cattle	140-300	65-126	4.2-8.1	0.3-2.0	8.6 ^a
Pig	150-330	42-132	3.5-11	0.5-6.0	8.1 ^a
Poultry	220-700	103-597	10-58	2.4-18	7.6 ^a

^a Average values.

Livestock manure contains a mixture of faeces and urine, and may also include wasted feed, bedding and water (including: spilled water, flush water and wash water). Manure characteristics are generally affected by diet, species and the growth stage of the animals, as well as the manure collection method used, including the amount of water added to dilute the waste (Ford and Fleming, 2002). Regarding pig slurry, this waste usually shows several characteristics (Table 4.1) that strongly influence the design and development of the composting process (Moral et al., 2005; Yagüe et al., 2012) and that can be summarised in:

- Neutral-basic pH values, which do not suppose any problem for the composting process. However, in wastes with pH values higher than 7.5, N can be lost by ammonia volatilisation during aeration of the composting mass.
- High electrical conductivity values, which can reduce the quality of the final compost obtained.
- Low C/N ratio, which implies N losses by ammonia volatilisation or through leaching from the composting mass.
- High moisture content, which difficults composting without bulking agents.
- Presence of contaminants, such as heavy metals. Heavy metals are present in livestock diets at background concentrations. They are added to certain feeds as supplementary trace elements for health and welfare reasons, or as growth promoters, and then are excreted in the faeces or urine.
- Presence of pathogens. Numerous species and subtypes of bacteria, viruses and parasites are found in manure. Some are disease transmitters (pathogens), such as classical swine fever virus, and many of these also pass between animals and humans (zoonosis), e.g., *Salmonella* and VTEC (verotoxin-producing *Escherichia coli*), causing severe enterohaemorrhagic infections in humans (Albihn and Vinnerås, 2007). Composting is able to eliminate pathogenic microorganisms if most of the material achieves sufficiently high temperature (Kjellberg Christensen et al., 2002; EFSA, 2007). Sanitation is achieved if the

temperature reached in the composting mass is above 50 °C and this temperature is maintained for a sufficient time (Table 5.2), this varying from hours to days depending on the organism and the structure of the material (Feachem et al., 1983).

Thus, adequate composting management of the manure is required in order to obtain quality compost. Therefore, different aeration strategies, substrate conditioning-feedstock formulation, bulking agents and process control options have been used in manure composting in order to reduce composting time and costs and enhance the quality of the end products (Lau et al., 1992; Michel et al., 2004; Solano et al., 2001).

Table 5.2. Temperature and time regimes known to be effective against a range of pathogens of importance to humans (Eunomia Research & Consulting, 2010).

DISEASE	ORGANISM	LETHAL CONDITIONS
Non spore-forming bacteria		
Brucellosis	<i>Brucella abortus</i>	10 min: 60 °C
Cholera	<i>Vibrio cholera</i>	15 min: 55 °C
Contagious abortion	<i>Vibrio fetus</i>	5 min: 56 °C
Diphtheria	<i>Corynebacterium</i>	10 min: 58 °C
Dysentery	<i>Shigella</i> spp	60 min: 55 °C
Food poisoning	<i>Salmonella</i> spp	20 min: 60 °C
Leptospirosis	<i>Leptospira</i> spp	10 min: 50 °C
Staphylococcal infections	Staphylococci	30 min: 60 °C
Streptococcal infections	Streptococci	30 min: 55 °C
Tuberculosis	<i>Mycobacterium</i>	10 min: 60 °C
Typhoid fever	<i>Salmonella typhi</i>	20 min: 60 °C
Spore-forming bacteria		
Anthrax	<i>Bacillus anthracis</i>	10 min: 100 °C
Botulism	<i>Clostridium botulinum</i>	5 h: 100 °C
Gas gangrene	<i>Clostridium</i> spp	6 min: 105 °C
Tetanus	<i>Clostridium tetani</i>	3-25 min: 105 °C
Viruses		
Food and mouth disease		30 min: 56 °C
Scrapie		Withstands 2 h: 100 °C
Serum hepatitis		10 h: 60 °C
Swine fever		60 min: 78 °C
Intestinal worms		
Round worm	<i>Ascaris limbridoides</i>	60 min: 55 °C
Tape worm	<i>Taenia saginata</i>	few min: 55 °C

1.5.3. Pre-treatments of pig slurry for composting

As shown in Table 4.1, pig slurry presents excessive water contents to be directly composted. Therefore, a pre-treatment based on solid-liquid phase separation before composting favours the development of the process. Solid-liquid separation technology involves the partial removal of organic and inorganic solids from the fresh slurry (Ford and Fleming, 2002). This process of phase separation divides pig slurry into two fractions: the solid fraction,

with a higher total solid content than the original waste adequate for composting; and a liquid fraction with suspended and dissolved solids. This pre-treatment allows the management of each fraction individually, according to agricultural, environmental and economic conditions.

The solid-liquid separation can be carried out using mechanical methods, which include at least one of following physical separation processes: screen separation, centrifugation, and filtration/pressing (Figure 5.3). Screen separators include stationary inclined, vibrating, rotating, and in-channel flighted conveyor screens. All separators of this type involve a screen of a specified pore size that allows only solid particles smaller in size than the openings to pass through (Ford and Fleming, 2002). Centrifugation involves solid-liquid separation using centrifugal forces to increase the settling velocity of suspended particles using either centrifuges or hydrocyclones (Figure 5.3b) (Ford and Fleming, 2002).

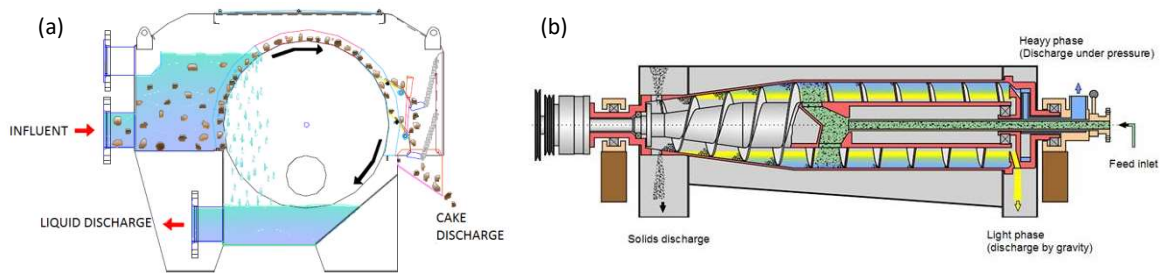


Figure 5.3. Rotating screen (a), decanting centrifuge (b)

In the filtration/pressing methods, mechanical pressure is applied to provide additional separation of the manure slurry (Figure 5.4). They are often used to remove additional water from the separated solids portion produced following screening or centrifugation. This physical separation process typically achieves a high level of dewatering and the pressed solid cake can be composted or used for re-feeding (Ford and Fleming, 2002).

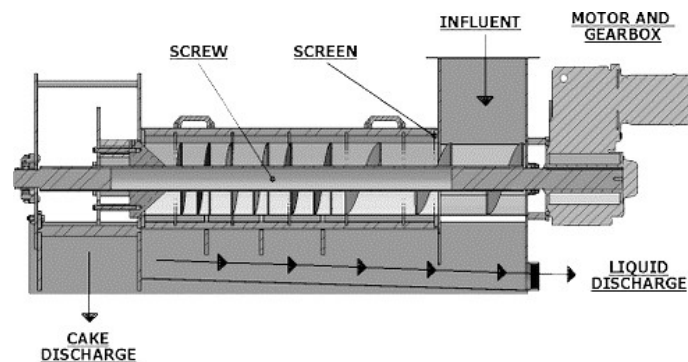


Figure 5.4. Screw press.

Additionally, sedimentation and chemical treatment constitute other alternative treatments to mechanical separation. Sedimentation involves a settling basin or pond and the inflow of manure to the basin is restricted to allow some of the solids to settle. The larger, heavier solids sediment first, while floating or suspended solids do not settle. The liquids and some of the solids gradually drain to a holding pond, treatment lagoon, or some other storage. The settled portion has high moisture content and is handled as thick slurry (Ford and Fleming, 2002).

Chemical treatment involves the addition of chemicals to alter the physical state of dissolved or suspended solids and to facilitate their removal by physical separation processes. This form of treatment includes chemical precipitation, particle coagulation, and particle flocculation. Chemical precipitation is the formation of an insoluble precipitate through the chemical reactions between the dissolved ions in wastewater, such as phosphate, and the metal ions commonly added: calcium (Ca^{+2}), iron (Fe^{2+} or Fe^{3+}), or aluminium (Al^{3+}). This process is most commonly used for the removal of dissolved phosphorous in the wastewater. Coagulation involves combining suspended (colloidal or dispersed) particles to form settleable floccules through the addition of electrolytes or organic polymers. Finally, flocculation combines coagulated particles into large rapidly settling particles or floccules (Ford and Fleming, 2002).

1.5.4. Bulking agents and additives

During the thermophilic phase of composting, OM degradation ($\text{NH}_4\text{-N}$ production) and aeration demand are at their maximum, pH is usually > 7.5 and nitrification hardly occurs because the high temperatures inhibit the action of the microorganisms responsible for the process (de Bertoldi et al., 1983; Tiquia, 2002). All these conditions favour NH_3 -volatilisation (Tiquia, 2002; Bernal et al., 2009), this having an environmental impact as well as reducing the agronomic value of the compost. The main factors conditioning NH_3 -volatilisation are those implicated in the reactions involved in the following steps: formation of NH_4^+ in the compost; its deprotonation for NH_3 formation; conversion of ammonia in solution in the compost into gaseous ammonia; and transfer of ammonia in gaseous phase from the compost to the atmosphere. Therefore, the main factors controlling NH_3 -losses are the composition of the initial mixture, such as total-N, C/N ratio, degradable organic-C and particle size, and the composting conditions, such as temperature and turning frequency (composting system). The addition of carbon sources to animal manures or slurries, rich in inorganic-N, can result in its partial incorporation into the organic fractions or its immobilisation to form such fractions. Therefore, using a bulking agent rich in available carbon can reduce nitrogen losses during the composting

of animal manures or slurries. So, for an effective composting to obtain high quality compost, the selection of the bulking agent is essential.

Then, the addition of a bulking agent improves the composting of pig slurry since optimises substrate properties such as air space, moisture content, C/N ratio, particle density, pH and mechanical structure, which affect positively the decomposition rate. In this sense, lignocellulosic agricultural and forestry by-products are commonly used as bulking agents in co-composting of nitrogen-rich wastes, such as animal manures (Bernal et al., 2009). The most generally used materials are cereal straw (Barrington et al., 2002; Bernal et al., 1993c; Martins and Dewes, 1992; Wang et al., 2004), cotton waste (Paredes et al., 1996; Santos et al., 2016), hay (Barrington et al., 2002) and wood by-products such as pine shavings, chestnut burr and leaves and sawdust (Barrington et al., 2002; Guerra-Rodriguez et al., 2001; Huang et al., 2004; Ros et al., 2006; Tiquia and Tam, 2002; Wang et al., 2004). All of them have low moisture, high organic-C contents and high C/N ratios (an average of 50 for cereal straw and > 80 for wood by-products), which can compensate for the low values in the animal manures.

Another approach used to reduce ammonia losses consists on decreasing the pH value of the manure. Lowering pH can be achieved through the addition of mineral acids, organic acids or acid-producing materials, like elemental sulphur. Sulphur is oxidised to sulphuric acid by sulphur-oxidant microorganisms, decreasing pH. The elemental sulphur has been used for controlling pH during composting of animal manures and other wastes such as olive-mill wastes and digestates (Roig et al., 2004; Bustamante et al., 2012). However, the amount added should be carefully controlled in order to avoid excessive salinity (EC) in the final compost derived from the production of soluble sulphates.

1.5.5. Composting systems

Aeration can be provided to the compost by turning the pile, by forced aeration, or by passive aeration, where air is allowed to passively flow through the pile, the method used depending on the composting system (Imbeah, 1998). There is a range of composting systems and basically, they can be divided into static and dynamic. Classification can also be according to the contact with the exterior: open, semi-closed and closed systems. The differences are based on the method used to supply oxygen to the composting mass so as to keep the process aerobic. The degree of sophistication of the system increases in the order:

- Static pile with passive aeration;
- Windrow with mechanical turning;
- Static pile with forced aeration;

- In-vessel systems (composting reactors).

Passive aeration occurs through three different mechanisms: molecular diffusion, wind and thermal convection. Although the system is simple, anaerobic conditions can develop if it is not carefully controlled. Aeration can be assisted by the use of perforated pipes traversing the pile.

Windrow composting refers to a common system in which the solids are spread in a long heap and the aeration is supplied by mechanical turning at frequent intervals. A wide range of machinery can be employed for the mechanical agitation of the material, from simple loading shovels to specialised windrow-turning equipment.

Aerated static piles can maintain high levels of aeration with a high microbial activity. The method is based on the construction of a well-blended pile, on top of a system of aeration pipes or on a porous floor with pipes underneath. There are two main systems: under positive pressure, the air is blown through by means of an air-blower (Rutgers system; Figure 5.5), whilst under negative pressure or suction (Beltsville system) the exhaust air may be passed through a biofilter for odour control. The Rutgers system also allows temperature control, by setting a maximum value, which ensures an optimum degradation rate due to temperature feedback control (Finstein et al., 1985).



Figure 5.5. Detail of the Rutgers static pile system for composting.

In-vessel systems are essentially closed reactors that can incorporate process gas treatment. They can be broadly categorised into five types: containers, silos, agitated bays (bed), tunnels and enclosed halls. Oxygen supply and temperature control occur through mechanical agitation and/or forced aeration. Tunnel composting units are large-scale rectangular vessels employing forced-aeration systems. Although some systems operate on a continuous flow using moving floors, typically they are used to process material in single batches. The rotating drum is a continuous processing system, in which the material is mixed, aerated and moved along the

length of the drum by means of specially-designed baffles and tines situated in its walls. Some systems use forced aeration rather than passive air flow. In agitated bays and beds, the material is fed into a large, enclosed building where it is placed either in long, concrete-walled bays or in extended beds. The material is turned with specialised machinery.

1.5.6. Compost quality assessment

The standards established for a safe use of compost usually refer only to sanitization criteria related to human pathogen contents and to limit values for certain substances, such as heavy metals and/or organic pollutants (PCBs, PAHs) (Hogg et al., 2002). However, the use of these parameters is not enough to determine compost quality, which should also be based in two criteria: maturity and stability (Bernal, 2008; Bernal et al., 2009). Maturity is associated with plant-growth potential or phytotoxicity (Iannotti et al., 1993), whereas stability is often related to the compost's microbial activity. However, both stability and maturity usually go hand in hand, since phytotoxic compounds are produced by the microorganisms in unstable composts (Zucconi et al., 1985). Compost maturity and stability are often used indistinctly. However, each one refers to specific properties of these materials. Stability refers to a specific stage or decomposition or state of the OM during composting, which is related to the types of organic compounds remaining and the resultant biological activity in the material (California Compost Quality Council, 2001). Maturity is the degree or level of completeness of composting and implies improved qualities resulting from 'ageing' or 'curing' of a product. Bernal et al. (1998) described maturity as implying *"a stable OM content and the absence of phytotoxic compounds and plant or animal pathogens"*. Immature and poorly stabilised composts may pose a number of problems during storage, marketing and use. During storage these materials may develop anaerobic "pockets", which can lead to odours and to the development of toxic compounds. Continued active decomposition when these materials are added to soil or growth media may have negative impacts on plant growth due to a decreased supply of oxygen and/or available nitrogen or the presence of phytotoxic compounds.

Maturity is not described by a single property and, therefore, maturity is best assessed by measuring two or more parameters of compost. A number of criteria and parameters have been proposed for testing compost maturity, although most of them refer to composts made from urban waste materials. Maturity parameters are based on different properties: physical, chemical and biological, and includes microbial activity (Table 5.3). Physical characteristics such as colour, odour and temperature provide a general idea of the decomposition stage reached, but give little information regarding the degree of maturation.

Table 5.3. Current criteria evaluated in the literature to characterise compost quality (Bernal et al., 2009).

Physical:	Odour, colour, temperature, particle size and inert materials.	
Chemical:	Carbon and nitrogen analyses:	- C/N ratio in solid and water extract.
	Cation exchange capacity:	- CEC, CEC/total organic-C ratio, etc.
	Water-soluble extract:	- pH, EC, organic-C, ions, etc.
	Mineral nitrogen:	- NH ₄ -N content, NH ₄ -N/NO ₃ -N ratio.
	Pollutants:	- Heavy metals and organics.
	Organic matter quality:	- Organic composition: lignin, complex carbohydrates, lipids, sugars, etc.
	Humification:	- Humification indices and humic-like substances characterisation: elemental and functional group analyses, molecular weight distribution, E ₄ /E ₆ ratio, pyrolysis GC-MS, spectroscopic analyses (NMR and FTIR, Fluorescence, etc.), etc.
Biological:	Microbial activity indicators:	- Respiration (O ₂ uptake/consumption, CO ₂ production, self-heating test, biodegradable constituents). - Enzyme activity (phosphatases, dehydrogenases, proteases, etc.). - ATP content. - Nitrogen mineralisation-immobilisation potential, nitrification, etc. - Microbial biomass.
	Phytotoxicity:	- Germination and plant growth tests.
	Others:	- Viable weed seed, pathogen and ecotoxicity tests.

Chemical methods are widely used to determine maturity parameters, including measurement of the C/N ratio in the solid phase (Bernal et al., 1998; Iglesias-Jiménez and Pérez-García, 1992) and in water extracts (Chanyasak and Kubota, 1981; Hue and Liu, 1995), water soluble organic-C (Bernal et al., 1998; Hue and Liu, 1995; Zmora-Nahum et al., 2005), water soluble organic-C/total organic-N ratio (Bernal et al., 1998; Hue and Liu, 1995), volatile organic acids (Iannotti et al., 1994; Manios et al., 1989), nitrification (NH₄-N concentration and NH₄-N/NO₃-N ratio; Bernal et al., 1998; Finstein and Miller, 1985; Zucconi and de Bertoldi, 1987), cation exchange capacity (CEC; Harada and Inoko, 1980) and the degree of OM humification (de Nobili and Petrusi, 1988; Iglesias-Jiménez and Pérez-García, 1992). Also, the presence of phytotoxic substances such as phenolic acids and volatile fatty acids (Kirchmann and Widen, 1994) may indicate immature composts.

Other quality criteria, apart from maturity, determine compost quality and condition its final use possibilities. These requirements must focus on obtaining a product with an acceptable aspect and smell, which is hygienic and free from (or with only traces of) impurities and contaminants, with adequate levels of plant nutrients and that is uniform and with homogeneous characteristics. The concept of compost quality is especially relevant when the compost is used directly as a substrate for seedling production or in pots; these applications

need a high-quality compost. The relevance of the different quality parameters for each use is summarised in Figure 5.6.

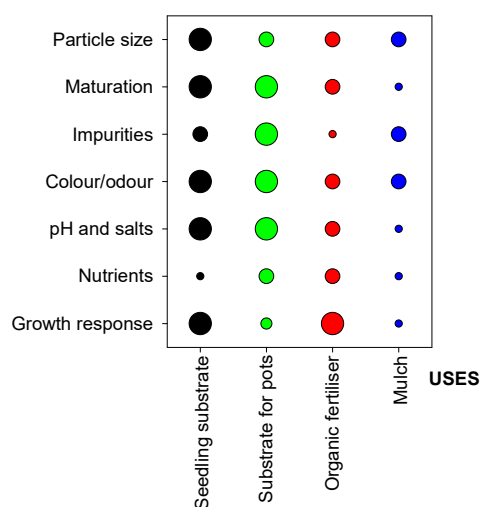


Figure 5.6. Relevance of the different parameters for compost quality as a function of use. The dot size indicates the relevance of the parameter.

The aspects affecting compost quality can be summarised as follows:

- The characteristics of the initial material. The presence of high concentrations of metals will lead to high-metal composts with limited agricultural applications. Materials rich in nutrients will produce compost more adequate as a fertiliser.
- The performance of the composting process. To ensure hygienic conditions in the compost, thermophilic temperatures (>60 °C) should be maintained for a certain time, to get rid of pathogenic microorganisms and weeds.
- The compost storage conditions. Anaerobic conditions should be avoided during storage as they can lead to the production of toxic compounds, odours, etc. Excessively dry or hot storage conditions can damage the physical structure of the compost, which is particularly relevant for its use as a substrate.

Therefore, the development of a market for compost materials that supports or promotes a waste composting strategy greatly depends on the definition and adoption of quality standards (Brinton, 2000; Hogg et al., 2002). However, there are several compost quality standards proposed by official and private organisations (Ministerio de la Presidencia, 2013; BSI, 2011; Ge et al., 2006; TMECC, 2002), which take into account compost properties such as foreign matter (inert contamination), potentially toxic elements (organic contaminants and heavy metals), sanitisation (pathogens and phyto-pathogens), maturity and stability, weed seeds, water, OM and nutrient content. Currently, there is a need for harmonisation of such criteria at the international level.

The End-of-Waste criteria indicate parameter values for compost quality and the requirements that the process has to comply with in order to ensure a sufficient level of sanitisation of the compost (Saveyn and Eder, 2014). Three time-temperature profiles are allowed for materials subject to composting:

- ≥ 65 °C for at least 5 days;
- ≥ 60 °C for at least 7 days
- ≥ 55 °C for at least 14 days

The following minimum quality requirements for compost were proposed:

- A minimum organic matter content of 15 % on dry weight;
- Stability: a Rottegrad III, IV or V (self-heating test temperature rise of max. 30 °C above ambient temperature) or a respirometric index ≤ 25 mmol O₂/kg OM/h;
- Pathogens: *E. Coli* ≤ 1000 CFU/g fresh mass and *Salmonella* absent in 25 g of sample;
- Viable weed seeds and plant propagules: maximum 2 viable weed seeds per litre of compost;
- Macroscopic impurities: 0.5% on dry matter basis for glass, metal and plastics > 2mm;
- Heavy metal values (mg/kg dry weight): Cd 1.5, Cr 100, Cu 200, Hg 1, Ni 50, Pb 120, Zn 600.
- Organic pollutants: a limit of 6 mg/kg dry matter for PAH16.

The report also includes the parameters to be declared (product properties) when placing compost on the market:

- Usefulness concerning soil improving function: organic matter content and CaO content;
- Usefulness concerning fertilising functions: nutrient (N, P, K, Mg) and micronutrient (Cu and Zn) content if the concentration of Cu > 100 mg/kg d.m. or the concentration of Zn > 400 mg/kg d.m.
- Biological properties: contents of germinable seeds and plant propagules;
- General material properties: bulk density/volume weight, grain size, dry matter content, pH and electrical conductivity (salinity).

In Spain, the legislation concerning fertiliser products (RD 506/2013) includes optimum values for the characteristics of fertilisers made from organic wastes, which in the case of compost are: moisture (< 40 %), total organic matter (35%), C/N (< 20), particle size (90 % of the product should be < 25 mm), *Salmonella* spp. absent in 25 g and *Escherichia coli* < 1000 MPN per g. Heavy metal limits are established for 3 quality products, A, B and C (Table 4); Cr (VI) should

be absent for all classes. Products of class C cannot be applied to agricultural soils at application rates greater than 5 tons d.m. per ha and year.

In the UK, the Publicly Available Specification for composted materials, developed by the Composting Association, British Standards Institution (BSI, 2011) and a steering group of technical specialists, fixed the minimum compost quality for general use as:

- Pathogens (human and animal indicator species): *Salmonella* spp. absent in 25 g of fresh sample and for *Escherichia coli* an upper limit of 1000 CFU/g fresh mass.
- Potentially toxic elements: Cd <1.5, Cr < 100, Cu < 200, Pb < 200, Hg < 1.0, Ni < 50 and Zn < 400 mg/kg d.m. (Table 4)
- Stability/maturity: microbial respiration rate < 16 mg CO₂/g OM/day.
- Germination and growth test: <20 % reduction in germination of plants in amended compost with respect to peat control; reduction of above-surface plant mass in amended compost <20 % of above-surface plant mass in peat control and no description of any visible abnormalities.
- Germinating weed seeds or propagule regrowth: absent per litre of compost.
- Physical contaminants: total glass, metal, plastic and any other non-stone fragments > 2 mm should be < 0.25 % mass/mass of air dry sample (of which 0.12 is plastic), stones > 4mm should be < 8 % (mass/mass of air dry sample) and <10 % for mulch grade.

The BSI also recommended that, to achieve sanitisation, the temperature should be ≥ 65 °C for 7 days at a moisture content ≥51% (m/m).

Table 5.4. Upper limit concentrations of heavy metals established for quality compost in Europe and in different countries (mg kg⁻¹ d.m.). For USA: range of compost standard for different states.

	UK ^a	Spain ^b (Class)			Germany ^c	Denmark ^d	EU ^e	Canada ^f		USA
		A	B	C†				A	B	
As	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	13	75	n.d.
Cd	1.5	0.7	2	3	1.5	0.8	1.5	3	20	10-100
Co	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	34	150	n.d.
Cu	200	70	300	400	100	1000	100	400	n.d.	450-3000
Cr	100	70	250	300	100	100	200	210	n.d.	1000-2000
Hg	1.0	0.4	1.5	2.5	1.0	0.8	1	0.8	5	5-15
Mo	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5	20	n.d.
Ni	50	25	90	100	50	30	50	62	180	50-500
Pb	200	45	150	200	150	120*	120	150	500	250-1500
Se	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2	14	n.d.
Zn	400	200	500	1000	400	4000	600	700	1850	900-10000

n.d.: not defined. *: For garden use Pb concentrations in compost must be below 60 mg kg⁻¹ d.m. due to the risk of children eating soil. †: Class C can be applied to agricultural soil up to 5 Mg ha⁻¹ y⁻¹.

References: ^aBSI (2011); ^bMinisterio de la Presidencia (2013); ^cRAL, 2007; ^dDanish Ministry of Environment (2006); ^eSaveyn and Eder (2014); ^fCCME (2005); ^gEPA (1993).

The concentration of heavy metals in compost has been established in different countries within the EU and worldwide (Table 5.4). The limits vary according to the country and in some cases between different states of the same country as occurs in the USA. This heterogeneity in the limits is considered as a barrier for the international compost marketing.

1.6. References

- Agnew, J.M., Leonard, J.J. (2003). The physical properties of compost. *Compost Sci. Util.* 1, 238-264.
- Albihn, A., Vinnerås, B. (2007). Biosecurity and arable use of manure and biowaste-Treatment alternatives. *Livestock Science* 112, 232–239.
- Armedo Ibañez, E. 2007. Plan Estratégico del Sector Agroalimentario de la Región de Murcia. UPC, Consejería de Agricultura y Agua, UM.
- Barrington, S., Choinière, D., Trigui, M., Knight, W. (2002). Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresour. Technol.* 83, 189-194.
- Batló, M. 1993. La problemática atmosférica de los residuos ganaderos. En: *Residuos ganaderos*. Fundación “La Caixa”. Barcelona. Pp 59-73.
- Bernal, M.P. (2008). Compost: Production, Use and Impact on Carbon and Nitrogen Cycles. *Proceedings 631, International Fertiliser Society, York, UK.*
- Bernal, M.P., Roig, A., Madrid, R., Navarro, A.F. 1992. Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. *Soil Use Mang.* 8: 125-130
- Bernal, M.P., Roig, A., García, D. 1993a. Nutrient balances in calcareous soils after application of different rates of pig slurry. *Soil Use and Management*, 9, 9-14.
- Bernal, M.P., Lax, A., Roig, A. 1993b. The effect of pig slurry on exchangeable potassium in calcareous soils. *Biol. Fert. Soils* 16: 169-172.
- Bernal, M.P., Lopez-Real, J.M., Scott, K.M. (1993c). Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a composting simulator. *Bioresource Technology* 43, 35-39.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., García, D. (1996). Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biology and Fertility of Soils* 22, 141-148.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63, 91-99.

- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100, 5444-5453.
- Bicudo, J.R. 2001. Frequently Asked Questions about Solid-Liquid Separation. University of Minnesota: Biosystems and Agricultural Engineering Extension Program. Available online at: http://www.bae.umn.edu/extens/faq/sol_liqfaq.html.
- Bishop, P.L., Godfrey, C. (1983). Nitrogen transformation during sewage composting. *Biocycle* 24, 34-39.
- BOE, 2005. REAL DECRETO 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. BOE 171, 25592- 25669.
- BOE, 2008. REAL DECRETO 1769/2007, de 28 de diciembre, por el que se modifica el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. BOE 14, 3140-3141.
- BOE, 2011. Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los Anexos I, II, III, IV, y VI del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. BOE 72, 31871-31910.
- BOE, 2011. Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los Anexos I, II, III, IV, V y VI del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado 72, pp. 31871 a 31910.
- BORM, 2001. Orden de 20 de diciembre de 2001, por la que se designa las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. BORM 301, 16989-16990
- BORM, 2001. Orden de 20 de diciembre de 2001, por la que se designa las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. BORM 301, 16989-16990
- BORM, 2003. Orden de 3 de diciembre de 2003, de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, por el que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la región de Murcia, BORM 286, 20517-20530.
- BORM, 2009. Orden de 26 de junio de 2009, de la Consejería de Agricultura y Agua por la que se designa la zona vulnerable a la contaminación por nitratos del Valle del Guadalentín, en el término municipal de Lorca. BORM 151, 35923-35941.
- BORM. 2011. Orden de 27 de junio de 2011, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se establece el programa de actuación sobre la zona vulnerable a la contaminación por nitratos del Valle del Guadalentín, en el término municipal de Lorca. BORM 166, 34715-34741.

- BREF, 2015. Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. European Commission. Review.
- Brinton, W. (2000). Compost Quality Standards and Guidelines. Final Report by Woods End Research Laboratories for the New York State Association of Recyclers.
- Burton C.H., Turner, C. 2003. Manure Management. Treatment strategies for sustainable agriculture, 2nd Ed. Silsoe Research Institute, Bedford, UK.
- Burton, C.H., Turner, C. 2003. Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture, 2nd edition. Silsoe Research Institute, Bedford, UK.
- Burton, H., Turner, C. (2003). Manure Management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture (second ed.), Silsoe Research Institute, Lister and Durling Printers, Flitwick, Bedford, UK.
- Bustamante, M.A., Albuquerque, J.A., Restrepo, A.P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P. (2012). Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates: obtaining of added-value materials in agriculture. *Biomass & Bioenergy* (in press).
- Cabrera, M.L. and Sims, J.T. 2000. Beneficial use of poultry by-products: challenges and opportunities. In: *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-Products*. Ed: J.F. Power, W.A. Dick. SSSA Book Serie nº 6, SSSA, Wisconsin, pp.425-450.
- California Compost Quality Council (CCQC) (2001). Compost Maturity Index, Technical Report. California Compost Quality Council.
- Cann, C. 1993. Alteraciones del medio ambiente producidas por los residuos zootécnicos: eutrofización. En: *Residuos Ganaderos, Jornadas técnicas*. Fundación "la Caixa", pp 40-45.
- Chanyasak, V., Kubota, H. (1981). Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of compost degradation. *Journal of Fermentation Technology* 59, 215-219.
- Chen, Y., Inbar, Y. (1993). Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Renaissance Publications. Ohio, pp. 551-600.
- Consejería de Agricultura y Agua. 2012. Anuario estadístico agrario. Dirección General de Industria Agroalimentaria y Capacitación Agraria. Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia.
- Das, K., Keener, H.M. (1997). Moisture effect on compaction and permeability in composts. *Journal of Environmental Engineering* 123, 275-281.
- de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983). The biology of composting: a review. *Waste Manage. Res.* 1, 157-176.

- de Nobili, M., Petrusi, F. (1988). Humification index (HI) as evaluation of the stabilization degree during composting. *J. Ferment. Technol.* 66, 577-583.
- EC (2001). Working document: Biological treatment of biowaste, 2nd draft. European Commission, Directorate General Environment. http://europa.eu.int/comm/environment/waste/facts_en
- EFSA (European Food Safety Authority) (2007). Opinion of the Scientific Panel on Biological Hazards on a request from the European Commission on the safety vis-à-vis biological risk of the mesophilic process of biogas and compost treatment of Animal By-Products (ABPs). *The EFSA Journal* 465, 1–16.
- Eunomia Research & Consulting, 2010. Final Report. Assessment of the options to improve the management of bio-waste in the European Union. Annex F: Environmental assumptions. Study Contract Nr 07.0307/2008/517621/ETU/G4. European Commission DG. Environment. ARCADIS Project number – 11/004759 j Version B j 12-02-2010. http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/ia_biowaste%20-%20ANNEX%20F%20-%20environmental%20assumptions.pdf.
- FAO. 2013a. Greenhouse gas emissions from pork and chicken supply chains, a global life cycle assessment. FAO, Roma, Italy.
- FAO. 2013b. Greenhouse gas emissions from ruminants supply chains, a global life cycle assessment. FAO, Roma, Italy.
- Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H., Mara, D. (1983). Sanitation and disease; health aspects of excreta and wastewater management. *World bank studies in Water Supply and Sanitation*, vol. 3. Pitman Press, Bath, GB.
- Ferrer, P. J., Sanz, J. B., Pomar, J. 1983. Posibilidades de utilización agrícola del estiércol líquido de porcino (ELP) en relación con su valor fertilizante y su incidencia sobre el suelo. I. Composición y valor fertilizante del ELP. *Anales del INIA, Serv. Agric.*, 23: 35-57.
- Finstein, M.S., Miller, F.C. (1985). Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, and cost effectiveness. In: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science Publ., Barking, Essex, pp. 13-26.
- Finstein, M.S., Miller, F.C., MacGregor, S.T., Psarianos, K.M. (1985). The Rutgers strategy for composting: process design and control. EPA Project Summary, EPA 600/S2-85/059, Cincinnati, Ohio.
- Ford, M., Fleming, R. (2002). Mechanical solid-liquid separation of livestock manure. Literature review. Ridgetown College. University of Guelph, Ontario, Canada.

- Gajalakshmi, S., Abbasi, S.A. (2008). Solid waste management by composting: State of the art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 38, 311-400.
- Ge, B., McCartney, D., Zeb, J. (2006). Compost environmental protection standards in Canada. *J. Environ. Eng. Sci.* 5, 221-234.
- Germon, J. C; Duthion, C.; Couton, Y.; Grosman, R.; Guenot, L., Mortier, J. 1979. Landspreading of liquid pig manure. III.1. Survey of the pig farms in the "Bresse". *Effluents from Livestock*. Ed. Grasser. Applied Science Publishers LTD (London), pp 80-95.
- Guerra-Rodríguez, E., Díaz-Raviña, M., Vázquez, M. (2001). Co-composting of chestnut burr and leaf litter with solid poultry manure. *Bioresour. Technol.* 78, 107-109.
- Harada, Y., Inoko, A. (1980). Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse composts *Soil Science and Plant Nutrition* 26, 353-362.
- Haug, R.T. (1993). *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Hogg, D., Barth, J., Faviono, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S. (2002). Comparison of compost standards within the EU, North America, and Australasia. Main report, The Waste and Resources Action Programme, Banbury, Oxon, UK.
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B. (2004). Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Manage.* 24, 805-813.
- Hue, N.V., Liu, J. (1995). Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3, 8-15.
- Iannotti, D.A., Grebus, M.E., Toth, B.L., Madden, L.V., Hoitink, H.A.J. (1994). Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 23, 1177-1183.
- Iglesias-Jimenez, E., Perez-Garcia, V. (1992). Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38, 331-343.
- Imbeah, M. (1998). Composting piggery waste: a review. *Bioresource Technology* 63, 197-203.
- Kashmanian, R. M., Rynk, R. (1995). Agricultural composting in the United States. *Compost Science and Utilization* 3, 3 84-88.
- Keener, H.M., Dick, W.A., Hoitink, H.A.J. (2000). Composting and beneficial utilization of composted by-product materials. In: Dick, W.A. (Ed.). *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-products*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, pp. 315-341.
- Kirchmann, H., Widen, P. (1994). Separately collected organic household wastes. *Swedish J. Agric. Res.* 24, 3-12.

- Kjellberg Christensen, K., Carlsbæk, M., Norgaard, E., Warberg, K.H., Venelampi, O., Brøgger, M. (2002). Supervision of the sanitary quality of composting in the Nordic countries. TemaNord, vol. 567. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Kulcu, R., Yaldiz, O. (2004). Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresource Technology* 93, 49-57.
- Larney, F.J., Hao, X. (2007). A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresour. Technol.* 98, 3221-3227.
- Lau, A. K., Lo, K. V., Liao, P. H., Yu, J. C. (1992). Aeration experiments for swine waste composting. *Bioresource Technology* 41, 145-152.
- Leip A., Achermann B., Billen G. et al. (2011). Integrating nitrogen fluxes at the European scale. En Sutton M., Howard C., Erisman J. et al. (Eds). *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Manios, V.I., Tsikalas, P.E., Siminis, H.I. (1989). Phytotoxicity of olive tree compost in relation to organic acid concentration. *Biol. Wastes* 27, 307-317.
- Mari, I., Ehaliotis, C., Kotsou, M., Chatzipavlidis, I., Georgakakis, D. (2005). Use of sulfur to control pH in composts derived from olive processing by-products. *Compost Sci. Util.* 13, 281-287.
- MARM, 2008. Anuario de Estadística. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. www.marm.es
- Martens, W., Böhm, R. 2009. Overview of the ability of diferent treatment methods for liquid and solid manure to inactivate pathogens. *Biores. Technol.* 100: 5374-5378.
- Martinez, J., Dabert, P., Barrington, S., Burton, C. 2009. Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety and sustainability. *Bioresource Technology* 100, 5527-5536.
- Martins, O., Dewes, T. (1992). Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresour. Technol.* 42, 103-111.
- Michel, F.C. Jr., Pecchia, J.A., Rigot, J., Keener, H.M. (2004). Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compost Science and Utilization* 12, 323-334.
- Miller, F.C. (1992). Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Metting, F.B. Jr. (Ed.). *Soil Microbial Ecology. Applications in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 515-544.
- Millner, P.D. 2009. Bioareosols associated with animal manure operations. *Biores. Technol.* 100, 5376-5385.

- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010 Guía Práctica de la Fertilización Racional de los Cultivos en España. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- Møller, H.G., I. Lund and S.G. Sommer (2000). Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost. *Bioresource Technology* 74, 223-229.
- Moral, R., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C. (2005). Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain easily determined properties. *Waste Management*, 25(7), 719-725.
- Moral, R., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., Rufete, B. 2008. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Manag.* 28: 367–371.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A., Navarro, A.F. (1996). Nitrogen transformation during the composting of different organic wastes. In: Van Cleemput, O., Hofman, G. Vermoesen, A. (Eds.), *Progress in Nitrogen Cycling Studies*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 121-125.
- Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S., Misselbrook, T. (2004). Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology* 91, 171-178.
- Petersen, S.O., Sommer, S., Béline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J.Y., Leip, A., Misselbrook, T., Nicholson, F., Poulsen, H.D., Provolo, G., Sørensen, P., Vinnerås, B., Weiske, A., Bernal, M.P., Böhm, R., Juhász, C., Mihelic, R. (2007). Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock Science* 112, 180–191.
- Piva, G., Prandini, A., Mortiacchini, M. 1993. La alimentación como medio para reducir la acción contaminante de las deyecciones porcinas. En: *Residuos ganaderos*. Fundación “La Caixa”. Barcelona, pp 119-129.
- Richard, T.L., Hamelers, H.V.M., Veeken, A.H.M., Silva, T. (2002). Moisture relationships in composting processes. *Compost Sci. Util.* 10, 286-302.
- Roig, A., Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., 2004. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. *Chemosphere* 57, 1099-1105.
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J. (2003). A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Ann. Microbiol.* 53, 349-410.

- Sánchez Báscones, M. 2001. Utilización agrícola del estiércol licuado de ganado porcino: método rápido de determinación del valor fertilizante. Establecimiento de las bases para el diseño de un óptimo plan de fertilización. Tesis doctoral, Universidad de Valladolid.
- Scotford, I.M., Cumby, T.R., Richards, P.A., Keppel, D., Lenehan, J.J. 1999. Development of an in-line nutrient sensing system for livestock slurries. *J. Agri. Engin.Res.*, 74: 303 - 316.
- Solano, M.L., Iriarte, F., Ciria, P., Negro, M.J. (2001). Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. *J. agric. Engng Res.* 79, 317-329.
- Soliva, M., López, M., Huerta, O. (2008). Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje. In: J. Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds.). *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp.75-92.
- Sommer, S.G., Clough, T.J. Chadwick, D, Petersen, S.O. 2013. Greenhouse gas emissions from animal manures and technologies for their reduction. In: *Animal Manure Recycling. Treatment and Management*. S.G. Sommer, M.L. Chistensen, T. Schmidt, L.S. Jensen. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 177-194.
- Sørensen, P, Jensen, L.S. 2013. Nutrient leaching and runoff from land application of animal manure and measures for reduction. In: *Animal Manure Recycling. Treatment and Management*. S.G. Sommer, M.L. Chistensen, T. Schmidt, L.S. Jensen. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 194-210.
- Tiquia, S., Tam, N. (2002). Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochem.* 37, 869-880.
- Tiquia, S.M. (2002). Microbial transformation of nitrogen during composting. In: Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds.), *Microbiology of Composting and Other Biodegradation Processes*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 237-245.
- TMECC. (2002). *Test Methods for the Examination of Composting and Compost*. U.S. Composting Council. Bethesda, MD.
- Vetter, H., Steffens, G. 1981. Phosphorus accumulation in soil profiles and phosphorus losses after the application of animal manures. In: *Phosphorus in Sewage Sludge and Animal Wastes Slurries*. T.W.G. Hucker, G. Catroux (eds.). D. Reidel, Dordrecht, Germany, pp. 309-327.
- Wang, P., Changa, C.M., Watson, M.E., Dick, W.A., Chen, Y., Hoitink, H.A.J. (2004). Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 767-776.
- WRAP (2011). PAS 100:2011: Specification for composted materials. www.wrap.org.uk.

- Yagüe, M.R., Bosch-Serra, A.D., Boixadera, J. (2012). Measurement and estimation of the fertiliser value of pig slurry by physicochemical models: Usefulness and constraints. *Biosystems Engineering* 3, 206-216.
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y. (2005). Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 2109-2116.
- Zucconi, 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., Zucconi, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking, pp. 30-50.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M. (1985). Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science Publishers. Barking, pp. 73-85.

2. OBJETIVOS GENERALES

Objetivos Generales

El fuerte crecimiento de la ganadería ha provocado un cambio en su mapa de distribución, que ha ido acompañado de un incremento de la carga ganadera en ciertas zonas. En consecuencia, la producción de purines se ve altamente concentrada en ciertas áreas, lo cual ha llevado asociado un cambio de perspectiva tanto a la hora de evaluar la incidencia ambiental de dichas actividades, como a la de buscar y adoptar posibles soluciones. Ya no son útiles medidas de carácter general, si no que por el contrario han de ser estudiadas las condiciones climatológicas, agronómicas, sociales y de producción específicas de la zona, así como las particularidades técnicas de cada instalación y el entorno receptor. Todo ello son factores que van a influir en el impacto final de la valorización agrícola de los estiércoles y purines.

En este marco se planteó la investigación a desarrollar en esta tesis, cuyo objetivo principal es el estudio e integración del compostaje para el tratamiento de la fracción sólida del purín de cerdo en condiciones reales de granja de porcino en una zona excedentaria en purines, haciendo hincapié en las implicaciones ambientales vinculadas a esta tecnología de tratamiento.

Este objetivo a su vez se ha desglosado en los objetivos parciales que a continuación se describen:

- Evaluar y conocer la distribución de producción de purines en la Región de Murcia, identificando las zonas con mayor carga ganadera. Estudio de la variabilidad en las características de los purines producidos en función del tipo de animal y época del año.
- Desarrollo de una estrategia optimizada para llevar a cabo el compostaje de la fracción sólida del purín mediante la selección de un material adecuado como agente estructurante, y estudio de la proporción de ambos materiales en la mezcla que permita un correcto proceso de compostaje.

- Estudiar la viabilidad del compostaje como tecnología de tratamiento de la fracción sólida del purín a nivel de granja, comprobando los requerimientos técnicos necesarios, así como los aspectos clave que van a influir en la optimización del proceso y la calidad del producto final.
- Integración del compostaje en el sistema de tratamiento de purín en una granja de porcino mediante la evaluación de la eficiencia global del proceso de gestión.
- Identificación de los indicadores ambientales del proceso de gestión de purines a nivel de granja, incluyendo el compostaje como tecnología de tratamiento: emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (CO_2 , CH_4 y N_2O) y distribución del contenido, solubilidad y efecto fitotóxico en la germinación y crecimiento de plántulas de los metales pesados (Zn y Cu) en los materiales de partida y en el compost obtenido.
- Determinar la viabilidad del compost para un uso alternativo como componente de sustrato para la obtención de plántulas utilizables en la recuperación de suelos contaminados o como cultivos energéticos.

Para ello se actualizó la información disponible respecto a la producción del sector porcino y su distribución en la Región de Murcia, y se realizó su caracterización según el tipo de animal y época del año, a fin de identificar los factores que condicionan sus propiedades químicas. Todo ello se incluye en los apartados 1.2, 1.4 y 1.5 del capítulo 1.

Para la consecución de los diferentes objetivos planteados se desarrollaron diferentes experimentos de investigación plasmados en el compendio de publicaciones que forman la tesis doctoral:

Experimento 1: El objetivo principal fue desarrollar una estrategia de tratamiento para los residuos ganaderos, concretamente de la fracción sólida del purín de cerdo, mediante tecnologías de compostaje, utilizando escala de laboratorio, planta piloto, y su extrapolación a nivel de granja.

Para ello se llevaron a cabo tres ensayos a diferentes escalas de trabajo: 1. un ensayo de laboratorio consistente en un test de autocalentamiento en reactores aislados con la finalidad de elegir el material idóneo como estructurante para el compostaje de la fracción sólida del

purín, evaluando la degradabilidad de las diferentes mezclas y el desarrollo del perfil térmico; 2. Ensayo a escala de planta piloto a fin de establecer las proporciones idóneas de ambos materiales, el estructurante seleccionado en el ensayo de laboratorio y la fracción sólida de purín; 3. Ensayo a escala real en granja, en el que se estableció la estrategia de compostaje seleccionada en una granja de porcino.

Los resultados obtenidos se presentan en la publicación:

Santos, A., Sáez, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P. 2015. Scaling up pig slurry composting from laboratory to farm. *Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference. Rural-Urban Symbiosis, 8-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany. Paper nº TA_O_17, 4 pages.*

Experimento 2: El objetivo de esta tarea fue evaluar el sistema de tratamiento de purín en una granja de porcino y la viabilidad del compostaje como tecnología de tratamiento de la fracción sólida del purín a nivel de granja. La hipótesis de partida se basó en que la inclusión del compostaje de los sólidos separados en la gestión del purín existente en la granja mejoraría la calidad del producto sólido final, lo que redundaría en su venta como material fertilizante para su salida de la granja, mejorando así la gestión del purín y su impacto ambiental.

Para ello se llevó a cabo la caracterización de los materiales producidos en la granja, determinando los principales flujos de producción de residuos dentro del proceso de gestión. Se evaluó la eficiencia del proceso de separación en dos etapas (filtro banda con tornillo-prensa y posterior tamiz rotatorio) respecto a sólidos totales, sólidos volátiles, nutrientes, metales pesados y otros elementos traza. Se ensayaron dos procedimientos de compostaje: i) utilizando la fracción sólida separada de forma fraccionada durante un mes y mezclada una vez transcurrido este tiempo con paja de cereal, como un intento de integrar el compostaje en el funcionamiento normal de la granja; y ii) utilizando la fracción sólida recientemente obtenida del separador sólido-líquido mezclada con residuo de desmotado de algodón a fin de optimizar el proceso de compostaje. Además de la calidad final del producto y la recuperación de materia orgánica y nutrientes, se evaluaron las emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) en la granja. Se determinaron los flujos de emisión de CO₂, CH₄ y N₂O en la pila de compostaje en las diferentes etapas del proceso, y se estimaron las emisiones de GEIs según la metodología de IPCC, considerando 4 opciones de gestión en la granja.

Los resultados obtenidos se presentan en la publicación:

Sáez, J.A., Clemente, R., Bustamante, M.A., Yáñez, D., Bernal, M.P. 2017. Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm - Agronomical and environmental implications. *Journal of Environmental Management* 192, 57-67.

Este experimento se completó con la evaluación de la unidad de compostaje respecto a: agronomía, mediante el balance de los nutrientes principales N, P y K; medio ambiente mediante la estimación del potencial de calentamiento global y del potencial de acidificación; energía mediante el balance de energía eléctrica, térmica y de combustible; economía respecto a los ingresos y gastos; impacto social, considerando la demanda de trabajo, el ruido de la instalación y los olores; y bioseguridad, mediante la reducción de microorganismos patógenos.

Los resultados obtenidos se presentan en la publicación:

Sáez, J.A., Bernal, M.P. 2016. Case Study 8 (CEBAS-CSIC): Composting in Murcia (Spain). En: *Evaluation of Manure Management Systems in Europe. Chapter 6.8, SARGA, Zaragoza, pp. 161-170.*

Experimento 3: El objetivo fue estudiar la influencia del compostaje en el contenido y solubilidad de metales pesados (Zn y Cu) procedentes de la fracción sólida de purín de cerdo, así como su distribución en fracciones con diferente tamaño de partícula y su potencial efecto fitotóxico en la germinación y crecimiento de plántulas.

Para ello se determinó el contenido total de metales en los materiales de partida del compostaje, así como en los compost obtenidos en el ensayo a nivel de granja. El compost se separó en diversos tamaños de partícula (<0,05; 0,05-0,5; 0,5-1,0; 1-2; y >2 mm) sobre los que se cuantificó la concentración total de Cu y Zn y sus formas solubles y fácilmente disponibles mediante extracción con CaCl₂. Además, con ambos compost se llevaron a cabo sendos bioensayos con maíz para determinar los índices de toxicidad EC₅₀ y LC₅₀; el índice de germinación se evaluó con semillas de *Lepidium sativum* sobre extractos de los composts.

Los resultados obtenidos se presentan en la publicación:

Sáez, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P. 2015. Solubility of Cu and Zn and particle size fractionation in compost made from the solid fraction of pig slurry. *Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference. Rural-Urban Symbiosis. 8-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany. Paper nº TA-P-16, 4 pages.*

Experimento 4: El objetivo general de este trabajo fue determinar la viabilidad del uso de compost obtenido a partir de la fracción sólida del purín de cerdo como componente de un sustrato de semilleros para la producción de plántulas de dos especies, cardo mariano (*Silybum marianum* L.) y girasol (*Helianthus annuus* L.), utilizadas en la revegetación de suelos contaminados y como cultivo energético, respectivamente.

Para ello se caracterizaron los composts obtenidos en la granja de porcino, se determinaron tanto sus características químicas como sus propiedades físicas, y se prepararon mezclas con biochar (BCH:COMPOST) y con fibra de coco (FC:COMPOST) en diferentes proporciones. Dichos sustratos se probaron para el crecimiento de plántulas en semilleros bajo condiciones de invernadero. Además se determinó la influencia de las mezclas resultantes en el contenido y solubilidad de los metales pesados (Zn y Cu) así como en la emisión de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄ y NO).

Los resultados obtenidos se presentan en la publicación:

Sáez, J.A., Belda, R., Bernal, M.P., Fornes, F. 2016. Biochar improves agro-environmental aspects of pig slurry compost as a substrate for crops with energy and remediation uses. *Industrial Crops and Products* 94, 97-106.

3. PUBLICACIONES

Publicación 3.1

SCALING UP PIG SLURRY COMPOSTING FROM LABORATORY TO FARM

ESCALADO DEL COMPOSTAJE DE PURIN DE CERDO DESDE LABORATORIO A GRANJA

Santos, A., Sáez, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P.

*Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference. Rural-Urban Symbiosis,
8-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany. Paper nº
TA_O_17, 4 pages.*

Publicación 3.2

EVALUATION OF THE SLURRY MANAGEMENT STRATEGY AND THE INTEGRATION OF THE COMPOSTING TECHNOLOGY IN A PIG FARM- AGRONOMICAL AND ENVIRONMENTAL IMPLICATIONS

EVALUACIÓN DE LA ESTRATEGIA DE GESTIÓN DEL PURÍN E INTEGRACIÓN DE LA
TECNOLOGÍA DE COMPOSTAJE EN UNA GRANJA PORCINA - IMPLICACIONES
AGRONÓMICAS Y AMBIENTALES

Sáez, J.A., Clemente, R., Bustamante, M.A., Yáñez, D., Bernal, M.P.

Journal of Environmental Management 192, 57-67 (2017).

Publicación 3.3

CASE STUDY 8 (CEBAS-CSIC): COMPOSTING IN MURCIA (SPAIN)

CASO DE ESTUDIO 8 (CEBAS-CSIC): COMPOSTAJE EN MURCIA (ESPAÑA)

Sáez, J.A., Bernal, M.P.

In: EVALUATION OF MANURE MANAGEMENT SYSTEMS IN EUROPE. Chapter 6.8.

Sarga, Zaragoza, pp. 161-170, 2015. Depósito Legal: Z-825-2016

Publicación 3.4

SOLUBILITY OF Cu AND Zn AND PARTICLE SIZE FRACTIONATION IN COMPOST MADE FROM THE SOLID FRACTION OF PIG SLURRY

SOLUBILIDAD DEL Cu Y Zn Y FRACCIONAMIENTO SEGÚN EL TAMAÑO DE PARTÍCULA
DE COMPOST PROCEDENTE DE LA FRACCIÓN SÓLIDA DE PURIN DE CERDO

Sáez, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P.

**Rural-Urban Symbiosis. Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference,
8-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany, Körner, I. (Ed),
ISBN: 978-3-946094-02-9, Paper nº TA_P_16 (4 páginas).**

Publicación 3.5

BIOCHAR IMPROVE AGRO-ENVIRONMENTAL ASPECTS OF PIG SLURRY COMPOST AS A SUBSTRATE FOR CROPS WITH ENERGY AND REMEDICATION USES

USO DE BIOCHAR EN LA MEJORA DE ASPECTOS AGROAMBIENTALES DEL COMPOST DE
PURÍN DE CERDO COMO COMPONENTE DE UN SUSTRATO DE CRECIMIENTO PARA
CULTIVOS CON USOS ENERGÉTICOS Y DE RECUPERACIÓN

Sáez, J.A., Belda, R., Bernal, M.P., Fornes, F.

Industrial Crops and Products 94, 97-106 (2016).

4. RESUMEN DE MATERIALES, MÉTODOS, RESULTADOS, DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

Resumen de materiales, métodos, resultados, discusiones y conclusiones

SCALING UP PIG SLURRY COMPOSTING FROM LABORATORY TO FARM

ESCALADO DEL COMPOSTAJE DE PURIN DE CERDO DESDE LABORATORIO A GRANJA

Santos, A., Sáez, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P.

Rural-Urban Symbiosis. Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference, 8-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany, Körner, I. (Ed), ISBN: 978-3-946094-02-9, Paper nº TA_O_17 (4 páginas).

Objetivos

El objetivo del presente trabajo fue desarrollar una estrategia de tratamiento para residuos ganaderos, mediante el compostaje de la fracción sólida de un purín (FS) a escala piloto, para posteriormente poder implantarla a nivel de granja. Este objetivo se divide a su vez en los siguientes objetivos parciales:

- Seleccionar un material adecuado como agente estructurante para el compostaje junto a la FS;
- Estudiar la proporción de materiales en la mezcla que permita un correcto desarrollo del proceso de compostaje;
- Adaptar el procedimiento desarrollado a nivel de granja, haciendo uso del equipamiento presente en la misma.

Materiales y métodos

El trabajo se divide en tres experimentos que se realizaron a diferente escala a fin de conseguir los objetivos planteados. Se llevó a cabo un experimento a escala de laboratorio para la selección del agente estructurante, otro a escala piloto para seleccionar la proporción de los materiales más favorable para el desarrollo del proceso, y por último se estableció la estrategia de tratamiento seleccionada a nivel de granja.

Para el experimento de laboratorio, se prepararon cuatro mezclas usando FS separada de forma fraccionada durante un mes (FS1) con 4 materiales diferentes como agente estructurante: Tallo de maíz (TM), paja de cebada (PC), residuo del desmotado de algodón (RA) y restos de poda de jardín (PJ). Las proporciones de las mezclas se plantearon a fin de utilizar la mayor proporción de FS posible, pero cumpliendo con dos requisitos: que la relación C/N se mantuviera

dentro del intervalo 20-25, y que el contenido en humedad estuviese entre el 65-70 %. Las proporciones resultantes, en base a peso fresco, fueron las siguientes:

M1: 83% FS1 + 17 % RA

M2: 92 % FS1 + 8 % TM

M3: 94 % FS1 + 6 % PC

M4: 87 % FS1 + 13 % PJ

Las mezclas resultantes se colocaron en 4 reactores de 5 litros de capacidad, con recubrimiento isotérmico, de unos 14 cm de diámetro y 40 cm de alto. La temperatura se determinó mediante sondas conectadas a un registrador (HOBO-Data Logger). Adicionalmente también se determinó la temperatura ambiente. La degradabilidad de las mezclas durante el proceso se determinó midiendo la emisión directa de CO₂ desde cada una de ellas. Para ello se realizó un test de respiración consistente en la incubación durante 10 días de las mismas en condiciones aeróbicas y de oscuridad.

Para la realización del experimento a escala piloto se prepararon dos mezclas utilizando FS recién separada (FS2) y RA en dos proporciones diferentes (P1= 75:30, P2= 56:44). Las pilas de unos 2000 kg se dispusieron en forma trapezoidal y se compostaron mediante sistema Rutgers con aireación forzada a demanda de temperatura (>65°C).

El experimento a nivel de granja se realizó en una pila trapezoidal (19,3 m³) utilizando FS obtenida del purín de madres y lechones de hasta 20 kg (FS3) y RA en relación 75:25% (peso), se utilizó un tractor para el volteo mecánico (5 en total); la humedad se ajustó (> 40%) en el momento del muestreo. La evolución de la temperatura se monitorizó durante la fase biooxidativa (HOBO-Data Logger).

La energía producida por los microorganismos (q), responsable del aumento de la temperatura en los reactores, se calculó considerando la capacidad calorífica específica de las muestras (Cp_s). Para ello, se determinó el aumento de la temperatura del agua después de sumergir la muestra, considerando que:

$$q_s = m_s \cdot Cp_s \cdot (100 - T_f)$$

$$q_{water} = m_w \cdot Cp_w \cdot (T_i - T_f)$$

Donde m_s y m_w , son la masa de la muestra y la del agua en gramos (g), respectivamente, y Cp_s y Cp_w son el calor específico de la muestra y del agua (4,184 J g⁻¹ °C⁻¹), respectivamente; T_i es la temperatura inicial del agua y T_f la temperatura final del agua tras sumergir la muestra. La

energía ganada por el agua es equivalente a la energía ganada por la muestra ($q_s=q_{\text{water}}$), permitiendo calcular el Cp_s de las muestras. La energía producida por la actividad microbiana durante el experimento se calcula como:

$$q(J) = m_c \cdot Cp_s \cdot \sum \Delta T$$

Siendo, m_c la masa (peso seco) de mezcla en el reactor y $\sum \Delta T$ el incremento de temperatura acumulado. La temperatura acumulada se calcula a partir de la diferencia entre la temperatura ambiente y la del interior de los reactores.

Resultados y discusión

Experimento de laboratorio

De acuerdo a los perfiles de temperatura obtenidos, la mezcla preparada con RA produjo el aumento de temperatura más rápido e intenso durante el primer día de experimento, aumentando 12°C con respecto a la temperatura exterior, en comparación con los 8, 7 y 3°C de aumento para las mezclas con PJ, PC y TM respectivamente. Esto indica que la actividad microbiana fue mayor en la mezcla con RA. Todas las mezclas ensayadas fueron capaces de aumentar la temperatura durante al menos 3-4 días. Las mezclas con PJ y TM se voltearon el día 7 del experimento a fin de mejorar la homogeneidad y airear las mezclas.

La producción de C-CO₂ fue significativamente menor en las muestras con RA y PJ al final del experimento que al inicio. Esto puede ser indicativo de una mayor estabilización alcanzada para estas mezclas, ya que la producción de C-CO₂ es una señal de la presencia de actividad microbiana y de la degradación de la materia orgánica. Por tanto este descenso observado puede indicar que los compuestos más lábiles presentes en los materiales residuales son rápidamente degradados. Sin embargo en las mezclas con PC y TM, la emisión de C-CO₂ no cambió significativamente durante el experimento, y además estas últimas alcanzaron menores temperaturas, indicando una menor biodegradabilidad de la mezcla.

La energía producida por la actividad microbiana se correlacionó de manera positiva con la emisión de C-CO₂, tanto al inicio ($r=0,966$; $P<0,01$) como al final del proceso. Por tanto, ambos parámetros, tanto la energía liberada en forma de calor como la emisión de C-CO₂, podrían servir como indicativos de la degradabilidad de una muestra. Los resultados indicaron que las mezclas con RA y PJ mostraron un mejor desarrollo del proceso.

Experimento a escala piloto

Ambas pilas alcanzaron durante los primeros días valores termófilos de temperatura cercanos a los 65°C, lo cual es indicativo de una alta biodegradabilidad debido a la presencia de compuestos orgánicos lábiles, con una duración de al menos 35 días. Pero la pila con mayor proporción de RA presentó mayores valores de temperatura y una fase termófila más larga con mayor demanda de aireación forzada, lo cual es indicativo de un proceso exotérmico más intenso. Las altas temperaturas alcanzadas en ambas pilas durante largo tiempo aseguran una correcta higienización de los compost.

La biodegradación de materia orgánica (MO) se vio reflejada en una reducción en su contenido durante el proceso. En la pila 1 se redujo del 79,1 al 57,3 %, mientras que en la pila 2 la reducción fue del 73,3 al 57,2 %. Este proceso de mineralización también fue acompañado de una reducción en el contenido en C-orgánico total (COT); el balance de masas revela que se alcanzaron pérdidas de hasta el 50 % de COT durante el compostaje (52% en P1 y 47% en P2). La mineralización de la MO se ajustó a una cinética de primer orden cinético ($MO_{\min} = A \times 1 - e^{-kt}$). Los parámetros de la ecuación indicaron que la proporción de agente estructurante no afecta significativamente a la cantidad de MO potencialmente mineralizable de la mezcla, aunque sí provocó una pequeña disminución en la constante de velocidad de degradación (k). De acuerdo a los valores obtenidos del producto de $A \times K$ (4,53 % MO día⁻¹ pila 1 y 1,35 % MO día⁻¹ pila 2) la velocidad de mineralización inicial fue más rápida en la pila 1. Por tanto, las pilas mostraron un rápido desarrollo del proceso, acompañado de un aumento de la temperatura, debido a la presencia de compuestos lábiles en la FS. Sin embargo, al aumentar la proporción de RA en la mezcla también se reduce la constante de mineralización, probablemente debido al contenido de otros compuestos más recalcitrantes como lignina, presentes en este material. Las altas temperaturas mantenidas en la pila 2, podrían entonces ser causa de las características del RA, tales como su valor calorífico (14,7 MJ kg⁻¹) y su capacidad de calor específico (1,34 kJ kg⁻¹ °K).

Los composts obtenidos presentaron buenas propiedades agronómicas en términos de nutrientes, grado de madurez, humificación, y ausencia de fitotoxinas o microorganismos patógenos. Según la legislación española (RD 506/2013) los composts obtendrían clasificación C, debido a su contenido en metales Cu y Zn.

Compostaje en granja

La evolución de la temperatura en la pila mostró un rápido desarrollo, alcanzando temperaturas termófilas >40°C durante la primera semana, y manteniéndolas durante un periodo de 70 días. La fase biooxidativa duro 120 días.

El balance de masas mostró una fuerte degradación de la matería orgánica; la ecuación cinética de primer orden dio un valor de 54,7% de MO potencialmente mineralizable, con una constante (k) de 0,00179 día⁻¹ y una velocidad inicial de degradación de 0,98% MO día⁻¹. Por tanto, el sistema de volteo en la granja produjo menor velocidad de degradación que el sistema Rutgers de pila estática con aireación forzada utilizado a escala piloto. Las características de la MO fueron las propias de un compost maduro, con alto grado de humificación, que presentó una CCC superior a los límites establecidos para compost maduros, y al mismo tiempo los valores de IG mostraron ausencia de fitotoxinas. El compost final tuvo un alto contenido en COT y N-total (NT), dando una relación C/N de 10,3, con un alto porcentaje de nitrógeno inorgánico, principalmente en forma de N-NO₃⁻ directamente asimilable por las plantas. La concentración de metales pesados Zn y Cu (5400 y 400 mg kg⁻¹, respectivamente) resultaron ser más altas que las encontradas en los composts del experimento a escala piloto, lo cual puede limitar su calidad y condicionar su uso. Esto fue debido al uso de purines provenientes de lechones, ya que a estos se les administran medicamentos a base de CuSO₄ y ZnO, a fin de evitar enfermedades digestivas y disminuir la mortandad.

Conclusión

Los experimentos de laboratorio y a escala piloto son útiles para definir la metodología de compostaje de la fracción sólida del purín de cerdo; el procedimiento se puede establecer fácilmente a nivel de granja, utilizando un equipamiento básico. El residuo de desmotado de algodón ha demostrado tener unas buenas características como agente estructurante, y sus propiedades térmicas condicionan la evolución del perfil de temperatura y la demanda de ventilación. Sin embargo, la proporción de FS frente al estructurante también influye en la degradación de la MO, siendo una proporción de 70:30 o 75:25 en peso (FS:RA) adecuada para el correcto desarrollo del proceso a escala real de granja, pero serían necesarios volteos frecuentes a fin de que la aireación sea eficiente. Una mayor proporción de agente estructurante requiere una mayor ventilación de la pila para controlar la temperatura, lo que puede implicar un costo adicional. Los purines procedentes de lechones deben evitarse a fin de no limitar la calidad del compost debido al alto contenido en Zn y Cu.

EVALUATION OF THE SLURRY MANAGEMENT STRATEGY AND THE INTEGRATION OF THE COMPOSTING TECHNOLOGY IN A PIG FARM - AGRONOMICAL AND ENVIRONMENTAL IMPLICATIONS

EVALUACIÓN DE LA ESTRATEGIA DE GESTIÓN DEL PURÍN E INTEGRACIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE COMPOSTAJE EN UNA GRANJA PORCINA - IMPLICACIONES AGRONÓMICAS Y AMBIENTALES

Sáez, J.A., Clemente, R., Bustamante, M.A., Yáñez, D., Bernal, M.P.

Journal of Environmental Management 192, 57-67 (2017).

Objetivos

El objetivo de este trabajo fue determinar la eficiencia de un sistema de gestión de purines de cerdo a nivel de granja, incluyendo en el mismo el compostaje de la fracción sólida del purín, con el fin de valorizar el flujo de residuos producido en la misma. Se evaluaron tanto los rendimientos del sistema de separación sólido-líquido como la evolución de los principales parámetros durante el compostaje, haciendo hincapié en aspectos agronómicos y medioambientales (a nivel de emisión de Gases de Efecto Invernadero) implicados en el sistema de gestión.

Materiales y Métodos

La evaluación de la eficiencia del sistema de gestión de purines se llevó a cabo en una granja de cría (500 madres y 1500 lechones de hasta 20 kg) con un sistema de tratamiento basado en la separación sólido-líquido del purín, con posterior tratamiento aerobio de la fracción líquida obtenida. En esta granja, el purín se recoge de los fosos de las cochiqueras y se almacena en un tanque abierto desde el cual es bombeado al sistema. Se identificaron tres etapas: 1) el purín bruto pasa por un filtro banda (0,65 mm de tamaño de poro), conectado a un tornillo prensa, obteniéndose dos fases, una sólida (FS1) y otra líquida (FL1); 2) FL1 se bombea a un tamiz rotatorio (0,2mm de tamaño de poro) del cual se obtienen dos fases FS2 y FL2; 3) por último, FL2 se airea intermitente mediante soplantes en un tanque de almacenamiento, dando como resultado un sobrenadante clarificado (SC) que se almacena en una balsa para el riego. Las fracciones sólidas FS1 y FS2 se mezclaban y se almacenaban para su posterior tratamiento mediante compostaje. El purín, el SC y las distintas fracciones se muestrearon cada 4 semanas durante seis meses. La eficiencia del sistema de separación se

determinó mediante un balance de masas. La eficiencia del sistema de tratamiento aerobio de la fracción líquida se estimó determinando la reducción en la concentración de cada nutriente.

Para el ensayo de compostaje se prepararon dos mezclas con la fracción sólida obtenida de dos formas: FS1 se obtuvo con el sistema de separación funcionando en discontinuo (4-6 horas/día) durante varios días y almacenándola después durante un mes; FS2 se obtuvo con el sistema tornillo-prensa trabajando en continuo durante tres días y seguidamente se preparó la pila de compostaje. La primera pila de compostaje se preparó usando FS1 y paja de cereal como agente estructurante (relación 3:2 en peso), en una pila trapezoidal (4,8 m³), con una relación C/N inicial de 14,5 y un contenido en humedad de 79,3 %. El día 36 de compostaje se añadió purín bruto fresco (30 l) para reactivar el proceso. La segunda pila se preparó con FS2 y residuo de desmotado de algodón como agente estructurante (relación 3:1 en peso), la mezcla se preparó también en forma trapezoidal pero con un tamaño mayor (19 m³), y una relación C/N inicial de 18,2 y un contenido en humedad de 72,5 %. Tanto la formación de las pilas, como los volteos periódicos (3 y 5 respectivamente) se realizaron con la maquinaria de la granja (Tractor: John Deere 3040SDT). Durante la duración del proceso de compostaje (170 y 187 días, respectivamente), se ajustó la humedad de la mezcla al 60 % en los momentos de muestreo y/o en los volteos, se monitoreó la temperatura de las pilas (HOBO-Data Loggers) y periódicamente se tomaron muestras del material en siete puntos representativos de la pila.

Los muestreos de gases (CO₂, CH₄, N₂O) se realizaron con la técnica de cámara estática y cerrada (0,055 m² y 0,010 m³), tomando muestra del gas con una jeringa cada 5 min hasta transcurrida media hora (30 ml de cada muestra recogidos en un vial con NaOH 0,1M para la determinación del CO₂, y 10 ml en un tubo de vacío Vacutainer® para la determinación del CH₄ y N₂O), y se calculó el flujo de emisión en g m⁻² día⁻¹.

La evaluación ambiental de las emisiones GEIs del sistema de tratamiento se llevó a cabo a través del Nivel 2 de la IPCC (IPCC, 2006), el cual permite el uso de factores específicos para cada área, tratamiento, categoría de animal y tipo de residuo. La temperatura media anual del área se obtuvo de la base de datos española AEMET. Se compararon cuatro escenarios como posibles sistemas de tratamiento de purines en función de las instalaciones disponibles en la granja:

- 1) Almacenamiento del purín en tanque abierto sin tratamiento;
- 2) Separación sólido-líquido, almacenaje de FS y tratamiento aerobio de la FL (sistema de gestión actual en la granja);
- 3) Separación sólido-líquido, compostaje de FS (sistema de pilas pasivo) y tratamiento aerobio de la FL;

- 4) Separación sólido-líquido, compostaje de la FS (sistema de pilas intensivo) y tratamiento aerobio de la FL.

Las emisiones de CH₄ producidas por el compostaje se calcularon considerando la cantidad de sólidos volátiles (VS) excretada por los animales, para lo que se usaron los datos experimentales obtenidos de la granja objeto de estudio. Los factores de capacidad de producción máxima de CH₄ (B₀) y el factor de conversión de metano (MCF) utilizados, son los proporcionados por la IPCC (2006) según la categoría de animal y el tipo de tratamiento, respectivamente.

Resultados y Discusión

La eficiencia del sistema de separación sólido-líquido, estimada según su índice de separación, mostró unos valores de recuperación muy parecidos entre la Etapa 1 (Filtro banda y tornillo prensa) (37%) y la Etapa 2 (Filtro rotatorio) (32%), obteniéndose por tanto una FS1 y FS2 con un alto contenido en humedad. Con respecto a la separación de sólidos totales (ST), la eficiencia media de la Etapa 1 fue muy baja (38%), mientras que en la Etapa 2 la eficiencia mejoró (61%), debido a la baja eficacia de los sistemas tornillo prensa para retener partículas de pequeño tamaño. Sin embargo estas partículas sí quedaron posteriormente retenidas en el tamiz rotatorio (200 µm), debido al menor tamaño de poro. Por tanto, la combinación de ambas etapas de separación se mostró eficiente para la separación de ST y también de C-orgánico total (COT), macro y micronutrientes. La mayor parte del P total presente en el purín de cerdo se encuentra como P inorgánico e insoluble, principalmente asociado con las partículas sólidas de MO. Sin embargo en la Etapa 1 se obtuvo una baja eficiencia de separación del P, permaneciendo el 77% del P inicial en FL1. Pero el tamiz rotatorio sí que mostró una eficiencia muy alta, reteniendo como media el 77% del P en la fracción sólida, lo que provocó una baja concentración de PT en la FL2 y SC. Algo similar ocurrió para el Zn y Cu, mayoritariamente asociados con partículas de pequeño tamaño (< 0,25 µm), las cuales pasaron a través del filtro banda y el tornillo prensa pero quedaron retenidas en el tamiz rotatorio debido a su pequeño tamaño de poro (<200 µm).

El proceso de compostaje se evaluó mediante la evolución de la temperatura. En la pila 1, el desarrollo inicial fue lento, requiriendo tres semanas para alcanzar valores de temperaturas termófilas; después de la adición de purín bruto fresco, el proceso se reactivó alcanzando temperaturas >55 °C al menos durante 31 días. En la pila 2, los valores de temperatura termófilos (> 40 °C) se alcanzaron rápidamente (5 días) y se mantuvieron durante más de 100 días, llegando a alcanzar temperaturas superiores a los 60 °C. Después de 56 días

en la pila 1 y 90 días en la pila 2, las temperaturas descendieron progresivamente hasta alcanzar valores cercanos al ambiental, indicando el fin de la fase bio-oxidativa del compostaje, la cual duro 126 y 146 días para la pila 1 y la pila 2, respectivamente. Todo el proceso, incluido el periodo de maduración se prolongó durante 170 y 187 días respectivamente. El diferente comportamiento encontrado entre las dos pilas de compostaje podría ser debido a:

- Las diferencias en el contenido de compuestos orgánicos hidrosolubles, fácilmente degradables por microorganismos, de las diferentes fracciones sólidas usadas en la formación de las pilas. El tiempo de almacenaje de la FS1 desde su obtención hasta la formación de la mezcla de compostaje pudo llevar a la degradación parcial de la materia orgánica más lábil, como muestra el menor contenido de C-hidrosoluble en la FS1 con respecto a la presente en FS2. La adición en la pila 1 del purín bruto fresco supuso una nueva fuente de formas de C fácilmente degradables, lo cual ayudó a reactivar el proceso.
- Las propiedades de los agentes estructurantes: el residuo de algodón pudo regular mejor el exceso de humedad de la FS2, proporcionando además una adecuada estructura física a la masa de compostaje, con una correcta porosidad, que facilita la actividad de los microorganismos aerobios y consecuentemente un rápido aumento de la temperatura. Además, las propiedades térmicas del agente estructurante afectan a la temperatura alcanzada durante el compostaje; los mayores valores de la capacidad térmica específica de la paja de trigo que del residuo de algodón, indican que es necesaria una menor energía proveniente de la actividad microbiana para aumentar la temperatura cuando se usa este último material como agente estructurante.
- El tamaño de la pila: la temperatura aumenta con el tamaño de la pila, esto es probablemente debido a que la superficie específica se reduce conforme aumenta el tamaño de la pila. Puesto que la pérdida de calor es proporcional al área superficial y la generación de calor es a su vez proporcional al volumen de la pila, el mayor volumen de la pila 2 (19,3 m³), comparado con la pila 1 (4,8 m³) proporcionó una ratio área de superficie/volumen menor, lo cual redujo la disipación de calor con respecto a la pila 1.

La temperatura alcanzada en ambas pilas aseguró una reducción de la población microbiana de patógenos, cumpliendo ambos composts con los límites máximos de microorganismos exigidos en el RD 506/2013 sobre productos fertilizantes.

En ambas mezclas los valores de pH fueron indicativos de la intensidad de la actividad microbiana y de la evolución del N (mineralización del nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal y posterior nitrificación). En las dos pilas se alcanzaron valores finales de pH

cercanos a la neutralidad. En ambas pilas la MO disminuyó durante el proceso de compostaje, debido a su degradación microbiana, que también se pudo detectar en la disminución del contenido en COT. Las mayores pérdidas de MO se observaron al principio del proceso, cuando la temperatura era máxima, indicando una rápida descomposición de la materia orgánica más fácilmente disponible por los microorganismos; el proceso de mineralización se ralentizó durante la fase de enfriamiento, indicando una estabilidad microbiana de los compuestos orgánicos que permanecen en el compost maduro. Entre el 35-45 % de la MO inicial permaneció como MO estabilizada en los composts. El proceso de mineralización se ajustó a un modelo cinético de primer orden ($P < 0,001$), mostrando un mayor contenido en MO potencialmente mineralizable en la pila 1 que en la pila 2, con un valor de la constante de degradación muy parecido para ambas pilas. Los resultados concuerdan con los encontrados por otros autores, aunque la velocidad inicial de mineralización fue inferior en este experimento (1,03 y 0,98 % MO d^{-1} en las pilas 1 y 2, respectivamente) que mediante el sistema de pila estática con ventilación forzada. Por tanto, dicho sistema de pila estática parece ser más eficiente en la degradación de la MO que el sistema por volteos usado en la granja, probablemente debido a la mayor eficiencia en la difusión de oxígeno y en su distribución dentro de la mezcla de compostaje.

La evolución de las formas de nitrógeno siguió un patrón diferente en ambas pilas durante la fase bio-oxidativa, dependiendo del agente estructurante utilizado y el método de obtención de la fracción sólida del purín de cerdo. Al comienzo del proceso de compostaje, en la pila 1 destaca un descenso en el contenido de amonio, mientras en la pila 2 al inicio del proceso se observó un ligero aumento en el contenido de amonio. Este aumento está relacionado con la conversión del nitrógeno orgánico en amoníaco mediante amonificación. En ambas pilas, cuando la temperatura fue inferior a 40 °C y durante la maduración, se pudo observar un rápido aumento en la concentración de $N-NO_3^-$ como consecuencia de los procesos de nitrificación.

De acuerdo con el balance de masas, las pérdidas de N en la pila 1 fueron de 5,7 g kg^{-1} de N-inorgánico (66% del N-inorgánico inicial) y 14,1 g kg^{-1} de NT (41,8% del NT), mientras que en la pila 2, las pérdidas durante todo el proceso de compostaje fueron de 4,2 g kg^{-1} (44,5%) de N inorgánico y de 4,8 g kg^{-1} (22,7%) de NT. Por tanto, la recuperación de NT al final del proceso fue del 58 y 77% en las pilas con paja de cereal y residuo de desmote de algodón, respectivamente. El mayor ratio de C/N en la mezcla inicial de la pila 2 (18,2), en relación con el valor inicial de la pila 1 (14,5), pudo haber sido una de las causas de las pérdidas de N durante el compostaje. Además el alto contenido en humedad inicial en la pila 1 (79,3%) pudo

haber conducido a pérdidas de N por lixiviación como demuestran los bajos porcentajes de recuperación de otros nutrientes como P (60%) y, especialmente, K (44%) en los compost maduros.

Ambos composts resultaron ricos en MO y COT, pero el proceso de mineralización más intenso en la pila 1 supuso que el compost 1 tuviera un menor contenido de MO y COT que el compost 2. Los mayores porcentajes de recuperación de TN y K en el compost de la pila 2 llevó a un compost más rico en estos nutrientes. Aunque las pérdidas de P fueron mayores en la pila 1 que en la pila 2, el compost 1 tuvo una concentración de P mayor que el compost 2, debido a la alta concentración de este nutriente en la FS1. El compost maduro de la pila 1 tuvo una baja concentración de N-NH_4^+ , muy inferior al límite de 400 mg kg^{-1} para un buen grado de madurez, mientras que se encontró una concentración superior en el compost 2. En el compost 1 la relación $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ fue muy inferior al límite máximo establecido para un compost maduro; sin embargo el compost 2 no cumplió con este índice de madurez. Probablemente podría ser necesario un período de maduración más largo para pilas de mayor tamaño a fin de lograr la nitrificación completa. El bajo contenido de humedad del compost 2 durante la maduración (aproximadamente 30%) pudo haber limitado la actividad de los microorganismos nitrificantes; esto no ocurrió en la pila 1, que mantuvo un contenido de humedad de aproximadamente 50% durante la maduración. El contenido de ácidos húmicos y fúlvicos indicó un buen grado de humificación de la MO, con el aumento de la relación de polimerización superando el límite (> 1) para un compost maduro, principalmente en la pila 2. El valor de la capacidad de cambio catiónico (CCC) aumentó durante el compostaje en ambas pilas y los valores alcanzados en los composts fueron superiores al límite propuesto para un grado aceptable de madurez ($60 \text{ meq } 100 \text{ g}^{-1} \text{ MO}$). En general las concentraciones de los elementos traza (Cd, Cr, Ni y Pb) fueron inferiores a los límites establecidos para el compost por los criterios Europeos de fin de residuo (Saveyn y Eder, 2014), a excepción de Cu y Zn. Las concentraciones de Cu y principalmente de Zn fueron muy elevadas, debido su contenido en origen en el purín. La granja objeto de estudio es de cría con cerdas reproductoras y lechones, y el óxido de cinc y el sulfato de cobre se han utilizado tradicionalmente como aditivos para piensos, especialmente durante el embarazo de las cerdas y en la fase de post-destete del lechón a fin de evitar algunas patologías digestivas, disminuir la mortalidad y mejorar el crecimiento de las crías. Por tanto aunque no se han detectado efectos fitotóxicos en las pruebas de índice de germinación, aplicaciones periódicas de estos compost a suelo podrían llegar a causar una acumulación de estos metales a largo plazo.

Respecto a las emisiones de gases durante el proceso de compostaje, el flujo de emisión medio de CO₂ fue aumentando desde el principio del proceso hasta el día 21, cuando sucedió la degradación de la MO más intensa y en la pila se alcanzaron los máximos valores de temperatura. Los valores de emisión más bajos se determinaron durante la fase de maduración, dando idea de la estabilidad alcanzada en la actividad microbiana. El CH₄ y el N₂O emitidos durante el compostaje son gases importantes en el proceso de calentamiento global, puesto que tienen un potencial efecto invernadero mucho mayor que el del CO₂ (25 y 298 g CO₂eq, respectivamente). Los valores de emisión de CH₄ más altos se midieron los días 7 y 21 de proceso, coincidiendo con el periodo de máxima degradación, lo cual hace pensar que la transferencia de oxígeno dentro de la pila durante este periodo fue insuficiente para cubrir la demanda metabólica de los microorganismos. Probablemente la alta tasa de degradación unida al alto contenido en humedad (72.5%) de la mezcla pudo limitar las condiciones aerobias del proceso.

Las emisiones de N₂O fueron muy bajas y estuvieron principalmente asociadas a los eventos de volteo de las pilas (el N₂O se produce tanto en lugares anaerobios como aerobios, ya que es subproducto de los procesos de nitrificación/desnitrificación). Al inicio del proceso, el ratio de emisión de N₂O era de 0,5 g, reduciéndose hasta 0,1 g N-N₂O m⁻² d⁻¹ el día 7 del proceso. Al mismo tiempo, se observó un pequeño aumento del contenido en N-NH₄⁺ en la mezcla, el cual pudo actuar inhibiendo en parte a los microorganismos nitrificantes. Al mismo tiempo, las temperaturas termófilas alcanzadas en la pila pudieron haber inhibido también la actividad nitrificante (Hellman,1997). Los valores de emisión máxima de N₂O (3.8 g N-N₂O m⁻² d⁻¹) se midieron durante la fase de enfriamiento y madurez de la pila, cuando el proceso de nitrificación es más intenso y aumenta el ratio N-NO₃⁻/N-NH₄⁺. La evaluación agronómica del sistema de tratamiento de purín en la granja incluyó el compostaje de la fracción sólida y la depuración de la fracción líquida. Para el compostaje el uso del residuo de algodón mostró los mejores resultados en cuanto a la recuperación de MO, NT, P y K en el compost para su utilización agrícola. Las concentraciones de NT y K del líquido clarificado fueron adecuadas para su aprovechamiento con el agua de riego en suelos agrícolas, pero el alto valor de conductividad eléctrica desaconsejó su utilización directa como agua de riego. Las proporciones de N/P y N/K de ambos materiales se compararon con las necesidades de los cítricos, y se sugirió una estrategia basada en el uso del líquido clarificado mezclado con el agua de riego, equilibrando el suministro de P mediante la adición de fracción sólida. Se planteó el compostaje del exceso de fracción sólida, utilizando el residuo de desmotado de algodón, de forma que permitiera la salida del sistema de la granja del exceso de nutrientes.

Pero para ello sería necesario separar la gestión del purín de lechones del sistema, para evitar el exceso de Zn y Cu en el compost.

De los 4 escenarios posibles de la granja, evaluados medioambientalmente mediante IPCC, la separación sólido-líquido con la depuración aerobia del líquido, favorecía drásticamente las emisiones de CO₂-eq frente al simple almacenamiento del purín en balsas. La incorporación del sistema de compostaje de la fracción sólida, resultó beneficiosa en tanto en cuanto el sistema empleado fuera con aireación pasiva, mientras que la aireación activa con volteos frecuentes no resultó recomendable.

De los resultados se pueden extraer las siguientes **conclusiones**:

La separación mecánica en dos etapas (filtro banda y tornillo prensa, seguida de un filtro rotatorio) es necesaria para obtener altas eficacias de separación. El sobrenadante clarificado puede ser reciclado como un agua rica en nutrientes (N y K) para el riego del cultivo de la finca, utilizando un plan de fertilización.

El sistema de compostaje recomendado consistió en la fracción sólida de purín de cerdo recientemente separada y mezclada con el residuo del desmotado de algodón, para un desarrollo rápido de temperatura, una fase termófila larga que asegure la higienización del compost y alta conservación y recuperación de COT, NT y nutrientes en el compost.

Los composts alcanzaron un buen grado de madurez y de humificación de la MO, pero para una nitrificación adecuada se requiere un contenido de humedad superior al 30% en el material durante la fase de maduración. La fracción sólida de purín de lechones no debe entrar en el sistema de compostaje, para evitar altas concentraciones de Zn y Cu en el compost, lo que puede restringir la calidad del mismo y su comercialización.

Se ha demostrado que la estrategia de gestión de purín porcino basada en la separación sólido-líquido, el compostaje (aireación pasiva) de la fracción sólida, y el tratamiento aeróbico de la fracción líquida es preferible al sistema de almacenamiento del purín para la mitigación de gases de efecto invernadero.

CASE STUDY 8 (CEBAS-CSIC): COMPOSTING IN MURCIA (SPAIN)

CASO DE ESTUDIO 8 (CEBAS-CSIC): COMPOSTAJE EN MURCIA (ESPAÑA)

Sáez, J.A., Bernal, M.P.

In: **EVALUATION OF MANURE MANAGEMENT SYSTEMS IN EUROPE. Chapter 6.8.**

Sarga, Zaragoza, pp. 161-170, 2015. Depósito Legal: Z-825-2016

Objetivo

El estudio tuvo como objetivo la evaluación del compostaje como tecnología de tratamiento de estiércol en condiciones reales de granja. Para ello se evaluó el sistema de compostaje de la fracción sólida de purín de cerdo en una granja de madres y lechones, integrado en un sistema de separación sólido-líquido con depuración aerobia de la fracción líquida. La evaluación se realizó en términos de eficiencia del proceso mediante balance de masas, aspectos ambientales respecto a emisiones gaseosas y de riesgos de salinización, aspectos energéticos, económicos y agronómicos.

Escenario y sistema de gestión de estiércol

El escenario elegido para ensayar la tecnología de compostaje fue una granja de porcino de madres y lechones, equipada con un sistema de separación sólido-líquido de purines. La granja, con capacidad para 500 cerdas y 1500 lechones de hasta 20 kg de peso, y con una producción total estimada de purín de porcino de 3.060 t/año, recoge y gestiona conjuntamente todo el purín porcino. La infraestructura para el tratamiento de los purines incluye un tanque de almacenamiento del purín, un sistema mecánico de separación sólido-líquido basado en un tornillo prensa (sin floculantes), un tanque con un sistema de aireación en el fondo para tratar la fracción líquida, una laguna para almacenar el líquido tratado y un área con superficie sólida situada al lado del separador para almacenamiento de la fracción sólida y compostaje, con la inclinación adecuada para recoger los lixiviados. La fracción líquida tratada se utilizaba para la fertirrigación de cítricos en la explotación. El sistema de gestión al que se realizó el seguimiento consistió en el compostaje de la fracción sólida de los purines para valorizar el producto.

El sistema de tratamiento de estiércol evaluado en la explotación se dividió en 4 etapas:

- 1. Recepción y mezclado.** Almacenamiento del purín en balsa.

2. Separación sólido/líquido. El sistema de separación sólido-líquido del purín de la instalación consiste en un sistema en de dos etapas formado por un tamiz banda (500 μm) con un sistema de cepillos giratorios para autolimpieza y un tornillo prensa (para la eliminación de las partículas gruesas); la fase líquida obtenida resultante se separó posteriormente en un segundo sistema de separación sólido-líquido en un tamiz rotativo (200 μm). Ambas fracciones sólidas se mezclaron y gestionaron juntas. La fase líquida obtenida se sometió a tratamiento aerobio mediante aireación intermitente.

3. Compostaje. Se hizo el seguimiento de dos estrategias diferentes de compostaje: una separación mecánica diaria durante 3-4h y un almacenamiento de la fracción sólida hasta un mes antes de realizar el compostaje; almacenamiento del purín y separación en continuo de la fracción sólida durante 3 días antes de compostar. La fracción sólida de la primera estrategia se mezcló con paja de cereal como agente estructurante (proporción 2:1, v:v), mientras que en la segunda estrategia se utilizó residuo de desmote de algodón (proporción 3:1, v:v). El proceso de compostaje se desarrolló en pilas trapezoidales utilizando el sistema pasivo en hileras con un volteo mecánico mínimo (3 y 5 veces en la primera y la segunda estrategias respectivamente), utilizando el tractor disponible en la granja. El tiempo total de compostaje fue de 170 y 187 días para cada estrategia, respectivamente.

4. Uso final. Valor agronómico del compost.

El seguimiento de la tecnología de compostaje se realizó siguiendo las directrices definidas en el Protocolo Común de Seguimiento y Evaluación desarrollado dentro del proyecto LIFE+ MANEV. Se realizó el seguimiento de las emisiones gaseosas en la balsa de almacenamiento de purín y durante el compostaje. También se hizo un seguimiento de la eficiencia del sistema de separación sólido-líquido y del compostaje instalado en la explotación, calculando la recuperación de la materia orgánica (MO) y los nutrientes en el compost, como una operación para recuperar MO y nutrientes, que se evaluó mediante balance de masas del sistema.

Resultados de la evaluación del sistema de gestión de purines.

Mediante balance de masas se determinaron las eficiencias medias de eliminación del proceso de separación y tratamiento aeróbico de la fracción líquida y de recuperación en el compostaje de la fracción sólida durante el periodo de seguimiento. Respecto al N-total, el proceso de depuración tuvo una eficiencia media de eliminación de 37.9 % en la fase líquida, mientras que el compostaje la eficiencia de concentración fue del 67.8 % respecto a la fracción sólida. Para los sólidos volátiles (o materia orgánica) la eficiencia de separación fue del 63.9 %, con 41.8 de concentración en el compost. Respecto a los nutrientes P y K, la eficiencia de

separación fue de 26.4 y 37.0 % respectivamente, con la concentración en el compost del 94.1 y 59.5 %, respectivamente. Los metales pesados Cu y Zn de la fracción sólida se concentraron en el compost con una recuperación del 100 %, mientras que la depuración del líquido tuvo una eficiencia de separación del 25 y 58 %, respectivamente.

La evolución de la temperatura en el sistema de compostaje utilizando el residuo del desmotado de algodón y la fracción sólida del purín de porcino recién obtenida mostró un rápido desarrollo del proceso, alcanzando temperaturas termófilas (> 40 °C) en la primera semana de hasta 66 °C, y la fase termófila duró 70 días. Sin embargo, en el caso del sistema basado en la fracción sólida almacenada mezclada con paja de cereal, el desarrollo de la temperatura fue lento, alcanzando valores termófilos más bajos por un corto periodo de tiempo. Así, el desmotado de algodón ofreció mejores propiedades físicas que la paja de cereal, mejorando la aireación y promoviendo el rápido desarrollo de la actividad microbiana en la masa de compostaje. También, la fracción sólida recientemente separada tenía un mayor contenido de materia orgánica fácilmente degradable que el material almacenado.

En ambas estrategias la concentración de MO disminuyó a lo largo del proceso de compostaje, indicando su degradación microbiana, que también se detectó en la disminución de las concentraciones de COT durante el compostaje. La degradación de MO se calculó como la pérdida de MO, en base al balance de masas. Tras la maduración, la mineralización de la MO supuso el 65-55%, de modo que el 35-45% de la MO permaneció en los composts en forma de MO estabilizada.

Impacto ambiental

Respecto a las emisiones gaseosas, se evaluó el impacto de la tecnología de compostaje en la contaminación del aire (acidificación por NH₃) según la ecuación siguiente:

$$\text{Pérdida de N (g/kg NT)} = -7,09 \times \text{C/N} + 82,5 \times \text{pH} - 203$$

Así, las pérdidas medias de N por volatilización de NH₃ supondrían 331 g/kg NT, equivalente a 1,78 g/kg de mezcla de compostaje tratada (2,17 kg NH₃/t). Por tanto, teniendo en cuenta la proporción de la fracción sólida de purín de porcino en la mezcla de compostaje y la producción anual de purines de cerdo, las pérdidas por volatilización de amoníaco durante el compostaje se evaluaron en 3.256 kg N/año.

Las emisiones de gases de efecto invernadero incluyeron CO₂, CH₄ y N₂O. La tasa media de emisión del CO₂ al comienzo del proceso de compostaje fue 88 g C-CO₂/m²/día, pero la emisión máxima se produjo el día 21 (310 g C-CO₂/m²/día), indicando la degradación de la MO. Las emisiones de CH₄ variaron inicialmente desde 7,6 g C-CH₄/m²/día hasta el máximo el día 7

(37,9 g C-CH₄/m²/día), lo que indicaría deficiencia de oxígeno dentro de la pila que limitó las condiciones aeróbicas del proceso, debido a un alto contenido de humedad de la pila, junto con una alta velocidad de degradación de la MO y gran altura de la pila. Se sugirió realizar volteos más frecuentes para mejorar las condiciones aerobias.

La dinámica de la emisión de N₂O fue diferente a la de los gases previamente mencionados. Las mayores emisiones de N₂O ocurrieron durante las últimas etapas del proceso (las fases de enfriamiento y de maduración), dado que la nitrificación ocurre, principalmente, cuando la temperatura está por debajo de los valores termófilos (<40-45 °C). Los valores medios variaron de 3,8 g N-N₂O/m²/día a 0,22 mg N-N₂O/m²/día, durante las fases de enfriamiento y maduración respectivamente. Por tanto, también es importante una adecuada aireación de la pila durante esos periodos para reducir las emisiones de N₂O.

Los resultados del seguimiento en la balsa de almacenaje mostraron una gran diferencia entre los flujos de emisión de CH₄ y CO₂ con o sin costra natural. Sin costra las emisiones fueron de 24,3 g C-CO₂/m²/día y 35,2 g C-CH₄/m²/día. La costra natural redujo las emisiones a 9,5 g C-CO₂/m²/día y 5,1 g C-CH₄/m²/día (una reducción del 61 y el 86 % del CO₂ y el CH₄ respectivamente). Dicha costra formada en la superficie actuó como cubierta física del depósito. Sin embargo, en ningún caso se encontraron flujos de N₂O detectables desde la balsa de almacenamiento.

Energía

Los requisitos energéticos se han evaluado según el consumo de combustible del equipo utilizado para la preparación de la pila, el tiempo necesario para la formación de la pila y para los volteos, así como el número de volteos mínimos requeridos. En la granja el equipo fue un tractor JOHN DEERE 3040 SDT con una potencia de 90 CV y una capacidad de carga de 700 l. La energía necesaria calculada por tonelada de material tratado fue de 23,8 kWh/t, lo que correspondió a 2,18 l/t de combustible. Teniendo en cuenta la cantidad de combustible necesario por tonelada y la producción anual de purín, el proceso de compostaje de la fracción sólida del purín en la granja requerirá 3.230 l/año de combustible.

Economía

El coste se estimó teniendo en cuenta la cantidad de agente estructurante necesario para el compostaje, el coste energético y el coste de personal, dado que no era necesaria ninguna inversión nueva en la explotación. El coste de personal se calculó según el tiempo invertido en la preparación de la pila y en los volteos. Se han realizado dos estimaciones

considerando la eficiencia de separación del sistema disponible en la granja. Las premisas que se tuvieron en cuenta para los cálculos fueron:

- El purín total producido en la explotación: 3.060 m³/año;
- La eficiencia del sistema de separación: 37% del volumen como fracción sólida (1.132 m³/año de fracción sólida producida);
- La proporción del agente estructurante: 3/1;
- La eficiencia del proceso de compostaje: una reducción de la humedad del 70% hasta el 40% en el compost maduro y una degradación de la MO del 55% (el 45% se recuperó en el compost maduro);
- El proceso de compostaje: preparación 2 minutos/volteo; 4 volteos; tiempo 1 minuto /volteo; tiempo total requerido 6 minutos por tonelada de material;
- El coste energético se calculó en base al consumo de combustible según el tiempo que necesitaba el tractor;
- El coste de personal se calculó en base al tiempo que el agricultor tiene que invertir en la preparación del compost y en los volteos (6 minutos/volteo, equivalente a 150 h/año);
- Instalación: el coste asociado al mantenimiento de la instalación y al coste de depreciación, considerando 15 años de vida útil prevista de la planta.

La evaluación económica se calculó según el coste de producción estimado y los ingresos procedentes de la venta del compost producido. La calidad del compost obtenido fue baja debido a las altas concentraciones de Zn y Cu, por lo que el precio de venta se calculó en 15 €/t.

Por tanto, la mayor parte del coste se asoció a la depreciación de la instalación. Considerando únicamente el coste operativo, la adquisición de los co-sustratos fue la partida más costosa, seguida de la energía. Por tanto, el impacto económico de la tecnología de compostaje se estimó en 17,88 €/t de purín gestionada. Los ingresos procedentes de la venta del compost se estimaron en 5.239 €/año, lo que reduciría el coste anual a 49.500 €, equivalente a 16,17 €/t de purín producido.

En el caso de la explotación a la que se ha hecho el seguimiento, no debe tenerse en cuenta el coste de depreciación porque el sistema de compostaje funcionó con el equipamiento ya existente. Así, en la granja objeto de seguimiento el coste del sistema de tratamiento por compostaje se calculó en 8,08 €/t de purín producido. Por tanto, el coste anual estimado fue de 19.500 €, equivalente a 6,37 €/t de purín producido.

En consecuencia, para obtener beneficios con el proceso, o al menos superar los costes del compostaje, ha de mejorarse la calidad del compost, para lo cual es necesario reducir la entrada de Zn y Cu al sistema de tratamiento, y consecuentemente en la alimentación de los animales en la granja. En esas circunstancias, se podría vender el compost a 50 €/t, lo que cubriría la mayor parte del coste operativo del sistema de compostaje.

Agronomía

El sistema de compostaje produjo compost con un alto contenido de MO (60-55% MS), útil como enmienda orgánica del suelo para mejorar la fertilidad del mismo. La MO del compost alcanzó un buen grado de estabilización (según las bajas concentraciones de C soluble en agua) y de humificación, con alta concentración de NT (2,81-2,65 % MS) con el N inorgánico principalmente en forma de nitrato, directamente disponible para los cultivos. También las concentraciones de nutrientes (P y K) fueron altas (P: 2,8 – 2,9 % MS; K: 0,95 – 2,08 % MS).

El valor medio de CE del compost maduro fue 4,66 dS/m, mayor que el límite superior (4 dS m⁻¹) para los medios de cultivo, considerado tolerable por plantas de sensibilidad media. No obstante, su uso como fertilizante en el suelo no debería implicar ningún riesgo de salinidad para el mismo.

En general, las concentraciones de metales pesados fueron inferiores a los límites establecidos para el compost por las directrices españolas y europeas, excepto para el Zn y el Cu, debido a las altas concentraciones de estos metales encontradas en el purín de porcino, principalmente procedente de los lechones. Sin embargo, dichas concentraciones en los composts maduros no provocaron efectos fitotóxicos, según el índice de germinación (> 80%).

Las pruebas de crecimiento indicaron que el compost se podría aplicar al suelo en proporciones muy altas (hasta el 66% en el caso de utilizar residuo de desmotado de algodón como agente estructurante), sin efectos fitotóxicos de ningún tipo, tal y como mostraron los ensayos con maíz. Para las especies sensibles a la salinidad (como sucede con la lechuga), una aplicación de compost del 7% en el suelo podría reducir el crecimiento de la planta en un 50%, pero es necesario aplicar, al menos, el 21% de compost para reducir su germinación en un 50%. Todos estos resultados indicaron que la presencia de Zn y Cu en altas concentraciones en el compost no afectó a la germinación de la planta ni a su crecimiento cuando el compost se utilizó en proporciones agronómicas para la fertilización del suelo. Sin embargo, las especies sensibles a la salinidad pueden verse afectadas cuando se aplica una alta cantidad de compost al suelo.

Según el balance de nutrientes del sistema de tratamiento de purines, en la granja se produce un gran exceso de nutrientes mediante el compost y la fracción líquida, en comparación con los requisitos de los cítricos. El compost fue el mayor responsable del exceso de nutrientes (55% del N (kg/año), 98% del P y 50% del K), con lo que la mejor estrategia consistiría en exportar dicho exceso de nutrientes del sistema mediante la comercialización del compost. Sin embargo, sigue habiendo un gran exceso de nutrientes, principalmente de N y K, en la fracción líquida. Por tanto, la reducción de dichos elementos puede requerir de la aplicación de tecnologías de depuración para la fracción líquida, como un eficiente sistema de nitrificación-desnitrificación. Sin embargo, seguirá existiendo un exceso de K en el líquido. Puede ser útil establecer una alternativa agronómica basada en intercalar cultivos entre los cítricos, seleccionando aquellos de alta demanda de N y K (como lechuga, espinaca o tomate), para mejorar el uso de los nutrientes en el sistema.

Conclusiones

El compostaje es una tecnología asequible, tanto tecnológica como económicamente, para la gestión de los purines de porcino a nivel de granja. El procedimiento requiere un pretratamiento de los purines mediante una separación sólido-líquido y la adición de un agente estructurante para reducir humedad con el fin de obtener la aireación y porosidad adecuadas.

El proceso concentra los nutrientes en un material sólido, el compost, con propiedades de valor añadido derivadas de la materia orgánica humidificada y estabilizada y ausencia de microorganismos patógenos y olores. Esta tecnología permitiría la exportación fuera de la explotación de alrededor del 55% del N, el 98% del P y el 50% del K de los productos finales.

Las técnicas de gestión mediante el compostaje en la explotación pueden emplearse como una herramienta valiosa para mitigar las emisiones de GEI durante la gestión de los purines de porcino. El control de la aireación es el factor clave de las emisiones de CH₄ y N₂O.

El beneficio económico de la tecnología está limitado por la calidad del compost en lo que respecta a las concentraciones de Cu y Zn, procedente del purín de lechones, de modo que su introducción en el sistema de tratamiento de la explotación se debería restringir. La reducción del coste económico pasaría por aumentar la calidad del compost, recogiendo y tratando los purines de lechones por separado, y reducir la cantidad de agente estructurante mejorando la eficiencia de la separación sólido-líquido.

**SOLUBILITY OF Cu AND Zn AND PARTICLE SIZE FRACTIONATION IN COMPOST
MADE FROM THE SOLID FRACTION OF PIG SLURRY**

SOLUBILIDAD DEL Cu Y Zn Y FRACCIONAMIENTO SEGÚN EL TAMAÑO DE PARTÍCULA
DE COMPOST PROCEDENTE DE LA FRACCIÓN SÓLIDA DE PURÍN DE CERDO

Sáez, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P.

**Rural-Urban Symbiosis. Proceedings of the 16th International RAMIRAN Conference,
8-10th September 2015, Hamburg University of Technology, Germany, Körner, I. (Ed), ISBN:
978-3-946094-02-9, Paper nº TA_P_16 (4 páginas).**

Objetivos

Las altas concentraciones de Zn y Cu presentes en el purín de cerdo, derivado de su uso como aditivos en los piensos animales, y el hecho de que estos metales permanezcan principalmente en la fracción sólida (FS) cuando el purín es sometido a un tratamiento de separación mecánica, pueden suponer un limitante en la calidad de los composts obtenidos. El objetivo principal de este trabajo fue estudiar la influencia del compostaje en la concentración y solubilidad de estos metales procedentes de la FS de purín de cerdo, así como su distribución en fracciones con diferente tamaño de partícula, y su potencial efecto fitotóxico en la germinación y crecimiento de plántulas.

Materiales y métodos

La FS se obtuvo de una granja de madres y lechones (de hasta 20kg) después de la separación mecánica del purín (sistema tornillo-prensa). Se llevaron a cabo dos procesos de compostaje: Pila1 - FS1 mezclado con paja de cereal (PC) en proporción 3:2 en peso; y Pila 2 - FS2 mezclado con residuo de desmotado de algodón (RA) en relación 2:1 en peso. Los dos composts obtenidos fueron tamizados mecánicamente para obtener muestras con diferentes tamaños de partícula (mm): <0,05; 0,05-0,5; 0,5-1,0; 1-2; y >2. Las muestras de FS1, FS2, las iniciales de la mezcla de compostaje, y los compost maduros a diferentes tamaños de partícula se analizaron respecto a la concentración total de Zn y Cu, previa digestión ácida ($\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), así como la concentración en formas solubles e intercambiables mediante extracción con CaCl_2 0,1 M. El potencial fitotóxico de los compost fue evaluado mediante un test de crecimiento vegetal (ISO 15 799.1999) usando diferentes proporciones de compost maduro mezclado con un suelo artificial (preparado de acuerdo a OECD 207.1984) y semillas de *Zea mays*, calculando

la EC₅₀ y la LC₅₀. Por último, se calculó el índice de germinación (IG) de los composts utilizando semillas de *Lepidium sativum*.

Resultados y discusión

Evolución de los metales durante el compostaje

Ambas fracciones solidas obtenidas por separación mediante tornillo-prensa presentaron una alta concentración de Zn y Cu: 3098-3397 y 249-369 mg kg⁻¹, respectivamente. Los valores de Cu de FS1 y FS2 fueron similares a los encontrados en otros estudios, pero la concentración de Zn fue más alta, probablemente debido a que el purín procedía de lechones, en cuyo pienso se suministra óxido de cinc para evitar enfermedades digestivas durante el destete. Además, sobre un 90 % del Cu y Zn presente en el purín es retenido en la FS cuando este es sometido a separación mecánica.

Durante el compostaje, la concentración total de Zn y Cu aumentó debido a la degradación de la materia orgánica y a la pérdida de peso y volumen de la pila. Este aumento fue más evidente en las primeras etapas del proceso, cuando la degradación fue más intensa. Las concentraciones de metales en formas solubles e intercambiables encontradas fueron muy bajas con respecto al contenido total, y disminuyeron durante el compostaje, especialmente en el compost 2. Estos resultados sugieren que el aumento de la estabilidad de la MO y la consiguiente humificación facilitan la complejación de los metales pesados, quedando retenidos y por tanto reduciendo su biodisponibilidad.

El agente estructurante utilizado tuvo un efecto significativo tanto en la degradación de la MO como en la humificación durante el compostaje, obteniéndose al final del ensayo una concentración mayor en carbono de ácidos húmicos en el compost 2, preparado con RA, que en el compost 1. La distribución y cantidad en los diferentes tamaños de partícula también se vio afectada por el agente estructurante utilizado: el compost 2 tuvo un mayor porcentaje de partículas pequeñas (0,05-0,5 mm). Sin embargo la evolución de la concentración total y de las formas solubles de Cu y Zn no se vio influenciada por el uso de agente estructurante.

La distribución de los metales Zn y Cu según el tamaño de partícula mostró en ambos compost la mayor concentración de Zn en la fracción más pequeña (0,05mm), la cual presentó los valores de COT y C de ácidos húmicos más bajos. Mientras, el Cu se encontró en mayor concentración en las partículas más grandes (>2mm), con mayor concentración de COT y C de ácidos húmicos. Estos resultados sugieren que el Zn en el compost maduro estaba principalmente ligado a compuestos inorgánicos poco solubles. En el caso del Cu, la relación

altamente significativa encontrada entre la concentración Cu y de COT ($r = 0,925$ y $0,834$ para el compost 1 y 2; $p < 0,05$ y $0,01$, respectivamente) y MO ($r = 0,931$ y $0,815$ para compost 1 y 2; $p < 0,05$ y $0,01$, respectivamente) revelan la capacidad de este metal para formar complejos estables con compuestos orgánicos, favoreciendo su retención en la fracción más rica en MO.

Índice de germinación y test de crecimiento

El IG aumentó en ambas pilas durante el compostaje, desde valores muy bajos en las mezclas iniciales a $87,8\%$ en el compost 1 y $80,2\%$ en el compost 2, lo cual es indicativo de la ausencia de efectos fitotóxicos, a pesar del alto contenido total en Zn y Cu.

Los resultados del test de crecimiento llevados a cabo con *Zea mays* dieron valores de EC_{50} del 42% para el compost 1 y del 66% para el compost 2, indicando que es necesario aplicar al menos dichos porcentajes de compost al suelo para encontrar una reducción del 50% en el crecimiento de las plantas. Además, los valores de LC_{50} (relacionados con la aparición de las plántulas) mostraron que cuando se aplicó el compost 1 al 62% provocó un efecto letal en el 50% de las plántulas, mientras que para el compost 2 no se encontraron efectos nocivos. Ambos composts estimularon el crecimiento de plántulas de maíz cuando se aplicaron al suelo en una proporción del $3-6\%$; además, el compost 1 también estimuló el crecimiento de las raíces. Pero cuando se aplicaron proporciones elevadas de los composts, el compost 1 no fue capaz de mantener el crecimiento correcto de las raíces, dando una mayor disminución en el índice de crecimiento que el compost 2.

Conclusiones

El compostaje de la FS produjo un material con un contenido estable en MO y características húmicas. Pero la alta concentración de Zn y Cu en la FS dio lugar a altos valores de estos metales en el compost. Sin embargo, a pesar de la alta concentración total, la baja solubilidad de ambos metales en el compost maduro evitó efectos fitotóxicos significativos a bajas dosis de aplicación ($3-6\%$) compatibles con dosis fertilizantes, promoviendo incluso su crecimiento.

BIOCHAR IMPROVES AGRO-ENVIRONMENTAL ASPECTS OF PIG SLURRY COMPOST AS A SUBSTRATE FOR CROPS WITH ENERGY AND REMEDIATION USES

USO DE BIOCHAR EN LA MEJORA DE ASPECTOS AGROAMBIENTALES DEL COMPOST DE PURÍN DE CERDO COMO COMPONENTE DE UN SUSTRATO DE CRECIMIENTO PARA CULTIVOS CON USOS ENERGÉTICOS Y DE RECUPERACIÓN

Sáez, J.A., Belda, R., Bernal, M.P., Fornes, F.

Industrial Crops and Products 94, 97-106 (2016).

Objetivo

El objetivo general de este trabajo fue determinar la viabilidad del uso de compost obtenido a partir de la fracción sólida del purín de cerdo como componente de un sustrato junto con fibra de coco o biochar. Para alcanzar este objetivo, se caracterizaron las propiedades físicas y químicas de las mezclas resultantes, enfocándose además en aspectos ambientales como el contenido en Zn y Cu (abundantes en el compost) y las emisiones gaseosas. El efecto de los distintos componentes y el rendimiento de las mezclas usadas como sustratos se determinaron en el crecimiento en semillero de plántulas de dos especies, una con usos energéticos: *Helianthus annuus* (girasol), y otra utilizada en la recuperación de suelos contaminados: *Silybum marianum* (cardo mariano).

Materiales y métodos

El compost usado en el estudio se preparó utilizando la fracción sólida (FS) obtenida de la separación del purín de una granja de madres y lechones (hasta 20kg). Se realizó una pila trapezoidal (19m³) con mezcla de FS y residuo de desmote de algodón en relación 3:1 en peso que se compostó en la granja mediante sistema de pila volteada. El biochar (BCH) que se usó en este ensayo procedía de la pirólisis lenta (650°C) de residuos de poda de encina (Piroeco Bioenergy S.L., Málaga). La fibra de coco usada fue un sustrato comercial (Horticoco[®] -VALIMEX S.L., Valencia). Las semillas de cardo mariano se obtuvieron de la empresa Semillas Silvestres S.L. (Córdoba) y las de girasol de la empresa RAGT Ibérica (Palencia).

Las mezclas de Compost:Fibra de coco (C:FC) y Compost:Biochar (C:BCH) se prepararon con las proporciones 60:40, 40:60 y 20:80 (v:v), manteniendo como tratamientos control el 100% de FC y el 100% de BCH. Una vez preparadas las mezclas se procedió al abonado, utilizando un fertilizante encapsulado de liberación lenta (Multicote extra 6), aplicado de una manera

proporcional a fin de equilibrar el contenido en nutrientes de las mezclas con diferente proporción de compost, de modo que la disponibilidad de nutrientes no supusiera un factor relevante en el crecimiento y estado fisiológico de las plantas. De modo que el fertilizante se añadió en proporciones de: 1g por litro de sustrato en las mezclas 60:40 (v:v), 2g por litro de sustrato en las mezclas 40:60 (v:v), 3 g por litro de sustrato para las mezclas 20:80 (v:v), y 4 gramos por litro de sustrato en tratamientos control de fibra de coco y biochar. Posteriormente se rellenaron las bandejas de semilleros de 60 alveolos (60 ml de volumen por alveolo). Los cultivos se mantuvieron en crecimiento 46 días el cardo mariano y 35 días el girasol bajo condiciones de invernadero.

Las propiedades físicas y físico-químicas de los materiales puros y de las mezclas resultantes se caracterizaron según la metodología descrita en las normas UNE EN 13041 1999 para sustratos y enmiendas orgánicas. Se determinó el contenido en metales totales (Zn y Cu), previa digestión ácida ($\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), en las mezclas de C:FC y C:BCH ensayadas y en la biomasa aérea de las plántulas, además se determinó la fracción soluble de metales (Zn y Cu) en las mezclas de C:FC y C:BCH, mediante extracción con CaCl_2 0,1 M. El factor de bioconcentración (BCF) se calculó como la relación entre el contenido en elementos traza en el tejido vegetal y la cantidad total de estos elementos en el medio de crecimiento.

El estudio de emisión de gases y compuestos orgánicos volátiles (COVs) se llevó a cabo con los materiales puros (FC, BCH y compost) y con las mezclas 60:40 de C:BCH y C:FC mediante incubación de 30 días de duración. Las emisiones de CO_2 y O_2 se midieron con analizador de gases portátil ChekPoint (Dansensor®), mientras que las emisiones de CH_4 , óxido nítrico (NO) y COVs se midieron usando un analizador Dräger X-AM® 5600 equipado con detector de infrarrojos y electroquímico.

Resultados y Discusión

Propiedades de los sustratos

En general, todas las mezclas mostraron valores de densidad aparente (D_a) dentro del rango óptimo (RO) propuesto para sustratos de cultivo sin suelo ($<400 \text{ kg m}^{-3}$). Tanto el efecto de material de mezcla como el efecto de dilución fueron significativos para este parámetro. Como la fibra de coco es muy ligera (80 kg m^{-3}) las mezclas de compost con FC disminuyeron su D_a conforme aumentó la proporción de esta última en las mismas. En cuanto al biochar, es

ligeramente más denso que el compost por lo que las mezclas también lo fueron, pero las diferencias entre ellas fueron escasas y no resultaron significativas.

El índice de contracción (IC) se relaciona de manera inversa con la capacidad de retención de agua y de manera directa con la aireación. Sin embargo en este estudio se encontraron relaciones diferentes, las mezclas que contenían FC presentaron mayor volumen de aire (V_{air} %) que las mezclas con biochar, pero similar volumen de agua (V_{water} %). Esta aparente contradicción podría deberse a la proporción de partículas más pequeñas (0,125 - 0,5 mm) de cada material (11 % en BCH y 5 % en FC) lo que además también se vio reflejado en el bajo valor de espacio poroso total (EPT) encontrado en el BCH y sus mezclas. Ambos, V_{air} y V_{water} , estuvieron dentro o cercanos a los valores del RO (20-30 % y %52-68%, respectivamente).

Tanto el biochar como las mezclas con un alto porcentaje del mismo, presentaron valores muy bajos de capacidad de retención hídrica (CRH), mientras los valores de CRH para el FC fueron más altos, cercanos al doble del BCH. Esto puede llegar a producir problemas fisiológicos en las plantas debido a la alta tensión de succión necesaria para obtener agua. Otro parámetro físico muy importante en el cultivo en contenedor es el índice de contracción (IC) del sustrato al secarse, ya que un IC muy alto puede asfixiar a las raíces y dificultar el riego. El BCH y sus mezclas presentaron valores más adecuados, ya que su IC es prácticamente nulo.

Respecto a las propiedades químicas, el BCH presentó un pH muy alcalino (9,39), y consecuentemente las mezclas preparadas con este material también presentaron valores alcalinos, siendo en todos los casos mayores que el valor de RO (5,5-6,3) para sustratos utilizados en cultivo sin suelo. Con respecto a las mezclas de compost y FC se determinaron valores de pH que iban desde ligeramente ácido (FC puro y mezcla 20:80 C:FC) hasta ligeramente alcalinos (mezcla 80:20 C:FC). El compost utilizado era ligeramente salino y la conductividad eléctrica en las mezclas resultantes aumentó con la proporción del mismo, independientemente de que estuvieran preparadas con BCH o FC.

Como era de esperar, debido al gran contenido en macronutrientes (NPK) en el compost, las mezclas presentaron mayor concentración en estos macronutrientes conforme aumentaba la proporción de compost en las mismas, siendo las mezclas 80:20 las más ricas en NPK.

En cuanto al contenido total en Zn y Cu, el compost usado para la preparación de los sustratos poseía una alta concentración de ambos metales, y por tanto las mezclas utilizadas presentaron una concentración creciente de Zn y Cu con el aumento de la proporción de compost. La concentración de metales en la fracción hidrosoluble (directamente biodisponibles)

de las mezclas, fue muy baja para ambos elementos, presentando por tanto un bajo riesgo de acumulación en los tejidos vegetales. Las mezclas preparadas con C:FC y C:BCH se comportaron de manera diferente, mostrándose el BCH más efectivo en la reducción de la fracción hidrosoluble con respecto a la concentración total. Este efecto del BCH sobre la fracción hidrosoluble pudo ser debido a las características del mismo: pH alcalino, alta capacidad de intercambio catiónico, gran área superficial y estructura porosa, que se ha demostrado son factores que pueden reducir la solubilidad y biodisponibilidad de algunos metales pesados. Además se han descrito diferentes mecanismos por los que el biochar es capaz de retener metales pesados, como son: La formación de Hidroxidos metálicos, óxidos, precipitados de carbonatos o fosfatos, así como la formación de complejos metal-ligando específicos que pueden implicar a grupos funcionales superficiales de carbonatos con o sin intercambio catiónico

Emisiones gaseosas desde las mezclas de sustrato

Los valores obtenidos de emisión de CO₂ fueron mucho mayores en el compost puro que en la FC o el BCH, siendo muy bajos en este último. La mezcla de C:FC aumentó la emisión de CO₂ ligeramente en comparación con el compost puro: probablemente la adición de FC mejoró las condiciones del compost para el crecimiento y metabolismo bacteriano, provocando con ello un aumento de las emisiones de CO₂. Mientras, la mezcla de C:BCH redujo la emisión con respecto al compost solo. Dos posibles explicaciones se encuentran para este efecto: 1) el BCH modificó las condiciones físico-químicas del compost, reduciendo con ello la actividad microbiana, 2) el BCH fue capaz de retener parte del CO₂ producido por los microorganismos.

La cantidad de óxido nítrico (NO) emitido por la muestra de compost puro fue mayor que la emitida por los otros dos materiales (FC y BCH). Como en el caso de las emisiones de CO₂, las mezclas preparadas con C:FC estimularon la emisión de NO, pero la adición de BCH inhibió casi en su totalidad la emisión de NO. Este efecto de mitigación de la emisión de N₂O y NO concuerda con lo encontrado por otros autores tras la aplicación de BCH al suelo. Algunos de los factores descritos que pueden provocar esta disminución son la posible estimulación de la emisión de NH₃, absorción no electrostática de NH₄⁺ y NO₃⁻, y efecto del pH.

En cuanto a la emisión compuestos orgánicos volátiles (COVs), aunque el compostaje redujo el potencial de emisión de COVs del purín de cerdo, el compost fue el material puro que mayor concentración de COVs emitió; las mezclas de C:FC mostraron una emisión mayor de COVs, mientras que en las mezclas de C:BCH la emisión fue inhibida por completo. En otros

trabajos se ha descrito la capacidad del biochar para adsorber y eliminar compuestos orgánicos mediante diferentes mecanismos.

Respuesta de las plántulas

La germinación de las semillas de cardo mariano alcanzó una media de 73% para el conjunto de las mezclas de C:BCH, muy cercana a la media de los dos tratamientos control (75,5%); mientras que en las mezclas C:FC se obtuvo un valor medio algo inferior (69,3%). Además, el comportamiento de las mezclas con mayor proporción de compost también fue diferente para los tratamientos de C:FC y C:BCH; las mayores diferencias se encontraron entre los tratamientos preparados con un 60% de compost, en los que germinaron un 48% y 70 % de las plántulas, respectivamente. Adicionalmente, en los tratamientos 60:40 y 40:60 tanto con FC como con BCH, se produjo un importante retraso de la germinación, alcanzando valores finales muy cercanos a la media. En otros trabajos, este retraso en la germinación y emergencia de las plántulas ha sido atribuido a la alta conductividad eléctrica de los compost. Las mezclas de C:BCH y C:FC con un 20 % de compost presentaron los porcentajes de germinación más altos.

El crecimiento de cardo mariano fue menor en el control de 100% BCH que en el control de FC, mientras que el girasol tuvo un crecimiento parecido en ambos materiales. En general se observó un efecto negativo en el crecimiento con el aumento de la proporción de compost en el medio.

En cuanto al contenido en clorofila SPAD en las hojas de las plantas de los distintos tratamientos, no se encontraron diferencias entre las mezclas C:FC y C:BCH, pero si para la proporción de compost en las mezclas, reduciéndose las unidades SPAD con el aumento de compost en las mezclas.

Las plantas de girasol cultivadas en las mezclas con mayor proporción de compost presentaron mayor concentración de N, P, K y S, pero menor de Ca que las cultivadas en mezclas con menor proporción de compost. La concentración de N, P y Ca también se vio afectada en el caso de las plántulas de cardo mariano, encontrándose una mayor concentración en las plantas cultivadas en mezclas con mayor proporción de compost. Esto fue principalmente debido a la gran cantidad de N, P, K y S aportada por el compost a la mezcla, que aunque también aportó gran cantidad de Ca, este pudo encontrarse principalmente en forma insoluble (CaCO_3) y por tanto poco asimilable.

Un efecto similar se encontró en la concentración de Cu y Zn en la biomasa aérea de ambas especies. Mientras que en los dos controles con BCH y FC puros, se obtuvieron los valores de concentración de Cu y Zn más bajos, en las mezclas de C:BCH se encontraron valores significativamente más bajos que en las mezclas de C:FC. De nuevo parece que la capacidad del BCH de reducir la solubilidad de ambos metales pudo ser la causa de los resultados encontrados. En general, la concentración de Cu en el material vegetal de los diferentes tratamientos estuvo dentro del intervalo considerado normal en plantas (5-20 mg kg⁻¹). Comparando ambas especies, el girasol acumuló mayores concentraciones de Zn que el cardo mariano, con una producción de biomasa también mayor en un menor periodo de tiempo. Los valores de BCF fueron bajos, debido a la baja solubilidad de los metales, tanto para Zn (<0,40) como para Cu (<0,05). En cuanto al BCF' (relacionado con los elementos traza biodisponibles) los valores obtenidos para el Cu en cardo mariano se situaron entre 2.1 y 9.7 (20:80) en las mezclas de C:FC y 2.7 y 11.3 para las mezclas de C:BCH; igual patrón se observó en el girasol, debido al marcado descenso en la solubilidad de los metales provocada por el BCH en las mezclas.

Conclusiones

El uso de compost obtenido a partir del purín de cerdo como componente de un sustrato se ha mostrado como una alternativa ecológica al uso de recursos no renovables como la turba, y una manera de valorizar estos residuos. Los resultados obtenidos muestran que en el caso del compost de purín procedente de lechones, debido a sus características (alto contenido en Zn y Cu y alta salinidad), es aconsejable su utilización en baja proporción (<20%) en la preparación de sustratos, ya que a bajas proporciones no aparecen efectos fitotóxicos pero sí es capaz de aportar una cantidad importante de nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas.

De los dos materiales ensayados junto al compost (fibra de coco y biochar), el biochar se ha mostrado como el más adecuado, debido a su capacidad para reducir la solubilidad y biodisponibilidad de Zn y Cu, teniendo un efecto positivo sobre el desarrollo y crecimiento de ambas especies, y produciendo además un beneficio ambiental al reducir las emisiones de CO₂, y NO y prácticamente inhibir las de COVs desde las mezclas.

5. DISCUSIÓN GENERAL

5.1 Características del sector porcino en la Región de Murcia

La Región de Murcia es una de las Comunidades con mayor producción de porcino en España, siendo en la actualidad la quinta provincia en número de cabezas de estos animales. Además, el estudio de la evolución del sector durante las últimas décadas muestra una tendencia hacia la intensificación de sus explotaciones, ya que cada vez hay un número menor de granjas registradas mientras que el número de cabezas de cerdo aumenta paulatinamente. Otra característica destacable es la alta focalización de estas granjas dentro de la Región, repartiéndose más del 50 % de la producción entre las comarcas de Fuente Álamo y el Valle del Guadalentín, lo que unido a la declaración de parte de estas áreas como zonas vulnerables a la contaminación por nitratos, pone de manifiesto la necesidad de encontrar tecnologías de tratamiento que permitan un reciclado de ese exceso de nutrientes de manera ambientalmente sostenible.

5.2 Integración de la Tecnología de Compostaje en granja de Porcino

5.2.1 Separación Sólido/Líquido del purín

Debido al alto contenido en humedad que presentan los purines de cerdo ($\geq 97\%$) (Moral y col., 2008) es necesario un pretratamiento a través de un sistema de separación sólido/líquido a fin de acondicionar los mismos para su tratamiento mediante compostaje (Jorgensen y Jensen, 2009). El sistema de separación evaluado en la granja permitió la concentración de materia seca en la fracción sólida, así como una fracción líquida clarificada. La eficiencia del pretratamiento de separación fue evaluada en sus diferentes etapas mediante balance de masas. La primera etapa, correspondiente al filtro banda + tornillo prensa, mostró una eficiencia media de recuperación de sólidos totales baja (38%), aunque similar a la obtenida en otros estudios sobre esta misma tecnología de separación (Popovic y col., 2014), probablemente debido a la baja capacidad de retención del tornillo prensa de las partículas con menor tamaño (Møller y col., 2002). La segunda etapa (tamiz rotatorio- 200 μm), debido al

menor tamaño de luz de malla, se mostró más eficiente en la retención de sólidos totales, así como de metales Zn y Cu (principalmente ligados a las partículas más pequeñas). En general la combinación de ambas etapas fue muy eficiente en la separación de C-orgánico total, S-total, macro (N-P) y micronutrientes en la fracción sólida, pero no tanto para elementos altamente solubles como el K y el Na.

5.2.2 Elección del agente estructurante y estudio de la degradación de la MO

La adición de un agente estructurante es necesaria para llevar a cabo el compostaje de la fracción sólida del purín de cerdo ya que permite ajustar la relación C/N del material, absorbiendo el exceso de humedad, mejorando la aireación y permitiendo con ello una correcta evolución del proceso bio-oxidativo. Para esto es importante además estudiar cual es la proporción de materiales en la mezcla que permita un óptimo desarrollo del proceso de compostaje. A la vez, una profunda comprensión de la transformación de la MO durante el compostaje es un aspecto clave que puede servir como indicativo de un buen desarrollo del proceso, así como de la idoneidad y biodegradabilidad de los materiales a compostar (Santos y col., 2014).

En el experimento a escala de laboratorio, de los 4 estructurantes utilizados, el residuo de algodón (RA) fue el que produjo un mayor y más rápido aumento de la temperatura, seguido por las mezclas con poda de jardín (PJ), paja de cebada (PC) y tallo de maíz (TM), respectivamente, indicando la relevancia de las características térmicas del material en el desarrollo y mantenimiento de la temperatura durante el compostaje (Ahn y col., 2009; Santos y col., 2016). En cuanto a la producción de C-CO₂ las mezclas con RA y PJ fueron las únicas que mostraron una reducción significativa entre el inicio y el final del experimento, indicando una mayor y más rápida estabilización de la materia orgánica más lábil. Por ello, se seleccionó el residuo de algodón como material estructurante para el compostaje a escala piloto.

A escala piloto se prepararon dos pilas de compostaje con diferente proporción de RA y fracción sólida de purín, ambas alcanzaron valores termófilos de temperatura durante los primeros días de compostaje, pero la pila con mayor proporción de RA presentó una fase termófila más larga, lo cual se vio reflejado en un aumento de la aireación forzada. Por tanto las pilas mostraron un rápido desarrollo del proceso, indicativo de una alta biodegradabilidad de la mezcla, debido probablemente a la presencia de compuestos lábiles en la FS. Sin embargo al aumentar la proporción de RA en la mezcla también se reduce la constante de mineralización, probablemente debido al contenido de otros compuestos más recalcitrantes como la lignina, presentes en este material, lo cual puede suponer un tiempo más largo de

compostaje con el coste adicional que ello supone. Además las características térmicas del algodón con una capacidad calorífica específica baja (Ahn y col., 2009; Santos y col., 2016), indican que el RA precisa menor suministro de energía para aumentar y mantener altas temperaturas que otros materiales; en el caso del compostaje esa energía es proporcionada por la reacción exotérmica producida por la degradación aerobia de la materia orgánica mediante la acción microbiana los microorganismos (Bernal y col., 2017).

Finalmente en el compostaje (FS+RA) llevado a cabo en la Granja, el balance de masas mostró una fuerte degradación del contenido en materia orgánica (54,7 % de MO potencialmente mineralizable), si bien la constante de mineralización y el producto de ambos ($A \times K$) eran inferiores a los valores obtenidos en el experimento a escala piloto, indicando una menor velocidad de degradación del proceso, probablemente debido a que el sistema de compostaje utilizado (por volteos periódicos) es menos eficiente en la aireación de la mezcla que el sistema Rutgers de pila estática y aireación forzada utilizado a escala piloto. Las características finales del contenido en MO fueron las propias de un compost maduro, estable y con un alto grado de humificación.

5.2.3 Compostaje de la fracción sólida del purín porcino en granja

Se llevaron a cabo dos ensayos de compostaje utilizando la fracción sólida del purín proveniente de madres y lechones y añadiendo bien paja de cereal (PC) o residuo de desmote de algodón (RA) como agente estructurante, respectivamente. Se encontraron diferentes resultados entre ambos ensayos. La evolución del perfil de temperatura fue más rápida e intensa en la pila con RA probablemente debido a la diferencia en el contenido de compuestos orgánicos lábiles (uso de fracción sólida recientemente separada), a las propiedades del RA de algodón como agente estructurante (con inferior capacidad calorífica específica que la paja de cereal; Ahn y col., 2009), o al tamaño de la pila (mayor en el caso de la pila con RA, que reduce las pérdidas de calor; Haug, 1993). En ambas pilas la MO disminuyó durante el proceso de forma parecida, conteniendo el compost de RA un contenido mayor de ácidos húmicos. La recuperación de nitrógeno total (NT) en el compost final fue mayor en la pila formada con la FS y el RA, indicando unas pérdidas de N mayores en el proceso llevado a cabo con PC. La baja relación C/N de la pila con PC pudo ser responsable de las mayores pérdidas de N (Michel y col., 2004), que principalmente se producen por volatilización de amoníaco bajo condiciones de alto pH y temperatura elevada, tal y como sucede durante el compostaje (Ekinci y col., 2000; Bernal y col., 2017).

En cuanto los parámetros de madurez, ambos compost cumplían con el rango óptimo aconsejado por diversos autores, considerándose pues compost maduros y estables. Los dos compost presentaban una concentración muy alta de Zn y Cu derivada del uso de purín de lechones, pero se encontraron algunas diferencias en los tests de biotoxicidad realizados con *Zea mays* obteniéndose valores de EC_{50} y LC_{50} mayores para el compost realizado con residuo de algodón, lo cual es indicativo de que su uso en igual proporción que el compost de PC debería generar menores problemas de toxicidad.

5.3 Implicaciones ambientales del compostaje

Se han identificado ciertos aspectos de la gestión y tratamiento de residuos ganaderos que llevan implícito un impacto a nivel ambiental, durante la realización de los diferentes ensayos que se compendian en este trabajo, se han evaluado algunos de estos aspectos.

En cuanto a las emisiones de gases de efecto Invernadero (GEI) se encontraron diferencias entre los flujos de emisión de los gases evaluados (CO_2 , CH_4 y N_2O). Los flujos de emisión de CO_2 fueron aumentando desde el inicio del proceso hasta el día 21, cuando se detectaron los flujos de emisión más altos, coincidiendo con la degradación de MO más intensa y las temperaturas más altas alcanzadas en la pila. Los valores más bajos de emisión se dieron durante la fase de maduración, cuando la MO presente en la mezcla está estabilizada. Los valores más altos de emisión de CH_4 se midieron los días 7 y 21, coincidiendo con el periodo de máxima degradación (Hao y col., 2001), lo que unido al alto contenido en humedad procedente del exceso de humedad de la FS utilizada, pudo favorecer la formación de micrositios anóxicos y con ello la actividad metanogénica. Los flujos de emisión medidos para el N_2O fueron muy bajos y principalmente asociados a los eventos de volteo de las pilas, debido a la relación entre la liberación de este gas y los procesos de nitrificación/desnitrificación (Pardo y col., 2015). Los valores de emisión más altos se midieron durante la fase de maduración y enfriamiento cuando aumenta el ratio $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ debido a una nitrificación más intensa.

El NH_3 no es un gas de efecto invernadero, pero su volatilización, promovida en muchas ocasiones por el manejo y tratamiento de residuos ganaderos sí que es causa de importantes pérdidas de nitrógeno, a la vez que contribuye a la contaminación de la atmosfera y la producción de lluvias ácidas (Sanz-Cobena y col., 2017). La evaluación realizada en la granja a través del método de Ekinci y col. (2000), arrojaron unas pérdidas estimadas en 331 g NH_3 /kg NT lo que equivale a unos 2,17 kg NH_3 por tonelada de mezcla tratada. A la hora de tomar medidas para intentar paliar estas pérdidas se debería tener en cuenta que en ocasiones

actuaciones adoptadas para mitigar la volatilización de NH_3 pueden promover la emisión de otros gases, como N_2O , a través de la modificación de los procesos de nitrificación-desnitrificación (Pardo y col., 2015)

El potencial efecto de calentamiento (GWP) debido a las condiciones climáticas, el tipo de residuo y el tipo de tecnología de tratamiento fue también estudiado para el caso de la granja objeto de estudio basándose en la guía de criterios de la IPCC (2006). De las 4 opciones de gestión posibles, el almacenaje de purín en balsa es la opción más perjudicial en términos de emisión de equivalentes de CO_2 , debido a la gran producción de CH_4 . La separación sólido-líquido del purín y el tratamiento aerobio de la FL reducen considerablemente la emisión de eq. CO_2 con respecto al almacenaje en balsa. Por último la incorporación del sistema de compostaje de la fracción sólida, resultó beneficiosa en tanto en cuanto el sistema empleado fuera con aireación pasiva, mientras que el compostaje con aireación activa y volteos frecuentes no resultó recomendable debido al aumento en la emisión de N_2O y el gran potencial de efecto invernadero de este gas.

La energía consumida durante el compostaje también se ha evaluado según el consumo de combustible utilizado para la preparación de la pila, así como para los volteos mínimos necesarios. La energía calculada por tonelada de material tratado fue de 23,8 KWh/ t lo que equivale a unos 2,18 l/t de combustible.

En el caso de que la FS utilizada en la mezcla de compostaje provenga de los purines de madres y lechones toma especial interés el estudio del contenido en metales pesados, debido a la presencia (Zn y Cu) en altas concentraciones de los mismos. Durante los estudios realizados, si bien se ha visto que la recuperación de metales durante el compostaje es del 100%, tendiendo incluso a concentrarse debido a la pérdida de humedad y de volumen en la pila; también se observó una disminución en la solubilidad y biodisponibilidad del Zn y Cu durante el proceso de compostaje, debido a procesos de precipitación, absorción o complejación, este último particularmente relevante para el Cu, debido a su facilidad para formar quelatos estables con la materia orgánica humificada (Gondar y Bernal, 2009).

5.4 Uso del compost como componente de un sustrato de crecimiento

Como alternativa al uso agrícola del compost, se planteó un ensayo usando el compost como componente en la formulación de sustratos de crecimiento junto a fibra de coco (FC) y biochar (BCH). El compost realizado con la FS del purín de cerdo presentó unas características físicas correctas. Las mezclas de C:BCH y C:FC en general también presentaron unas características físicas apropiadas para su uso como sustrato, excepto para la capacidad de

retención hídrica (CRH) que resultó muy baja para las mezclas de C:BCH, debido a las propiedades del BCH, cuyos sustratos requerirían una mayor frecuencia de riego, y el índice de contracción (IC), muy alto en las mezclas de C:FC. En cuanto a las emisiones de CO₂, NO y COVs, las mezclas de C:BCH se mostraron más eficientes, reduciendo significativamente la emisión de estos compuestos (Fornes y col., 2015), posiblemente debido a la capacidad de adsorción de gases por parte del biochar (Plaza y col., 2014). También fue así para el contenido en Zn y Cu y la salinidad (principales limitantes del compost) debido probablemente a la capacidad que mostró el BCH para reducir la solubilidad de estos metales, produciendo con ello un efecto beneficioso sobre el desarrollo de las especies ensayadas. Los diferentes mecanismos de retención de metales pesados por el biochar puede implicar la formación de precipitados de óxidos e hidróxidos, carbonatos y fosfatos, la activación de la superficie debido a un aumento de pH y la complejación específica metal-ligando por los grupos funcionales existentes en la superficie del biochar, con o sin capacidad de cambio catiónico (Inyang y col., 2016; Uchimiya y col., 2010). El área superficial elevada y la estructura porosa del biochar, junto con alto pH promueve la capacidad de cambio catiónico y eleva el pH del suelo (Albuquerque y col., 2013), factores que se sabe que reducen la solubilidad y disponibilidad de los metales pesados.

5.5 Referencias

- Ahn, H.K., Sauer, T.J., Richard, T.L., Glanville, T.D., 2009. Determination of thermal properties of composting bulking materials. *Bioresource Technology*. 100, 3974e3981.
- Albuquerque, J.A., Salazar, P., Barrón, V., Torrent, J., del Campillo, M.C., Gallardo, A., Villar, R., 2013. Enhanced wheat yield by biochar addition under different mineral fertilization levels. *Agronomy for Sustainable Development*. 33, 475–484.
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel F.C. Jr. 2017. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Advances in Agronomy*. 144, 143–233.
- Ekinci K., Keener, H.M., Elwell, D.L., 2000. Composting short paper fiber with broiler litter and additives: part I: effects of initial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia emission. *Compost Science and Utilization*. 8, 160-172.

- Fornes, F., Belda, R.M., Lidón, A., 2015. Analysis of two biochars and one hydrochar from different feedstock: focus set on environmental, nutritional and horticultural considerations. *Journal Cleaner Production*. 86, 40–48.
- Plaza, M.G., González, A.S., Pis, J.J., Rubiera, F., Pevida, C., 2014. Production of microporous biochars by single-step oxidation: effect of activation conditions on CO₂ capture. *Applied Energy* 114, 551–562.
- Gondar, D., Bernal, M.P. 2009. Copper binding by olive mill solid waste and its organic matter fractions. *Geoderma* 149, 272-279.
- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J., Travis, G.R., 2001. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality*. 30, 376e386.
- Haug, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Inyang, M.I., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y., Zimmerman, A., Mosa, A., Pullammanappallil, P., Ok, Y.S., Cao, X., 2016. A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. *Critical Review in Environmental Science and Technology*. Sci. Technol. 46, 406–433.
- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel for Climate Change.
- Jorgensen, K., Jensen, L.S., 2009. Chemical and biochemical variation in animal manure solids separated using different commercial separation technologies. *Bioresource Technology*. 100, 3088-3096.
- Michel Jr., F.C., Pecchia, J., Rigot, J., Keener, H.M., 2004. Mass and nutrient losses during composting of dairy manure with sawdust versus straw amendments. *Compost Science Utilization* 2, 323-334.
- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. 2002. Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresource Technology* 85, 189-196.
- Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., 2008. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Management* 28, 367-371

- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E. 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global Change Biology* 21, 1313-1327
- Popovic, O., Gioelli, F., Dinuccio, E., Balsari, P. 2014. Improved pig slurry mechanical separation using chitosan and biochar. *Biosystem Engineering* 127, 115-124.
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., del Prado, A., Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta-Bartolomé, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J. 2017 Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 238, 5-24.
- Uchimiya, M., Lima, I.M., Klasson, K.T., Chang, S.C., Wartelle, L.H., Rodgers, J.E., 2010. Immobilization of heavy metal ions (Cu II, Cd II, Ni II, and Pb II) by broiler litter derived biochars in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 58, 5538–5544.

6. CONCLUSIONES GENERALES

Conclusiones

Del presente trabajo sobre gestión y tratamiento de purines de cerdo a nivel de granja mediante compostaje en una zona de alta carga ganadera, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

En cuanto a la producción de purines en la Región de Murcia:

- La Región de Murcia es una de las comunidades con mayor producción del sector porcino en España, además, entre sus peculiaridades encontramos una distribución de la producción muy focalizada en algunos municipios, destacando por encima de los demás el municipio de Fuente Álamo y la comarca del Valle del Guadalentín
- En la comarca del Valle del Guadalentín, donde se centró el estudio sobre la producción de purines, la ausencia de suficiente superficie agrícola unida a los límites de aplicación (170 kg N/ha) al tratarse de una zona vulnerable a la contaminación por nitratos, suponen dos de las principales limitaciones para el uso directo del purín en el suelo

En cuanto a la gestión del purín en granja y compostaje:

- La separación mecánica del purín es necesaria para acondicionar las características del mismo, obteniéndose una fracción sólida rica en materia orgánica y nutrientes, con un menor contenido en humedad, aunque con un alto contenido en metales pesados como Zn y Cu, siendo especialmente rico en estos últimos el purín de los lechones.
- Los experimentos llevados a cabo a escala de laboratorio y piloto se mostraron como herramientas útiles a la hora de definir la metodología de compostaje de la fracción sólida del purín, así como para escoger un material adecuado que funcionase como estructurante.

- De los materiales testados, el residuo de desmote del algodón se ha revelado como el mejor estructurante debido a sus características y a sus propiedades térmicas, ya que proporciona una correcta aireación a la mezcla, regulando de forma más efectiva el exceso de humedad de la fracción sólida del purín, influyendo de este modo en el arranque del proceso de biodegradación y en la evolución del perfil de temperatura.
- El compostaje a nivel de granja no precisa de elevados requerimientos técnicos y se ha mostrado como una tecnología de tratamiento correcta para este tipo de residuos, la cual permite reducir su volumen a la vez que estabiliza su contenido en materia orgánica, obteniéndose un producto maduro, humificado, con buenas propiedades físicas y que permite una exportación segura de nutrientes a zonas deficitarias.
- En relación a la emisión de gases de efecto invernadero, la metodología de compostaje (pila estática con volteos periódicos o compostaje intensivo con volteos frecuentes) así como el tipo de gestión de la pila (riego, dimensiones de la misma, etc.) son las variables que condicionan de manera significativa los flujos de emisión de N_2O , CH_4 y CO_2 .
- De los posibles escenarios de gestión evaluados en la granja, la separación sólido-líquido con depuración aerobia de la fase líquida y compostaje de la fase sólida, conlleva un menor potencial de efecto invernadero (expresadas como CO_2 eq), debido a la reducción de las emisiones de GEIs, en comparación con el simple almacenamiento del purín en balsa o con la separación sólido-líquido y almacenamiento de la fase sólida.

Respecto a la calidad y uso del compost:

- El estudio del contenido en metales pesados (Zn y Cu) del compost y su fraccionamiento según el tamaño de partícula reveló la capacidad del Cu para formar complejos estables con compuestos orgánicos, favoreciendo su retención en la fracción con tamaño de partícula más grande (>2 mm), rica en materia orgánica. Sin embargo, el Zn se encontró en mayor concentración en la fracción más pequeña (0,05 mm), la cual presentó los valores de COT y de C de ácidos húmicos más bajos, y ligado principalmente a compuestos inorgánicos poco solubles
- A pesar de la alta concentración total de Zn y Cu, la baja solubilidad y biodisponibilidad de ambos metales en el compost maduro evitó efectos fitotóxicos significativos a bajas

dosis de aplicación (3-6%) compatibles con dosis fertilizantes, promoviendo incluso el crecimiento de las plántulas.

- El compost maduro de la fracción sólida de purín presentó unas correctas propiedades físicas para su utilización como componente de sustrato de cultivo, pero su alto contenido en metales (Zn y Cu) y su alta salinidad fueron los dos factores que limitaron su uso en proporciones altas, debiendo limitarse a $\leq 20\%$.
- De los materiales ensayados para mezclar con el compost para la preparación de sustratos de cultivo, el biochar se mostró más adecuado debido a su capacidad para reducir la solubilidad de Zn y Cu, teniendo un efecto positivo sobre el desarrollo y crecimiento de ambas especies ensayadas. Además, los sustratos a base de mezclas de compost con biochar presentaron un beneficio ambiental al reducir significativamente las emisiones de CO₂, NO y COVs en comparación con las mezclas realizadas con fibra de coco o con el compost puro sin mezcla.

7. PERSPECTIVAS DE FUTURO

Perspectivas de futuro

La gestión de los residuos ganaderos constituye un aspecto clave en la reducción del uso de fertilizantes minerales y en el impacto ambiental que supone su fabricación. Según FAOSTAT, el uso de fertilizantes nitrogenados en Europa aumentó rápidamente desde 1950 a 1990, pero se estabilizó posteriormente en unos 10 Tg anuales debido a los cambios en la política medioambiental. El alto contenido de nutrientes (principalmente N) en el purín de cerdo hace necesaria su reutilización en los sistemas agrícolas, que en caso contrario supondría una pérdida económica relevante para el sector agrario. El alto contenido en nutrientes (principalmente N) del purín de cerdo hace que su reutilización en los sistemas agrícolas sea una forma aconsejable para su gestión, ya que además supondría un alivio económico importante para el sector agrario.

Sin embargo, en la actualidad el uso del purín de cerdo debe de integrarse dentro de una gestión medioambiental sostenible, interrelacionando el sistema ganadero con el agrícola. De esta forma las diversas estrategias de gestión requieren de un componente medioambiental que permita la conservación de los recursos y de un aspecto económico que sea viable para el sector. Así, siendo la aplicación directa al suelo la opción económicamente más rentable, ésta debe realizarse mediante un balance de nutrientes en base a los requisitos de los cultivos. Como se ha puesto de manifiesto en esta Tesis Doctoral, la utilización directa del purín no siempre es factible y está limitada por el tipo de cultivo, superficie agraria útil, límites de aplicación en zonas vulnerables a la contaminación por nitratos, etc. Por ello las tecnologías de tratamiento permiten diversificar la gestión, permitiendo el uso de los productos obtenidos en zonas agrícolas más alejadas del área de producción, y planteando un uso alternativo a la aplicación directa en el suelo.

Desde el punto de vista de la gestión agrícola y ambiental del purín de cerdo se plantean las siguientes perspectivas de futuro:

- Identificar los condicionantes y limitaciones de la gestión de purín mediante la evaluación agrícola y ambiental de las granjas que permita diseñar un plan de gestión particular para cada caso. En este punto la utilización del software MANEV TOOL (www.manev.eu) constituye una herramienta extremadamente útil para la toma de decisiones en la gestión del estiércol.
- Diferenciar la gestión de purín porcino procedente de lechones del resto de los animales, a fin de evitar acumulación de Zn y Cu en el caso del compostaje de la fracción sólida. Para ello deben plantearse alternativas de gestión basadas en la recuperación de nutrientes (N mediante stripping, P mediante precipitación como fosfatos o la formación de estruvita), lo que requiere un desarrollo tecnológico e industrial.
- Respecto al compostaje, aspectos clave son: garantizar la calidad para asegurar la introducción del producto en el mercado; obtención de compost para aplicaciones específicas, como el enriquecimiento en nutrientes bien mediante acondicionamiento pre- o post-compostaje, e incluso la inoculación microbiana, o garantizar el potencial supresor de fitopatógenos; y reducir el impacto ambiental del compostaje mediante la adecuación de los aspectos técnicos del sistema.
- Plantear usos alternativos a los tradicionales para la utilización de compost que permita su puesta en el mercado: potenciar su uso en jardinería, en recuperación de suelos degradados o contaminados, y particularmente usos específicos que le confieran un valor añadido como puede ser la preparación de sustratos o diseño de fertilizantes para cultivos deficitarios en oligoelementos como cobre y cinc.

