

# Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones Agronómicas y Medioambientales

— Tesis Doctoral de la Universidad Miguel Hernández de Elche —



**GIAAMA**



Grupo de  
Investigación  
Aplicada en  
Agroquímica  
y Medio  
Ambiente  
Universidad  
Miguel  
Hernández

**ANA BELEN RUFETE SAEZ**

**UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE**

**ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA**

**DPTO. AGROQUÍMICA Y MEDIO AMBIENTE**

**2015**



Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español:  
Implicaciones Agronómicas y Medioambientales

---

*Characterization of Manure from Southeastern Spain: Agronomic  
and environmental assessment*



Tesis presentada por: Ana Belén Rufete Saez

Para optar al título de doctor

Directores: Aurelia Pérez Espinosa  
María Dolores Pérez Murcia  
Raúl Moral Herrero

---

Se autoriza la reproducción del contenido de esta tesis, siempre y cuando se cite la fuente.

Impreso en España / Printed in Spain.





**Dr. Ignacio Gómez Lucas**, Director del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche,

CERTIFICA

Que la Tesis Doctoral titulada **“Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones Agronómicas y Medioambientales”**, presentada por **Dña. Ana Belén Rufete Saez** ha sido realizada en el Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

El presente ejemplar ha sido revisado por el profesor que certifica

Fdo. Dr. Ignacio Gómez Lucas  
Profesor Titular de Edafología y Química Agrícola  
Elche, 12 de julio de 2015



Esta memoria ha sido presentada por Dña. **Ana Belén Rufete Saez**, Ingeniera Agrónomo, para optar al grado de Doctor por la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Fdo. Ana Belén Rufete Saez

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por la **Dra. Aurelia Pérez Espinosa**, profesora Titular de Universidad, la **Dra. María Dolores Pérez Murcia**, profesora Titular de Universidad, y el **Dr. Raúl Moral Herrero**, Catedrático de Universidad, pertenecientes al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Dra. Aurelia Pérez Espinosa

Profesora Titular de Edafología y Química  
Agrícola de la Universidad Miguel  
Hernández de Elche

Dra. María Dolores Pérez Murcia

Profesora Titular de Edafología y Química  
Agrícola de la Universidad Miguel  
Hernández de Elche

Dr. Raúl Moral Herrero

Catedrático de Universidad de Edafología  
y Química Agrícola de la Universidad  
Miguel Hernández de Elche

Elche, 12 de julio de 2015





## AGRADECIMIENTOS

Agradecer de corazón a todas las personas que día a día han estado conmigo a lo largo de mi formación y en especial a mis Directores de Tesis.

A los compañeros de laboratorio de Edafología en estos años vividos inolvidables con grandes anécdotas de laboratorio y campo:

Enique, el MacCyver de la planta de compostaje y “sobre todo un gran amigo”

La Busta con sus pilas de compost y saturándome todo el congelador con las muestra.

Demetrio con su buen humor y hacer en el campo y muchos más que como él han realizado trabajos fin de carrera en el laboratorio compartiendo equipos de análisis y risas.

A los compañeros del laboratorio Orgánico “cocinitas de la síntesis” porque son únicos con la paciencia que tienen:

Qué decir de mis compis de campana, Valencianos que pronto serán Doctores, Vicente y Sara me han enseñado muchas cosas, pero sobretodo el compañerismo, os suena “gangnam style”

A los que se incorporaron más tarde Natali, Desi, David y por último “Geronimo” o no Jorge Que los revisores orgánicos no saben todavía lo que les espera.

Siembre está la ilusión del comienzo de un proyecto que se convierte en la ilusión de un grupo.

A todos gracias por estar ahí





UNIVERSITAS

*Miguel*  
*Hernández*

Dedicada a mi familia,

en especial a mis dos tesoros Arturo y Álvaro



# ÍNDICE

---

*Caracterización de Resíduos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones:*

*Agronómicas y Medioambientales*





# ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
1.1. La Materia orgánica y la fertilidad.....	3
1.1.1. Rol de la materia orgánica en el suelo.....	10
1.1.2. Fuentes de materia orgánica en el suelo.....	14
1.2. Residuos ganaderos.....	17
1.2.1. Evolución y estado actual del sector ganadero.....	17
1.2.2. Producción y características de los residuos ganaderos .....	19
1.2.3. Aspectos agronómicos asociados al uso agrícola de residuos ganaderos...	24
1.2.4. Aspectos ambientales asociados al uso agrícola de residuos ganaderos....	29
1.2.5. Planes de gestión de residuos ganaderos.....	38
1.3. Residuos porcinos.....	43
1.3.1. Estado actual del sector porcino y generación de residuos.....	43
1.3.2. Gestión y tratamiento: valoración directa en suelos agrícolas.....	45
1.3.3. Riesgos medioambientales asociados a la gestión directa de residuos porcinos.....	48
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>53</b>
<b>3. PUBLICACIONES.....</b>	<b>59</b>
3.1. Nutrient value of animal manure in front of environmental hazards.....	61
3.2. Characterisation of the organic matter pool in manures.....	73
3.3. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain.....	81
3.4. Total and faecal coliform bacteria persistence in a pig slurry amended soil.....	89
<b>4. RESUMEN DE RESULTADOS, DISCUSIONES Y CONCLUSIONES.....</b>	<b>97</b>
<b>5. CONCLUSIÓN GENERAL Y PERSPECTIVAS DE FUTURO.....</b>	<b>111</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>115</b>





# INTRODUCCIÓN

---

*Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones:  
Agronómicas y Medioambientales*





## 1. Introducción

### 1.1. La Materia orgánica y la fertilidad

La **agricultura intensiva** ha aumentado el rendimiento de las cosechas pero también ha provocado grandes problemas de contaminación ambiental, gasto energético, degradación y pérdida de suelo. Los suelos mediterráneos presentan una baja elasticidad favorecida por factores ambientales (clima árido y semiárido, sustrato litológico, baja cobertura vegetal) y factores antrópicos (prácticas agrarias inadecuadas, salinización de suelos, deforestación y escasez de materia orgánica) y por tanto están expuestos a una pérdida irreparable de su fertilidad y a un futuro de erosión, degradación y desertificación. El **suelo** es un recurso esencial **no renovable** con tasas de degradación potencialmente rápidas y procesos de formación más lentos (Van-Camp *et al.*, 2004), por ello es uno de los sistemas vivos de mayor complejidad en la tierra. La degradación conlleva a una disminución en la calidad del suelo que se traduce en una merma en su productividad actual y potencial, debido a causas naturales o inducidos por el hombre (Lal *et al.*, 1989; Johnson *et al.*, 1997; Ojeda *et al.*, 2008). Los procesos que caracterizan la degradación física como la desertificación, erosión, encostramiento y sellado superficial se relacionan con la pérdida de humus y empobrecimiento de la calidad del suelo (Boluda *et al.*, 2005). Como consecuencia de un manejo inadecuado de las prácticas agrarias realizadas sobre estos agrosistemas, se pueden producir cambios regresivos en sus propiedades físico-químicas y biológicas (Smith *et al.*, 1993), causando alteraciones drásticas en los ciclos del carbono, nitrógeno y de otros nutrientes, que contribuyen a incrementar la concentración global de gases invernaderos como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O (Mossier, 1998) y a disminuir su productividad. Por tanto, existe una creciente preocupación acerca de los problemas ambientales relacionados entre sí y mencionados anteriormente.

La materia orgánica de un suelo es un sistema complejo en un estado dinámico permanente, producido por la incorporación de residuos orgánicos al suelo, principalmente de origen vegetal y en menor cuantía animal, y su continua degradación bajo la acción de factores biológicos, químicos, físicos y bioquímicos. Existen diversas formas de definir el término materia orgánica. Stevenson (1982) empleó los términos de materia orgánica del suelo y humus de forma intercambiable y de este modo los definió como el total de compuestos orgánicos presentes en el suelo sin considerar los tejidos de animales y plantas sin descomponer, los productos

resultantes de su degradación y la biomasa. Sin embargo, Vaughan y Ord (1985), utilizaron el término de materia orgánica para abarcar todos los compuestos orgánicos del suelo incluida la biomasa, pero excluyendo la macrofauna y macroflora.

La fracción orgánica del suelo es muy heterogénea, ya que en ella se han detectado compuestos tales como carbohidratos, aminoácidos, ácidos orgánicos y proteínas (Alexander, 1977). De acuerdo con Tate (1987), los componentes orgánicos del suelo se pueden dividir en tres fracciones: a) fracción orgánica biodegradable, b) sustancias húmicas y c) biomasa microbiana.

#### a) Fracción orgánica biodegradable

Esta fracción está formada por todos aquellos compuestos que son empleados por los microorganismos como fuente de carbono y energía, los cuales pueden proceder de restos de animales o plantas o de la actividad metabólica de los microorganismos del suelo. También se incluyen las sustancias orgánicas originadas por la síntesis microbiana, como aminosacáridos, fito-reguladores, vitaminas y antibióticos, otros compuestos procedentes de la descomposición de residuos vegetales y animales y de la biomasa microbiana, así como compuestos orgánicos procedentes de la rizodeposición, como exudados, secreciones, lisados, etc.

Los carbohidratos que se encontrarán serán los que forman parte de los tejidos de sostén y conducción y representan sustancias de reserva de las plantas, como hemicelulosa, celulosa y almidón. También en los carbohidratos de las paredes celulares de los microorganismos y los sintetizados por ellos mismos, como quitina, mucopéptidos, mucopolisacáridos, ácidos tónicos, etc., así como en los residuos de animales se encontrará el glucógeno. A todos estos compuestos se unirán los carbohidratos sencillos resultantes de su descomposición por parte de los microorganismos del suelo (Labrador-Moreno, 1996).

Los compuestos nitrogenados estarán formados por las proteínas, polipéptidos, oligopéptidos, aminoácidos y ácidos nucleicos. Estos compuestos en condiciones favorables son rápidamente mineralizados. En determinadas ocasiones, sin embargo, muchos aminoácidos y péptidos muestran una mayor resistencia a la degradación debido a que se encuentran

adsorbidos en la superficie de las arcillas o en sus espacios interlaminares (Dashman y Stozsky, 1986).

La fracción biodegradable también está formada por compuestos más complejos de degradación más lenta tales como lípidos, así como de un conjunto de polímeros relativamente estables como lignina y taninos y una serie de polímeros fenólicos denominados melaninas, sintetizados principalmente por hongos, que se caracterizan por su gran similitud con los ácidos húmicos en lo que se refiere a composición, estructura y resistencia a ser degradados (Valmaseda *et al.*, 1989). La fracción biodegradable de la materia orgánica se descompone de forma diferente dependiendo de las condiciones físicas y químicas del suelo, ya que la actividad microbiana varía con el nivel de humedad del suelo, potencial redox, pH, etc. Esta fracción constituye la fuente de elementos nutritivos para las plantas, como nitrógeno, fósforo, potasio y azufre entre otros, y también es fuente de CO<sub>2</sub> para la atmósfera del suelo. También, participa en gran cantidad de procesos ligados a las propiedades químico-físicas del suelo, procesos tales como la agregación, la disolución de minerales, los ciclos biogeoquímicos de los elementos y la formación y estabilidad de la estructura, así como el suministro de materiales bioactivos para los vegetales y para los microorganismos edáficos (Labrador-Moreno, 1996).

#### b) Sustancias húmicas

Esta fracción es la más estable frente a la degradación microbiana y la más importante de la materia orgánica del suelo, ya que es la responsable de la mayoría de las propiedades beneficiosas que ésta aporta, como es la capacidad tamponante, la capacidad de cambio catiónico y la mejora de la estructura del suelo. Está constituida por tres fracciones diferentes: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y humina, que se diferencian por su distinta solubilidad en disoluciones alcalinas y ácidas.

Los ácidos húmicos y fúlvicos son solubles en disoluciones alcalinas, pero los primeros precipitan en medio ácido, mientras que los ácidos fúlvicos son solubles tanto en disoluciones básicas como ácidas. La humina no es soluble ni en medio alcalino ni ácido. Esta diferente solubilidad está relacionada en parte con la complejidad molecular de estas fracciones, ya que los ácidos fúlvicos tienen menor peso molecular y mayor grado de oxidación que los ácidos húmicos y la humina (Stevenson, 1982).

Las sustancias húmicas son compuestos de color oscuro y cuya estructura es compleja y poco conocida. Los ácidos húmicos y fúlvicos son polímeros de alto peso molecular constituidos por un núcleo central derivado del acoplamiento de anillos aromáticos, quinónicos y heterocíclicos, a través de grupos éster y amida, a los que se unen cadenas alifáticas laterales que contienen grupos funcionales de tipo carboxílico, alcohol, hidroxifenólico y carbonilo. Las sustancias húmicas contienen numerosos radicales libres estables y retenidos en polímeros que contienen sistemas semiquinónicos y tienen una elevada capacidad de cambio catiónico debido a los grupos funcionales de tipo carboxílico, hidroxílico y fenólico. Estos grupos se encuentran entre los radicales externos y confieren las propiedades ácidas de esta fracción y la capacidad de reacción con otras sustancias del suelo como proteínas, carbohidratos, así como la capacidad de formación de complejos organometálicos con cationes di y trivalentes, como el Fe y el Al.

Las sustancias húmicas son también de gran importancia en la génesis del suelo, ya que forman coloides al unirse a partículas de arcilla, por ello son también importantes en la formación de una buena estructura, en la disponibilidad y movilidad de determinados nutrientes, especialmente micronutrientes, así como en la persistencia y degradación de plaguicidas en el suelo (Schnitzer, 1991). Estos compuestos húmicos están sujetos a procesos de síntesis y mineralización por la biomasa microbiana, siendo esta mineralización mucho más lenta que la que ocurre sobre la materia orgánica biodegradable.

### c) Biomasa microbiana

La biomasa microbiana del suelo es la fracción viva de la materia orgánica, que incluye a los organismos del suelo menores de  $5 \times 10^{-3} \mu\text{m}$  que no sean material vegetal (Jenkinson, 1988). Esta fracción de la materia orgánica no representa normalmente más de un 5% de la materia orgánica total del suelo y en ella se incluyen microorganismos muy diferentes tales como bacterias, actinomicetos, hongos, algas y protozoos, etc. (Jenkinson y Ladd, 1981).

Los microorganismos del suelo se pueden dividir en dos grandes grupos, según la forma en que obtienen energía y carbono para sus funciones metabólicas: fotótrofos y quimiótrofos. Los organismos fotótrofos obtienen su energía de la luz solar, mientras que los quimiótrofos la obtienen de la energía liberada en reacciones químicas de oxidación-reducción. Dentro de estos

dos grupos se pueden distinguir los organismos autótrofos, los cuales obtienen su C orgánico por fijación del CO<sub>2</sub> de la atmósfera, y los organismos heterótrofos, que utilizan los compuestos orgánicos como única fuente de carbono para su ciclo vital. También es de destacar fuera de esta clasificación a los microorganismos denominados “simbiontes” que obtienen su energía y nutrientes a partir de una planta a la que proporcionan también beneficios, como los fijadores de nitrógeno atmosférico y los hongos micorrícicos (Porta *et al.*, 1994).

Los microorganismos edáficos que tienen mayor relación con el ciclo orgánico son: bacterias, hongos y algas. Las bacterias son microorganismos procariotas con una estructura relativamente simple, localizados normalmente en colonias y de distribución irregular, siendo los más numerosos en un suelo (Paul y Clark, 1989). En su mayor parte son heterótrofas. Sus colonias se suelen encontrar asociadas a fuentes de C orgánico y aunque tienen un papel importante en la degradación de la materia orgánica, son poco eficaces en los procesos de formación del humus. Dentro de las bacterias del suelo se encuentran aquellas que descomponen la celulosa (celulomonas), las fijadoras del nitrógeno atmosférico (*Rhizobium* y cianobacterias, como *Nostoc* y *Anabaena*) y las nitrificadoras (*Nitrosomas* y *Nitrobacter*).

Los actinomicetos se consideran como un grupo de transición entre las bacterias y los hongos, debido a que son bacterias con hifas productoras de micelio (Alexander, 1977). Estos microorganismos destacan por su eficacia en la degradación de compuestos bastante estables tales como celulosa, hemicelulosa, lignina, etc (Williams, 1985), así como otros componentes de tejidos vegetales y animales contenidos en los residuos orgánicos, por su intervención en la formación de sustancias húmicas y como productores de vitaminas, pigmentos y antibióticos. Los hongos edáficos son heterótrofos y aerobios y en su desarrollo dan lugar a una estructura filamentosa denominada micelio. Viven en horizontes superficiales del perfil, con abundante materia orgánica. Los sustratos que pueden degradar son muy diversos, pero, en general, son potentes agentes ligninolíticos, celulolíticos y peptinolíticos, también degradan la quitina y la queratina y muchos producen sustancias hidrosolubles, antibióticos y pigmentos oscuros de gran importancia en el proceso de humificación. Las algas se caracterizan por tener una nutrición fotoautótrofa, debido a la presencia de clorofila. Su función principal, resultado de su nutrición, es la generación de materia orgánica a partir de sustancias inorgánicas, incrementándose así la cantidad de carbono orgánico. Sin embargo, su función en la degradación de los compuestos

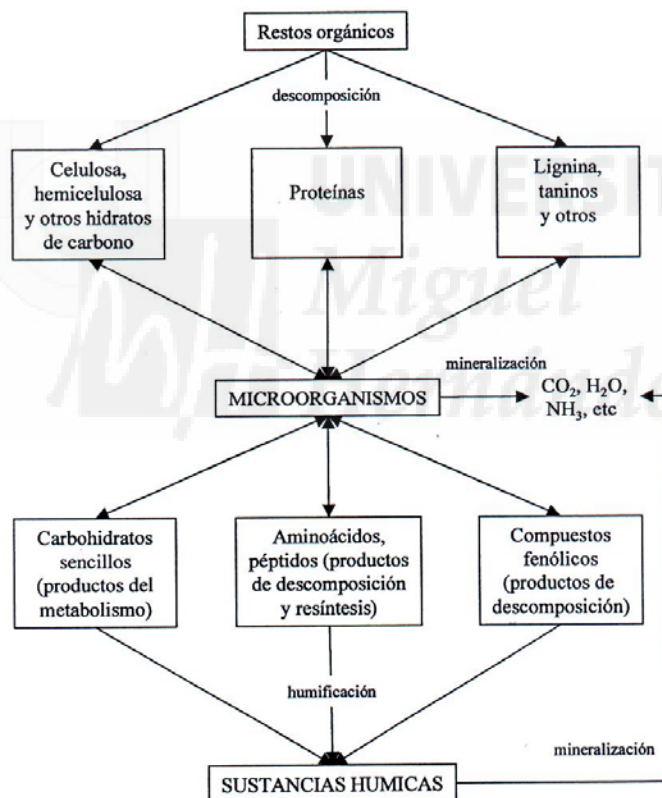
orgánicos es poco o nada representativa y el contenido de carbono orgánico disponible no tiene un sentido apreciable en su distribución.

Aunque la comunidad microbiana es pequeña con respecto al conjunto de materia orgánica presente en el suelo, la mayor parte de las transformaciones que sufre la materia orgánica, necesarias para el desarrollo de un ecosistema estable y productivo, son llevadas a cabo por los microorganismos. Éstos mineralizan los nutrientes presentes en la materia orgánica del suelo para que sean asimilables por la planta, producen quelatos, alteran el pH o potencial redox del suelo para modificar la disponibilidad de micronutrientes como Fe, Mn ó Mo y mejoran la estructura del suelo por medio de la síntesis de productos extracelulares, entre otras funciones. Así, la determinación de la biomasa microbiana indica de manera sensible la calidad de un suelo, ya que responde más rápidamente que otros parámetros químicos o físicos a los procesos cambiantes que experimenta el suelo, como pueden ser procesos de degradación, humificación, etc. (Powlson *et al.*, 1987). La muerte de los microorganismos va acompañada de una autólisis, caracterizada por la hidrólisis enzimática de los enlaces peptídicos y la liberación de diversos compuestos como ácidos nucleicos, péptidos, etc. Estos compuestos orgánicos liberados pueden ser asimilados de nuevo por los microorganismos, pueden participar en los procesos de humificación y mineralización ya comentados, o pueden quedar retenidos en la fracción mineral del suelo o ser utilizados por las plantas. De este modo, la biomasa microbiana no solo mineraliza la materia orgánica del suelo para producir nutrientes asimilables para las plantas, sino que también constituye una importante reserva de tales nutrientes (Anderson y Domsch, 1980).

El suelo es un ecosistema en equilibrio, de modo que cualquier variación en los factores físicos, físico-químicos, químicos o biológicos del mismo provoca un desajuste de este estado de equilibrio y un rápido reajuste, obteniéndose un nuevo equilibrio (Tate, 1987). Como consecuencia, la materia orgánica del suelo se encuentra en un estado dinámico permanente, debido a la simultaneidad de los procesos de mineralización y humificación llevados a cabo por los microorganismos sobre los residuos orgánicos incorporados al suelo (Porta *et al.*, 1994) (Figura 1.1), cada uno con velocidad diferente y determinados por las condiciones ambientales, como mayor o menor presencia de aire, nivel de humedad, temperatura, etc. y disponibilidad de nutrientes, sobre todo de nitrógeno.



El proceso de mineralización consiste en la oxidación biológica del carbono orgánico del suelo transformándolo en  $\text{CO}_2$  y la conversión de las formas orgánicas de nitrógeno, fósforo y azufre en formas inorgánicas que proporcionarán la energía necesaria para el crecimiento y desarrollo microbiano. Mientras que el proceso de humificación comprende todas las transformaciones biológicas y químicas de los materiales orgánicos presentes en el suelo para dar lugar a la formación de las sustancias húmicas, cuya mineralización será más lenta debido a su complejidad y a los enlaces que forman con los componentes minerales (arcillas y óxidos fundamentalmente) (Labrador-Moreno, 1996).



**Figura 1.1.** Transformación y evolución de la fracción orgánica del suelo (Porta *et al.*, 1994).

### 1.1.1. Rol de la materia orgánica en el suelo agrícola

La presencia de materia orgánica en el suelo es imprescindible para mantener y mejorar las propiedades del sistema suelo-planta, siendo su contenido un factor esencial para la fertilidad del mismo. La aplicación de residuos orgánicos al suelo produce una serie de efectos sobre aspectos físicos, químicos y microbiológicos, cuyos principales efectos se resumen a continuación (Tabla 1.1).

#### Efectos sobre las propiedades físicas del suelo

**Cohesión y estabilidad estructural.** Aunque la cohesión está estrechamente ligada con el contenido en arcilla, las sustancias húmicas actúan sobre la misma como cemento de unión de las partículas minerales, favoreciendo la formación de agregados y, por tanto, la estabilidad estructural (Giusquiani *et al.*, 1995). Chaney y Swift (1984) demostraron relaciones lineales entre la estabilidad de los agregados y el contenido en materia orgánica. En la formación de microagregados (< 250  $\mu\text{m}$ ) intervienen macromoléculas orgánicas “permanentes” (difíciles de degradar) mientras que los macroporos (> 250  $\mu\text{m}$ ) son estabilizados por componentes orgánicos “temporales” (productos microbianos y de plantas, tales como gomas formadas por polisacáridos (cadenas de moléculas de azúcares), y por raíces finas y micelios de hongos (Porta *et al.*, 2013). La mejora de la estructura está relacionada con la resistencia que ofrece el suelo a la acción degradativa de diversos agentes, principalmente el agua y el viento. La estabilidad de los agregados en la superficie del suelo disminuye el riesgo de sellado y encostramiento superficial, mantiene una tasa de infiltración más alta y disminuye el riesgo de erosión (Porta *et al.*, 2013). La materia orgánica ejerce también una acción óptima sobre los parámetros relacionados con la estabilidad de la estructura (circulación del agua, del aire, del calor, la penetración de las raíces de las plantas, etc.)

**Tabla 1.1.** Efectos más destacados de la materia orgánica (Labrador-Moreno, 1996).

<i>Propiedades del suelo</i>	<i>Efectos al aumentar el contenido de materia orgánica</i>
<b>Físicas</b>	
Estructura	Favorecen su formación, aumenta el tamaño y estabilidad de los agregados
Porosidad	Aumenta la cantidad de macroporos
Aireación	Aumenta el volumen de aireación mejora la circulación del aire
Infiltración	Aumenta su velocidad
Drenaje	Aumenta la velocidad de circulación del agua dentro del suelo
Humedad	Aumenta la capacidad de retener agua, sobre todo a bajas tensiones y/o el suelo esta arenoso
Consistencia	Aligera suelos arcillosos y cohesiona los arenosos
Erodabilidad	Disminuye la susceptibilidad del suelo a la erosión
color	Oscurece el suelo facilitando su calentamiento, con lo cual mejora la germinación de las semilla, el desarrollo radicular y en general el desarrollo de las plantas
<b>Químicas</b>	
(CCC) Capacidad de cambio cationico	Incrementa su valor disminuyendo las pérdidas de nutrientes por lixiviación
Capacidad Buffer	Aumenta el poder tampón
pH	Disminuye y regula el pH
Nutrientes	Forma quelatos y fosfohumatos
<b>Microorganismos</b>	
Biota	Fuente de energía para los microorganismos heterótrofos
	Contrarrestan el efecto de algunas toxinas
	Modifican la actividad enzimática

**Permeabilidad y capacidad de retención de agua.** La materia orgánica aumenta la permeabilidad del suelo al agua y al aire, debido a su acción positiva sobre la porosidad y sobre la actividad de la fauna edáfica. Por otra parte, el suelo aumenta no sólo su capacidad de infiltración de agua, sino también de retención (Tisdall y Oades, 1982), principalmente debido a las propiedades coloidales de las sustancias húmicas.

**Temperatura.** Los suelos con más materia orgánica, son más oscuros, tienen albedo más bajo, por lo que la temperatura del suelo será más elevada, esto es importante en zonas frías que permite un adelanto en la germinación y maduración de cosechas (Porta et al., 2013).

### Efectos sobre las propiedades químicas del suelo

**Capacidad tampón.** La materia orgánica humificada aumenta el poder amortiguador del suelo, reduciendo el riesgo de variaciones bruscas del pH (White, 1987) y de concentraciones de elementos en la fase líquida (Porta *et al.*, 2013).

**Contenido en nutrientes.** Mediante la incorporación de materia orgánica al suelo se incorporan también los nutrientes para plantas y microorganismos que ésta contiene, los cuales se liberan durante el proceso de mineralización llevado a cabo por los microorganismos del suelo, así como se favorece la disponibilidad de los nutrientes ya presentes en el suelo, al cambiar las características del mismo. Por otra parte, también se favorece la formación complejos organometálicos (quelatos), los cuales incrementan la disponibilidad de los micronutrientes del suelo (Lobartini y Orioli, 1998).

**Capacidad de cambio catiónico (CCC).** La capacidad de cambio catiónico está íntimamente relacionada con el contenido de arcillas y materia orgánica en el suelo, tal como observaron Drake y Motto (1982). La presencia de materia orgánica en el suelo favorece la formación del complejo arcillo-húmico, aumentando así la potencialidad para la absorción e intercambio iónico del suelo, actuando como un depósito de nutrientes del mismo (Stevenson, 1982). Además, las sustancias húmicas se pueden unir con solutos presentes en el agua de suelo (metales pesados potencialmente tóxicos), con lo que las aguas que percolen a través de suelos ricos en sustancias húmicas quedarán libres de ellos, mejorando su calidad y disminuyendo la toxicidad para las plantas y el riesgo de que pasen a la cadena trófica. También tienen mucha afinidad por los compuestos orgánicos de baja solubilidad en agua (muchos herbicidas) (Porta *et al.*, 2013).

### Efectos sobre las propiedades biológicas del suelo

**Favorece el intercambio gaseoso.** La materia orgánica actúa positivamente sobre los parámetros físicos de porosidad y estructura, lo que favorece de forma indirecta la difusión de gases entre la atmósfera interna y externa del suelo. Esto beneficia la actividad de la población microbiana aerobia, responsable entre otras acciones de la humificación y mineralización de la

materia orgánica, nitrificación, fijación del nitrógeno atmosférico, evolución biológica del azufre y del fósforo, etc.

**Asegura la producción de CO<sub>2</sub>.** El desprendimiento de dióxido de carbono en la atmósfera edáfica, acidifica las soluciones del suelo y favorece la solubilidad de compuestos minerales de baja solubilidad con lo que asegura la disponibilidad para la planta de ciertos minerales que de otra forma serían inaccesibles.

**Secuestro de carbono:** los suelos tienen capacidad de almacenar carbono en forma de materia orgánica, que puede permanecer estable durante mucho tiempo, lo que supone un efecto favorable, al contribuir a disminuir el efecto invernadero o de calentamiento global. La capacidad de los suelos para almacenar el C y el N incorporados con las enmiendas y los residuos de cosecha en estructuras químicas recalcitrantes, y mitigar los GEI (gases de efecto invernadero) generados por su mineralización, está condicionada tanto por el impacto de los manejos convencionales y de conservación sobre los procesos de inmovilización u oxidación (Kessavalou *et al.*, 1998), como por el grado de estabilización de la materia orgánica aportada al sistema (Schulze y Freibauer, 2005).

**Favorece el incremento de la población microbiana.** El aporte de residuos orgánicos al suelo mejora las propiedades físicas y químicas y la disponibilidad de una fuente de carbono fácilmente biodegradable, lo cual conlleva un aumento de la población microbiana. Este aumento se traduce a su vez en un incremento de las enzimas y metabolitos. Las enzimas son responsables de la mayor parte de reacciones que intervienen en los procesos de mineralización e inmovilización de los nutrientes en el suelo y, por tanto, relacionados con la materia orgánica (Ceccanti y García, 1994). La importancia de su uso podría radicar principalmente en el papel que las enzimas juegan en los procesos relacionados con la materia orgánica. Algunos de los metabolitos liberados por los microorganismos o moléculas de bajo peso molecular procedentes de la mineralización de la materia orgánica pueden influir de forma positiva y directa sobre el crecimiento vegetal.

### **1.1.2. Fuentes de materia orgánica en el suelo**

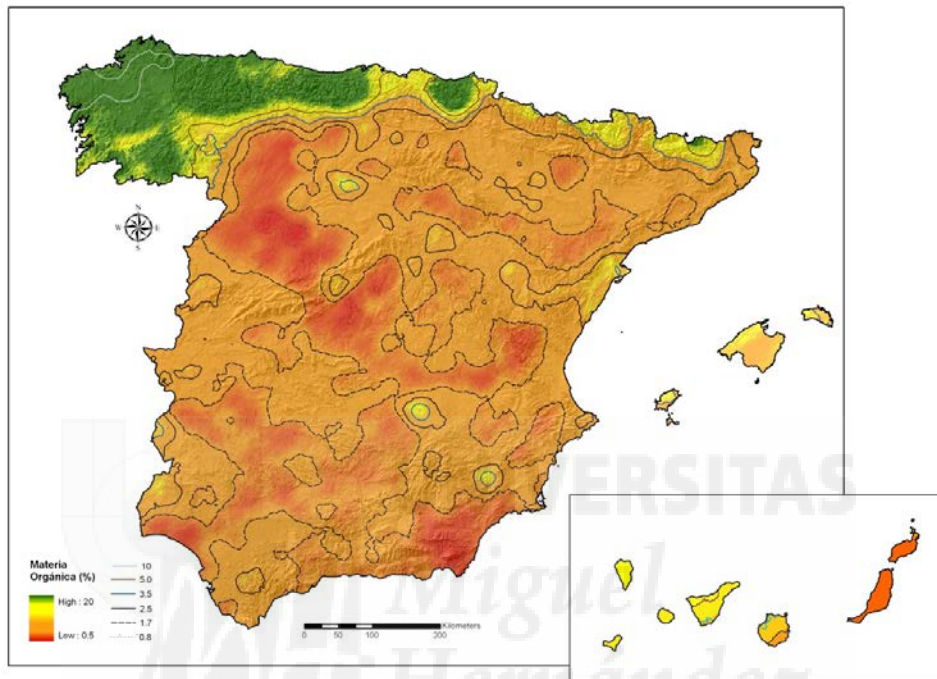
Como hemos visto, gran parte de la fertilidad del suelo depende de la materia orgánica presente en el suelo siendo este aspecto limitante respecto a muchas de las propiedades del suelo. La dinámica de la materia orgánica está condicionada de forma general por el clima existiendo modelos diferentes dependiendo de los ambientes edafoclimáticos. No es lo mismo el ciclo del Carbono en ambientes húmedos y fríos que favorecen la humificación y el secuestro eficiente del carbono orgánico del suelo frente a otros ambientes más oxidantes (aireados y con eficiencia en el flujo de fluidos aire-agua). En este sentido, el clima mediterráneo se caracteriza por sequías estacionales asociadas a veranos calurosos y secos e inviernos húmedos y suaves, existiendo diferentes subtipos de climas agrupados con la terminología semiárido. En las regiones mediterráneas con clima semiárido donde se ubica el sureste español los contenidos de carbono orgánico del suelo son usualmente menores que en áreas templadas (Figura 1.2).

La reposición natural de la materia orgánica en suelos agrícolas es prácticamente imposible dada la tasa de extracción de cosechas por lo que es necesario la búsqueda de materia orgánica exógena para poder tener una dotación adecuada en los suelos. Es en este punto donde los flujos residuales cobran su importancia. Dado que la cuantificación de residuos es difícil, en la Tabla 1.2, se puede observar una estimación a partir de diversas fuentes, de las toneladas/año de residuo de los principales sectores de origen orgánico. El origen del material orgánico exógeno es variado como veremos a continuación y esa misma heterogeneidad influirá en su comportamiento en el suelo, además de su capacidad fertilizante directa y en su fertilidad a largo plazo a través del aumento o mantenimiento de los contenidos orgánicos del suelo. La estimación de flujos de materia orgánica es compleja al utilizarse coeficientes de producción de residuos a partir de la producción primaria y secundaria.

Como podemos observar, existe una amplia cantidad de material de naturaleza orgánica, que en muchos casos no tiene consideración de residuo (restos de cultivos cerealistas y otros extensivos), en otros que se están ya valorizando mediante aplicación en agricultura (compost derivados de residuos urbanos).

Si consideramos un escenario conservador que suponga que el 10% de estos materiales se usaran en agricultura como enmienda orgánica al suelo, con un porcentaje promedio de

materia orgánica (M.O) del 50% del peso seco de estos materiales, una humedad del 50% y una tasa de mineralización del 50%, podríamos incorporar unas 1.522.735 toneladas de M.O no mineralizable al suelo anualmente, esto es M.O que permanece en el suelo.



**Figura 1.2.** Niveles de materia orgánica en España (López Arias y Grau Corbí, 2008).

Si la superficie agraria en España es de 30 millones de hectáreas de las cuales la mitad son tierras de labranza (según el avance del Anuario agrícola MAGRAMA 2012), podemos considerar que si dicha adición se realizara sólo en las tierras de labranza podemos estimar una entrada de 0,10 toneladas de M.O no mineralizable por hectárea.

**Tabla 1.2.** Fuentes de materia orgánica residual en España.

Agrícola	Generación (ton /año)
Cebada <sup>1</sup>	15.222.000
Trigo <sup>1</sup>	11.025.000
Maíz <sup>1</sup>	10.636.000
Arroz <sup>1</sup>	1.730.000
Avena <sup>1</sup>	1.528.000
Algodón <sup>1</sup>	816.000
Centeno <sup>1</sup>	322.000
Melón <sup>2</sup>	522.675
Tomate <sup>2</sup>	343.945
Pimiento <sup>2</sup>	222.453
Sandía <sup>2</sup>	144.795
Judía <sup>2</sup>	44.472
Pepino <sup>2</sup>	41.843
Berenjena <sup>2</sup>	25.850
<b>Ganadero</b>	
Purín de cerdo <sup>3</sup>	23.430.166
Estiércol vaca <sup>3</sup>	14.146.063
Gallinaza <sup>3</sup>	3.024.831
Otras especies ganaderas <sup>3</sup>	8.323.058
<b>Agroindustriales</b>	
Industria transformadora <sup>4</sup>	1.121.440
Rechazos <sup>4</sup>	348.614
Retirada mercado <sup>4</sup>	1.157.238
Industria cervecera <sup>4</sup>	697.240
Industria oleícola: alperujo <sup>4</sup>	4.086.446
Industria oleícola: alpechín <sup>4</sup>	230.218
Industria viti-vinicola <sup>4</sup>	872.390
Industria sidra <sup>4</sup>	15.264
Industria azucarera <sup>4</sup>	619.891
lodos agroindustriales <sup>4</sup>	156191
<b>Urbano</b>	
Mezclas de residuos municipales <sup>5</sup>	18.808.667
Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes <sup>5</sup>	558.430
Residuos biodegradables de parques y jardines <sup>5</sup>	392.480
Lodos de depuración <sup>6</sup>	1.205.124

<sup>1</sup>FAOSTAT, 2004.; <sup>2</sup> elaboración propia a partir de superficies cultivadas MAGRAMA. Anuario Agrícola 2012

<sup>3</sup>[http://213.229.136.11/bases/ainia\\_probiogas.nsf/0/42EBC9523D85C2FCC12575380034A6A1/\\$FILE/inf\\_cuantificacion\\_ganadero\\_07-10-2009.pdf](http://213.229.136.11/bases/ainia_probiogas.nsf/0/42EBC9523D85C2FCC12575380034A6A1/$FILE/inf_cuantificacion_ganadero_07-10-2009.pdf); <sup>4</sup> [www.probiogas.es](http://www.probiogas.es); <sup>5</sup> MAGRAMA, ANUARIO DE ESTADÍSTICA 2011 (Datos 2010 y 2011), epígrafe 8.1.;

<sup>6</sup> Elaboración propia a partir de los datos de producción de lodos obtenidos del Anuario de estadística del año 2010 referentes a la producción de lodos por CCAA y datos demográficos obtenidos del Instituto Nacional de estadística (INE).



## **1.2. Residuos ganaderos**

### **1.2.1. Evolución y estado actual del sector ganadero**

Desde que se tiene constancia, el hombre ha utilizado los residuos procedentes de las actividades agropecuarias como única fuente de fertilización natural de los cultivos. Es más aún, la agricultura, la ganadería y el medio ambiente están muy relacionados entre sí, incluso los dos primeros han sido aliados fundamentales para proteger a la naturaleza.

Inicialmente, las explotaciones agropecuarias contaban con estercoleros y depósitos para almacenar los purines que se producían en la crianza del ganado, utilizándolos después como abono para los cultivos. Los elementos líquidos los mezclaban con los sólidos (pajas) y los aplicaban sobre los campos antes de comenzar el cultivo. Esta práctica del empleo de pajas hacía que los residuos líquidos fueran menores. Además la concentración de ganado era baja contando con la suficiente base territorial de cultivo agrícola para absorber la producción de subproductos.

A partir de los años setenta, se inició una crisis profunda en la agricultura, debido a la pérdida de mano de obra que supuso la migración del campo a la ciudad. Con ello, la elaboración tradicional del estiércol, con base vegetal que se fabricaba hasta entonces, cayó en desuso debido al elevado número de horas que su elaboración necesitaba. El estiércol pasó a ser más fluido y también la cabaña tendió a ir aumentando e incrementándose la estabulación, generando un mayor volumen de purines.

Es un hecho, que en las últimas décadas estamos asistiendo a una intensificación creciente, tanto de la actividad agrícola como de la ganadera, y no sólo en nuestro país, sino en todos los países de nuestro entorno socioeconómico. La causa de esta intensificación viene determinada en mayor medida por el propio desarrollo de la sociedad que se ha concentrado en los núcleos urbanos, a expensas de la población agraria, que ve reducir año tras año su contingente de población. Este aumento de la población urbana en los países desarrollados conlleva la intensificación del sector agrícola y ganadero, porque demanda una alimentación con una calidad cada vez más exigente, pero a la vez, a un coste mucho más bajo, y esto sólo se puede conseguir con la intensificación de la producción.

Partiendo de esta base, no nos puede extrañar el hecho de que países como Holanda o Gran Bretaña que presentan el porcentaje de población activa agraria más bajo de toda la Unión Europea (1,8% y 2%, respectivamente), posean una agricultura y ganadería con unos sistemas de producción altamente intensivos, y por tanto sean los países que presenten los mayores problemas de contaminación por residuos agrícolas y ganaderos de toda la UE.

En los países industrializados, los sistemas de producción animal, empujados por la globalización de los mercados agrícolas y el aumento de la competencia, han experimentado un cambio hacia la especialización y el crecimiento del tamaño de las explotaciones. Por consiguiente, el exceso de concentración ganadera en el mundo y en diferentes puntos de España, está acarreado un gran problema medioambiental, debido a la generación de grandes volúmenes de su principal residuo, el estiércol, especialmente cuando son generados en forma de purín, que dificultan su manejo, provocando así un alto índice de contaminación. El hecho de que la actividad ganadera aporte al estado español alrededor del 40% de la producción final agraria y que España se posicione como uno de los mayores productores ganaderos de la Unión Europea, confirma el peso que tiene el sector en el conjunto de la economía nacional. Esto supone un aumento en la producción de deyecciones, que dificultan su manejo, provocando así un alto índice de contaminación.

Parece claro, que con la intensificación ganadera se generan una serie de situaciones que pueden ser ventajosas unas y desfavorables otras. Entre las ventajas están la concentración de explotaciones en zonas muy concretas y la consiguiente concentración de residuos ganaderos, también se mejora la eficacia productiva del ganado, se reducen las cantidades de residuos generados por unidad producida y se mejora la comercialización de los productos. Entre las desventajas la más importante podría ser las instalaciones de tipo industrial, que no suelen disponer de terreno agrícola (a veces ni de terreno material) para acoger esos residuos orgánicos.

En definitiva, los problemas ambientales surgen cuando aparecen las explotaciones ganaderas industriales intensivas (explotaciones "sin tierra"), por lo que en la actualidad las ayudas establecidas por los reglamentos de estructuras agrarias, incluidos en el Fondo Europeo

de orientación y Garantía Agrícola (FEOGA), se están orientando hacia el fomento de la “extensificación” productiva de la ganadería, lo que se espera que reduzca los niveles de contaminación, que disminuyan los "stocks" acumulados y que contribuya a la fijación de la población rural.

De todas maneras, conviene precisar, que no es cierto que la producción animal tenga siempre un efecto negativo sobre el medio ambiente, en principio por algo tan obvio como el que las deyecciones de los animales en las explotaciones ganaderas no son muy diferentes de las que se producen en condiciones naturales por los animales salvajes, y solamente cuando el volumen de estos residuos orgánicos es muy alto o porque debido a los cambios que se hacen en la alimentación, cambia la composición de las deyecciones, puede sobrepasarse el nivel ecológico de las mismas y provocar la contaminación.

### **1.2.2. Producción y características de los residuos ganaderos**

En la Decisión de la Comisión, **2014/955/UE**, de 18 de diciembre de 2014 por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, se indica la "Lista Europea de Residuos, donde en la categoría 02, se encuentran los residuos procedentes de la agricultura, horticultura, acuicultura, silvicultura, caza y pesca y los procedentes de la preparación y elaboración de alimentos. Aquí se engloban muchos de los residuos biodegradables en donde encontramos los residuos de las deyecciones de los animales, estiércoles y purines (020106).

#### **02 RESIDUOS DE LA PRODUCCIÓN PRIMARIA AGRARIA, HORTÍCOLA, DE LA CAZA, DE LA PESCA Y DE LA ACUICULTURA, RESIDUOS DE LA PREPARACIÓN Y ELABORACIÓN DE ALIMENTOS**

##### **02 01 Residuos de la producción primaria**

- 02 01 01 Lodos de lavado y limpieza
- 02 01 02 Residuos de tejidos de animales
- 02 01 03 Residuos de tejidos de vegetales
- 02 01 04 Residuos plásticos (excepto envases)
- 02 01 05\* Residuos agroquímicos
- 02 01 06 Heces animales, orina y estiércol (incluida paja podrida) y efluentes, recogidos selectivamente y no tratados *in situ*
- 02 01 07 Residuos de la explotación forestal
- 02 01 99 Residuos no especificados en otra categoría

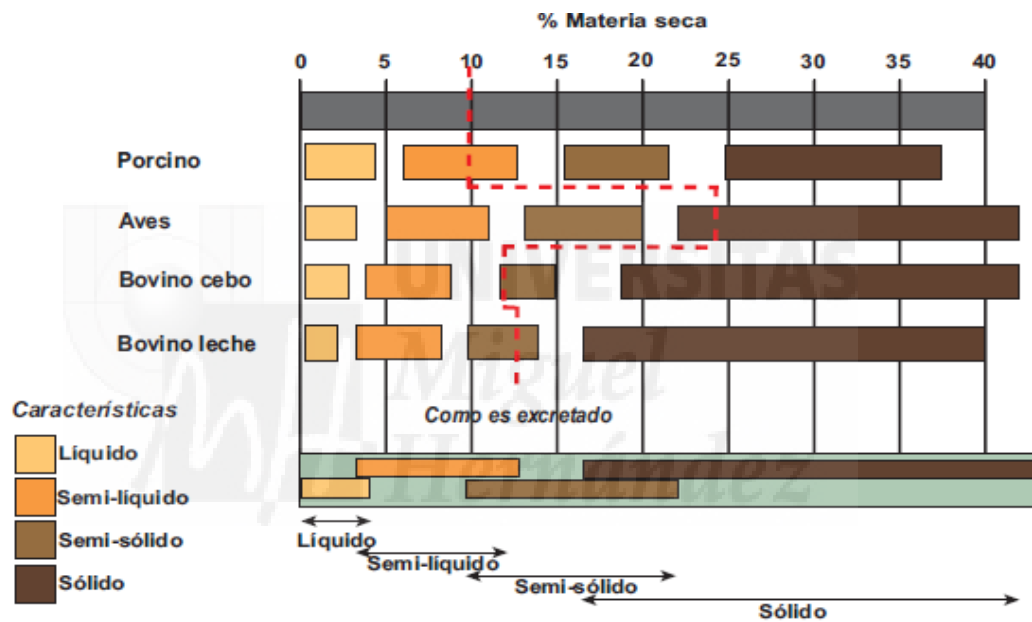
[\*] Residuos peligrosos de conformidad con la Directiva 91/689/CEE sobre residuos peligrosos a cuyas disposiciones están sujetos a menos que se aplique el apartado 5 del artículo 1 de esa Directiva.

Las deyecciones ganaderas se clasifican (Figura 1.3) según el porcentaje en materia seca en:

Sólidas: aquellas deyecciones que poseen aprox. más del 20% de materia seca.

Semisólidas: aquellas deyecciones que poseen en torno a un 10-22 % de materia seca.

Líquidas o semilíquidas: aquellas deyecciones que poseen un contenido en materia seca alrededor de 0-15%.



Fuente: Adaptado de USDA (2009).

**Figura 1.3.** Características relativas al manejo de diferentes tipos de estiércoles y porcentaje total de materia seca.

Según el Real Decreto 949/2009, correspondiente al plan de biodigestión de purines, se definen los siguientes términos:

Estiércoles: Todo excremento u orina de animales de granja, incluidas las aves, con o sin cama, el agua de lavado y los restos de pienso, las aguas para limpieza de las instalaciones de estabulación, de almacenaje de leche y de ordeño, en proceso de cambio biológico. En función

del sistema de producción tendrán diferentes contenidos de agua, dando lugar a los estiércoles sólidos, semisólidos y líquidos.

Purín: Estiércol líquido con más de un 85% de humedad. Su composición estará determinada por el tipo de alimentación (con contenidos proteicos y energéticos elevados) y el manejo actual del lecho o cama del ganado, la comida que no se aprovecha, el agua de bebida que se pueda perder, y el agua de limpieza y/o de refrigeración utilizado, considerando que a veces también puede incorporarse el agua de la lluvia o escorrentía superficial del área de la explotación. La propia definición del purín permite intuir que su composición es altamente variable y su peso específico varía normalmente entre 1,01 y 1,03 kg/L.

La **producción** de residuos de animales a nivel mundial no está contabilizada con exactitud sino que se realizan estimaciones basadas en los censos y en el tipo de manejo. La información de deyecciones varía según la especie y el tamaño del animal, así como el tipo de instalación que también tiene gran influencia en la cantidad y tipo de residuo generado (estiércol sólido o purín). La UE-27 genera anualmente 1500 millones de toneladas de estiércoles, principalmente de ganado vacuno y porcino (Holm-Nielsen *et al.*, 2009). En Europa, la proporción de la forma líquida del estiércol (purín) varía mucho en los distintos países, desde un 95% de la producción total en Holanda hasta un 20% del total en los países del este de Europa (Burton y Turner, 2003). En general, en el centro de Europa, España y Portugal, más del 65% del estiércol se produce en forma de purín, con la proporción más elevada en el caso del porcino (Bernal y Gondar, 2008). Se estima que la producción de residuos por parte del sector ganadero español es de unos 140 millones de toneladas anuales.

La **composición** típica de un estiércol tanto sólido como líquido es difícil de establecer ya que depende de muchos factores. El valor fertilizante tanto de los estiércoles sólidos como de los purines varía en gran medida de una granja a otra puesto que depende del tipo de granja (raza, especies, edad), dieta, tipo de producción, tipo de alojamiento y almacenamiento que se dé a los residuos. A modo de ejemplo, en la tabla 1.3 y 1.4, se muestra el contenido típico de nutrientes de estiércoles y purines elaborada por diferentes autores.

**Tabla 1.3.** Contenido típico de nutrientes de estiércoles y purines en Europa (Hall, 1999).

	Materia seca (%)	N (kg N t <sup>-1</sup> )	P (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> t <sup>-1</sup> )	K (kg K <sub>2</sub> O t <sup>-1</sup> )
<b>Estiércol sólido</b>				
<i>Vaca</i>	20-50	4-9	1-8	4-12
<i>Cerdo</i>	25	5-6	1-6	4
<i>Oveja</i>	35-40	10-14	2-3	1-10
<b>Purín</b>				
<i>Vaca</i>	1-18	2-18	1-12	2-15
<i>Cerdo</i>	1-18	2-16	1-12	2-9
<i>Oveja</i>	25-46	14-17	4-21	3-15

**Tabla 1.4.** Composición general de estiércoles según el tipo de ganado (g/kg sobre peso fresco).

	Materia seca		Nitrógeno total		N-amónico		Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	
	Media	Intervalo	Media	Intervalo	Media	Intervalo	Media	Intervalo
<b>Estiércol líquido / Purín</b>								
<b>Vacuno</b>	65	15-123	3,9	2,0-7,2	2,3	1,0-4,9	1,3	0,2-6,0
<b>Porcino</b>	51	15-92	4,8	1,2-8,2	3,5	1,9-6,1	2,0	0,3-5,0
<b>Aviar</b>	170	10-300	11,1	2,0-18	5,2	1,9-7,8	8,9	0,9-15
<b>Estiércol sólido</b>								
<b>Vacuno</b>	223	160-430	4,8	2,0-7,7	1,3	0,5-2,5	3,0	1,0-3,9
<b>Porcino</b>	238	200-300	6,8	4,0-9,0	2,4	0,7-6,0	6,2	1,9-9,2
<b>Aviar</b>	406	220-550	23,6	5,1-25	10,9	3,7-18	16,6	8,0-27
<b>"Broilers"</b>	603	450-850	24,5	22-40	8,0	2,0-15	18,5	6,9-25

Fuente: Burton y Turner, 2003

En la Tabla 1.5, se muestra la composición de diferentes estiércoles en Cataluña (1) y Comunidad Valenciana (2). El contenido en *nitrógeno* varía en un amplio rango desde 1 a 4 %, correspondiendo normalmente los valores más bajos al estiércol de bovino y los más altos a la gallinaza. La disponibilidad del nitrógeno, puede estimarse que es, en los estiércoles de bovino, de un 20-30 % durante el primer año, en estiércoles de ovino y porcino del 40-50 % y del 61-66%, para gallinaza, pero al compostarse queda reducida al 32% (Pomares y Canet, 2001).

La acción fertilizante de los estiércoles en elementos como el fósforo, potasio y micronutrientes está afectada por la capacidad tampón del suelo. El fósforo presente en las deyecciones, está en un 80% en forma mineral, para estiércol de porcino y bovino y en un 60% para aves, siendo en los estiércoles sólidos, el fósforo orgánico superior.

El potasio y el magnesio, se presentan en la orina en formas minerales, de modo que su disponibilidad para las plantas es similar a la de un abono mineral. En los estiércoles de bovino, ovino y, sobre todo gallinaza, las cantidades de calcio pueden ser importantes, pudiendo provocar aumentos en el pH del suelo, para suelos ácidos o neutros. La eficiencia del calcio de los estiércoles, al igual que sucede con el potasio y magnesio, es similar a la obtenida con las enmiendas calizas convencionales.

**Tabla 1.5.** Composición de diferentes estiércoles (expresados sobre materia seca) en Cataluña (1, Saña *et al.*, 1996) y C.Valenciana (2, Boixadera y Teira, 2001).

Parámetros	Unidad	Gallina 1	Gallina 2	Oveja 1	Oveja 2	Bovino 1	Bovino 2
Materia seca	%	76	74	25	63	23	65
pH	-	6,80	6,65	7,85	8,07	8,17	8,50
CE	dS m <sup>-1</sup>	5,78	10,20	2,81	8,93	4,03	10,60
Materia orgánica	%	64,71	81,30	64,08	69,60	66,28	41,00
Nitrógeno (N)	%	1,74	4,01	2,54	2,74	1,84	1,13
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	%	4,18	3,12	1,19	1,05	1,73	0,66
Potasio (K <sub>2</sub> O)	%	3,79	2,41	2,83	2,55	3,10	2,30
Relación C/N	-	20,15	10,20	10,57	14,10	13,90	14,60
Calcio (CaO)	%	8,90	3,25	7,76	5,84	3,74	7,49
Magnesio (MgO)	%	2,90	1,81	1,51	0,95	1,08	1,11
Sodio (Na)	%	0,59	0,50	0,62	0,30	0,58	0,72
Hierro (Fe)	mg kg <sup>-1</sup>	4900	1251	3400	4906	4100	7574
Manganeso (Mn)	mg kg <sup>-1</sup>	506	319	306	222	172	193
Cinc (Zn)	mg kg <sup>-1</sup>	452	270	120	82	133	113
Cobre (Cu)	mg kg <sup>-1</sup>	177	250	27	72	33	36
Níquel (Ni)	mg kg <sup>-1</sup>	27	20	15	32	20	22
Plomo (Pb)	mg kg <sup>-1</sup>	19	16	10	16	14	11
Cromo (Cr)	mg kg <sup>-1</sup>	63	22	16	23	24	30
Cadmio (Cd)	mg kg <sup>-1</sup>	1	< 0,5	1	< 0,5	1	< 0,5

En cuanto al contenido de micronutrientes de los estiércoles varía considerablemente según el tipo de residuo, encontrándose, normalmente, los valores más altos en los residuos generados en los sistemas de estabulación intensiva de porcino, ya que en este tipo de explotaciones ganaderas, los animales suelen recibir dietas enriquecidas con micronutrientes o tratamientos zoonosanitarios. De aquí que los niveles de cinc y cobre, suelen ser relativamente

altos, particularmente en los purines de porcino, derivados de la adición de sulfato de cobre como regulador del crecimiento, y de sulfato de zinc, como fungicida, que son eliminados, en gran parte, a través de los excrementos (Pomares y Canet, 2001).

### **1.2.3. Aspectos agronómicos asociados al uso agrícola de residuos ganaderos**

Los distintos nutrientes presentes en los recursos orgánicos usados en agricultura se comportan de forma diferente una vez aplicado al suelo. Debido a su naturaleza, la acción fertilizante puede manifestarse:

- de forma inmediata tras su aplicación debida a la fracción biodisponible de los nutrientes (formas solubles e inorgánicas fundamentalmente de N, P y K),
- de forma paulatina, debido a que muchos de los nutrientes presentes necesitan de la “mineralización de la materia orgánica” (entendida como la alteración y ruptura de las estructuras biológicas y liberación de los monómeros y compuestos inorgánicos finales) para que ejerzan su acción fertilizante en el sistema suelo planta (fundamentalmente N y en menor grado P). En todo este proceso juega también un papel fundamental la composición química, textural y agregacional del suelo receptor, así como su conformación biológica, y su estado de evolución tras distintos aportes realizados en el tiempo.

El comportamiento a nivel agronómico es distinto en función de la naturaleza del recurso orgánico utilizado: En su dinámica en el suelo enmendado, el estiércol guarda un comportamiento intermedio entre purines-lisieres y compost, diferenciándose fundamentalmente en que la tasa de mineralización de la fracción orgánica sólida es más rápida frente al compost (Moreno y Moral, 2008).

#### **Purines y lisieres**

De forma general, los estiércoles tienen altos contenidos en materia orgánica y elementos minerales (NPK), así como cantidades usualmente poco importantes de contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos y restos de antibióticos,



presentando también una altísima actividad biológica (Canet *et al.*, 2006). Respecto al contenido en micronutrientes, normalmente, los valores más altos suelen encontrarse en los residuos generados en los sistemas de estabulación intensiva de porcino, ya que en este tipo de explotaciones ganaderas, los animales suelen recibir dietas enriquecidas con micronutrientes o tratamientos zoonosanitarios.

### **Estiércoles**

Los estiércoles ganaderos han sido y siguen siendo el agente enmendante orgánico más demandado por el sector agrícola debido a la larga tradición de aplicación al suelo. Sin embargo, este material presenta una serie de características actualmente que lo alejan del material conocido históricamente. El uso de camas de diferente tipo debido al coste de pajas y otros materiales hace que la densidad y la homogeneidad de los estiércoles sean muy variables. La existencia de estercoleros tradicional sobre suelo ha sido prohibida y muchos ganaderos no poseyendo suelos impermeabilizados mediante solera reducen significativamente el tiempo de residencia de los estiércoles en las granjas, procediendo a su aplicación temprana. El uso de sistemas de limpieza de alojamientos automáticos también favorece una mayor fluidez del estiércol. Por todo ello, es esencial conocer la naturaleza de cada tipología de estiércol para poder realizar una correcta aplicación agronómica.

### **Compost**

A diferencia de las enmiendas orgánicas tradicionales como estiércoles que, debido a su falta de estabilización, se mineralizan de forma bastante rápida, los composts realizan una acción fertilizante a lo largo de un periodo relativamente largo, por lo que en ocasiones se les asimila a fertilizantes de liberación lenta. De hecho, no más del 10-15% del N aplicado vía compost se encuentra disponible para la planta durante el primer año de aplicación; aplicaciones sucesivas pueden suponer la disponibilidad acumulada de hasta el 45% del N aportado a lo largo del tiempo. Esta liberación paulatina, basada en los sistemas de autorregulación bioquímica y fisicoquímica propios de cada suelo, presentes es importante no sólo desde el punto de vista fertilizante sino también ambiental, a la hora de prevenir contaminación por exceso de nutrientes, especialmente nitratos.

Como hemos dicho, la paulatina descomposición de la materia orgánica le confiere un carácter de abono de liberación lenta. Este aspecto es especialmente importante para el ión nitrato que se libera lentamente; mientras que el N esté en forma orgánica no es lavado por riego o lluvia. Por otro lado iones como los fosfatos o el hierro, susceptibles de ser precipitados o bloqueados en suelos cálcicos, pueden estar quelatados por determinadas moléculas orgánicas presentes en la descomposición del material orgánico y, de este modo, ser transferidos fácilmente a la planta. Además la aplicación de materia orgánica acidifica puntualmente el suelo facilitando la biodisponibilidad de fosfatos y oligoelementos en general. Todo ello lleva al concepto de la mayor eficiencia, cara a la nutrición vegetal, de los minerales liberados en la descomposición de la materia orgánica (biodisponibilidad) frente a los aportados con la fertilización mediante abonos químicos clásicos. El uso de compost favorece la toma de los micronutrientes metálicos debido no solo a sus características acidificantes y reductoras sino también a la capacidad de las sustancias húmicas para formar quelatos con el Fe, Zn, etc. La disponibilidad y dinámica de estos microelementos incorporados mediante el compost se encuentra muy condicionada por el suelo receptor, fundamentalmente respecto a las condiciones redox y de pH, la cantidad y calidad de las superficies activas así como a la presencia de ciertos minerales como los carbonatos.

### **Valor fertilizante**

En condiciones normales en el manejo convencional, la aplicación de materia orgánica exógena al suelo agrícola cumple con el objetivo creciente de reducir los costes asociados a la fertilización inorgánica de síntesis tradicional, debido a que están ligados al coste creciente de la energía. En este entorno, la aplicación del compost u otros recursos orgánicos se concibe como la de un abono de fondo de cultivo, nunca de cobertera, usualmente ligado a las labores preparatorias a la siembra o plantación del cultivo. Aunque no es del todo lógico bajo el punto de vista agronómico como veremos más adelante, las dosis de aplicación de compost a los cultivos, la mayoría de las veces se calculan aplicando el criterio económico del coste de los fertilizantes a incorporar en las operaciones de abonado de fondo, donde los costos de los fertilizantes a incorporar, orgánicos o minerales, deben ser del mismo orden en todos los casos.

Como cifras orientativas del coste y dosis de los fertilizantes a aplicar en el abonado de fondo traemos este ejemplo comparativo real. El criterio de abonado más habitual en una gran parte de cultivos es el de incorporar en el abonado de fondo del orden de 50 kg N/ha. Para la realización de este abonado se utilizan habitualmente dos abonos minerales complejos como son el 15-15-15 ó el 5-10-15. El criterio del N implica el aporte de unos 167 kg/ha del 15-15-15 ó 500 kg/ha del abono 5-10-15. Con la aplicación de estos abonos se incorporan las necesidades totales de P y K del cultivo. El coste de estos abonos minerales viene a ser del orden de 100-200 €/ha en función del tipo de abono y del tipo de agricultor (grande o pequeño). Estos costes se igualan aproximadamente con el de unos 3-4 t/ha de compost al precio de 40-50 €/t, y que aportan del orden de 30-60 kg/N-total. Estas cifras determinan la banda normal de dosificación de los compost que se aplican normalmente en agricultura extensiva, esto es, de 3 a 6 t/ha, ampliándose en ocasiones excepcionales (primeras aplicaciones, suelos con problemas nutricionales, etc.) hasta 10 t/ha.

### Dosificación

A la hora de aplicar un recurso orgánico de cualquier tipo existen toda una serie de criterios a considerar desde el punto de vista ambiental y agronómico. Si nos guiamos únicamente por aspectos agronómicos, esencialmente es el conocimiento de los nutrientes contenidos, a nivel de concentración, naturaleza y biodisponibilidad lo que condiciona el cálculo de la dosificación. Esencialmente se debe incluir a todos los nutrientes a la hora de hacer un balance y un análisis de dosificación, pero históricamente se ha considerado únicamente el nitrógeno al ser este elemento el asociado a la directiva de calidad de aguas que desarrolla el primer enfoque normativo.

**El criterio de dosificación basado en nitrógeno**, es el criterio que se emplea con más frecuencia, fundamentalmente debido a que este nutriente es clave en la fertilización vegetal y porque es necesario ajustar las dosis de este elemento en el medio agrícola, con la finalidad de evitar contaminación medioambiental. La planificación adecuada para la aplicación de este criterio consiste en ajustar las cantidades aplicadas en el tiempo y en el espacio a las necesidades de los cultivos, ya que el nitrógeno orgánico presente en el residuo tiene un efecto

residual al ser incorporado al suelo. A la hora de realizar una correcta aproximación al cálculo de la dosificación de un recurso orgánico hay que considerar básicamente los siguientes aspectos:

Nitrógeno total disponible presente en el recurso orgánico: para el cálculo del N total disponible (kg/t) aportado por el recurso orgánico hay que considerar tanto el nitrógeno inorgánico ( $N-NH_4^+ + N-NO_3^-$ ) como el orgánico. Respecto al *N inorgánico* aportado, podemos considerar que se encuentra en su totalidad disponible, salvo la potencial volatilización del amonio, importante en recursos orgánicos frescos pero despreciable en compost. Respecto al *N orgánico* hay que considerar la tasa de mineralización anual del residuo, así como su efecto residual, en el caso de aportaciones sucesivas.

Tasas de mineralización: El establecimiento de la tasa de mineralización a lo largo de un ciclo de cultivo es un proceso complejo, depende de un gran número de factores y de la naturaleza del propio material (Moreno y Moral, 2008). En los recursos orgánicos incorporados al suelo existen, por un lado, compuestos orgánicos fácilmente mineralizables y, por otro, compuestos orgánicos resistentes a la degradación. Este índice puede dar una orientación sobre la posible cantidad de MO mineralizable rápidamente, y de la liberación de nutrientes, entre ellos el N. Debido al efecto residual de la aplicación de recursos orgánicos al suelo, la dosis de éste deberá reducirse en años sucesivos para que la dosis de nitrógeno disponible siga siendo constante. Por tanto debe considerarse el establecimiento de series anuales en la tasa de mineralización de una determinada aplicación.

Necesidades nitrogenadas del cultivo: existen tablas de referencia donde se establecen cuáles son las necesidades nutricionales nitrogenadas para un cultivo en concreto.

De forma adicional y en virtud de consideraciones de fertilidad integral del sistema agrícola se usa el **criterio de sostenibilidad basado en la materia orgánica**. Este criterio es considerado por distintos autores como el criterio fundamental para la aplicación de compost al suelo, ya que el principal beneficio del aporte de residuos orgánicos al medio edáfico deriva de la mejora de sus propiedades físicas, químicas y biológicas como consecuencia del aumento en la cantidad de materia orgánica. Annabi *et al.*, (2011) sugieren un valor mínimo en torno a 1,1-1,5% de materia orgánica en el suelo para minimizar los riesgos de erosión en los suelos naturales, poniendo de manifiesto que, en general, en las zonas agrícolas europeas existe un descenso

paulatino de los niveles de MO del suelo. En función de la obtención y mantenimiento de estos niveles de referencia, que pueden variar en función de las condiciones edafoclimáticas, se recomienda el uso de materiales compostados debido a su capacidad de suministrar materia orgánica estable. Los factores que influyen en la dinámica del compost en el suelo enmendado condicionarán la cantidad y frecuencia de los aportes para el mantenimiento de estos niveles, establecidos como idóneos, siendo necesario en cada caso concreto un seguimiento de la evolución de la fracción orgánica para establecer un programa adecuado de aplicación.

En este sentido, este criterio nos dice que la realización de un aporte de materia exógena compleja nunca genera una respuesta lineal ni uniforme y presenta un alto grado de certidumbre. Hemos de tener en cuenta que en los primeros momentos de la aplicación, los agregados del suelo sufren un extraordinario proceso de reorganización, que afecta a las estructuras texturales y agregacionales preexistentes, con tiempo de acción variable (entre 3 y 20 días), en cuyo transcurso las partículas se dispersan, se generan nuevos coloides y conforman nuevas posibilidades de complejos organo-minerales. Este proceso es parte de una característica de los suelos que recibe el nombre de “capacidad de autoorganización”. Durante este periodo los suelos son extraordinariamente sensibles a procesos de encostramiento, y erosión hídrica y eólica. La consecución de un contenido idóneo de materia orgánica para la estabilidad adecuada de una estructura agregacional es situado por diversos autores en valores próximos al 2%. Este es el valor que hay que alcanzar tras la acción aditiva de residuos orgánicos y su posterior transformación en el suelo. Ello permitirá disminuir la presencia de estructuras texturales (de menor calidad), entre las que destacan las costras superficiales y arcillas en libertad sujetas a movilidad vertical y horizontal (asociadas al riego).

#### **1.2.4. Aspectos ambientales asociados al uso agrícola de residuos ganaderos**

Teniendo en cuenta la problemática de la gestión de los residuos ganaderos y la intensificación de la producción ganadera de las especies porcinas y bovinas, los problemas de contaminación vienen dados por el inadecuado almacenaje, manejo, y esparcimiento en el campo de grandes cantidades de purines y estiércoles, que acaban provocando la emisión de olores y gases entre otros, constituyendo un alto índice de riesgo de contaminación ambiental si su gestión no está optimizada, por lo que se deben plantear **soluciones** para estos problemas,

que a su vez permitan aprovechar la carga orgánica y fertilizante que estos poseen para la utilización en la agricultura. Estos problemas han llevado a que en los últimos años las investigaciones se hayan centrado en estudiar el modo más efectivo de usar los estiércoles y purines, a fin de obtener el máximo beneficio en términos de producción y calidad de las cosechas y dando prioridad a la prevención de la contaminación.

En general se puede decir que siempre que apliquemos residuos orgánicos al suelo (purines, estiércoles, compost, etc.) y la aplicación agrícola no se hace correctamente y/o se supera la capacidad del agrosistema receptor, pueden producirse riesgos de contaminación y de alteración del medio ambiente.

Además hay que considerar todos los compartimentos ambientales, suelos, aguas, seres vivos y por supuesto, la atmósfera ya que la emisión de gases contaminantes por su repercusión en el cambio climático. La contaminación no puede considerarse como un proceso degradativo aislado de un compartimento biogeoquímico en particular, pues todos ellos están conectados entre sí. Desde el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, MAGRAMA, se han elaborado unas guías de Mejores Técnicas Disponibles (MTD's) en distintos sectores con la finalidad de fomentar procesos industriales cada vez más respetuosos con el medio ambiente y que se encuentran disponibles en la dirección del Ministerio y en PRTR-España, que es el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes.

En concreto la actividad ganadera, como actividad que aporta residuos al suelo conlleva una serie de efectos medioambientales que pueden originarse y deben tenerse en consideración en relación con la actividad ganadera intensiva son (MAPA-MMA-UE, 2006):

- *Contaminación difusa de aguas subterráneas por nitratos, ligada a las prácticas agrícolas incorrectas*
- *Eutrofización de aguas superficiales*
- *Acidificación producida por amoníaco*
- *Contribución al efecto invernadero producido por metano, óxido nitroso y en menor medida dióxido de carbono.*
- *Problemas locales por el olor, el ruido y el polvo*

- *Dispersión de metales pesados (cobre y zinc) y pesticidas*

El manejo inadecuado de los residuos puede producir una degradación del medio ambiente y de los sistemas agrícolas en concreto, de forma que habría que especificar cuáles son los principales compartimentos ambientales a los que puede afectar y qué tipos de alteraciones pueden sufrir. Los riesgos medioambientales asociados de forma potencial a la gestión de los residuos orgánicos se agrupan principalmente en:

- *Degradación física, química y biológica del suelo*
- *Contaminación de suelos*
- *Contaminación de aguas superficiales y subterráneas*
- *Contaminación atmosférica*
- *Problemas sanitarios*
- *Contaminación de la cadena trófica*

#### ***Degradación física, química y biológica del suelo***

Tal y como está siendo corroborado por numerosos estudios, la aplicación de residuos orgánicos al suelo presenta gran interés desde el punto de vista agrícola y de recuperación de suelos degradados. Hay que tener en cuenta que el suelo, es un componente de los ecosistemas relativamente frágiles y de difícil y lenta recuperación, y a pesar de su enorme capacidad depuradora, una vez degradado resulta muy complejo establecer su rehabilitación. Por ello, cualquier adición de residuos debe ser estudiada.

A **nivel físico**, los efectos degradativos que se pueden producir, se pueden resumir en:

- *Pérdida de la estructura del suelo*, por formación de costras, saturación de poros y erosión superficial. Ello se debe al enriquecimiento del suelo en cationes monovalentes que producen la dispersión de los coloides y al contenido de sólidos en suspensión de residuos líquidos que colmatan los poros del suelo.
- *Compactación del suelo*, debida a la maquinaria de aplicación y a un inadecuado manejo.

A **nivel químico**, los potenciales efectos degradativos que pueden producirse en el suelo son:

- *Contaminación del suelo*, por agentes tales como metales pesados, compuestos orgánicos y xenobióticos, contenidos en los residuos aplicados al suelo.
- *Salinización del suelo*, por acumulación de sales solubles presentes en los residuos, principalmente debido a los iones cloruro, sulfato y sodio.

A **nivel biológico**, los principales efectos degradativos son:

- *Alteración de la población biológica del suelo* (macrofauna, mesofauna y microorganismos), a nivel cuantitativo y cualitativo.
- *Entrada de microorganismos ajenos y patógenos* al sistema ecológico natural, procedente de los residuos.
- *Alteración de los procesos edáficos* donde intervienen los microorganismos

### Contaminación de suelos

La aplicación de materia orgánica exógena al suelo puede provocar ciertos problemas medioambientales, principalmente debidos al mal uso de las enmiendas orgánicas producidas a partir de los Residuos Biodegradables. Este “mal uso” puede estar relacionado con el tipo, dosis o periodo de aplicación de los mismos, o bien, debido a la baja calidad de la enmienda. Los efectos negativos asociados son, por un lado, un excesivo y desequilibrado aporte de nutrientes, y por otro, la introducción de contaminantes en el suelo tales como metales pesados, compuestos orgánicos y patógenos (Marmo *et al.*, 2004).

En función de las características intrínsecas de los metales pesados y de los compuestos orgánicos (solubilidad, reactividad, vida media) y de las condiciones físico-químicas y microbiológicas del suelo, dichos contaminantes podrían comportarse de diversas maneras:

- ✓ Los metales pesados y compuestos orgánicos más recalcitrantes tenderían a acumularse.
- ✓ Los compuestos orgánicos poco o nada persistentes podrían sufrir algún proceso de degradación.



- ✓ En algunos casos podrían ser transferidos al agua, a los cultivos, al ganado (cadmio, PCB y dioxinas) o incluso al aire (mercurio, compuestos orgánicos volátiles) y al resto de ecosistema.

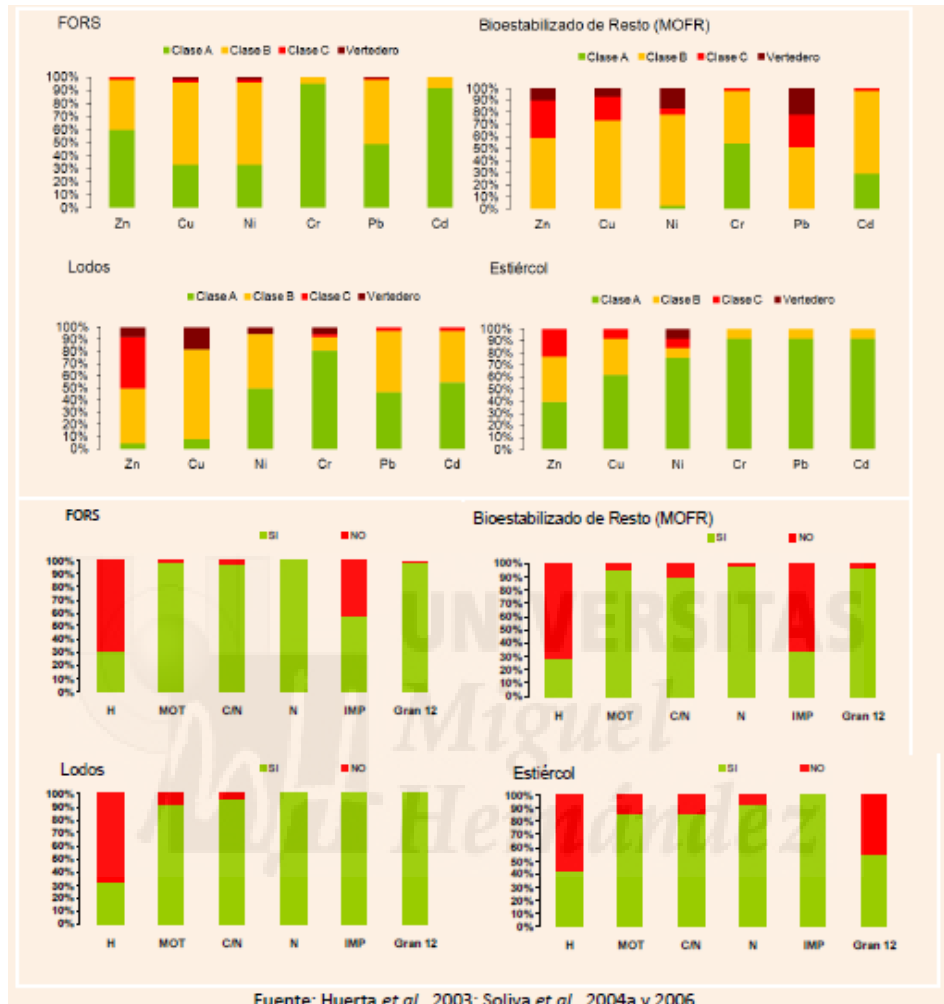
Por otro lado, es importante señalar que el uso de restos biodegradables no es la única causa del incremento de metales pesados en suelos agrícolas, sino que la fertilización mineral, el uso de pesticidas y las deposiciones atmosféricas son, en gran medida, responsables de la acumulación de, por ejemplo, Cd, Cu y Pb. Cuando se aplica purín o estiércol al suelo como fertilizante, los metales pesados presentes en los mismos suponen un riesgo potencial debido a su carácter acumulativo en el medio.

El efecto que producen los metales pesados es de difícil evaluación ya que, en general, son efectos a largo plazo. Pueden causar daños tanto sobre los microorganismos del suelo, alterando los procesos naturales en que intervienen, como sobre las plantas, con efectos de fitotoxicidad.

En la Figura 1.4, se presenta la clasificación de un conjunto de muestras (248 muestras de enmiendas orgánicas de distintos orígenes procedentes de 91 instalaciones diferentes), analizadas en el “Laboratorio de caracterización y diagnóstico de residuos orgánicos de la ESAB” (Huerta *et al.*, 2003; Soliva *et al.*, 2004a y 2006), en función de su contenido en metales y su nivel de cumplimiento respecto al Real Decreto 824/2005, posteriormente actualizado al Real Decreto 506/2013. En cuanto al contenido en metales de las muestras analizadas, y según establece la normativa española, el 64% del total de muestras analizadas corresponden a clase B, un 12% a clase C, un 15% deberían ir a vertedero y sólo un 9% son de clase A.

Considerando la procedencia de los materiales de partida, las muestras de compost de FORS son las de mejor calidad, clasificándose en mayor medida en las clases A y B y con muy pocas muestras en la clase C o con destino vertedero. Los bioestabilizados de Fracción Resto y los lodos de depuradora presentan el porcentaje más elevado de muestras de clase C y destinadas a vertedero. Por último, las muestras de compost de estiércol, debido a sus contenidos en Cu, Ni y Zn, también son de calidad inferior a las de FORS. De los metales analizados, son principalmente el zinc, el cobre y el níquel los que determinan que las enmiendas

no puedan ser aplicadas al suelo y deban ir a vertedero, sobre todo para aquellas procedentes de Fracción Resto, lodos y estiércol.



**Figura 1.4.** Clasificación de muestras de enmiendas orgánicas de distintos orígenes según su contenido en metales y cumplimiento del resto de las exigencias del Real Decreto 824/2005. Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2013.

### Contaminación de aguas superficiales y subterráneas

La contaminación del medio hídrico, se define como la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica.

Cuando el nivel de contaminación no llega a ser crítico, el agua es capaz de autodepurarse, es decir, de eliminar progresivamente los agentes contaminantes. Pese a ello, la depuración del agua tiene sus límites y, por ejemplo, la sal o los plásticos que no son degradables alteran éste fenómeno. Cuando se sobrepasa la capacidad de autodepuración de un curso de agua, lago, etc., a causa de los vertidos domésticos, industriales, agrarios, etc., el medio hídrico se degrada y la fauna y la vegetación se ven modificados.

Los riesgos medioambientales asociados a una gestión inadecuada de los residuos sobre las aguas, se pueden resumir en el incremento de la presencia de compuestos nitrogenados, (especialmente nitratos) en la capa freática así como en las aguas superficiales. La aparición de nitratos en las aguas subterráneas frecuentemente está ligada a las prácticas agrícolas indebidas, como es la aplicación de dosis excesivas de fertilizantes nitrogenados, también a los vertidos indirectos de purines y a los desechos de actividades ganaderas. La excesiva roturación de las áreas de recarga de los acuíferos también puede movilizar el nitrógeno orgánico contenido en el suelo (Perfil Ambiental de España, 2011). Otra causa importante, puede ser la contaminación puntual directa debida a la presencia de sondeos mal construidos, en los cuales los acuíferos están mal aislados y la contaminación se produce a través de los propios sondeos o pozos utilizados para el regadío. La ingestión de aguas con contenidos superiores a los 50 mg/l puede ocasionar daños para la salud humana, por lo que el control del contenido de nitratos en las aguas es importante (Perfil Ambiental de España, 2011).

### **Contaminación atmosférica**

En los últimos años se ha prestado una mayor atención a los daños que los gases pueden causar directa o indirectamente sobre el cambio climático, en concreto a su contribución a la lluvia ácida, a la destrucción de la capa de ozono o al efecto invernadero y los principales aspectos a considerar son:

- La emisión de gases contaminantes (dióxido de carbono, metano, amoníaco, etc.), que se generan en la estabilización de la materia orgánica.

- El impacto de la generación de estos gases, sobre la atmósfera y el medio ambiente, agrupados en GEI (gases de efecto invernadero) y gases acidificantes y eutrofizantes.

La legislación sobre emisiones atmosféricas se concreta en la Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera y el Real Decreto 100/2011, de 28 de enero y modificaciones, por el que se actualiza el catálogo de actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera y se establecen las disposiciones básicas para su aplicación.

Dentro de los principales impactos medioambientales consecuencia de la actividad ganadera se encuentran las emisiones al aire de amoníaco, de gases de efecto invernadero (GEI) (metano, óxido nitroso y dióxido de carbono), así como de olores y de polvo (Tabla 1.6). Además en este cuadro se esquematiza cuáles son los principales focos de emisión en la explotación ganadera para estos gases.

**Tabla 1.6.** Principales emisiones al aire en el sector ganadería de porcino.

Emisiones al aire	Punto de producción principal
<b>Amoniaco</b>	Alojamientos animales, almacenamiento y aplicación en campo
<b>Metano</b>	Alojamientos animales, almacenamiento y tratamiento del purín o estiércol
<b>Óxido nitroso</b>	Almacenamiento y aplicación de estiércol o purín
<b>Dióxido de carbono</b>	Alojamientos animales, energía usada como calefacción y transporte
<b>Olor</b>	Alojamientos animales, almacenamiento y aplicación en campo
<b>Polvo</b>	Preparación y almacenamiento del pienso, alojamientos animales, almacenamiento y aplicación de estiércol sólido

Fuente: Guía de las MTDs del Sector Porcino, MAPA-MMA-UE. 2006.

### Problemas sanitarios

No se pueden excluir los riesgos potenciales sobre la salud, que los diferentes residuos pueden suponer, al constituir un medio adecuado para la proliferación de **patógenos** (tabla 1.7). Existe un amplio rango de microorganismos y parásitos presentes en los residuos, siendo algunas

bacterias y virus persistentes en estos materiales a través del tiempo. Los aspectos a considerar son principalmente:

- La incorporación de patógenos al suelo, alterando el ecosistema natural y los procesos biológicos asociados.
- La transferencia de patógenos a la planta, que supone la principal vía de entrada a la cadena trófica de estos organismos.
- La exposición directa o indirecta de los animales y/o el hombre a estos patógenos, con el riesgo asociado para la salud pública.

**Tabla 1.7.** Supervivencia de patógenos en heces y suelo

Patógenos	Supervivencia en heces (Días)	Supervivencia en suelo (Días)
<i>Salmonela sp</i>	165-190	<60-380
<i>Escherichia coli</i>	70	45-400
<i>Mycobacteria paratuberculosis</i>	>350	350
<i>Campilobacter sp</i>	1	s/d
<i>Brucella sp</i>	30	125
<i>Listeria sp</i>	100-500	350
<i>Streptococci so</i>	170	60

Fuente: Burton y Turner, 2003

De todos los gérmenes vistos en diferentes estudios (*E. coli*, *Clostridium*, *Salmonellas*, *Serpulina*), sólo los *Clostridium*, debido a su especial metabolismo y a su facilidad para esporular persisten en los purines tras un almacenaje prolongado.

Debido a causas externas tales como el estrés físico-químico-ambiental y como el denominado estrés biológico, la posibilidad de supervivencia de los gérmenes presentes en los purines, al aplicarlos en el terreno, no es muy elevada, salvo en el caso de bacterias con poder de esporular y algunos tipos de virus.

### **Contaminación cadena trófica**

Por último, hemos de considerar la incidencia que puede generar la mala gestión de los residuos sobre la incorporación de contaminantes de todo tipo a la cadena trófica, como riesgo medioambiental complementario a los anteriormente mencionados. Los riesgos medioambientales, se pueden resumir en:

- Incorporación de metales pesados, productos orgánicos y xenobióticos a las plantas, y por tanto al resto de seres vivos.
- Contaminación biológica de los vegetales, a través de la presencia de patógenos de forma intra e intercelular.
- Niveles elevados de nitratos en planta, así como de otros iones y metabolitos en concentraciones inadecuadas.

#### **1.2.5. Planes de gestión de residuos ganaderos**

La gestión de los residuos ganaderos es compleja, pues no existen datos fidedignos respecto a producción real y a los destinos de estos materiales. En la mayoría de los casos, la gestión de los residuos ganaderos se puede agrupar en función de su estado físico. Los residuos sólidos o estiércoles poseen un valor añadido que permite la venta de este tipo de material a cooperativas y agricultores, al tratarse de un material apreciado para su incorporación directa al suelo.

No es tanto así para los residuos líquidos, donde la capacidad de manejo es limitada, los volúmenes producidos muy elevados y las directrices para su utilización agrícola no muy claras. En este sentido, la aplicación directa en agricultura de estos purines y lisieres ha generado en algunos casos perjuicios para el suelo y los cultivos por lo que los agricultores son reacios a su uso sistemático. En ocasiones, se producen vertidos incontrolados a cauces y barrancos, que ocasionan impactos medioambientales significativos. El tratamiento y depuración de estos materiales líquidos mejora la aplicabilidad del purín, al generar una nueva fracción sólida, y una fracción líquida con menor carga orgánica cuyo uso a nivel agrícola reviste menos problemas ambientales.

Como hemos visto, la ganadería como actividad presenta interacciones con el medio en el que se desarrolla, sus principales problemas de gestión son:

- la producción de estiércoles y purines. El reciclado de los estiércoles en las zonas agrícolas con alta carga ganadera representa uno de los principales problemas medioambientales, especialmente cuando los estiércoles son generados en forma de purín, ya que su alto contenido en agua limita la distancia de aplicación y ello puede provocar en ciertas zonas problemas de excedentes.
- las emisiones de gases de efecto invernadero (metano y óxido nitroso) así como amoníaco.

Para dar respuesta a esta problemática, las actuaciones que se vienen desarrollando pueden concretarse en dos líneas de actuación: por una parte se vienen elaborando estudios técnicos sobre el grado de incidencia de estos subproductos en el medio ambiente y por otra se está elaborando una nueva normativa que regule la utilización de los estiércoles como fertilizante agrícola, especialmente para las zonas no declaradas como vulnerables, que complementa la Directiva 91/676/UE sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, (MAAMA, 2011).

También, la Ley 2/2011 de 4 de marzo, incluye medidas orientadas a la reducción de residuos generados y al tratamiento eficaz de los mismos. Las líneas de trabajo son:

- Mejora de la información y la estadística de la generación y gestión de residuos.
- Aprobación y puesta en marcha de la estrategia de reducción de vertido de residuos biodegradables.
- Consolidación de la medida de captación de biogás en vertederos.
- Apoyo a la recogida selectiva de residuos biodegradables para optimizar su digestión anaerobia.
- Apoyo a la digestión anaerobia de estiércoles para reducir las emisiones durante su almacenamiento.

A nivel ingenieril, la gestión integral debe considerar la existencia de multitud de tipologías en los flujos residuales de tipo fluido y líquido en las actividades del sector ganadero.

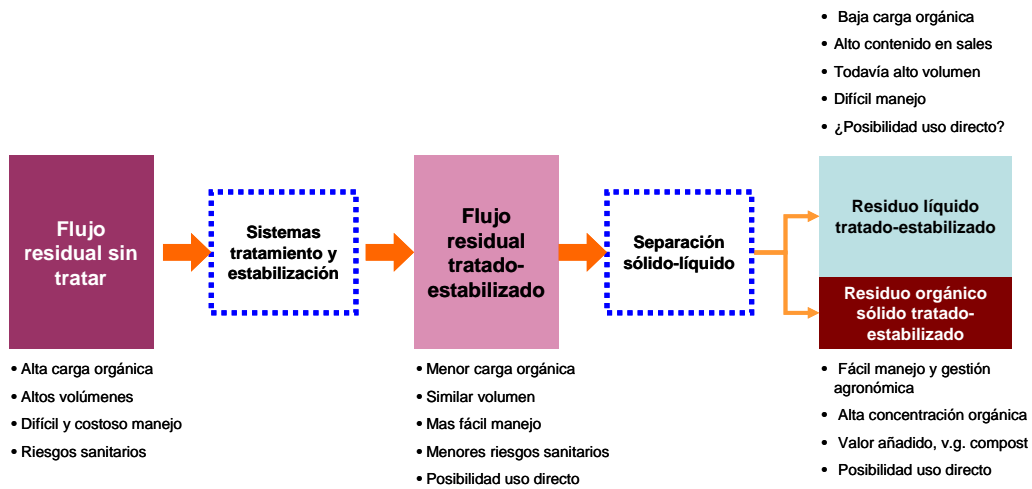
La diferencia entre residuo líquido y residuo fluido es tenue pues ambos ostentan la propiedad de bombeables (son materiales que permiten su movimiento mediante bombeo). La frontera se sitúa en la cantidad de materia seca que contengan. En la gestión-manejo-tratamiento de los residuos se combinan una serie de procesos unitarios cuyo objetivo es la modificación de las características del residuo para su adecuación a la demanda como producto de calidad y aumentar la capacidad de gestión del residuo. Esta adecuación puede tener como objetivo:

- Adecuar la producción de residuos a las necesidades estacionales de los cultivos.
- Transportar fuera de la zona de aplicación del plan de gestión.
- Valorar económicamente el residuo.
- Adecuar la composición a los requerimientos del entorno (de suelos, de cultivos, de mínimo impacto ambiental y malos olores).
- Extraer y recuperar nutrientes valorizables (nitrógeno, fósforo, potasio, etc.).
- Higienizar y reducir o eliminar patógenos.
- Producir energía

La idoneidad de un proceso de gestión que integra diferentes fases incluida el tratamiento dependerá de cada zona geográfica, de las necesidades que hayan puesto de manifiesto los estudios preliminares del plan de gestión, la calidad del producto final obtenido y de los costes económicos asociados. En la selección de los tratamientos hay que tener en cuenta la eficacia medioambiental real de los mismos, sus características de operación, sus consumos (materiales y energía), sus costes asociados (de inversión y de operación), y que no se produzcan efectos asociados indeseados (olores y transferencia de contaminantes en forma de emisiones de gases principalmente).

Podemos considerar los sistemas de tratamiento como cajas negras (en este caso azules discontinuas), a nivel de gestión de residuos (Figura 1.5):





**Figura 1.5.** Gestión y características de los flujos residuales orgánicos.

La principal consecuencia de los procesos de manejo-tratamiento-estabilización es la generación de dos flujos residuales distintos, uno sólido y otro líquido, de características completamente distintas en cuanto a tipología, manejo y valorización agronómica.

Residuo orgánico sólido tratado se enriquece-concentra en materia orgánica y nutriente.

Residuo orgánico líquido tratado se clarifica, tiene menos carga orgánica, es menos putrescible, tiene menos riesgos sanitarios, y contiene muchas sales. Este esquema es deseable a nivel de medioambiente y favorece su reentrada en los compartimientos medioambientales, pero perjudica su utilización en agricultura por:

- Alto volumen, mayoritariamente de agua, normalmente mayor al 95%. Problemas en costes de aplicación, más que aspectos fertilizantes, sería casi un riego.
- Alto contenido en sales. Problemas de salinización, pérdida de calidad del suelo a medio plazo, existencia de cultivos sensibles.
- Bajo contenido en materia orgánica, efecto enmendante despreciable.

Los sistemas de manejo y gestión integral se pueden complicar de forma exponencial y en ocasiones necesitan esquemas jerárquicos de toma de decisión. En esta línea y a modo de

enfoque de la gestión, se puede ver en el esquema propuesto por Solé y Flotats (2004) para poder decidir el destino final, más adecuado en cada caso, para los purines (Figura 1.6).

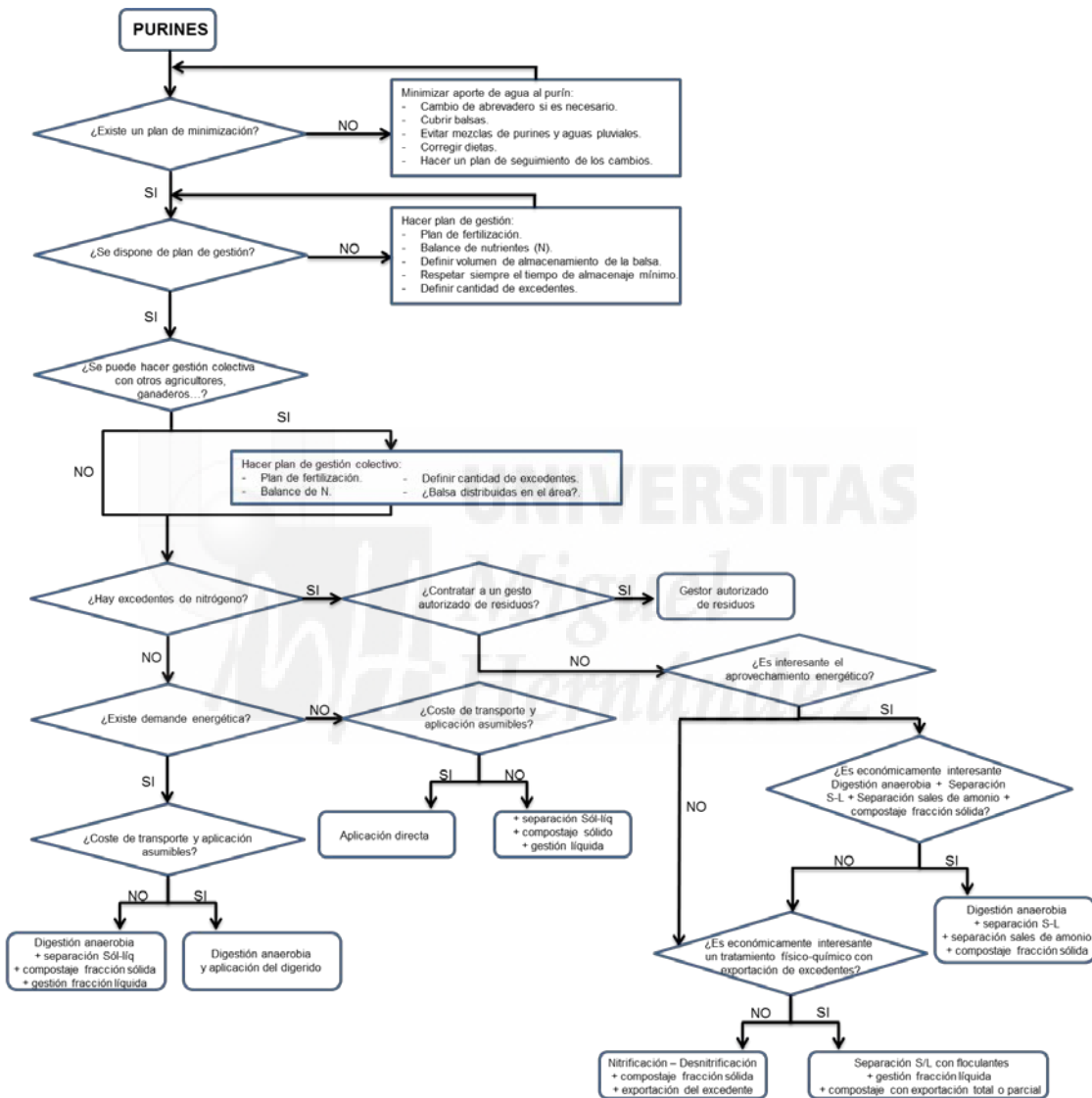


Figura 1.6. Cuadro de toma de decisión para la gestión integral de purines porcinos (Solé y Flotats, 2004).

### 1.3. Residuos porcinos

#### 1.3.1. Estado actual del sector porcino y generación de residuos

Durante 2011, en la Unión Europea (UE-27) el censo porcino alcanzó un número de 148 millones de cabezas, casi el 70% del censo comunitario, encontrándose únicamente en 6 países: Alemania, España, Francia, Polonia, Dinamarca y Holanda (Tabla 1.8). Como vemos, España ha alcanzado un alto nivel productivo, en cuanto a la producción de carne de porcino, situándose como el segundo país productor de porcino a nivel europeo, detrás de Alemania, y el cuarto país del mundo después de China, EE.UU. y Alemania (FAO, 2012).

**Tabla 1.8.** Distribución por países del censo total del ganado porcino en la Unión Europea en 2011 (Fuente: EUROSTAT, 2012).

Países UE-27	Ganado Porcino (%)
Alemania	18,4
España	17,3
Francia	9,4
Polonia	8,8
Dinamarca	8,3
Holanda	8,1
Bélgica	4,3
Reino Unido	2,9
Italia	6,3
Rumania	3,6
Austria	-
Irlanda	-
Resto de UE	12,6

El sector **porcino** es el principal sector ganadero a nivel nacional por su contribución a la producción ganadera y agraria. En el año 2011 aportó el 32,2% de la producción final ganadera española y el 11,2% de la producción final agraria, respectivamente. En España se producen alrededor de 3,5 millones de toneladas de carne de cerdo con un censo total de 26 millones de animales. Desde la entrada a la CEE, el censo ha experimentado una subida superior al 50% (EUROSTAT, 2012). Las tres cuartas partes de la totalidad del censo porcino español se concentra en cinco comunidades autónomas; Cataluña, Aragón, Castilla y León, Andalucía y Murcia.

### **Generación de residuos porcinos: purín de cerdo**

En las explotaciones ganaderas intensivas, el sistema de recogida de los residuos se basa en la limpieza con agua a presión de los establos. En éstos la cama del animal se ha sustituido por un enrejado y se disponen sobre un colector subterráneo, que recoge los materiales residuales arrastrados y los conduce hacia una fosa séptica, donde se almacenan. Este sistema supone un cambio muy importante en su naturaleza, con respecto a la de los estiércoles sólidos que se generan con los sistemas más tradicionales.

El purín de cerdo es el material generado en las explotaciones intensivas de ganado porcino, formado por una mezcla de deyecciones sólidas y líquidas, mezclado con agua procedente de la limpieza de las instalaciones, pérdidas de los bebederos y lluvias, y que además puede contener remanentes de alimentos, restos de cama y del propio animal. El efluente generado es una mezcla heterogénea, de color oscuro, y en un proceso permanente de fermentación anaeróbica (Sánchez, 2001).

En la fosa de almacenamiento tiene lugar una distribución de los materiales que lo constituyen. En la parte superior, más aireada, se produce una desecación superficial acompañada de una fermentación anaerobia que con el tiempo da lugar a la formación de una costra, bajo la que se encuentra una suspensión más o menos pastosa; en el fondo de la fosa se depositan los sólidos más densos (Burton y Turner, 2003).

Como resultado, se obtiene un residuo que se caracteriza por una gran variabilidad tanto en su aspecto como en su composición y en la concentración de sus constituyentes. Además, influyen diversos factores relacionados con la gestión de la explotación y con las características de los animales: edad, raza, estado fisiológico, tipo de alimentación, método de limpieza, cantidad de agua empleada, tiempo y forma de almacenamiento y época del año (Sánchez, 2001). Según [www.probiogas.es](http://www.probiogas.es), en su informe de cuantificación de residuos ganaderos: [http://213.229.136.11/bases/ainia\\_probiogas.nsf/0/42EBC9523D85C2FCC12575380034A6A1/\\$FILE/Inf\\_cuantificacion\\_ganadero\\_07-10-2009.pdf](http://213.229.136.11/bases/ainia_probiogas.nsf/0/42EBC9523D85C2FCC12575380034A6A1/$FILE/Inf_cuantificacion_ganadero_07-10-2009.pdf), nos indica una producción cercana a 50.000.000 toneladas/año donde el purín de cerdo supone en torno al 50% del total.

### **1.3.2. Gestión y tratamiento: valorización directa en suelos agrícolas**

Todas las tecnologías de gestión están orientadas a la mejora de sus condiciones para el empleo adecuado a la agricultura y a la reducción de su volumen y, en todo caso, a garantizar su contribución a la mejora medioambiental. El destino fundamental es el uso directo según la Comisión Europea (2001), por lo que según las estadísticas los residuos ganaderos no suelen ser tratados antes de su incorporación al suelo, excepto un pequeño porcentaje en torno al 5% (sometido generalmente a procesos de compostaje o de digestión anaerobia).

Diferentes normativas de ordenación de las explotaciones porcinas tratan de prevenir los problemas ambientales y sanitarios que generan la actividad ganadera y la acumulación de purines. Además de establecer condiciones respecto al bienestar animal y a la ubicación e infraestructura de las explotaciones, dispone que la gestión de los estiércoles podrá realizarse mediante la utilización de cualquiera de los siguientes procedimientos: valorización como abono órgano-mineral; tratamiento mediante compostaje, secado artificial y otros; eliminación mediante vertido.

En ocasiones, el purín se somete a una separación físico-química de las fases sólida y líquida, lo que puede constituir un tratamiento por sí mismo, cuando el sólido se aplica directamente al suelo y el líquido se emplea como agua de riego, o una fase previa que aumenta la eficacia del proceso de tratamiento posterior.

El vertido de la fracción líquida a los cauces requiere un proceso de depuración que alcance los parámetros de vertido que se recogen en el Reglamento de Dominio Público Hidráulico (Real Decreto 849/1986). El sólido se utiliza normalmente como fertilizante, bien directamente o bien después de someterlo a un proceso de compostaje, fermentación anaerobia o secado térmico (cogeneración).

El compostaje “es un proceso biooxidativo controlado, en el que intervienen numerosos y variados microorganismos, que requiere una humedad adecuada y sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido, implica el paso por una etapa termofílica y una producción temporal de fitotoxinas, dando al final como productos de los procesos de degradación dióxido

de carbono, agua y minerales, así como una materia orgánica estabilizada, libre de fitotoxinas y dispuesta para su empleo en agricultura sin que provoque fenómenos adversos” (Costa *et al.*, 1991). En el caso del purín, debido a su estado líquido y a su relación C/N baja es necesario mezclarlo previamente con otro material como paja de cereal, virutas de madera, cortezas de árboles, etc. (Sánchez, 2001), además de emplear sustancias adsorbentes como zeolitas para reducir la volatilización del amoníaco (Venglovsky *et al.*, 2005).

La fermentación anaerobia permite, además de reducir la carga contaminante del purín, la obtención de biogás que puede emplearse como fuente energética en las instalaciones. El secado térmico asociado a la cogeneración permite la reducción drástica del contenido de agua del purín a la vez que se genera energía eléctrica cuyos excedentes pueden venderse a la red de distribución. Estos sistemas son capaces de conseguir una eficacia depuradora bastante alta, además de una reducción del volumen de residuo y, por tanto, de los costes de transporte del mismo; sin embargo, presentan un alto grado de tecnificación y un elevado coste de inversión y mantenimiento (Westerman y Bicudo, 2005).

### Valorización agrícola

Históricamente los agricultores han utilizado el estiércol y los purines como una fuente de nutrientes para los cultivos, considerándose un recurso muy valioso para la fertilización. Así, las deyecciones ganaderas eran gestionadas de manera más o menos correcta dentro del marco de la propia explotación. Esto, junto con el aumento del censo ganadero sobre todo el porcino, la disminución de la superficie agrícola útil, y el aumento de las dimensiones de las explotaciones ganaderas, hace equiparable el sector ganadero con la industria en cuanto a la problemática de gestión de residuos (Danés *et al.*, 1996). La Tabla 1.9 muestra los resultados obtenidos en dos estudios de caracterización de purín de cerdo llevados a cabo en Castilla y León (Sánchez y González, 2005), y en la Unión Europea (Comisión Europea, 2001), mostrando la variabilidad de las muestras y su dependencia del origen y del manejo.

Estos materiales aportan un valor nada despreciable para su uso agrícola aunque muy variable. Diversos estudios coinciden en afirmar que el método más efectivo y económico de afrontar la problemática de la acumulación de los desechos de tipo orgánico procedentes de la

ganadería intensiva es a través de su aplicación en el suelo (Westernam y Bicudo, 2005) La aplicación racional y controlada de los purines y estiércoles presenta un gran interés desde el punto de vista de la fertilización, especialmente en suelos que han sido utilizados durante siglos para la agricultura y que, por tanto, están empobrecidos respecto a sus cualidades nutritivas. También es de resaltar la importancia que tiene el hecho de reemplazar la fertilización mineral por la de tipo orgánica, lo que conlleva una reducción de los costes de producción, a la vez que ayuda a mejorar las condiciones medioambientales (Schröder, 2005). Sin embargo, también es importante tener en cuenta que el uso directo de los residuos orgánicos de forma no controlada también puede ocasionar serios problemas de contaminación y degradación del suelo, ya que existen diversos componentes en su composición, que son potencialmente peligrosos para el medio ambiente y para el hombre, como resultado de las diferentes actividades de gestión en las granjas comerciales (Goulding *et al.*, 2000; Bonmatí y Flotats, 2003).

**Tabla 1.9.** Composición de purines en Castilla-León y a nivel europeo.

Parámetros	Castilla y León	UE-15
	(Sánchez y González, 2005)	(Comisión Europea, 2001)
	Media ± desviación	Minimo - Máximo
Materia seca (g L <sup>-1</sup> )	32.4 ± 37.3	10-180
Cenizas (g L <sup>-1</sup> )	9.0 ± 8.2	n. d.
pH	7.6 ± 0.4	n. d.
CE (dS m <sup>-1</sup> )	15.6 ± 9.4	n. d.
DBO <sub>5</sub> (g O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	n. d.	n. d.
COT (g L <sup>-1</sup> )	13.6 ± 17.2	34-70
N total (g L <sup>-1</sup> )	3.2 ± 1.8	2-16
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	1.86 ± 1.26	2.1-3.6
P (g L <sup>-1</sup> )	0.82 ± 0.82	0.1-1.2
K (g L <sup>-1</sup> )	1.01 ± 0.62	2-9
Ca (g L <sup>-1</sup> )	1.10 ± 1.29	1.4-6.7
Mg (g L <sup>-1</sup> )	0.22 ± 0.26	0.5-1.8
Na (g L <sup>-1</sup> )	0.23 ± 0.20	0.8-0.9
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	75 ± 118	n. d.
Mn (mg L <sup>-1</sup> )	12 ± 17	n. d.
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	25 ± 35	403-919
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	13 ± 20	180-574

n.d (no determinado)

### 1.3.3. Riesgos medioambientales asociados a la gestión directa de residuos porcinos

En zonas de **alta carga ganadera**, con frecuencia no se dispone de suficiente superficie agrícola útil para la gestión agronómica de los estiércoles generados. Aunque la superficie agrícola útil media por explotación registró un incremento del 18,5% en el periodo 1999-2009, dicho incremento fue consecuencia de la reducción en un 23,2% del número de explotaciones agrarias, en las cuales aumentó el número medio de cabezas por explotación, lo que implicó un aumento en la concentración de residuos en áreas de menor superficie (INE, 2011). Los suelos agrícolas del entorno no son capaces de absorber el gran volumen de residuos orgánicos generados actualmente por la ganadería intensiva, lo cual lleva en muchos casos a un uso abusivo y a la acumulación de nutrientes (especialmente nitrógeno y fósforo) y elementos traza en el suelo con el consiguiente riesgo de contaminación de aguas superficiales y freáticas. Como ya se ha descrito, el purín posee altos niveles de nitrógeno, mayoritariamente en su forma amoniacal, elevada conductividad eléctrica y metales pesados. La presencia de metales pesados como **zinc** y **cobre** suelen ser relativamente altos, particularmente en los purines de porcino, derivados de la adición de sulfato de cobre como regulador del crecimiento, y de sales de zinc (óxido y sulfato), como fungicida, que son eliminados, en gran parte, a través de los excrementos (Pomares y Canet, 2001). Esto puede implicar que aplicaciones continuadas en una misma parcela provoquen la acumulación de estos metales en el suelo (Bonmatí y Magrí, 2007).

Por todo ello, es necesario realizar una adecuada gestión de los residuos orgánicos ganaderos que permitan su utilización como abono o enmienda orgánica sin implicar ningún tipo de riesgo, ni sanitario ni ambiental.

La presencia incontrolada de materia orgánica es un riesgo ambiental, no sólo para aguas superficiales y subterráneas, sino también para los suelos agrícolas, que pueden sufrir anoxia y condiciones reductoras, debido a los procesos de degradación de este material orgánico (Moral *et al.*, 2008).

Por otra parte, el aporte de residuos orgánicos sin compostar provoca un aumento de **nitrógeno** en los suelos a los que son incorporados. Este nitrógeno sufre un proceso de mineralización bastante lento, por lo que sólo una parte va a ser utilizable de manera inmediata.



En el caso del purín de cerdo, el 70% de N se encuentra en forma amoniacal (Bernal *et al.*, 1993), por lo que tras su adición al suelo actúa como un fertilizante inorgánico. La adición de altas cantidades de purín puede causar problemas para el cultivo por un exceso de amoníaco, y una alta proporción de  $\text{NH}_3$  puede volatilizarse tras la adición del purín, si no se incorpora rápidamente al suelo. La problemática del nitrógeno es doble, pues puede producirse contaminación atmosférica por la volatilización del amoníaco y también puede contaminar las aguas por lixiviación de los nitratos (Fountoulakis *et al.*, 2008). El N orgánico del purín y del estiércol sólido no es fácilmente mineralizable y se acumula en el suelo, contribuyendo a la reserva de N en el suelo. Esto se traduce en que no todo el nitrógeno aportado a los suelos está en forma disponible para los cultivos, por lo que importantes cantidades quedan en los suelos, las cuales en unos casos serán arrastradas por infiltraciones y en otros quedarán en los mismos para su posterior nitrificación. Sin embargo, el efecto residual del N procedente del purín en el suelo es pequeño y solamente es perceptible tras varios años de aplicación. La mineralización de N orgánico del purín es lenta y entre un 60% y un 75% de N orgánico es resistente a la mineralización (Bernal y Roig, 1993).

El **fósforo** en los estiércoles está presente en formas orgánicas e inorgánicas, pero la fracción orgánica se hidroliza rápidamente, así que su disponibilidad en los estiércoles animales se acerca a menudo al 90-100%. En los suelos calizos, cerca del 40% del P total del purín de cerdo se puede fijar en formas escasamente disponibles, tales como fosfatos de calcio insolubles, que podrían alcanzar el 71% en dosis altas de aplicación del purín (Bernal *et al.*, 1993). Sin embargo, la proporción de fósforo en formas disponibles en el suelo depende principalmente de las características del suelo, variando desde el 15% de P de purín de cerdo en un suelo limoso, debido a la absorción, hasta el 43% de P agregado en un suelo arenoso. Por otra parte, entre el 8 y el 13% del P del purín de cerdo puede infiltrarse en el perfil del suelo, alcanzando profundidades de hasta 90 cm en suelos ácidos (Vetter y Steffens, 1981).

En estiércoles y purines, el **potasio** y el **magnesio** están presentes en forma de sales solubles, y provienen casi totalmente de la orina de los animales, de modo que su disponibilidad para las plantas es similar a la de un abono mineral. Cerca del 90% de K en la alimentación es excretado por los animales. Generalmente, la concentración de K es mayor en el purín vacuno que en el de cerdo, y la disponibilidad de K a las plantas se acerca a menudo al 100% (Bernal *et*

al., 1993). Cuando se aplica K como estiércol y purín en formas solubles, tiende a moverse verticalmente, pero en presencia del complejo de cambio entra en equilibrio y se retiene con frecuencia en la capa superior del suelo.

Las sales solubles en los estiércoles animales y en los purines se excretan principalmente por la orina, y se pueden detectar por la medida de la conductividad eléctrica. Los iones principales son  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ . La alta conductividad eléctrica de los purines, revela una alta concentración de sales solubles, lo que sugiere que la adición de estos residuos a los suelos en las áreas semiáridas y áridas podrían causar salinización.

Las escorrentías producidas en los suelos donde se han aplicado estiércoles también pueden ser una potencial fuente de **contaminación de las aguas** superficiales. Se puede producir contaminación en las aguas subterráneas por el lavado de nutrientes y otras sustancias a través del perfil del suelo donde se han realizado aplicaciones agrícolas de las deyecciones (Canet *et al.*, 2006). El arrastre de los nitratos a las aguas propaga la contaminación por nitrógeno, ya que favorece, de forma conjunta con el fósforo aunque en menor medida, la **eutrofización** de las aguas, aumentando la toxicidad por aporte de iones amonio y nitrato, aumentando la DBO y, favoreciendo la transmisión de enfermedades (Gallert *et al.*, 1998). También se pueden ocasionar problemas de **salud** al ingerir aguas con altas concentraciones de nitratos, ya que los nitratos son transformados en el organismo en nitritos, que a su vez se transforman en nitrosaminas, compuestos cancerígenos con efectos nocivos sobre el hígado y el estómago (Palau, 2000).

Adicionalmente, a estos efectos hay que añadir el efecto que producen los residuos en condiciones anaerobias incontroladas, como **gases** causantes de malos olores, que en ocasiones llegan a ser peligrosos. Los gases más importantes son el sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ) y el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), que afectan fundamentalmente a tejidos húmedos y vías respiratorias. Así mismo, estos residuos contienen microorganismos patógenos que pueden contaminar el entorno (Plaza y col., 1999), tales como *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Campylobacter*, *Yersinia enterocolitica* y *Cryptosporidium* (Guan y Holley, 2003).

Por otra parte, la emisión de gases de efecto invernadero es otro de los potenciales problemas asociados a un inadecuado manejo de los residuos ganaderos. Desde que en 2006 se

publicara el informe de la FAO "Livestock Long Shadow" que afirmaba que el 18% de los gases de efecto invernadero (GEI) a nivel mundial son consecuencia de la ganadería, se ha producido un bombardeo mediático que ha repercutido en el sector. Los principales gases responsables de las emisiones de la ganadería son el metano, el óxido nitroso y el dióxido de carbono. El metano representa el 57% de las **emisiones de GEI** asociadas a la ganadería. Este gas se origina como consecuencia de los procesos anaeróbicos que tienen lugar en el tracto digestivo de los animales (fermentación entérica), así como en el almacenamiento de purines en las explotaciones ganaderas (gestión de estiércol). A su vez, el óxido nitroso, generado en los procesos de desnitrificación durante las fases de almacenamiento y tratamiento de purines, generado en la aplicación de fertilizantes al suelo, es el segundo gas en importancia dentro de las emisiones asociadas al sector, siendo su peso respecto al total del 24%. En último lugar, se encuentran las emisiones de dióxido de carbono, derivadas del consumo energético de las explotaciones. Las emisiones de la ganadería asociadas a este gas representan el 19% restante.





## OBJETIVOS

---

*Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones:  
Agronómicas y Medioambientales*





## 2. *Objetivos*

El objetivo principal de esta tesis doctoral es contribuir al conocimiento de uno de los principales flujos residuales del sector primario como son los residuos ganaderos. Para ello se realiza una caracterización integral y representativa de los residuos/recursos orgánicos generados en las explotaciones ganaderas más comunes del sureste español, con especial profundidad para aquellos generados en las granjas porcinas, evaluando sus implicaciones agronómicas y medioambientales centrándonos en este último caso en salinidad, metales pesados y microorganismos patógenos.

Este objetivo general se desglosa en cinco objetivos concretos:

- a) Analizar el potencial fertilizante de los flujos residuales ganaderos a nivel de macroelementos primarios y microelementos esenciales.
- b) Conocer la fracción orgánica de los residuos ganaderos a nivel de contenidos totales y diferentes fracciones para evaluar su estabilidad y capacidad enmendante para el suelo.
- c) Estudiar el contenido en sales de los flujos residuales ganaderos así como estimar la potencial salinización sobre el suelo receptor.
- d) Cuantificar los metales pesados en los residuos ganaderos y estimar la entrada de éstos al suelo, haciendo especial hincapié en Cu y Zn en purines porcinos.
- e) Establecer los riesgos patogénicos del uso directo de residuos orgánicos y en concreto de los purines de cerdo.

Para verificar estos objetivos concretos se han diseñado y desarrollado diferentes experimentos que incluyen siempre una descripción y un desarrollo representativo de muestreos en la zona de estudio.

**Experimento 1. Caracterización representativa de flujos residuales ganaderos:** en este experimento se muestrean y analizan de forma representativa más de 80 residuos/recursos ganaderos analizando aspectos agronómicos y medioambientales, incluyendo nutrientes (N, P,

K), contenido orgánico y sus fracciones como ácidos húmicos y fúlvicos, y sus posibles riesgos medioambientales por exceso de metales pesados (Cd, Ni, Cr, Pb, y Hg) y su contenido en sales.

De este experimento se han publicado dos artículos:

- ▶ *NUTRIENT VALUE OF ANIMAL MANURES IN FRONT OF ENVIRONMENTAL HAZARDS*. Communications in Soil Science and Plant Analysis 33(15-18) (2002): 3023-3032. Moreno-Caselles, J., Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Rufete, B.
- ▶ *CHARACTERISATION OF THE ORGANIC MATTER POOL IN MANURES*. Bioresource Technology 96(2005) 153-158. Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A. Rufete, B., Paredes, C.

Este experimento 1 y sus publicaciones asociadas se correlacionan con los objetivos concretos a), b) y c) anteriormente citados.

**Experimento 2. Caracterización de los flujos residuales porcinos:** En este experimento se analizan de forma representativa los purines de cerdo producidos en el sureste español (n = 36 granjas) con el fin de definir el purín tipo característico de la zona, en función del tipo de manejo en granja y así poder cuantificar el potencial valor agronómico y evaluar sus posibles riesgos medioambientales a nivel de salinidad, carga orgánica y metales pesados.

De este experimento se ha publicado el artículo:

- ▶ *SALINITY, ORGANIC CONTENT, MICRONUTRIENTS AND HEAVY METALS IN PIG SLURRIES FROM SOUTH-EASTERN SPAIN*. Waste Management 28 (2008) 367-371. Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., Rufete, B.

Este experimento y la publicación asociada se correlaciona directamente con el objetivo concreto d).

**Experimento 3. Ensayo de aplicación agronómica de flujos residuales porcinos en campo:** En este experimento se estudió de forma específica en condiciones reales de campo uno de los principales riesgos medioambientales de la aplicación agrícola de purín como es la



presencia de coliformes fecales y totales en el suelo enmendado y su persistencia en el tiempo tras su aplicación en dosis agronómicas.

De este experimento se ha publicado el artículo:

- ▶ *TOTAL AND FAECAL COLIFORM BACTERIA PERSISTENCE IN A PIG SLURRY AMENDED SOIL.* Livestock Science 102 (2006) 211-215. Rufete, B., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Paredes, C.

Este experimento se correlaciona directamente con el objetivo concreto e).





## PUBLICACIONES

---

*Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones:*

*Agronómicas y Medioambientales*





---

## Artículo 3.1

---

### Communications in Soil Science and Plant Analysis

*33(15-18) (2002) 3023-3032*

DOI: [10.1081/CSS-120014499](https://doi.org/10.1081/CSS-120014499)

### NUTRIENT VALUE OF ANIMAL MANURES IN FRONT OF ENVIRONMENTAL HAZARDS

*Joaquín Moreno-Caselles, Raul Moral, Marilo Perez-Murcia, Aurelia Perez-Espinosa,  
and Belén Rufete*



POSTER PAPER

**NUTRIENT VALUE OF ANIMAL MANURES  
IN FRONT OF ENVIRONMENTAL  
HAZARDS**

**Joaquin Moreno-Caselles, Raul Moral,\*  
Marilo Perez-Murcia, Aurelia Perez-Espinosa, and  
Belen Rufete**

Department of Agrochemistry and Environment, Miguel  
Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra Beniel Km 3.2  
03312 Orihuela, Alicante, Spain

**ABSTRACT**

The increment of the industrial farms in the Southeast of Spain represents an opportunity to reuse animal manures in arid and semiarid soils, as a source of nutrients and organic matter. However, there are diverse components in their composition potentially dangerous for the environment from the different management activities in the industrial farms, especially heavy metals and salinity. In this experiment, 48 different types of manures from horse, cow, calf, pig, sheep, goat, rabbit, fowl, chicken, ostrich, turkey and earthworm were evaluated on total nutrient content, specially N and P. We also monitored the salt content and the presence of the heavy metals Cd, Hg, Pb, Cr

---

\*Corresponding author. E-mail: raul.moral@umh.es

**3023**

and Ni as main environmental hazards for agricultural soils. We tested a nitric acid digestion for a rapid sample preparation using electro thermal energy (microwave), with very good efficiency on metal recovery.

## INTRODUCTION

Decrease in organic matter content in Mediterranean soils is one of the most important causes of soil degradation.<sup>[1]</sup> It is necessary to find organic matter sources to improve the quality of soil. Animal manure application to soils in arid and semiarid areas was a traditional source of nutrients and organic matter for soil–plant systems but the scarcity of these biosolids in the second part of the century reduced their use in the Southeast of Spain. But now, the increase of the number of industrial farms without soil nearby represents a new opportunity to reuse these materials in agricultural purposes. The agricultural use of these manures is recommended not only for fertilizing but also to minimize improper disposal.

However, a certain risk of contamination exists in incorporating this type of manure to soils since there are diverse components in their composition potentially dangerous to the environment from the different management activities in the industrial farms. Animal waste may contain pathogenic organisms and heavy metals that could contribute to agricultural non point source pollution.<sup>[2]</sup> A sustainable use of animal manures for fertilizing use must start with a complete characterization of nutrients and pollutants in order to optimize the application and minimize salinization, pollution and biological hazards. The necessity of characterizing a wide and heterogeneous range of animal manures makes necessary the employment of adequate systems for sample preparation with analytical reliability for a wide variety of elements.<sup>[3]</sup> These residues possess a complex composition due to their number of components and range of concentrations.<sup>[4]</sup>

The utilization of the electro thermal radiation for digestion of organic samples is relatively recent and its use is being increased in studies of sediments, plants and soils.<sup>[5]</sup> The two principal advantages are the little time of digestion (decreasing until the 80% concerning other methods) due to the condition of temperature–pressure reached and the possibility of utilization of closed vessels with reduction of the sample losses and particularly of volatile elements.<sup>[6]</sup>

The aims of this experiment were (i) evaluate the nutrient content, specially N, P and K of the animal manures, (ii) monitor the salt content and the presence of the heavy metals Cd, Ni, Cr, Pb and Hg, and (iii) test a rapid sample



preparation using electro thermal energy (microwave) for ICP-AES determination of metals.

### MATERIAL AND METHODS

Forty eight different manures from horse, cow, calf, pig, sheep, goat, rabbit, fowl, chicken, ostrich, turkey and earthworm were analyzed, from different farms of the south east of Spain. Samples were dried at 60°C until they lost all the moisture in an oven of forced air and homogenized to a uniform size using a pulverisette FRITSCH no. 06.102. Rehomogenization (hand-shaking for 2 minutes) was done prior to sampling for mineralization in brown glass bottles where the samples were preserved. The process applied was an acid mineralization using the microwave oven.<sup>[7]</sup> The digestion utilizing the electro thermal radiation was done introducing 0.3000 to 0.5000 g of sample in a vessel adding 10 ml of HNO<sub>3</sub>. The program used was: 250 W 1 min<sup>-1</sup>, 0 W 1 min<sup>-1</sup>, 250 W 5 min<sup>-1</sup>, 400 W 5 min<sup>-1</sup>, 600 W 5 min<sup>-1</sup> and 0 W 5 min<sup>-1</sup>. Then, a solution of 25 ml was prepared with deionized water to measure the elemental concentration. The microwave oven was a Milestone MLS 1200 with a HPR rotor 1000/6 of polypropylene and six closed vessel capable to resist high pressure of tetrafluorometoxil (TFM Hoerchst®).

In this final solution, P was quantified by phosphomolibdovanadate formation and measure at 460 nm.<sup>[8]</sup> K, Na, Fe, Cu, Mn, Zn, Cd, Ni, Cr and Pb were measured by inductively coupled plasma atomic-emission spectrometry Optima-3000 of Perkin–Elmer with AS-90 auto sampler was used for these determinations. Hg was determined by FIAS-HG. N was measured by Kjeldahl method. Electrical conductivity of the manures was measured directly in a 1:20 (w:v) water extraction after 30 min of agitation.<sup>[9]</sup>

To check the method used for sample preparation and determination of heavy metals, referenced sewage sludge BCR-144 from domestic origin and BCR-146 from industrial origin were mineralized by the method proposed and measured by ICP-AES except Hg.

### RESULTS AND DISCUSSION

The results obtained of the two reference materials BCR-144 and BCR-146 are shown in Table 1. Only the elements Cd, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn have certified values from the Community Bureau of Reference and Cr has an estimated value. The results indicated that the proposed mineralization procedure gave very similar results to the certified values with a good accuracy for the concentration of heavy metals analyzed.

**Table 1.** Characterization of Metals ( $\text{mg kg}^{-1}$  d.w.) the Reference Materials BCR 144 and 146, Compared to the Certified Value

Material		Cu	Mn	Zn	Cd	Ni	Cr	Pb
BCR 144	Microwave	723 ± 10	421 ± 6	3440 ± 64	4.65 ± 0.71	899 ± 13	463 ± 7	455 ± 6
	Certified value	713 ± 26	449 ± 13	3143 ± 103	4.82 ± 0.97	942 ± 22	<485 >	495 ± 19
	F-Anova	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
BCR 146	Microwave	922 ± 18	530 ± 35	4263 ± 110	71 ± 3	248 ± 25	730 ± 40	1172 ± 57
	Certified value	934 ± 24	588 ± 24	4059 ± 90	78 ± 3	280 ± 18	<784 >	1270 ± 28
	F-Anova	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns

Values obtained for N, P, K, Fe, Cu, Mn and Zn in the different manures studied are shown in Table 2. Also the content of sodium was monitored in order to evaluate the potential sodification of applied soils. In this table, the average value and the range of each analytical parameter were established in the different kinds of manures. Generally we found a wide variation of values between type of manures but also between farms depending manure management, species, etc. However, the results obtained were similar to other researchers.<sup>[10–13]</sup>

### Fertilizer Value

Total Kjeldahl nitrogen in the manures analyzed ranged between 16–22 g N kg<sup>-1</sup> d.w., except turkey and fowl-chicken refusal (31–39 g kg<sup>-1</sup>). In the same way, phosphorus content was highest in pig biosolids and very high in fowl–chicken manure. Potassium level in the animal manures varied strongly between earthworm compost (7.8 g K kg<sup>-1</sup>) and goat manure (59.2 g K kg<sup>-1</sup>). Sodium in manures varied between 2.34 and 16.9 g Na kg<sup>-1</sup> d.w. These values are closely related to the feed ration and especially with the farm water supply of tap water or wells with rising problems of salinization.

The manures studied can be classified depending the fertilizer units (%N, %P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, %K<sub>2</sub>O) of the mayor fertilizing elements N–P–K. In this line, the results obtained; horse (2.1–1.7–5.0), cow (1.9–0.7–2.1), calf (1.8–2.2–4.2), pig (2.2–3.3–1.1), sheep (1.9–1.3–4.1), goat (2.2–1.9–7.1), rabbit (1.8–2.1–2.2), chicken (3.1–3.0–3.0), turkey (4.0–2.5–2.9), ostrich (1.7–1.8–1.3), earthworm (1.7–2.7–0.9) indicated that goat and turkey–chicken manures had the higher mayor nutrient content. The turkey–chicken manures showed a very significant equilibrium between NPK elements. Fertilizer input of main industrialized livestock (pig and cow) in the studied area was not very high, specially cow manure with very low content of phosphorus.

On micronutrients, Fe presented the highest levels compared with Mn, Zn and Cu concentration in decreasing order. This characterization of micronutrient contents is similar to other researchers.<sup>[14,15]</sup> Earthworm compost was very rich in micronutrient content. The same was true for pig manure, especially in Cu due the use of copper salts in the feed for sanitary purposes. We can observe a significantly low level of Fe in chicken and turkey manures compared with the other residuals. The amendment of the agricultural soils of the studied area with manures that incorporate micronutrients associated with organic compounds could be a sensible solution for reduce the micronutrient deficiency of the soils, mainly due the high intensification of the agricultural production and the calcareous nature of the soils

**Table 2.** N, P, K, Na ( $\text{g kg}^{-1}$  d.w.) Fe, Cu, Mn, and Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$  d.w.) Contents in the Manures Studied

Manure	No.	N		P		K		Na		Fe		Cu		Mn		Zn	
		A.V. <sup>a</sup>	Range	A.V.	Range	A.V.	Range	A.V.	Range	A.V.	Range	A.V.	Range	A.V.	Range	A.V.	Range
Horse	4	20.7	18.8–22.6	7.6	6.1–9.3	41.4	15.8–67.0	7.58	5.77–9.39	729	284–1173	22	20–29	110	108–111	167	129–205
Cow	4	18.6	9.3–24.3	3.1	1.2–4.1	17.6	14.7–20.6	5.38	4.08–7.65	3527	2541–8054	20	9–30	111	91–142	79	61–114
Calf	3	17.5	12.3–21.6	9.6	7.3–12.4	35.1	24.3–40.4	24.6	15.8–29.3	2839	1322–3745	40	30–50	225	190–265	233	174–293
Pig	6	21.7	17.7–26.6	14.4	10.1–17.2	8.9	6.3–12.3	2.34	1.67–3.36	1559	1484–1597	170	138–226	328	201–435	427	307–563
Sheep	4	18.7	14.7–25.6	5.7	4.2–7.9	34.3	16.7–67.5	6.94	5.64–8.59	3786	1813–6822	21	20–23	137	99–176	159	162–205
Goat	4	22.2	20.1–23.7	8.1	6.4–9.0	59.2	35.6–69.4	16.9	10.4–29.4	1729	502–2472	31	26–36	170	142–191	202	161–247
Rabbit	6	17.9	16.8–18.9	9.2	7.4–10.3	18.2	6.0–29.4	5.07	4.02–6.09	2623	1664–3553	61	50–77	225	203–253	453	282–411
Chicken	4	31.4	24.5–41.9	13.2	9.4–14.7	24.7	22.9–27.9	4.85	3.63–6.16	154	67–253	40	32–48	237	211–291	304	279–356
Turkey	3	39.7	30.6–45.2	10.9	6.4–15.2	24.5	19.3–30.1	3.97	2.88–5.12	172	83–262	45	38–53	327	287–368	336	290–378
Ostrich	6	16.5	13.5–19.3	7.7	6.1–10.1	10.7	8.7–12.7	4.64	3.44–5.60	1303	95–3221	56	44–69	257	226–305	200	142–237
Earthworm	4	17.3	12.3–22.4	11.9	8.8–15.1	7.8	4.5–11.1	2.34	2.02–2.66	6505	4573–8436	78	53–101	335	274–397	348	273–422

<sup>a</sup> Average value.

**Table 3.** Electrical Conductivity, EC (dS cm<sup>-1</sup>), Cd, Ni, Cr, Pb, and Hg (mg kg<sup>-1</sup> d.w.) Contents in the Manures Studied

Manure	No.	EC		Cd		Ni		Pb		Cr		Hg	
		A.V. <sup>a</sup>	Range	A.V.	Range	A.V.	Range	A.V.	Range	A.V.	Range	A.V.	Range
Horse	4	8.55	3.50-13.6	<0.5	<0.5	1.2	0.8-1.7	4.2	<0.5-8.4	3.3	2.0-4.7	0.7	0.2-1.1
Cow	4	3.94	1.76-6.06	0.7	<0.5-1.6	6.9	<0.5-20.6	6.4	3.3-8.4	19.8	4.6-50	2.3	0.2-5.1
Calf	3	9.89	6.81-12.7	1.5	0.8-2.0	<0.5	<0.5	4.6	1.1-8.6	23.1	17.1-29.2	0.9	0.5-1.3
Pig	6	2.90	2.21-4.22	0.8	<0.5-1.2	5.7	0.9-8.7	12.8	5.6-26.7	11.6	6.9-14.2	2.3	0.1-4.6
Sheep	4	7.09	3.70-11.8	<0.5	<0.5	0.8	0.6-0.9	6.5	4.5-7.7	6.7	4.8-10.6	0.6	0.4-0.7
Goat	4	14.7	9.33-19.8	<0.5	<0.5	1.7	<0.5-3.9	6.6	3.9-11.5	11.0	4.3-27.8	5.7	0.4-15.5
Rabbit	6	5.09	4.11-6.65	0.6	<0.5-0.9	2.6	<0.5-8.0	3.4	3.2-3.6	12.5	8.9-20.2	0.3	0.1-0.6
Chicken	4	5.92	4.87-6.81	<0.5	<0.5	5.8	3.9-8.7	1.3	<0.5-2.6	4.2	2.4-5.9	3.1	0.5-6.5
Turkey	3	5.28	3.77-6.18	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	3.9	1.8-5.7	4.6	2.6-6.5	0.1	0.1-0.2
Ostrich	6	2.15	1.89-2.46	<0.5	<0.5-1.0	3.4	1.3-13.7	5.2	1.9-8.4	11.7	3.7-21.5	2.4	0.1-8.3
Earthworm	4	4.52	3.81-6.02	1.4	1.3-1.6	0.4	<0.5-0.9	9.6	7.8-11.4	26.5	18.2-34.8	0.5	0.1-0.9

<sup>a</sup> Average value.

### Heavy Metals and Salinity

The presence of the most hazardous heavy metals for the environment (Cd, Ni, Cr, Pb and Hg) in the manures is shown in Table 3. Cadmium is the element that had the lowest levels in these animal refusals ( $< 1.5 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ d.w.}$ ). Mercury also had low values with a wide variation between type of manures (0.1 to  $5.7 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ ), being the goat manure value at least two times higher than the others, probably due to xenobiotic contamination of the refusal. Pb and Cr levels were higher than Cd, Ni and Hg, especially Cr contents that ranged between 10 and  $25 \text{ mg Cr kg}^{-1} \text{ d.w.}$

In order to evaluate the heavy metal pollution impact of the different manures, an index of heavy metal presence (HMP) was developed like the summation of the mg of heavy metals included in one kg d.w. of refusal. The results obtained; turkey (9.6) < horse (9.9) < chicken (14.9) < sheep (15.1) < rabbit (19.4) < ostrich (23.2) < goat (25.5) < calf (30.6) < pig (33.2) < cow (36.1) < earthworm (38.4) indicated a low level of heavy metal pollution in manures compared with other residual materials like sewage sludge. However, we can observe a rising content of pollutants in the manures of the highly intensive livestock like pigs and cows. Earthworm manure had the highest HMP index, probably due to the biomagnification of the metal pollution caused by the use of manure for feeding. The relatively low value of heavy metal presence in chicken manure was probably close relative with the vegetal nature of the feeds.

Salinity expressed by electrical conductivity (Table 3) in the manures varied a lot depending on manure type with: ostrich < pig < cow < earthworm < rabbit < turkey < chicken < sheep < horse < calf  $\ll$  goat. The average value of this parameter in the studied animal manures indicates that only goat, calf, horse and sheep refusals could increase the soluble salts of the soils.

### CONCLUSIONS

From the main manures being produced in the south east of Spain (chicken, cow and pig), we can conclude that chicken manure is well suited for agricultural purposes due to the high content on correct proportion of NPK, low presence of micronutrients, heavy metals, and regular salinity. Pig manure has regular fertilizing value, an important presence of micronutrients and heavy metals, and low salinity. Cow manure has a very low NPK fertilizer value especially P, nearly the highest presence of heavy metals, regular salinity, high Fe concentration, and the lowest Cu and Zn concentration. Chicken and in less degree pig manures could be useful in agricultural purposes with a positive balance between

fertilization and environment hazards. However, cow manures in the studied area had a very significant unbalanced nature that did not improve significantly the chemical fertility of the amended soils and could increase the heavy metal presence and salinity in soils. In addition, there are other manures in the area that could be a feasible alternative for the industrialized manures.

### REFERENCES

1. Garcia, C.; Hernandez, T.; Costa, C. Mineralization in a Calcareous Soil of a Sewage Sludge Composted with Different Organic Residues. *Waste Manag. Res.* **1992**, *10*, 445–452.
2. Reddy, K.R.; Khaleed, R.; Overcash, M.R. Behaviour and Transport of Microbial Pathogens and Indicator Organisms in Soils Treated with Organic Waste. *J. Environ. Qual.* **1981**, *3*, 255–266.
3. Binstock, D.A.; Grohse, P.M.; Gaskill, A.; Sellers, C.; Kinston, H.M.; Jassie, L.B. Development and Validation of a Method for Determining Elements in Solid Waste Using Microwave Digestion. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* **1991**, *74*, 360–366.
4. Morales, A.; Pomares, F.; de la Guardia, M.; Salvador, F. Determination of Cd, Cu, Mn, Pb and Zn in Sewage Sludges with Prior Acid Digestion in a Microwave Oven. *J. Anal. At. Spectrom.* **1989**, *4*, 329–332.
5. Kammin, W.R.; Brandt, M.J. Optical Emission Spectrometric Evaluation of Microwave Digestion. *Spectroscopy* **1989**, *4*, 49–55.
6. Kobot, S.; King, G.; Keller, H.R.; Massart, D.L. Microwave Digestion: An Analysis of Procedures. *Anal. Chim. Acta* **1992**, *259*, 267–279.
7. Moral, R.; Navarro-Pedreño, J.; Gomez, I.; Mataix, J. Quantitative Analysis of Organic Residues: Effects of Sample Preparation in the Determination of Metals. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **1996**, *27*, 753–761.
8. Kitson, R.E.; Melon, M.G. Colorimetric Determination of P as Molibdovanado Phosphoric Acid. *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.* **1944**, *16*, 379–383.
9. Vermes, L. *Recommended Analytical Methods for the First Priority Components of Liquid Manure. FAO European Network on Animal Waste Utilization*; Subnetwork 4: Budapest, 1980; 29.
10. Carballas, T.; Carballas, M.; Gil-Sotres, F.; Leiros, M.C.; Cabaneiro, A.; Diaz-Fierros, F.; Villar, M.C. Caracterización de la Fracción Orgánica del Purín de Vacuno. I. Distribución del Carbono. *Anal. Edafol. Agrobiol.* **1984**, *54*, 205–214.
11. Bernal, M.P.; Kirchmann, H. Carbon and Nitrogen Mineralization and Ammonia Volatilization from Fresh, Aerobically and Anaerobically

- Treated Pig Manure During Incubation with Soil. *Biol. Fertil. Soils* **1992**, *13*, 135–141.
12. Kirchmann, H.; Lundvall, A. Relationship Between N Immobilization and Volatile Fatty Acids in Soil After Application of Pig and Cattle Slurry. *Biol. Fertil. Soils* **1993**, *15*, 161–164.
  13. Thomsen, I.K. C and N Transformations in <sup>15</sup>N Cross-labelled Solid Ruminant Manure During Anaerobic and Aerobic Storage. *Bioresour. Technol.* **2000**, *72*, 267–274.
  14. Diaz-Marcote, I.; Polo, A.; Ceccanti, B. Enzymatic Activities in a Soil Amended with Organic Wastes at Semiarid Field Conditions. *Arid Res. Rehabil.* **1995**, *9*, 317–325.
  15. Cabral, F.; Vasconcelos, E.; Cordovil, C. Effects of Solid Phase from Pig Slurry on Iron, Copper, Zinc and Manganese Content of Soil and Wheat Plants. *J. Plant Nutr.* **1998**, *21*, 1955–1966.





## Artículo 3.2

---

**Bioresource Technology**  
**96 (2005) 153-158**

DOI: [10.1016/J.BIORTECH-2004.05.003](https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH-2004.05.003)

### CHARACTERISATION OF THE ORGANIC MATTER POL IN MANURES

*R. Moral, J. Moreno-Caselles, M.D. Perez-Murcia, A. Perez-Espinosa,  
B. Rufete, C. Paredes.*



# Characterisation of the organic matter pool in manures

R. Moral \*, J. Moreno-Caselles, M.D. Perez-Murcia,  
A. Perez-Espinosa, B. Rufete, C. Paredes

*Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela-Alicante, Spain*

Received 28 May 2003; received in revised form 2 December 2003

Available online 20 June 2004

## Abstract

In this research, different types of animal manure were evaluated with respect to organic matter (OM), total organic carbon ( $C_{ot}$ ), total N ( $N_t$ ),  $C_{ot}/N_t$  ratio, water-soluble organic carbon ( $C_w$ ), organic N ( $N_{org}$ ), carbohydrates,  $C_w/N_{org}$  ratio, humic acid-like carbon ( $C_{ha}$ ), fulvic acid-like carbon ( $C_{fa}$ ), humification index ( $((C_{ha}/C_{ot}) \times 100)$ ) (HI) and the  $C_{ha}/C_{fa}$  and  $NH_4^+-N/NO_3^- -N$  ratios.

In comparison with the limits set by the Spanish legislation for organic fertilisers, most of the manures had high OM contents, moderate  $N_{org}$  concentrations (except in the case of the chicken and pig manures where this parameter was high) and  $C_{ot}/N_t$  ratios above the value stated in the legislation. The study of the different fractions of organic matter showed that the horse, pig and rabbit manures had the greatest content of  $C_{ot}$ . However, the fraction of easily-biodegradable organic compounds ( $C_w$ ) was significantly higher in the horse, goat and chicken manures. The study also showed that, in most cases, the percentage of fulvic acid-like C was greater than that of the humic acid-like C, indicating that the organic matter of these wastes is not completely humified. Values of HI ( $((C_{ha}/C_{ot}) \times 100)$ ) and  $C_{ha}/C_{fa}$  ratio in the studied manures were not significantly different. Regarding the parameters related to the organic matter stability such as  $C_w$ , carbohydrates and the  $C_{ot}/N_t$ ,  $C_w/N_{org}$  and  $NH_4^+-N/NO_3^- -N$  ratios, it has been determined that the organic matter of these materials was not completely stabilised. The heterogeneity in OM composition of the studied manures did not allow the formulation of simple equations for evaluation of the composition of these wastes from easily-determined parameters.

© 2004 Elsevier Ltd. All rights reserved.

**Keywords:** Animal manure; Organic matter pools; Humic-like substances; Organic matter stability

## 1. Introduction

Farms generate an enormous amount of manure. During recent years, the manure production of Spain has been approximately  $190 \times 10^6$  t year<sup>-1</sup> (European Commission, 2001). The disposal of these wastes is one of the main environmental problems related to intensive livestock production.

A number of techniques have been utilised for both the disposal and beneficial use of manures. Some examples include land application, methane gas (biogas) production, evaporation,  $NH_3$  production, solid separation, hydrolysis, hydrogenation, composting, animal refeeding and use as a substrate in plant and microbial protein synthesis (Mikkelsen, 2000). However, the use of manures as organic fertiliser can benefit agriculture and

can be, potentially, an inexpensive way for society to protect the environment and to conserve natural resources.

Manures contain high OM and  $N_t$  contents and significant amounts of other plant nutrients (Cegarra et al., 1993), favouring their use as a soil fertiliser. Eck and Stewart (1995), based on a review of the literature, stated that animal manure increased soil OM content, soil aggregate stability, water-holding capacity, water infiltration and hydraulic conductivity and decreased bulk density and evaporation rate. However, the nature, stability and dynamics of this type of residue are very heterogeneous, especially regarding the organic pool. Bernal et al. (1998b) found that the degradation of raw animal manure in the soil led to a higher  $CO_2$  production than that of composted animal manure, which could cause anaerobic and reducing conditions in the soil, due to the decreased  $O_2$  level. Also, intermediate products such as volatile fatty acids and ammonia, produced during the raw organic waste degradation, are

\* Corresponding author. Tel.: +34-966-749652; fax: +34-966-749619.

E-mail address: [raul.moral@umh.es](mailto:raul.moral@umh.es) (R. Moral).

Table 1  
Different fractions and stability parameters of organic matter in the studied manures (dry weight basis)

Manure	OM (%)		C <sub>org</sub> (%)		N <sub>org</sub> (%)		C <sub>tot</sub> /N <sub>t</sub>		C <sub>w</sub> (%)		Carbohydrates (%)	
	AV <sup>a</sup>	Range	AV	Range	AV	Range	AV	Range	AV	Range	AV	Range
Horse	69.7 c	59.5–77.6	41.5 b	34.1–47.3	1.9 a	1.8–2.1	20.8 b	15.1–25.2	2.15 b	1.87–2.50	0.18 ab	0.15–0.22
Cow	39.6 a	25.1–67.5	22.5 a	13.2–38.8	1.5 a	0.9–2.4	14.2 ab	12.5–16.0	0.78 a	0.25–1.68	0.10 a	0.03–0.20
Pig	67.7 bc	61.9–72.7	40.7 b	37.7–42.8	2.1 ab	1.7–2.6	19.1 b	14.2–24.1	1.17 ab	0.63–1.90	0.15 ab	0.10–0.24
Sheep	51.3 abc	38.9–58.2	31.4 ab	21.5–38.5	1.8 a	1.4–2.4	17.7 ab	13.4–26.2	1.37 ab	0.64–1.96	0.14 ab	0.08–0.18
Goat	54.6 abc	45.6–67.7	29.5 ab	26.4–38.1	1.9 a	1.4–2.3	13.2 ab	11.4–16.0	1.97 b	1.16–2.64	0.16 ab	0.08–0.22
Rabbit	65.0 bc	58.8–68.5	36.5 b	34.7–39.3	1.7 a	1.6–1.8	20.4 b	19.8–20.7	1.24 ab	0.98–1.59	0.17 ab	0.14–0.18
Chicken	52.5 abc	45.9–62.6	32.6 ab	28.2–38.6	2.9 b	2.1–4.0	11.1 a	6.7–14.7	2.16 b	1.93–2.63	0.24 b	0.22–0.25
Ostrich	45.6 ab	36.7–53.8	27.8 ab	23.3–31.0	1.6 a	1.3–1.9	17.0 ab	16.1–18.0	1.13 ab	0.76–1.47	0.13 ab	0.08–0.18
	C <sub>w</sub> /N <sub>org</sub>		C <sub>fa</sub> (%)		C <sub>ha</sub> (%)		HI (%)		C <sub>ha</sub> /C <sub>fa</sub>		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	
Horse	1.10 c	1.05–1.17	1.31 a	1.20–1.40	1.35 c	1.27–1.45	3.38 a	2.68–4.27	1.02 a	0.96–1.09	0.82 ab	0.20–1.30
Cow	0.47 a	0.22–0.71	0.93 a	0.40–1.71	0.55 ab	0.10–0.97	2.85 a	0.77–6.28	0.98 a	0.15–2.44	0.32 ab	0.10–0.45
Pig	0.55 ab	0.37–0.90	1.30 a	0.70–2.47	0.75 abc	0.50–1.00	1.86 a	1.16–2.43	0.69 a	0.37–1.18	0.89 ab	0.31–2.42
Sheep	0.82 abc	0.41–1.41	1.33 a	0.57–2.12	1.18 bc	0.91–1.59	3.80 a	3.01–4.25	1.10 a	0.49–1.61	0.48 ab	0.35–0.69
Goat	1.01 bc	0.84–1.16	1.80 ab	0.90–2.19	1.02 abc	0.64–1.60	3.56 a	2.37–6.07	0.74 a	0.29–1.79	0.15 a	0.04–0.25
Rabbit	0.74 abc	0.61–0.88	1.54 ab	1.32–1.80	0.43 a	0.20–0.74	1.15 a	0.56–1.87	0.29 a	0.11–0.48	1.20 b	1.01–1.50
Chicken	0.78 abc	0.48–0.94	2.55 b	2.20–3.13	1.14 bc	0.72–1.59	3.62 a	2.15–5.64	0.46 a	0.27–0.71	1.01 ab	0.68–1.37
Ostrich	0.69 abc	0.59–0.79	2.03 ab	1.57–2.50	0.46 a	0.27–0.73	1.65 a	0.96–2.41	0.25 a	0.11–0.44	0.36 ab	0.27–0.44

OM: organic matter; C<sub>tot</sub>: total organic C; N<sub>t</sub>: total N; N<sub>org</sub>: organic N; C<sub>w</sub>: water-soluble organic C; C<sub>fa</sub>: fulvic acid-like C; C<sub>ha</sub>: humic acid-like C; HI: humification index.

Average values in a column followed by the same letter are not significantly different at  $P < 0.05$  (Tukey test).

<sup>a</sup> AV: average value ( $n = 4$ ).

Table 2  
Correlation matrix between the different fractions of organic matter in the studied manures (dry weight basis) ( $n = 32$ )

	OM (%)	C <sub>ot</sub> (%)	N <sub>org</sub> (%)	C <sub>w</sub> (%)	Carbohydrates (%)	C <sub>fa</sub> (%)
C <sub>ot</sub>	0.959**	1				
N <sub>org</sub>	NS	NS	1			
C <sub>w</sub>	0.458**	0.469**	0.626**	1		
Carbohydrates	0.523**	0.532**	0.711**	0.861**	1	
C <sub>fa</sub>	NS	NS	0.627**	0.592**	0.629**	1
C <sub>ha</sub>	NS	NS	0.402*	0.489**	NS	NS

\* \*\* Significant at  $P < 0.05$ ,  $0.01$ , respectively. NS: not significant.

Data not shown were not statistically significant.

For abbreviations, see Table 1.

toxic to plants. The increase of activity or amount of microbial biomass could also promote the degradation of the natural soil organic matter (Kuzyakov et al., 2000). An initial inorganic N immobilisation immediately after raw animal manure addition to soil has been found by several authors (Sørensen and Jensen, 1995; Morvan et al., 1997; Sørensen and Amato, 2002) and a rapid release of nutrients such as nitrate is then produced, increasing the contamination of subsurface water due to its leaching (Vervoort et al., 1998). On account of this, a sustainable use of animal manure for fertilising purposes must start with a complete characterisation of the aspects outlined above.

Therefore, the aims of this study were: (i) the characterisation of the different organic matter pools in animal manures; (ii) the evaluation of organic matter stability in animal manures and finally, (iii) to find relationships for the evaluation of the different OM fractions of these wastes, from easily-determined parameters.

## 2. Methods

Four samples of each manure (horse, cow, pig, sheep, goat, rabbit, chicken and ostrich) were collected from heaps at the margins of different farms in the south-east of Spain. For all manures, the collected samples had a storage time in the heaps of less than one month, except cow manures whose storage time ranged from one to three months. The studied manures were made up of the faeces and urine mixed with different proportions of straw, in horse, pig and rabbit manures, or straw and sawdust in cow, sheep and goat manures, although the fowl manures had only the faeces. Also, these manures did not undergo any stabilisation treatment, except the natural biodegradation process during their storage in the heaps. The samples were taken by mixing seven subsamples from seven sites of the small heaps (<2500 kg of weight), spanning the whole profile (from top to bottom of the heap) (Métodos Oficiales de Análisis en la Unión Europea, 1998). All samples were dried in a forced-air oven at 60 °C and ground to 0.5 mm for

analysis. Organic matter (OM) was determined by loss on ignition at 430 °C for 24 h (Navarro et al., 1993), total organic carbon (C<sub>ot</sub>) and water-soluble organic carbon (C<sub>w</sub>) by oxidation with K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> in H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, according to Yeomans and Bremner (1989), and carbohydrates by the anthrone method (Brink et al., 1960). The 0.1 M Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-extractable organic carbon (C<sub>ex</sub>) and fulvic acid-like carbon (C<sub>fa</sub>), the latter after precipitation of the humic acid-like carbon (C<sub>ha</sub>) at pH 2.0, were measured by spectrophotometric determination of Cr<sup>3+</sup>, after oxidation with K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (Sims and Haby, 1971). The C<sub>ha</sub> was calculated by subtracting the C<sub>fa</sub> from the C<sub>ex</sub>. NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N was extracted with 2 M KCl and determined colorimetrically by the phenol salt method (Honeycult et al., 1991). NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N was determined by second-derivative spectroscopy in a 1:30 (w/v) water extract (Sempere et al., 1993; Simal et al., 1985). Total nitrogen (N<sub>t</sub>) and organic nitrogen (N<sub>org</sub>) were calculated as the sum of Kjeldahl-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and as the difference between N<sub>t</sub> and inorganic nitrogen (sum of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N), respectively.

Mean values of each parameter were tested for statistically significant differences, using the Tukey test at  $P < 0.05$ . Also, Pearson correlation was performed between the different fractions of OM of all manures and a multiple regression analysis with stepwise selection of variables was carried out in order to find simple equations to estimate the OM composition of these wastes from easily-determined parameters.

## 3. Results and discussion

The analyses of the manures are summarised in Table 1. The average OM content ranged from 39.6% to 69.7%, with, statistically, the horse and cow manures having highest and lowest OM concentrations, respectively. However, all manures had OM contents higher than the limit set by the Spanish legislation for organic fertiliser (30% OM) (BOE, 1998).

Regarding the different fractions of OM, the values of C<sub>ot</sub> were significantly higher in horse, pig and rabbit manures. The N<sub>org</sub> concentration ranged from 1.5% to

Table 3  
Parameters of the multiple linear regression (stepwise method), correlation coefficient ( $R$ ) and adjusted  $R$ -square ( $R_a^2$ ) values between the different OM fractions of the studied manures ( $n = 32$ )

Parameter	OM (%)		N <sub>org</sub> (%)				C <sub>w</sub> (%)			
	Model 1	Model 1	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4
<i>Constant</i>										
OM	3.745NS	0.482NS	0.826***	0.574*	0.370NS	0.026NS	-0.031NS	-0.370*		
C <sub>ot</sub>	1.585***	0.580***								
N <sub>org</sub>										
C <sub>w</sub>										
<i>Carbohydrates</i>										
C <sub>fa</sub>			8.747***	8.089***	4.744*	-0.760**	12.246***	11.362***		
C <sub>ha</sub>				0.389*	0.473**	0.449***		0.523***		
$R$	0.959	0.959	0.695	0.749	0.804	0.857	0.869	0.931		
$R_a^2$	0.916	0.916	0.466	0.531	0.609	0.695	0.748	0.859		
<i>Carbohydrates (%)</i>										
C <sub>fa</sub>										
C <sub>ha</sub>										
<i>Constant</i>										
OM	0.032**	0.046***	0.021NS	0.001NS	0.435NS	1.060**	0.383*	0.675***	0.388*	0.427**
C <sub>ot</sub>				0.001*		-0.017*				
N <sub>org</sub>			0.024***	0.024***					0.346**	0.475***
C <sub>w</sub>	0.062***	0.073***	0.061***	0.055***			0.318**	0.875***	0.848***	0.878***
<i>Carbohydrates</i>										
C <sub>fa</sub>					9.348***	11.903***		-9.031***	-11.727***	-10.109***
C <sub>ha</sub>										-0.332***
$R$	0.869	0.912	0.942	0.953	0.648	0.710	0.489	0.690	0.770	0.857
$R_a^2$	0.748	0.820	0.875	0.894	0.401	0.470	0.214	0.440	0.549	0.695

\*. \*\*\*. \*\*\* Significant at  $P < 0.05$ , 0.01 and 0.001, respectively. NS: not significant.  
For abbreviations, see Table 1.

2.9%, with only the chicken and pig manures showing values of this parameter above the limit set by the Spanish legislation for organic fertiliser (2%  $N_{org}$ ) (BOE, 1998). The chicken manure had the lowest  $C_{ot}/N_t$  ratio value, due to its  $N_{org}$  content being the highest. Most of the manures showed a  $C_{ot}/N_t$  ratio greater than the range of values set by the Spanish legislation for organic fertilisers ( $C_{ot}/N_t = 3–15$ ) (BOE, 1998). The concentration of easily-biodegradable organic compounds was significantly greater in horse, goat and chicken manures, as indicated by their higher  $C_w$  values. The average  $C_{fa}$  and  $C_{ha}$  values were in the range 0.93–2.55% and 0.43–1.35%, respectively. In most cases, the  $C_{fa}$  percentage was greater than that of  $C_{ha}$ , indicating that the organic matter of these wastes was not completely humified. The humic-like substances content, as assessed by the humification index ( $HI = (C_{ha}/C_{ot}) \times 100$ ) values, and the polymerisation level of humic-like substances, calculated as  $C_{ha}/C_{fa}$ , did not differ significantly among in the studied manures.

The OM of these manures might have started its biodegradation process during the storage in heaps at the margins of the farms. Therefore, parameters related to the organic matter stability were studied. In all manures, except for chicken manure, the  $C_{ot}/N_t$  ratio was over 12, which is the maximum value for mature composts prepared with a wide range of organic wastes (Bernal et al., 1998a). The mean  $C_w$ , carbohydrates and  $C_w/N_{org}$  ratio values ranged from 0.78% to 2.16%, 0.10–0.24% and 0.47–1.10%, respectively. The cow manure had significantly lower values of these parameters and, therefore, was closer to the limits set for municipal waste composts (carbohydrates < 0.1%, García et al., 1992) and composts from different organic wastes ( $C_w < 1\%$ , Hue and Liu, 1995; and  $C_w/N_{org} < 0.55$ , Bernal et al., 1998a). However, only the goat manure had  $NH_4^+-N/NO_3^--N$  ratio values < 0.16, the acceptable value for mature compost, as suggested by Bernal et al. (1998a).

Correlations between the different fractions of OM of the studied manures are shown in Table 2. In most cases, the correlation between the OM fractions was statistically high ( $P < 0.01$ ). However, only  $C_w$  was correlated with all studied OM fractions, which means that this parameter could be the best independent variable of the equations with respect to estimation of the concentrations of the different OM fractions of the studied manures.

Table 3 shows the values for the coefficient of correlation ( $R$ ), the adjusted  $R$ -square ( $R_a^2$ ) and the parameters of the multiple linear regression equations. In most cases, the  $R$  values were high ( $R > 0.800$ ), indicating a good fit of the experimental data to the proposed equations. However, only OM and  $C_{ot}$  could be estimated from equations with a single independent variable (model 1). The rest of the OM fractions had to be calculated using equations with at least two independent variables (models 2, 3 or 4) to predict 90% of the variation in the

dependent variable, as assessed by the  $R_a^2$  values. Therefore, only the  $C_{ot}$  content could be calculated from easily-determined parameters, by multiplying the concentration of OM by the slope, since the intercept (0.482) was not statistically significant ( $C_{ot} (\%) = 0.580 OM (\%)$ ).

#### 4. Conclusions

According to the results obtained, it can be concluded that all the studied manures can be used as amendments in agricultural soils, to achieve both their disposal and the improvement of soil properties, due to their very high organic matter contents. However, in most cases, the organic matter stabilisation process will start after application to soil, since only the manures which had undergone the beginning of the stabilisation process, due to their greater storage time, showed values of the parameters related to OM maturity within or close to the established limits for mature organic materials.

The great variation in the storage time of animal manures on the farms in the south-east of Spain and the heterogeneity in OM composition mean that they should be characterised fully before they are used for agricultural purposes. These findings did not allow the formulation of simple equations for the evaluation of the composition of these wastes from easily-determined parameters, since only the  $C_{ot}$  content could be ascertained easily, by determining the OM concentration and using the highly significant correlation observed between these two parameters.

#### Acknowledgements

The authors wish to thank Dr. David Walker for the English revision. This work was supported by the Conselleria Valenciana de Innovación y Competitividad of Spain (Project GV 00-007-16).

#### References

- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998a. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Biores. Technol.* 63, 91–99.
- Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Paredes, C., Roig, A., 1998b. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agr. Ecosyst. Environ.* 69, 175–189.
- BOE, 1998. Orden de 28 de mayo sobre fertilizantes y afines. *Boletín Oficial del Estado* 131, pp. 18028–18078.
- Brink, R.H., Dubach, P., Lynch, D.L., 1960. Measurement of carbohydrates in soil hydrolyzates with anthrone. *Soil Sci.* 89, 157–166.
- Cegarra, J., Roig, A., Navarro, A.F., Bernal, M.P., Abad, M., Climent, M.D., Aragón, P., 1993. Características, compostaje y uso agrícola de residuos sólidos urbanos. In: *Proceeding Jornadas de*



- Recogidas Selectivas en Origen y Reciclaje. Córdoba (Spain), pp. 46–55.
- Eck, H.V., Stewart, B.A., 1995. Manure. In: Rechcigl, J.E. (Ed.), *Soil Amendments and Environmental Quality*. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL, pp. 169–198.
- European Commission-Directorate-General for Environment, 2001. *Survey of Wastes Spread on Land—Final Report*. Report No. CO 4953-2. Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ayuso, M., 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23, 1501–1512.
- Honeycutt, C.W., Potar, L.J., Halteman, W.A., 1991. Predicting nitrate formation from soils, fertilizers, crop residue, and sludge with thermal units. *J. Environ. Qual.* 20, 850–856.
- Hue, N.V., Liu, J., 1995. Predicting compost stability. *Comp. Sci. Utilis.* 3, 8–15.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J.K., Stahr, K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1485–1498.
- Métodos Oficiales de Análisis en la Unión Europea, 1998. Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Mikkelsen, R.L., 2000. Beneficial use of swine by-products: Opportunities for the future. In: Power, J.F., Dick, W.A. (Eds.), *Land Application of Agricultural, Industrial and Municipal by-Products*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, pp. 451–480.
- Morvan, T., Leterme, P., Arsene, G.G., Mary, B., 1997. Nitrogen transformations after the spreading of pig slurry on bare soil and ryegrass using  $^{15}\text{N}$ -labelled ammonium. *Eur. J. Agron.* 7, 181–188.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Biores. Technol.* 44, 203–207.
- Sempere, A., Oliver, J., Ramos, C., 1993. Simple determination of nitrate in soils by second-derivative spectroscopy. *J. Soil Sci.* 44, 633–639.
- Simal, J., Lage, M.A., Iglesias, I., 1985. Second derivate ultraviolet spectroscopy and sulfamic acid method of determination of nitrates in water. *J. Assoc. Anal. Chem.* 68, 962–964.
- Sims, J.R., Haby, V.A., 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 112, 137–141.
- Sørensen, P., Amato, M., 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *Eur. J. Agron.* 16, 81–95.
- Sørensen, P., Jensen, E.S., 1995. Mineralization-immobilization and plant uptake of nitrogen as influenced by the spatial distribution of cattle slurry in soils of different texture. *Plant Soil* 173, 283–291.
- Vervoort, R.W., Radcliffe, D.E., Cabrera, M.L., Latimore Jr., M., 1998. Nutrient losses in surface and subsurface flow from pasture applied poultry litter and composted poultry litter. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 50, 287–290.
- Yeomans, J.C., Bremner, J.M., 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 19, 1467–1475.





## Artículo 3.3

---

### Waste Management 28 (2008) 367-371

DOI: [10.1016/J.WASMAN.2007.1.009](https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2007.1.009)

### SALINITY, ORGANIC CONTENT, MICRONUTRIENTS AND HEAVY METALS IN PIG SLURRIES FROM SOUTH-EASTERN SPAIN

*Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C.,  
Rufete, B.*



## Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain

R. Moral<sup>\*</sup>, M.D. Perez-Murcia, A. Perez-Espinosa, J. Moreno-Caselles, C. Paredes, B. Rufete

*Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra Beniel Km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), Spain*

Accepted 17 January 2007

Available online 6 April 2007

### Abstract

The increase in commercial pig production is an opportunity to reuse animal manures in arid and semiarid soils as a source of nutrients and organic matter. However, there are components in pig slurry that are potentially dangerous for the environment. In this study, pig slurries of 36 pig farms in South-eastern Spain were evaluated for salt content (electrical conductivity, chloride and sodium), organic load (BOD<sub>5</sub> and COD), micronutrients (Fe, Cu, Mn and Zn), and heavy metals (Cd, Co, Cr, Ni and Pb).

Except for electrical conductivity, Cu and Zn, components in pig slurries did not vary considerably between animal production stages, indicating similar management of diverse animal types. Assuming an application rate based on the maximum input of nitrogen from animal manure (210 kg total N/ha/yr), the estimates for soil annual load of Cl and Na, 415 kg/ha, could be a significant salinisation risk. Cu and Zn seemed to be the metals that could be accumulated most in soils where application of pig slurries is common (4 and 15 kg/ha/yr, respectively). The estimated heavy metal (Cd, Co, Cr, Ni and Pb) input to soils would be 260 g/ha/yr, with a relative contribution of Cr > Ni > Pb > Co > Cd.

© 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

During recent years, manure production in Spain has been approximately  $190 \times 10^6 \text{ t yr}^{-1}$  (Water Research Centre, 2001; European Environment Agency, 2000), with pig slurry being the main contributor. The agricultural use of these raw materials is increasing and also the application rates, due to the concentrations of farms in relatively small areas (Moral et al., 2005; Garcia et al., 2005). Despite its fertiliser value (Piccinini and Bortone, 1991; Chambers and Smith, 1992; Stevens et al., 1995), a certain risk of contamination exists in incorporating this type of residue into soils since there are diverse components in its composition which are potentially dangerous for the environment and for man, resulting from the different management activities in commercial farms (Bonmati and Flotats, 2003). Because animal waste may contain salts, pathogenic organisms and

heavy metals that could contribute to agricultural non-point source pollution (Reddy et al., 1981), the sustainable use of animal manures for fertilising use must start with a complete characterisation.

The high electrical conductivity of slurries, and consequently the high concentration of soluble salts, suggests that addition of these wastes to soils without a percolant water regime would cause salinisation. Bernal et al. (1992) found, in calcareous soils amended with high rates of pig slurry, significant increases in soil EC and soluble salt concentrations. The soluble salts in pig slurries are mainly excreted in the urine, and specific hazards are associated with Na<sup>+</sup> and Cl<sup>-</sup> ions. High chloride concentrations affect the chemical forms of metals in soils, and, especially in calcareous soils, could enhance the availability of metal cations by the formation of complexes with a progressively more negative charge (Burton and Turner, 2003), which decrease immobilisation of cations on the surface of colloidal soil particles (negatively charged). In addition to the Na toxicity for plants, sodium salts present in pig slur-

<sup>\*</sup> Corresponding author. Tel.: +34 966749652; fax: +34 966749619.  
E-mail address: [raul.moral@umh.es](mailto:raul.moral@umh.es) (R. Moral).

ries could disperse soil colloids, giving rise to a weak, and often compact, structure.

The presence in slurries of high amounts of labile organic matter is an environmental hazard, not only for surface and ground water, but also for agricultural soils, which can suffer anoxia and reductive conditions due to the degradation processes of this organic pool.

Reducing heavy metal inputs into soils is a strategic aim of developing soil protection policies in the EU (EC, 2001). However, while metal inputs in soils via sewage sludge, inorganic fertilisers and atmospheric deposition have been considered in some detail, there is to date little information on heavy metal inputs via animal manure in Spain. Copper and zinc are the commonly-occurring micronutrients in animal slurries, used because of their antimicrobial and growth-stimulating effects (Kessler et al., 1994). However, despite its essential role in plant nutrition, high concentrations of copper and, to a lesser degree, zinc in available forms in soils could induce phytotoxicity in crops. Chambers et al. (1999) found that in annual-metal loading resulting from animal manure additions to agricultural land, the highest loading was for Zn (up to 3.3 kg/ha) and Cu (up to 2.2 kg/ha). Pb, Ni, Cr and Cd can be found in animal manure because these elements are generally present in the average western European animal diet. Unlike Cu and Zn, these elements are not essential for crop growth and are usually phytotoxic even at low concentrations, especially Cd. Moreno-Caselles et al. (2002), in a study on Spanish farm residues, established an index of heavy metal presence (HMP = sum of Cd, Ni, Cr and Pb contents, in mg kg<sup>-1</sup> d.w. of refuse), and found that the value for pig residues was only exceeded by that for cows.

In this study, several hazard-associated parameters (salinity, organic content and heavy metal contents) for a range of pig farms in South-eastern Spain were measured, to determine mean concentrations and thus to estimate their typical rates of input into agricultural lands. Also, the effect that the variability of pig slurry has on its use was studied.

## 2. Materials and methods

In the studied area (Vega Baja in the Valencia region of Spain), commercial piggeries are growing in number. In this area, over 120 pig farms were identified, and 36 were selected in order to obtain representative samples of the potential variation in livestock management techniques. The monitored farms represent more than 75% of the pig production in the studied area, with an estimated total annual production of pig slurries of over 70,000 m<sup>3</sup>. The management types in these farms and the relative pig slurry production (% in brackets) were: completed cycle, 43% (49%); nursery, 16% (17%); semi-completed cycle without fattening, 32% (28%); and just weaners, 9% (6%). The relative pig slurry production as a function of production stage in the studied farms was: finishers (34%) > gestating sows (29%) > weaners ≈ farrowing sows (18%). In the

majority (95%) of the farms, the management system was based on dry feeding with pellets and/or flour. The pig slurries were collected mainly below the animal in separate pits, using a fully-slatted floor system, and stored in swine lagoons or directly applied to soils.

Pig slurries were sampled in each farm, from the pits depending on the production stage (gestating sows, farrowing sows, weaners, finishers). Twenty-five liters of slurry samples were collected, after a mechanical homogenisation of the whole volume of the pit, with a storage time of the slurry within 30–60 days, and immediately analysed in the laboratory.

Salinity (electrical conductivity (EC), chloride (Cl), sodium (Na)), organic content (biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) and chemical oxygen demand (COD)) and metal (micronutrients Fe, Cu, Mn and Zn; pollutants Cd, Co, Cr, Ni and Pb) parameters were determined in the pig slurry samples according to APHA (1998). Kjeldahl N was determined by steam distillation after acid digestion (APHA, 1998). Ammoniacal N was measured by steam distillation of a pig slurry sample buffered at pH 9.5 to reduce the hydrolysis of cyanates and N organic compounds (APHA, 1998). Organic N was obtained by subtracting the ammoniacal N from Kjeldahl N.

Metal concentrations in slurries were determined by acid digestion and analysis using inductively-coupled plasma spectrophotometry (ICP) or graphite furnace atomic absorption spectrophotometry (GFAAS). Na was determined by flame photometry. Standard deviation and ANOVA for each analytical measure were performed within each production stage and for the whole of the piggeries process, termed the combined pig slurries (CPS), in order to analyse their variability. CPS value was calculated as a weighted sum of the values of the property in each kind of pig slurry analyzed (gestating sows, farrowing sows, weaners, finishers), with weights based on the relative volume production of pig slurry in each production stage related to the total pig slurry production in the farm. CPS values in tables are the averages obtained from the CPS values for individual farms.

Normality and homogeneity of the variances were checked using the Shapiro-Wilk and Levene tests, respectively, before ANOVA. Due to the wide range of variation, normalization was developed using arc sin function before ANOVA analysis in some parameters. Pearson correlation and regression analyses were carried out in order to estimate the metal composition of pig slurries from indirect parameters, using the SPSS 11.5v programme.

## 3. Results and discussion

### 3.1. Chemical analysis

In Table 1, results for the specific components of the studied pig slurries, depending on the production stage, and estimates for the combined pig slurries (CPS) are shown. The specific components in pig slurries measured

Table 1

Properties of the studied pig slurries, as a function of production stage, and estimated properties of combined pig slurries (CPS<sup>+1</sup>)

Property	CPS $x \pm \hat{s}^{+2}$	Gestatings $x \pm \hat{s}$	Farrowings $x \pm \hat{s}$	Weaners $x \pm \hat{s}$	Finishers $x \pm \hat{s}$	F-ANOVA <sup>+1</sup>
Number of samples	36	28	28	11	19	
Electrical conductivity (dS m <sup>-1</sup> )	17.9 ± 8.1	15.6 ± 6.1 a	12.8 ± 6.4 a	13.2 ± 9.4 a	25.2 ± 11.0 b	*
Total solids, TS (%)	2.27 ± 3.08	1.46 ± 1.73	1.69 ± 3.11	2.72 ± 3.41	3.10 ± 4.13	ns
BOD <sub>5</sub> (g O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	14.2 ± 9.4	11.7 ± 13.4 a	9.0 ± 5.0 a	25.0 ± 23.6 ab	21.6 ± 12.4 b	*
COD (g O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	31.6 ± 20.8	30.8 ± 36.2	24.0 ± 15.2	65.2 ± 66.1	56.4 ± 39.0	ns
Kjeldahl N (kg N m <sup>-3</sup> )	2.58 ± 1.29	2.35 ± 1.09	1.80 ± 0.88	2.30 ± 1.25	3.42 ± 1.75	ns
Ammoniacal N (kg N m <sup>-3</sup> )	2.01 ± 1.06	1.93 ± 0.82	1.38 ± 0.79	1.53 ± 0.91	2.73 ± 1.51	ns
Organic N (kg N m <sup>-3</sup> )	0.57 ± 0.48	0.42 ± 0.46	0.41 ± 0.40	0.78 ± 0.63	0.69 ± 0.49	ns
Chloride (kg Cl m <sup>-3</sup> )	3.74 ± 2.07	3.19 ± 1.43	3.57 ± 2.69	2.33 ± 1.79	5.12 ± 2.61	ns
Sodium (kg Na m <sup>-3</sup> )	0.90 ± 0.52	0.75 ± 0.39	0.80 ± 0.54	0.83 ± 0.59	1.27 ± 0.65	ns
Copper (g Cu m <sup>-3</sup> )	42 ± 51	11 ± 14 a	11 ± 14 a	55 ± 50 ab	80 ± 104 b	*
Iron (g Fe m <sup>-3</sup> )	127 ± 160	102 ± 147	87 ± 103	137 ± 129	168 ± 225	ns
Manganese (g Mn m <sup>-3</sup> )	25 ± 32	23 ± 35	20 ± 25	19 ± 13	35 ± 42	ns
Zinc (g Zn m <sup>-3</sup> )	172 ± 176	89 ± 136 a	75 ± 79 a	533 ± 458 b	108 ± 115 a	**
Cadmium (g Cd m <sup>-3</sup> )	0.10 ± 0.09	0.09 ± 0.09	0.08 ± 0.06	0.09 ± 0.06	0.13 ± 0.14	ns
Cobalt (g Co m <sup>-3</sup> )	0.14 ± 0.16	0.13 ± 0.23	0.06 ± 0.02	0.08 ± 0.06	0.23 ± 0.25	ns
Chromium (g Cr m <sup>-3</sup> )	1.10 ± 1.15	0.98 ± 0.90	0.81 ± 0.69	0.82 ± 0.43	1.55 ± 2.00	ns
Nickel (g Ni m <sup>-3</sup> )	0.94 ± 0.94	0.72 ± 0.61	0.74 ± 1.06	0.88 ± 0.90	1.30 ± 1.22	ns
Lead (g Pb m <sup>-3</sup> )	0.65 ± 0.55	0.72 ± 0.50	0.54 ± 0.64	0.72 ± 0.51	0.64 ± 0.56	ns

Note: where samples were below the limit of detection (LD), a value of  $0.5 \times \text{LD}$  was used to calculate means. LD for Cd, Co, Cr and Ni was  $0.05 \text{ g m}^{-3}$ , and 0.1 for Pb.

CPS<sup>+1</sup> estimated “typical” characterisation for each farm, which considers the relative slurry production and the composition of each production stage.  
<sup>+2</sup>ANOVA test for comparing the production stage (Gestatings, farrowings, weaners and finishers columns).

\*, \*\*, \*\*\* significantly different at  $p = 0.05, 0.01$  and  $0.001$ , respectively. Means within a row followed by the same letter are not different at  $p = 0.05$  (Tukey test).

<sup>+3</sup> $x$  mean value;  $\hat{s}$  standard deviation.

did not vary considerably between animal production stages, except for EC, Cu and Zn, indicating similar management in farms.

The EC of pig slurries was higher for the finishers ( $p < 0.05$ ), probably due to the dietary intake of salts and high protein feeding, the other three production stages showing statistically-equal values. The values in the studied area are similar to those observed previously by several researchers (Scotford et al., 1998a,b; Piccinini and Bortone, 1991; Kirchmann and Witter, 1992). Chloride has an

important role in salinity in the study area, with an average value of  $550 \text{ mg Cl/l}$  in surface waters, inducing strong problems of specific toxicity according to FAO guidelines for irrigation waters (Ayers and Westcott, 1987). So, pig slurry application could be an additional pathway for salinisation. In the study, finishers had the highest value, probably due to the sodium chloride intake for enhancement of the water retention in the animal prior to slaughter, with an average value for CPS of about  $3.74 \text{ kg Cl/m}^3$ . In accordance with this, sodium (Na) was also highest in finishers.

Table 2

Correlation matrix relating the estimated properties of combined pig slurries ( $n = 36$ )

	EC	TS	BOD <sub>5</sub>	COD	Cl	Na	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Co	Cr	Ni	Pb
EC	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
TS	ns	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BOD <sub>5</sub>	***	**	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
COD	***	**	***	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Cl	***	ns	***	***	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Na	***	ns	***	***	***	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Cu	ns	***	**	**	ns	ns	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Fe	ns	***	***	**	ns	ns	***	–	–	–	–	–	–	–	–
Mn	ns	***	***	**	ns	*	***	***	–	–	–	–	–	–	–
Zn	ns	***	ns	ns	ns	ns	**	ns	***	–	–	–	–	–	–
Cd	ns	***	**	**	ns	ns	***	***	***	ns	–	–	–	–	–
Co	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	***	***	ns	**	–	–	–	–
Cr	ns	***	***	**	ns	ns	***	***	***	ns	***	***	–	–	–
Ni	ns	***	***	***	ns	ns	**	***	***	ns	***	ns	***	–	–
Pb	ns	ns	ns	*	ns	ns	*	**	**	ns	*	ns	*	ns	–

\*, \*\*, \*\*\*: Significant at  $p < 0.05, 0.01, 0.001$ , respectively; ns: Not significant. For abbreviations, see Table 1.

Pearson correlations between EC, Cl and Na were very significant ( $p < 0.001$ ). The organic content (BOD<sub>5</sub> and COD) of the pig slurries of the studied area seems to be lower than those reported by Martinez and Hao (1996) or Rulkens et al. (1998). It is possible that the extra water used in cleaning practices for gestating and farrowing sows' stages could induce an extra dilution in their slurries.

Cu and Zn in slurries were the only metals that showed a dependence on the production stage, the significance being higher for Zn ( $p < 0.01$ ). However, some studies have reported that the Cu presence in pig feeds generally decreased as the size of the pig increased (Nicholson et al., 1999), but in our study Cu in slurries increased with the age of the pig. These concentrations are extremely wide-ranging and dependent on the age of the pigs and the quantities of Zn or Cu supplements added to the diet. Lopez-Alonso et al. (2000) showed that Cu and Zn pig supplements in high quantities (150–250 ppm CuSO<sub>4</sub> and 2500–3000 ppm ZnSO<sub>4</sub>) stimulated growth without any toxic effects. Considering that 80–95% of Cu and Zn dietary intake is excreted (Unwin, 1977), we estimate that in our study the average values of Cu and Zn in feeds ranged between 100–200 ppm and 600–900 ppm, respectively, expressed as sulphate.

In our study, average values of Cd, Cr, Ni and Pb in CPS were similar to previous studies (Menzi and Kessler, 1998; Nicholson et al., 1999; L'Herroux et al., 1997). No management effect seemed to exist for the Cd, Co, Cr, Ni and Pb concentrations in pig slurries (Table 1). Concentrations of Ni, Pb, Cd, and Cr were typically <5 mg/kg dm in all the compounds and home-mix pig feeds analysed ( $n = 40$ ) in a study by Nicholson et al. (1999) in England and Wales. In an estimation of annual heavy metal input into agricultural lands in the United Kingdom, livestock manures contributed thus to the total input: Cu (40%) > Zn (37%) > As (26%) > Ni (18%) > Cd (11%) ≈ Cr (11%) > Pb (6%) > Hg (2%) (Nicholson et al., 2003). However, Menzi and Kessler (1998) found, between 1990 and 1995, a decrease in the Cd and Pb contents of Swiss manures of more than 50%, probably due to air protection measures.

### 3.2. Correlation with other properties

In Table 2, a correlation matrix relating the different properties of CPS is shown. Total solids (TS) seems to be

Table 3

Linear regressions between metal concentrations in combined pig slurries (CPS) and percentage of total solids (TS)

Metal	Equation	R	Significance
Cu (g/m <sup>3</sup> )	11.182 TS (%) + 8.963	0.644	$p < 0.001$
Fe (g/m <sup>3</sup> )	30.815 TS (%) + 51.462	0.644	$p < 0.001$
Mn (g/m <sup>3</sup> )	5.290 TS (%) + 11.287	0.569	$p < 0.001$
Zn (g/m <sup>3</sup> )	59.535 TS (%) + 84.847	0.557	$p < 0.001$
Cd (g/m <sup>3</sup> )	0.017 TS (%) + 0.059	0.645	$p < 0.001$
Co (g/m <sup>3</sup> )	0.013 TS (%) + 0.078	0.249	ns
Cr (g/m <sup>3</sup> )	0.197 TS (%) + 0.546	0.619	$p < 0.001$
Ni (g/m <sup>3</sup> )	0.228 TS (%) + 0.371	0.751	$p < 0.001$
Pb (g/m <sup>3</sup> )	0.016 TS (%) + 0.619	0.092	ns

a good indirect parameter for estimating metal concentrations and organic content in pig slurries, where laboratory analysis data are not available. Previous studies carried out on metal fractionation in pig slurries (Japenga and Harmesen, 1990; L'Herroux et al., 1997) have shown that more than 95% of the metals are in the solid fraction. In Table 3, linear regressions between metal concentrations in CPS and TS were established. In our study, lesser significance for these relationships, in terms of probability, was found compared with other research, except for Zn (Nicholson et al., 1999; Menzi and Kessler, 1998). In addition, for Co and Pb this approach yielded non-significant values.

### 3.3. Soil load

In Table 4, we show the estimated amounts of the measured components that would be added to soil using an application rate based on total nitrogen (maximum input from animal manure 210 kg total N/ha/yr). It is important to be aware that the addition rates for hazardous components may be greater or less than the typical values given in this study, depending on the slurry concentration and the rate of application. Cl and Na estimated inputs seemed to be very significant, being 415 kg/ha for both, considering the low vertical water movement in the study area, associated to a semiarid climate with less than 200 mm of rainfall a year. Estimated Cu and Zn inputs to soil ranged between 4 and 15 kg/ha, these values being higher than those reported by Nicholson et al. (2003). The overall heavy metal (Cd, Co, Cr, Ni and Pb) input could be higher than 260 g/ha, with a relative contribution of Cr (38%) > Ni(31%) > Pb (23%) > Co (5%) > Cd (3%).

Table 4

Estimated annual loading rates from pig slurries applied at 210 kg/ha total N

	Cl (kg/ha)	Na (kg/ha)	BOD <sub>5</sub> (kg/ha)	COD (kg/ha)	Cu (kg/ha)	Fe (kg/ha)	Mn (kg/ha)	Zn (kg/ha)	Cd (kg/ha)	Co (kg/ha)	Cr (kg/ha)	Ni (kg/ha)	Pb (kg/ha)
Gestating sows	285	55	814	2086	1.0	9.2	2.1	7.9	0.008	0.011	0.09	0.06	0.06
Farrowing sows	282	71	807	2057	1.0	7.8	1.8	6.7	0.007	0.005	0.07	0.07	0.05
Weaners	251	74	1297	3060	4.9	12.2	1.7	47.6	0.008	0.007	0.07	0.08	0.06
Finishers	458	113	1933	3811	7.2	15.0	3.1	9.6	0.011	0.020	0.14	0.12	0.06
CPS	334	81	1272	2822	3.8	11.4	2.3	15.4	0.009	0.012	0.10	0.08	0.06



## Acknowledgements

This work was supported by the Science and Technology Office of the Valencia Government (Project GV 00-007-16 and postdoctoral stay grant CTESPP/2003/011). The authors wish to thank Dr. David Walker for the English revision and Dr. Javier Morales from the UMH-Operational Research Center for the statistical work.

## References

- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. In: Lenore, S.C., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (Eds.), twentieth edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- Ayers, J., Westcott, Th., 1987. La calidad del agua en la agricultura (Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage). In: FAO (Eds.), Estudio FAO: Riego y Drenaje. FAO no 29 Rev I. Roma.
- Bernal, M.P., Roig, A., Madrid, R., Navarro, A.F., 1992. Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. *Soil Use Manage.* 8, 125–130.
- Bonmati, A., Flotats, X., 2003. Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Manage.* 23 (3), 261–272.
- Burton, C.H., Turner, C., 2003. Manure management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture. Lister and Durling Publishers, Bedford, UK.
- Chambers, B.J., Smith, K.A., 1992. Soil mineral nitrogen arising from organic manure applications. *Asp Appl Biol* 30, 135–143.
- Chambers, B.J., Nicholson, F.A., Soloman, D.R., Unwin, R.J., 1999. Heavy metals loadings from animal manures to agricultural land in England and Wales. In: Martinez, J., Maudet M.N., (Eds.), Proc. 8th Inter. Conf. FAO ESCORENA Network on Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture (RAMIRAN 98), Rennes (F), 1998, pp. 475–483.
- EC, European Commission. The Soil Protection Communication-DG Environment. Draft October 2001. [europa.eu.int/comm/environment/agriculture/pdf/soilpaper2.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/agriculture/pdf/soilpaper2.pdf).
- European Environment Agency, 2000. Calculation of nutrient surpluses from agricultural sources. Technical report, No. 51.
- Garcia, A.J., Esteban, M.B., Marquez, M.C., Ramos, P., 2005. Biodegradable municipal solid waste: Characterization and potential use as animal feedstuffs. *Waste Manage.* 25 (8), 780–787.
- Japenga, J., Harmsen, K., 1990. Determination of mass balances and ionic balances in animal manure. *Nether. J. Environ. Anal. Chem.* 38, 353–367.
- Kessler, J., Zogg, M., Bachler, E., 1994. Phosphor, kupfer und zink im schweinetrog (Phosphorus, copper and zinc in pig slurry). *Agrarforschung* 1, 480–483.
- Kirchmann, H., Witter, E., 1992. Composition of fresh, aerobic and anaerobic farm animal dungs. *Bioresour. Technol.* 40, 137–142.
- L'Herroux, L., Le Roux, S., Appriou, P., Martinez, J., 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environ. Pollut.* 97, 119–130.
- Lopez-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2000. The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia. *Vet. J.* 160, 259–266.
- Martinez, J., Hao, X., 1996. A field treatment plant for pig slurry. *Wat. Sci. Technol.* 34, 87–92.
- Menzi, H., Kessler, J., 1998. Heavy metal content of manures in Switzerland. In: Martinez, J., Maudet, M.N., (Eds.), Proc. 8th Inter. Conf. FAO ESCORENA Network on Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture (RAMIRAN 98), Rennes (F), 1998, pp. 495–506.
- Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., 2005. Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain using easily determined properties. *Waste Manage.* 25 (7), 719–725.
- Moreno-Caselles, J., Moral, R., Perez-Murcia, M., Perez-Espinosa, A., Rufete, B., 2002. Nutrient value of animal manures in front of environmental hazards. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 3023–3032.
- Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Williams, J.R., Unwin, R.J., 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresour. Technol.* 70, 23–31.
- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C., Chambers, B.J., 2003. An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* 311, 205–219.
- Piccinini, S., Bortone, G., 1991. The fertilizer value of agricultural manure: simple rapid methods of assessment. *J. Agric. Eng. Res.* 49, 197–208.
- Reddy, K.R., Khaleed, R., Overcash, M.R., 1981. Behaviour and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic waste. *J. Environ. Qual.* 3, 255–266.
- Rulkens, W.H., Klapwijk, A., Willers, H.C., 1998. Recovery of available nitrogen compounds from agricultural liquid wastes: potential possibilities, bottlenecks and future technological challenges. *Environ. Pollut.* 102, 727–735.
- Scotford, J.M., Cumby, T.R., White, R.P., Carton, O.T., Lorenz, F., Hatterman, U., et al., 1998a. Estimation of the nutrient value of agricultural slurries by measurement of physical and chemical properties. *J. Agric. Eng. Res.* 71, 291–305.
- Scotford, J.M., Cumby, T.R., Han, L., Richards, P.A., 1998b. Development of a prototype nutrient sensing system for livestock slurries. *J. Agric. Eng. Res.* 69, 217–228.
- Stevens, R.J., O'Bric, C.J., Carton, O.T., 1995. Estimating nutrient content of animal slurries using electrical conductivity. *J. Agric. Sci.* 125, 233–238.
- Unwin, R.J., 1977. Copper in pig slurry: Some effects and consequences of spreading on grassland. In: Inorganic pollution in agriculture, MAFF Reference Book no. 326, pp. 306–319. HMSO, London.
- Water Research Centre, 2001. Survey of Wastes Spread on Land, Final Report, no CO 4953-2, pp. 554. Medmenham, UK.





---

## Artículo 3.4

---

Livestock Science  
*102 (2006) 211-215*

DOI: [10.1016/J.LIVSCI.2006.03.019](https://doi.org/10.1016/J.LIVSCI.2006.03.019)

TOTAL AND FAECAL COLIFORM BACTERIA PERSISTENCE IN  
A PIG SLURRY AMENDED SOIL

*Rufete, B., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moral, R., Moreno-Caselles, J.,  
Paredes, C.*



## Total and faecal coliform bacteria persistence in a pig slurry amended soil<sup>☆</sup>

B. Rufete, M.D. Perez-Murcia, A. Perez-Espinosa, R. Moral\*,  
J. Moreno-Caselles, C. Paredes

*Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra Beniel Km 3.2,  
03312-Orihuela (Alicante), Spain*

### Abstract

The aim of this experiment was to study the effect of the application of pig slurry on potential pathogen (total and faecal coliform bacteria) presence in a Typic Xerofluvent soil. The experiment was conducted in field conditions, in the Segura River valley in the South East of Spain. Four treatments, in a fully-randomised design with three replicates per treatment, were established in experimental plots of 16 m<sup>2</sup> each. Fertiliser treatments were: MF, mineral fertiliser (with a complex 16N–16P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>–16K<sub>2</sub>O) equivalent to 150 kg N ha<sup>-1</sup>; PSF, organic fertilisation with swine manure slurry, at two different rates (supplying 150 and 210 kg N ha<sup>-1</sup>), and C, a controlled treatment without fertilisation. A high variability of the concentrations of total and faecal coliforms was observed during the experiment, mainly depends on the time and the treatment. The pig slurry amendment induced the highest initial and also persistent presence of total and faecal coliform bacteria. The higher application rate seemed to induce a long-lasting persistence of the total, but especially the faecal coliform, population in the amended soils compared to the lower rate. In most cases, an increase in the total coliforms content was observed in the soils amended with mineral fertiliser compared to controlled soils, probably due to an increase in soil microorganisms populations. In general, the total coliform bacteria was 2–3 log<sub>10</sub> units higher than the faecal ones. Mostly, a tendency to decrease with time was observed in both indicator microorganisms, in all the treatments.

© 2006 Elsevier B.V. All rights reserved.

*Keywords:* Pig slurry; Soil; Faecal coliforms; Survival

### 1. Introduction

The increase in the number of industrial farms, without soil nearby, represents an opportunity to re-use their residues for agricultural purposes, as a source of nutrients and organic matter. Recent manure production within Spain has been approximately 190 × 10<sup>6</sup> t year<sup>-1</sup> (Water Research Centre, 2001).

<sup>☆</sup> This paper is part of the special issue entitled “Biosecurity of Livestock Effluents”, Guest Edited by Dr. José Martínez and Dr. François Madec.

\* Corresponding author. Tel.: +34 966 749652; fax: +34 966 749655.

*E-mail address:* [raul.moral@umh.es](mailto:raul.moral@umh.es) (R. Moral).

In the Vega Baja area, in the Valencia State of Spain, piggeries are an increasing activity. In this area, over 120 pig farms were identified, with an estimated total annual production of pig slurries of over 70,000 m<sup>3</sup>. The management types in these farms and the relative pig slurry productions (% in brackets) were: completed cycle, 43% (49%); nursery, 16% (17%); semi-completed cycle without fattening, 32% (28%); just weaners, 9% (6%). The relative pig slurry production as a function of production stage in the studied farms was: finishers (34%) > gestating sows (29%) > weaners (18%) ≈ farrowing sows (18%). In the majority (95%) of the farms, the management system is based on dry-feeding with pellets and/or flour.

The agricultural use of these manures is recommended, not only for fertilising but also to facilitate the disposal of these increasingly important residues. Characteristics of pig slurries in the studied farms in Southeast Spain were similar to those reported previously in other countries (Italy, United Kingdom, Germany, Ireland) (Moral et al., 2005).

Faeces, urine, uneaten food and bedding from intensively-farmed pigs are usually collected as slurry and stored in lagoons, pits or above-ground tanks until field conditions are suitable for application to agricultural land (Turner and Burton, 1997). However, animal wastes may contain pathogenic organisms and contribute to agricultural non-point source pollution (Reddy et al., 1981). Microbial loads in excess of the levels allowed in human wastes have been found in land-applied liquid animal wastes (Crane et al., 1983; Gessel et al., 2004). Faecal bacteria can also contaminate streams and groundwater via runoff and

leaching from agricultural areas if management is improper (Crane et al., 1983; Meinhardt et al., 1996). Coliforms are usually present in pig slurries and, although different authors have reported that the survival time of coliforms in soils is relatively short (1–2 months), a regrowth of these indicators in the amended soils is possible. Gibbs et al. (1997) concluded that soil amended with biosolids could not be considered free from pathogens and indicator organisms (faecal coliforms, faecal streptococci and salmonellae) for at least one year following amendment. Low temperatures, high humidity and neutral soils generally help the growth and survival of enteric bacteria. The aim of this experiment was to study the effect of the application of pig slurry on total and faecal coliform bacteria presence in a Typic Xero-fluvent soil with a highly-intensive agricultural use.

## 2. Materials and methods

The experiment was conducted in field conditions, in the Segura River valley in the South East of Spain. Four treatments, in a fully-randomised design with three replicates per treatment, were established in experimental non-cultivated plots of 16 m<sup>2</sup> each, with 0.5 m between plots. Fertiliser treatments were: MF, mineral fertiliser (with a complex 16N–16P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>–16K<sub>2</sub>O) equivalent to 150 kg N ha<sup>-1</sup>; PSF, organic fertilisation with swine manure slurry, at two different rates (supplying 150 and 210 kg N ha<sup>-1</sup>, equivalent to 70.6 and 98.8 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), and C, a controlled treatment without fertilisation. The pig slurry, from a farm with

Table 1  
Main characteristics of the soil and the pig slurry applied

Soil		Pig slurry	
pH	8.79	pH (20 °C)	7.80
Electrical conductivity (dS m <sup>-1</sup> )	0.21	Electrical conductivity (dS m <sup>-1</sup> )	19.46
Sand (%)	35.2	Suspended solids (mg L <sup>-1</sup> )	10,250
Silt (%)	34.9	Redox potential (Eh) (mV)	–280
Clay (%)	29.9	Density (g cm <sup>-3</sup> )	1.012
Texture	Clay loam	Dry matter (g L <sup>-1</sup> )	12.9
Total CaCO <sub>3</sub> eq. (%)	36.1	BOD <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	5000
Active CaCO <sub>3</sub> eq. (%)	10.1	COD (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	16,613
Organic oxidisable C (g kg <sup>-1</sup> )	8.33	Kjeldahl N (mg L <sup>-1</sup> )	2125
Kjeldahl N (mg kg <sup>-1</sup> )	1190	Ammonium N (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N) (mg L <sup>-1</sup> )	1767
Dry matter (%) range	10–15	Total coliform (CFU mL <sup>-1</sup> )	5 × 10 <sup>5</sup>
		Faecal coliform (CFU mL <sup>-1</sup> )	8 × 10 <sup>3</sup>

a completed cycle management, was applied below the first 10 cm of the soil and after 7 days from the application, the first 15 cm of the top-soil was homogenized. Soil samplings (first 15 cm of the top-soil of each plot) were carried out at 0, 5, 13, 25, 36, 50, 64, 88, 109 and 175 days after the treatment applications. The main characteristics of the soil and the pig slurry applied are shown in Table 1.

Total and faecal coliforms were determined in soils using the procedure proposed by García-Orenes et al. (2003) and Estrada et al. (2004), respectively. Each determination was carried out by quadruplicate in each subplot. For the total coliforms, a soil sample of 10 g was added to a 90 mL of solution (peptone water); the resultant 1:10 suspension was homogenized by magnetic stirring during 2 h and used to make a set of dilutions in peptone water. The dilution levels were chosen to obtain 30–300 colonies per plate. The average number of colonies obtained for each dilution was calculated for each sample, population and day of incubation, and then the averages of all the dilution factors used were referred to the dry soil weight of each sample. For faecal coliforms, the ratio of the suspension was 1:5. Each population culture medium used for coliforms was violet–red bile agar with glucose, incubated for  $21 \pm 3$  h at  $37 \pm 1$  °C (total coliforms) and  $44 \pm 1$  °C (faecal coliforms) (Merck, 2002). The detection limits were 100 and 25 CFU g<sup>-1</sup> soil for total and faecal coliforms respectively.

### 3. Results and discussion

In Fig. 1, environmental conditions (air average temperature and rainfall) during the field experiment are shown. The experiment took place between February and July of 2003, and a regular increase of the average temperature with time was observed throughout the experiment. In addition to this, the main rainfall events in the experimental area (SE Spain) usually occur in autumn and spring, as in our experiment, from day 0 to 90.

The presence and persistence of total and faecal coliforms, depending on the treatments, are shown in Figs. 2 and 3. A variability of the concentrations was observed during the 175 days of the experiment. This variability depends on the time and the treatment. The pig slurry amendment induced the highest initial and persistent presence of total and faecal coliform bacteria. The higher application rate seemed to induce a long-lasting persistence for the faecal coliform population in the amended soils, compared to the lower rate. In general, values for the total coliform bacteria were 2–3 log<sub>10</sub> units higher than the faecal. Mostly, a tendency to decrease with time was observed in both indicator microorganisms in all the treatments.

The survival of bacteria in the soil depends on many parameters, such as temperature, moisture, pH, soil composition and the presence of other microorganisms. In accordance with the environmental

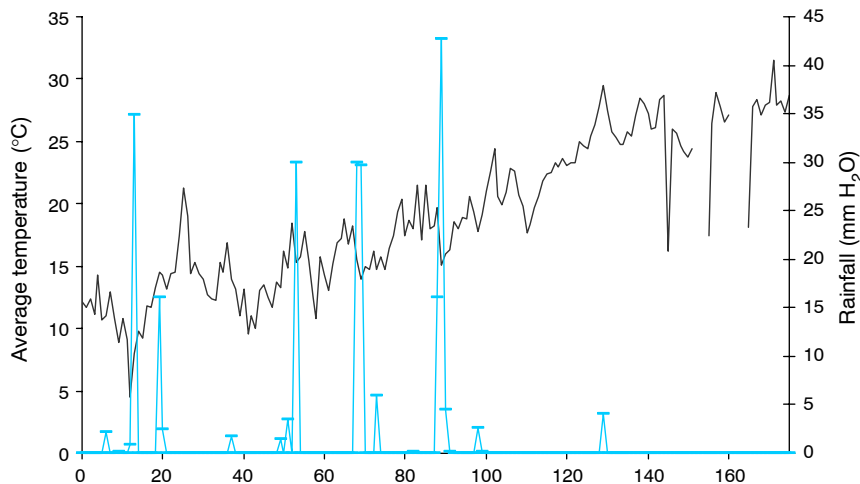


Fig. 1. Average air temperature and rainfall during the field experiment.

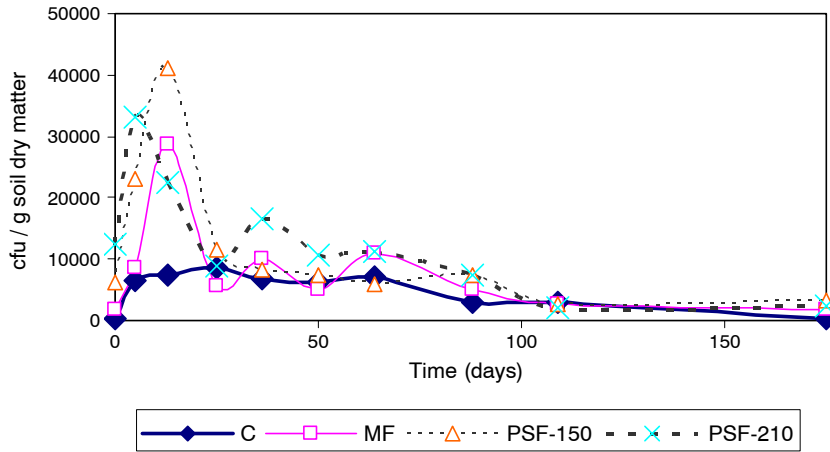


Fig. 2. Total coliform count in treated soils.

conditions (higher temperature and lower humidity of the soil due to the decrease in the number and magnitude of rainfall events), a stabilisation of the coliform count was observed in all treated soils from day 90 until the end of the experiment. Low temperatures help the survival of bacteria in soil (Gerba et al., 1975), with survival levels tending to decrease with increases in temperature. Changes in soil conditions (e.g. temperature and humidity) are expected to affect the structure and function of microbial communities (Van Gestel et al., 1993). In most cases, an increase in the total coliforms population was observed in the soils amended with mineral fertiliser, compared to controlled soils, prob-

ably due to an increase in soil microorganisms populations.

Persistence of total and faecal coliforms in the experiment decreased with time during the experiment. Zhai et al. (1995) reported a substantial reduction (greater than 99%) of faecal coliform and faecal streptococci concentrations after 2 weeks in an incubation experiment with poultry manure. Estrada et al. (2004), in a field experiment with sewage sludge-amended soils, found that, 80 days after the application of sludge, the populations of microorganisms in the soil were below the detection limits for most populations studied. However Cools et al. (2001) demonstrated that *E. Coli* and *Enterococcus* spp. can

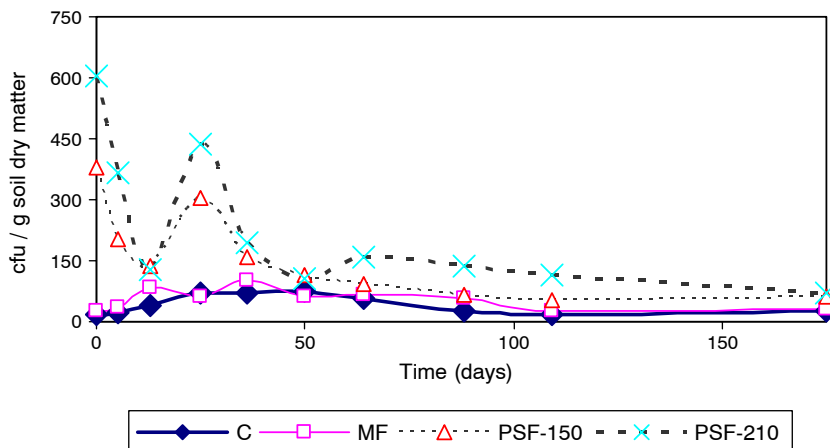


Fig. 3. Faecal coliform count in treated soils.

survive well in pig slurry amended soil over long periods of 68–80 days. In our experiment, the faecal bacteria concentrations approached the detection limits for estimation from day 109.

#### 4. Conclusions

A high variability of the concentrations of total and faecal coliforms was observed during the experiment, mainly depends on the time and the treatment. The pig slurry amendment induced the highest initial and persistent presence of total and faecal coliform bacteria. The higher application rate seemed to induce a long-lasting persistence for the total and, particularly, the faecal coliform population in the amended soils, compared to the lower rate. In most cases, an increase in the total coliforms population was observed in the soils amended with mineral fertiliser, compared to controlled soils, probably due to an increase in soil microorganisms populations. In general, total coliform bacteria numbers were 2–3 log<sub>10</sub> units higher than the faecal. For the most part, a tendency to decrease with time was observed in both pathogens, in all the treatments.

#### Acknowledgements

This research work was supported by the Research and Technology Office (OCYT) of the Valencia Government (project number GV00-007-16). The authors wish to thank Dr. David Walker for the English revision.

#### References

- Cools, D., Merckx, R., Vlassak, K., Verhaegen, J., 2001. Survival of *E. coli* and *Enterococcus* spp. derived from pig slurry in soils of different texture. *Appl. Soil Ecol.* 17, 53–62.
- Crane, S.R., Moore, J.A., Grismer, M.E., Miner, J.R., 1983. Bacterial pollution from agricultural sources: a review. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 858–866.
- Estrada, I.B., Aller, A., Aller, F., Gómez, X., Morán, A., 2004. The survival of *Escherichia coli*, faecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from waste water treatment plants. *Bioresour. Technol.* 93, 191–198.
- García Orenes, F., Gomez, I., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Navarro Pedreño, J., Mataix Beneyto, J., 2003. Efecto del riego sobre la supervivencia de coliformes totales en suelos degradados enmendados con lodo de depuradora. In: Bienes, R., Marqués, M.J. (Eds.), *Control de Erosión y Degradación del Suelo*, pp. 361–364. Madrid.
- Gerba, C.P., Wallis, C., Melnick, J.L., 1975. Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. *J. Irrig. Drain. E-ASCE* IR3, 157–174.
- Gessel, P.D., Hansen, N.C., Goyal, S.M., Johnston, L.J., Webb, J., 2004. Persistence of zoonotic pathogens in surface soil treated with different rates of liquid pig manure. *Appl. Soil Ecol.* 25, 237–243.
- Gibbs, R.A., Hu, C.J., Ho, G.E., Unkovich, I., 1997. Regrowth of faecal coliforms and salmonellae in stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Sci. Technol.* 35, 269–275.
- Meinhardt, P.L., Casemore, D.P., Miller, K.B., 1996. Epidemiologic aspects of human cryptosporidiosis and the role of waterborne transmission. *Epidemiol. Rev.* 18, 118–136.
- Merck, 2002. *Merck Microbiology Manual*. Merck KGaA, Darmstadt, Germany.
- Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., 2005. Estimation of nutrient values of pig slurries in southeast Spain using easily-determined properties. *Waste Manag.* 25, 719–725.
- Reddy, K.R., Khaleel, R., Overcash, M.R., 1981. Behavior and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic wastes. *J. Environ. Qual.* 3, 255–266.
- Turner, C., Burton, C., 1997. The inactivation of viruses in pig slurries: a review. *Bioresour. Technol.* 61, 9–20.
- Van Gestel, M., Merckx, R., Valsak, K., 1993. Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biol. Biochem.* 25, 109–123.
- Water Research Centre, 2001. *Survey of Wastes Spread on Land, Final Report, no CO 4953-2*. Water Research Center, Medmenham, UK, p. 554.
- Zhai, Q., Coyne, M.S., Barnhiel, R.I., 1995. Mortality rates of faecal bacteria in subsoil amended with poultry manure. *Bioresour. Technol.* 54, 165–169.





# RESUMEN DE RESULTADOS, DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

---

*Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones:*

*Agronómicas y Medioambientales*





**Artículo 1:** Communications in Soil Science and Plant Analysis 33(15-18) (2002) 3023-3032

**NUTRIENT VALUE OF ANIMAL MANURES IN FRONT OF ENVIRONMENTAL HAZARDS**

*Moreno-Caselles, J., Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A. and Rufete, B.*

---

Este ensayo se realizó con el **objetivo** de evaluar cuál es la carga nutriente presente en estiércoles de diferente naturaleza, especialmente su contenido N, P, K y también profundizar en el estudio de diversos componentes potencialmente peligrosos para el medio ambiente, procedente del manejo intensivo, con especial interés en los metales pesados Cd, Ni, Cr, Pb y Hg y en la salinidad. Así mismo, también se ha ensayado la digestión nítrica con microondas.

Para la consecución de estos objetivos, se planteó un diseño experimental basado en analizar 48 muestras de diferentes estiércoles (caballo, vaca, ternera, cerdo, ovejas, cabras, conejos, pollo, avestruz, pavo y lombriz de tierra) procedentes de distintas granjas del sureste de España. La preparación de las muestras se basó en la digestión nítrica con microondas. Para comprobar el método utilizado de digestión ácida se utilizaron dos muestras de referencia, lodo de depuradora referencia BCR-144 de origen urbano y BCR-146 de origen industrial y se procedió igualmente como las demás muestras, determinando los metales pesados por ICP-AES, excepto el Hg.

Los resultados obtenidos de los dos materiales de referencia BCR-144 y BCR-146 indican que el procedimiento de digestión ácida propuesto dio resultados similares a los valores certificados con una buena precisión para la concentración de elementos analizados Cu, Mn, Zn, Cd, Ni, Cr y Pb en  $\text{mg Kg}^{-1}$  m.s.

Para cada tipo de estiércol se estableció el valor promedio y el rango de variación para cada uno de los parámetros analizados N, P, K, Fe, Cu, Mn y Zn. También se determinó el contenido en Na para poder evaluar el potencial de sodificación en su aplicación a suelos. Los resultados obtenidos fueron similares a otros investigadores y se muestran a continuación.

El valor fertilizante (NPK) en los estiércoles analizados, varió entre 16-22 g N  $\text{kg}^{-1}$  m.s. excepto en el caso del estiércol de pavo y pollo (31-39 g N  $\text{kg}^{-1}$ ). Asimismo, el contenido de fósforo más alto se obtuvo en el estiércol de cerdo, también se obtuvieron valores altos de

fósforo en el estiércol de pollo. El nivel de potasio en los estiércoles animales presentó una gran variación oscilando entre lombriz de tierra ( $7,8 \text{ g K kg}^{-1} \text{ m.s.}$ ) y el estiércol de cabra ( $59,2 \text{ g K kg}^{-1} \text{ m.s.}$ ). Los estiércoles estudiados se pueden clasificar en función de las unidades de fertilizantes (%N, %P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, %K<sub>2</sub>O). Los resultados obtenidos muestran que los estiércoles de cabra, pavo y pollo tuvieron los contenidos más altos de los nutrientes analizados. El contenido en nutrientes en los estiércoles (cerdo y vaca), no fueron muy altos, especialmente el estiércol de vaca por su bajo contenido de fósforo.

Respecto a los micronutrientes, podemos observar un nivel bajo de Fe en los estiércoles de pollo y pavo en comparación con otros estiércoles, pero niveles más altos respecto a Mn y Zn. Esta caracterización de micronutrientes es similar a la obtenida por otros investigadores. El contenido de Cu del estiércol de cerdo, es especialmente alto, debido al uso de sales de cobre en la alimentación de estos animales con fines sanitarios.

Del estudio de los metales pesados más peligrosos para el medio ambiente (Cd, Ni, Cr, Pb y Hg) en los estiércoles estudiados, podemos indicar que el cadmio es el elemento que presentó los niveles más bajos ( $< 1,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.s.}$ ). El mercurio también presentó valores bajos con una amplia variación entre el tipo de estiércol ( $0,1$  a  $5,7 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ m.s.}$ ), siendo el valor de estiércol de cabra al menos dos veces mayor que los otros, debido probablemente a contaminación xenobiótica. Los niveles Pb y Cr fueron superiores a Cd, Ni y Hg, especialmente los contenidos de Cr que oscilaron entre  $10$  y  $25 \text{ mg Cr Kg}^{-1} \text{ m.s.}$

Con el fin de evaluar la contaminación por el impacto por metales pesados de los diferentes estiércoles, indicamos un índice que expresa la presencia de metales pesados (HMP), mediante el sumatorio de los mg de metales pesados incluidos en un kg m.s.

Los resultados obtenidos fueron los siguientes: pavo (9,6) < caballo (9,9) < pollo (14,9) < oveja (15,1) < conejo (19,4) < avestruz (23,2) < cabra (25,5) < ternera (30,6) < cerdo (33,2) < vaca (36,1) < lombriz de tierra (vermicompost) (38,4), indicando un bajo nivel de contaminación de metales pesados de los estiércoles en comparación con otros residuos orgánicos como los lodos de depuradora. Sin embargo, podemos observar un contenido creciente de contaminación en los estiércoles de la ganadería altamente intensiva como cerdos y vacas.

Respecto al contenido salino de los estiércoles, expresado por la conductividad eléctrica, varió mucho dependiendo del tipo de estiércol: avestruz < cerdo < vaca < lombriz de tierra < conejo < pavo < pollo < ovejas < caballo < ternera < cabra. El valor medio de este parámetro en los estiércoles estudiados indica que sólo los de cabra, ternera, caballo y oveja presentan valores que podrían aumentar las sales solubles del suelo.

Como conclusión se puede indicar que los estiércoles de pollo y en menor grado el purín de cerdo, podrían ser usados en agricultura con un balance positivo entre fertilización y riesgos medioambientales. Sin embargo, los estiércoles de vaca estudiados tenían una composición desequilibrada y su uso como enmienda estaría desaconsejada ya que podría aumentar la presencia de metales pesados y la salinidad en los suelos.



---

**Artículo 2:** Bioresource Technology 96(2005) 153-158

**CHARACTERISATION OF THE ORGANIC MATTER POL IN MANURES**

Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A. and Rufete, B. and Paredes, C.

---

El **objetivo** de este trabajo fue profundizar en el estudio de la caracterización de las diferentes fracciones de la materia orgánica presentes en diferentes estiércoles animales. Para ello se hizo en primer lugar su caracterización, para posteriormente ver la evolución de la materia orgánica estabilizada y finalmente buscar relaciones de las diferentes fracciones de la materia orgánica de los estiércoles, a partir de parámetros fácilmente determinables.

En el **diseño experimental** se analizaron 32 muestras de estiércol de diferentes granjas del sur-este de España (caballo, vaca, cerdo, oveja, cabra, conejo, pollo y avestruz). Para todos los estiércoles, las muestras recogidas tenían un tiempo de almacenamiento en los montones de menos de un mes, salvo el estiércol de vaca, cuyo tiempo de almacenamiento fue mayor (uno a tres meses). Los estiércoles estudiados fueron constituidos por las heces y la orina mezclado con diferentes proporciones de paja, en caballo, purines de cerdo y conejo, o paja y serrín en vacas, oveja y cabra, aunque el estiércol de pollo sólo tenía las heces. Además, estos estiércoles no se sometieron a ningún procedimiento de estabilización, excepto el proceso de biodegradación natural durante su almacenamiento en los montones.

La materia orgánica se determinó por la pérdida por ignición a 430°C durante 24h (Navarro *et al.*, 1993), carbono orgánico total ( $C_{OT}$ ) y carbono orgánico soluble en agua ( $C_w$ ) por oxidación con  $K_2Cr_2O_7$  en medio ácido sulfúrico de acuerdo con Yeomans y Bremen (1989), y carbohidratos por el método de antrona (Brink *et al.*, 1960).

El carbono orgánico extraíble ( $C_{ex}$ ) con 0,1 M en  $Na_4P_2O_7$  y carbono ácido fúlvico como ( $C_{fa}$ ), este último después de la precipitación del carbono de tipo ácido húmico ( $C_{ha}$ ) a pH 2,0, se midieron mediante determinación espectrofotométrica de  $Cr^{3+}$ , después de la oxidación con  $K_2Cr_2O_7$  (Sims y Haby *et al.*, 1971). El  $C_{ha}$  se calcula restando la  $C_{fa}$  de la  $C_{ex}$ ,  $NH_4^+$ -N se extrajo con 2M KCl y determinado colorimétricamente por el método de la sal de fenol (Honeycut *et al.*, 1991).  $NO_3^-$ -N se determinó por espectroscopía de segunda derivada en una extracción de agua 1:30 (P/V) (Sempere *et al.*, 1993; Smal *et al.*, 1985). El nitrógeno total ( $N_t$ ) y nitrógeno orgánico

( $N_{org}$ ) como la suma de nitrógeno Kjeldahl y  $NO_3^-$ -N y como la diferencia entre  $N_t$  y nitrógeno inorgánico (suma de  $NH_4^+$ -N y  $NO_3^-$ -N), respectivamente.

Los valores medios de cada parámetro se analizaron estadísticamente con diferencias significativas, con la prueba de Tukey con  $p < 0.05$ . Además, se realizó la correlación de Pearson entre las diferentes fracciones de materia orgánica de todos los estiércoles y también un análisis de regresión múltiple con selección por pasos de las variables (stepwise selection of variables), para encontrar ecuaciones simples con la finalidad de estimar la composición de materia orgánica de estos residuos a partir de parámetros fácilmente medibles.

Los principales **resultados** de este trabajo indican que el contenido medio de materia orgánica en los estiércoles osciló entre 39,6% y 69,7%, para vaca y caballo, respectivamente.

En cuanto al estudio de las diferentes fracciones de la materia orgánica, los valores de  $C_{ot}$  fueron significativamente mayores en los estiércoles de caballo, cerdo y conejo. La concentración de  $N_{org}$  varió de 1,5% a 2,9%, solamente los estiércoles de pollo y cerdo superaron el 2%  $N_{org}$  que marca la legislación española de fertilizantes. La mayoría de los estiércoles mostraron una relación  $C_{ot}/N_t$  mayor que el rango que oscila entre 3-15 de la legislación. Del estudio de las sustancias húmicas mediante el índice de humificación ( $HI = (C_{ha}/C_{ot}) \times 100$ ) y el nivel de polimerización de sustancias húmicas calculado como  $C_{ha}/C_{fa}$ , se dedujo que no hubieron diferencias significativas entre los estiércoles estudiados.

La materia orgánica de estos estiércoles podría haber iniciado su proceso de biodegradación durante el almacenamiento en los montones de las granjas ya que la relación  $C_{ot}/N_t$  era más de 12, que es el valor máximo para preparados de compost maduros para una amplia gama de residuos orgánicos (Bernal *et al.*, 1998a). Los valores medios de  $C_w$  (0,78% a 2,16%), carbohidratos (0,10% a 0,24%) y  $C_w/N_{org}$  (0,47% a 1,10%) nos da una idea de la maduración de nuestras muestras.

Las correlaciones entre las diferentes fracciones de materia orgánicas de los estiércoles estudiados fue estadísticamente alta ( $P < 0.01$ ). Sin embargo, solo  $C_w$  se correlaciono con todas las fracciones de materia orgánicas estudiadas, lo que significa que este parámetro podría ser la mejor variable independiente de las ecuaciones de las diferentes fracciones de materia orgánicas estudiadas. Sin embargo, sólo la materia orgánica y  $C_{OT}$  podrían estimarse a partir de

ecuaciones con una sola variable independiente. El resto de las fracciones de materia orgánica tuvo que ser calculado utilizando dos variables independientes.

Según los resultados obtenidos, se puede **concluir** que todos los estiércoles estudiados pueden ser utilizados como enmiendas en los suelos agrícolas, para la mejora de las propiedades del suelo por su alto contenido en materia orgánica. Sin embargo, en la mayoría de los casos, el proceso de estabilización de la materia orgánica se inicia en el montón de almacenamiento en la propia granja. Por ello, los parámetros relacionados con la madurez de la materia orgánica están dentro o cerca de los límites establecidos para materiales orgánicos maduros.

La gran variación en el tiempo de almacenamiento de los estiércoles de las granjas en el sur-este de España y la heterogeneidad en la composición de materia orgánica, hace necesario caracterizar completamente antes de ser utilizados con fines agrícolas. Estos resultados no permitieron formular ecuaciones simples con el propósito de evaluar la composición de los residuos orgánicos, solamente el contenido  $C_{OT}$  podría determinarse fácilmente, mediante la determinación de la concentración de la materia orgánica utilizando la correlación observada entre estos dos parámetros.

Miguel  
Hernández



---

**Artículo 3:** Waste Management 28 (2008) 367-371.

***SALINITY, ORGANIC CONTENT, MICRONUTRIENTS AND HEAVY METALS IN PIG SLURRIES FROM SOUTH-EASTERN SPAIN***

*Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C. and Rufete, B.*

---

El **objetivo** de este trabajo fue realizar la caracterización de los purines de cerdo que se producen en el sureste español, con el fin de definir el purín tipo característico de la zona, en función del tipo de manejo en granja y así poder cuantificar el potencial valor agronómico y evaluar sus posibles riesgos medioambientales a nivel de salinidad, carga orgánica y metales pesados.

El **diseño experimental** consistió en seleccionar 36 granjas de la zona de la Vega Baja escogidas entre las 120 identificadas, de forma que sean representativas de las diferentes técnicas de manejo de este residuo. Las granjas escogidas representan más del 75% de la producción de porcino en el área estudiada. Cada explotación ha sido analizada teniendo en cuenta diferentes parámetros entre los que destaca el tipo de manejo.

Los parámetros a determinar en las muestras son parámetros físicos-químicos (conductividad eléctrica, sólidos totales e iones solubles como cloruro, sodio y potasio), parámetros orgánicos (demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno (DQO), formas nitrogenadas (nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal), micronutrientes (cobre, hierro, manganeso y zinc) y metales pesados (cadmio, cobalto, cromo, níquel, plomo).

La desviación estándar y ANOVA para cada medida de análisis se realizaron para cada etapa de producción y para el conjunto de los purines, denominado purín promedio combinado (CPS), para analizar su variabilidad. Se calculó el valor CPS como la suma ponderada de los valores de la propiedad en cada tipo de purines analizada (gestantes, parideras, lechones y engorde), con ponderación basada en la relación volumen de producción de purines de cerdo en cada etapa relacionados con la producción total de purines en la granja.

La normalidad y la homogeneidad de las varianzas se verificaron mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente, antes de ANOVA. Debido a la amplia gama de variación, la normalización se ha desarrollado utilizando la función ANOVA en algunos parámetros. La correlación de Pearson y los análisis de regresión se llevaron a cabo con el fin de estimar la composición de los purines mediante medida indirecta de parámetros, utilizando el programa SPSS 11.5V.

De los **resultados** obtenidos en los diferentes parámetros de análisis podemos destacar los valores de la conductividad eléctrica (CE) que son mayores para los purines de los cerdos de engorde debido probablemente a la mayor entrada de cloruro sódico en la dieta en esta fase de crecimiento y que igualmente se refleja en mayores niveles de sodio y de cloruro. Los valores obtenidos de CE en estos purines es de  $25,2 \text{ dS m}^{-1}$ , frente al valor del CPS (promedio típico) de  $17,9 \text{ dS m}^{-1}$ .

El contenido de materia orgánica fue inferior al encontrado en otros estudios, probablemente debido a la mayor cantidad de agua usada en las prácticas de limpieza en gestantes y parideras que produce una dilución extra de sus purines.

Partiendo del análisis químico realizado de los distintos tipos de purines y estableciendo las características del purín promedio combinado (CPS), se realizó un estudio de las correlaciones entre los distintos parámetros analizados representados en una matriz de correlación. Entre todos los parámetros destacan los sólidos totales (TS) como un buen indicador indirecto para la estimación de los metales pesados y de la carga orgánica en los purines de cerdo.

Para hacer una estimación del aporte de purín al suelo nos fijamos en los niveles de nitrógeno para reducir la contaminación producida por nitratos, teniendo en cuenta las condiciones agroclimáticas y agroedafológicas de la zona de estudio. Para zonas vulnerables se fijan unos valores máximos a delimitar de uso de abonos orgánicos, expresados como Kg de nitrógeno. Suponiendo una tasa de aplicación basada en la entrada máxima de nitrógeno a partir de estiércol animal ( $210 \text{ kg N total/ha/año}$ ), las estimaciones de la carga anual de suelo de Cl y Na, son de  $415 \text{ kg/ha}$ , lo cual puede ser considerado como riesgo significativo de salinización, especialmente en zonas semiáridas donde la entrada de agua al suelo por precipitaciones es baja.

Las estimaciones de entradas de Cu y Zn al suelo (4 y 15 kg/ha/año, respectivamente) son mayores que en otros estudios. Los altos niveles en cobre y zinc que actualmente contiene los purines, están en fase de reducción por restricción en la normativa aplicable a los correctores del pienso.

La entrada estimada de metales pesados (Cd, Co, Cr, Ni y Pb) al suelo es de 260 g/ha/año, con una contribución relativa de Cr (38%)> Ni (31%)> Pb (23%)> Co (5%)> Cd (3%).

Como **conclusión** podemos indicar que excepto para la conductividad eléctrica, Cu y Zn, la composición de los purines de cerdo no presenta variaciones entre las distintas etapas de producción, indicando un manejo similar de los diversos tipos de animales.

El estudio de purín promedio nos da una idea en conjunto global de la composición de la materia orgánica, micronutrientes y metales pesados que nos podemos encontrar en las distintas granjas porcinas.



---

**Artículo 4:** Livestock Science 102 (2006) 211-215.

**TOTAL AND FAECAL COLIFORM BACTERIA PERSISTENCE IN A PIG SLURRY AMENDED SOIL.**

**Rufete, B.,** Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Paredes, C.

---

El **objetivo** de este experimento fue estudiar el efecto de la aplicación agrícola de purín de cerdo sobre el potencial patógeno (bacterias coliformes totales y fecales) en un suelo Typic Xerofluven, con el objetivo de evaluar su persistencia en el tiempo y los cambios en las poblaciones de bacterias coliformes.

Para conseguir el objetivo, el **diseño experimental** se basó en realizar un ensayo en condiciones de campo, estableciéndose cuatro tratamientos: C, tratamiento control sin fertilización, MF, fertilización mineral (16N-16P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-16K<sub>2</sub>O) a dosis de 150 kg N ha<sup>-1</sup>; PSF, fertilización orgánica con purín de cerdo, en dos dosis (suministro de 150 y 210 kg N ha<sup>-1</sup>). El experimento se realizó en una parcela de la Vega Baja del Segura, situada en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (Alicante). Se establecieron cuatro tratamientos en parcelas experimentales no cultivadas de 16 m<sup>2</sup> cada una, con una separación de 0,5 m entre parcelas, con un diseño completamente al azar con tres repeticiones por tratamiento. El purín empleado procede de una explotación porcina de ciclo completo y fue incorporado al suelo por debajo de los primeros 10 cm del suelo y después de 7 días de la aplicación, se homogeneizaron los primeros 15 cm del suelo.

El suelo sobre el que se aplica tiene textura fina, pH ligeramente alcalino y bajo contenido en materia orgánica. Se realizaron muestreos consecutivos del suelo de los primeros 15 cm inicialmente y a los 5, 13, 25, 36, 50, 64, 88, 109 y 175 días después de la aplicación del purín. Las coliformes totales y fecales se determinaron en suelos utilizando el procedimiento propuesto por García-Orenes *et al.* (2003) y Estrada *et al.* (2004), respectivamente.

Cada determinación se llevó a cabo por cuadruplicado en cada subparcela. La determinación de los coliformes totales, se realizó haciendo una suspensión 1:10 (suelo: agua de peptona) homogeneizándola mediante agitación magnética durante 2 h y realizando una serie de diluciones en agua de peptona. Las diluciones se realizan para conseguir un recuento de 30-300 colonias por placa Petri. El número medio de colonias obtenidas para cada dilución se

calculó para cada muestra, población y día de incubación, y luego el promedio de todos los factores de dilución utilizados fueron referidos al peso del suelo seco de cada muestra.

Para coliformes fecales, la relación de la suspensión fue 1:5. El medio de cultivo fue agar bilis rojo violeta con glucosa y se incubaron durante  $21 \pm 3$  h a  $37 \pm 1$  °C (coliformes totales) y  $44 \pm 1$  °C (coliformes fecales) (Merck, 2002). Los límites de detección fueron 100 y 25 CFU g<sup>-1</sup> suelo para coliformes totales y fecales, respectivamente.

Para la **discusión de los resultados**, hay que tener en cuenta que el ensayo se realizó entre febrero y julio, donde se observó un aumento gradual de la temperatura, característico de la transición de la primavera al verano, en nuestras latitudes. Además los principales episodios de precipitación en el área experimental (SE España) por lo general se producen en otoño y primavera y en nuestro experimento ocurren en los primeros 90 días.

Se observó una alta variabilidad de las concentraciones de coliformes totales y fecales durante los 175 días del experimento. Esta variabilidad depende del tiempo y del tratamiento. La enmienda de purín indujo la mayor presencia inicial y persistencia de bacterias coliformes totales y fecales de todos los tratamientos. La aplicación más alta de purín parecía inducir una mayor persistencia del total, pero sobre todo en la población de coliformes fecales en los suelos enmendados, en comparación con la tasa más baja. En la mayoría de los casos, se observó un aumento en el contenido total de coliformes en los suelos enmendados con fertilizante mineral en comparación con los suelos control, probablemente debido a un aumento en las poblaciones de microorganismos del suelo. La supervivencia de las bacterias en el suelo depende de muchos parámetros, como la temperatura, la humedad, el pH, la composición del suelo y la presencia de otros microorganismos. Acorde con las distintas condiciones ambientales observadas (aumento de la temperatura y descenso de la humedad, debido al descenso en los episodios de lluvia) se vio una estabilización en el recuento de bacterias desde el día 90 hasta el final del experimento.

Como **conclusión** se puede decir que se observó una alta variabilidad de las concentraciones de coliformes totales y fecales durante el experimento, dependiendo del tiempo y tratamiento. El purín de cerdo como enmienda indujo inicialmente la más alta y persistente presencia de bacterias coliformes totales y fecales en el suelo. La tasa de aplicación más alta parecía inducir una larga persistencia para los coliformes totales y, en particular para la población de coliformes fecales en los suelos, en comparación con la tasa más baja. Como

conclusión general se puede decir que los niveles de bacterias coliformes totales fueron de 2-3  $\log_{10}$  unidades superiores a las bacterias fecales y que se observa una tendencia a disminuir con el tiempo en ambos microorganismos indicadores, en todos los tratamientos.



# CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

---

*Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones:*

*Agronómicas y Medioambientales*







## 5. Conclusión general y perspectivas de futuro

La **gestión integral de los residuos ganaderos** es un imperativo desde el punto de vista medioambiental, agronómico y de seguridad alimentaria. Todas las alternativas de gestión, ya sean el uso directo en agricultura, o su potencial tratamiento y valorización energética o agronómica pasan por un conocimiento exhaustivo de sus constituyentes, a nivel cuali y cuantitativo. Este conocimiento es difícil de conseguir debido a los múltiples factores que interactúan a nivel de explotación ganadera, a lo que se une que la zona de estudio (sureste español) presenta una elevada actividad ganadera con una tipología variable que incluye ganado de diferente tipo predominando el porcino y caprino.

En esta tesis doctoral se ha contribuido a la **descripción del potencial fertilizante a nivel de macroelementos primarios, microelementos esenciales y su materia orgánica**. Con esta descripción específica y adaptada a la zona de estudio se podrán establecer dosificaciones y decisiones de manejo directo que permitan aprovechar al máximo los nutrientes contenidos en los residuos ganaderos estudiados así como reducir la necesidad de insumos fertilizantes cuando se establezcan planes de fertilización integrados, hecho que permitirá reducir el riesgo de acumulación de nitratos en los suelos de la Vega Baja del río Segura. De forma complementaria, **la cuantificación de sales, metales pesados y microorganismos patógenos realizada** en este trabajo nos **informa** específicamente **de la potencial entrada al suelo agrícola de vectores de riesgo ambiental** por lo que podemos corregir los criterios de aplicación para minimizar estos riesgos. De forma específica y novedosa hemos establecido la pervivencia de patógenos contenidos en purines porcinos en suelos enmendados con purines.

**Como perspectivas de futuro**, consideramos de interés profundizar en:

- Las potenciales correlaciones entre parámetros de fácil determinación “in situ” y parámetros agronómicos y medioambientales más complejos en residuos ganaderos, de forma que se pueda estimar y planear la aplicación-dosificación de forma ajustada para cada explotación ganadera.
- El uso de flujos residuales ganaderos en regeneración de suelos degradados y en el rol de estas enmiendas en el secuestro de C a largo plazo en el suelo.
- La separación y estabilización de las fracciones sólidas de los residuos ganaderos líquidos y especialmente en purines, que permite aumentar la concentración de nutrientes y facilitar el manejo y reducir la carga orgánica de la fracción líquida.



## BIBLIOGRAFÍA

---

*Caracterización de Residuos Ganaderos del Sureste Español: Implicaciones:  
Agronómicas y Medioambientales*





- Alexander, M.** (1977). *Introduction to Soil Microbiology*. John Wiley and Sons (Eds.), New York.
- Anderson, J.P.E.** y Domsch, K.H. (1980). Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.*, 130: 211-216.
- Annabi, M.**; Le Bissonnais, Y.; Le Villio-Poitrenaud, M.; y col. 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. *AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT* 144: 382-389
- APHA**, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. In: Lenore, S.C., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (Eds.), twentieth edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- Ayers, J.**, Westcott, Th., 1987. La calidad del agua en la agricultura (Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage). In: FAO (Eds.), *Estudio FAO: Riego y Drenaje*. FAO no 29 Rev I. Roma.
- Bernal, M.P.** y Gondar, D.M. (2008). Producción y gestión de los residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial comunitario y estatal. En: Moreno-Casco, J. y Moral, R. (Ed. Cient.). *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España, pp. 9-41.
- Bernal, M.P.** y Roig, A. (1993). Nitrogen transformations in calcareous soils amended with pig slurry under aerobic incubation. *Journal of Agricultural Science*, 120: 89-97.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J.**, 1998a. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Biores. Technol.* 63, 91-99.
- Bernal, M.P., Roig, A., Madrid, R., Navarro, A.F.**, 1992. Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. *Soil Use Manage.* 8, 125-130.
- Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Paredes, C., Roig, A.**, 1998b. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agr. Ecosyst. Environ.* 69, 175-189.
- Bernal, M.P.**; Kirchmann, H. Carbon and Nitrogen Mineralization and Ammonia Volatilization from Fresh, Aerobically and Anaerobically Treated Pig Manure During Incubation with Soil. *Biol. Fertil. Soils* 1992, 13, 135-141.
- Binstock, D.A.**; Grohse, P.M.; Gaskill, A.; Sellers, C.; Kinston, H.M.; Jassie, L.B. Development and Validation of a Method for Determining Elements in Solid Waste Using Microwave Digestion. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 1991, 74, 360-366.
- BOE**, 1998. Orden de 28 de mayo sobre fertilizantes y afines. *Boletín Oficial del Estado* 131, pp. 18028-18078.
- Boixadera, J.** y Teira, M.R. (2001). *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Ed. Universitat de Lleida. Lleida.
- Boluda, R.**, Gil, C. y Oliveira, V.P.V. (2005). La hidroclimatología e impactos ambientales: degradación ambiental y desertificación. *Mercator*, 7: 111-120.

- Bonmatí, A.** y Flotats, X. (2003). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management*, 23 (3): 261-272.
- Bonmatí, A. y Magrí, A.** (2007). Tecnologías aplicables en el tratamiento de las deyecciones ganaderas: un elemento clave para mejorar su gestión. *Residuos*, 97: 46-69.
- Brink, R.H.,** Dubach, P., Lynch, D.L., 1960. Measurement of carbohydrates in soil hydrolyzates with anthrone. *Soil Sci.* 89, 157–166.
- Burton, C.H.** y Turner, C. (2003). *Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture.* 2nd Edition. Silsoe Research Institute, Bedford, UK, pp. 451.
- Cabral, F.;** Vasconcelos, E.; Cordovil, C. Effects of Solid Phase from Pig Slurry on Iron, Copper, Zinc and Manganese Content of Soil and Wheat Plants. *J. Plant Nutr.* 1998, 21, 1955–1966.
- Canet, R.,** Ribó, M., Pomares, F. y Albiach, M.R. (2006). Caracterización y potenciales impactos ambientales de las deyecciones ganaderas. *Tierras de Castilla y León Ganadería*, 131: 6-14.
- Carballas, T.;** Carballas, M.; Gil-Sotres, F.; Leiros, M.C.; Cabaneiro, A.; Diaz-Fierros, F.; Villar, M.C. Caracterización de la Fracción Orgánica del Purín de Vacuno. I. Distribución del Carbono. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 1984, 54, 205–214.
- CE, (2001).** 2º Borrador de la CE sobre Tratamiento Biológico sobre Bio-residuos. Accesible en: <http://europa.eu.int/comm/environment/waste/factsen.htm>.
- Ceccanti, B.** y García, C. (1994). Coupled chemical and biochemical methodologies to characterize a composting process and the humic substances. En: Senesi, N.; Miano, T.M. (Eds.). *Humic Substances in The Global Environment and Implications on Human Health.* Elsevier, New York, pp. 1279-1285.
- Cegarra, J.,** Roig, A., Navarro, A.F., Bernal, M.P., Abad, M., Climent, M.D., Aragón, P., 1993. Características, compostaje y uso agrícola de residuos sólidos urbanos. In: *Proceeding Jornadas de Recogidas Selectivas en Origen y Reciclaje.* Córdoba (Spain), pp. 46–55.
- Chambers, B.J.,** Nicholson, F.A., Soloman, D.R., Unwin, R.J., 1999. Heavy metals loadings from animal manures to agricultural land in England and Wales. In: Martinez, J., Maudet M.N., (Eds.), *Proc. 8<sup>th</sup> Inter. Conf. FAO SCORENA Network on Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture (RAMIRAN 98),* Rennes (F), 1998, pp. 475–483.
- Chambers, B.J.,** Smith, K.A., 1992. Soil mineral nitrogen arising from organic manure applications. *Asp Appl Biol* 30, 135–143.
- Chaney, K.** y Swift, R.S. (1984). The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *Journal of Soil Science*, 35: 223-230.
- Cools, D.,** Merckx, R., Vlassak, K., Verhaegen, J., 2001. Survival of *E. coli* and *Enterococcus* spp. Derived from pig slurry in soils of different texture. *Appl. Soil Ecol.* 17, 53–62.

- Costa, F.**; García, C.; Hernández, T. y Polo, A. (1991). Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización. Ed.: CSIC-CEBAS. Murcia.
- Crane, S.R.**, Moore, J.A., Grismer, M.E., Miner, J.R., 1983. Bacterial pollution from agricultural sources: a review. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 858–866.
- Danés, R.**, Molina, V., Prats, I.L., Álamos, M., Boixadera, J. y Torres, E. (1996). Manual de gestió dels purins i de la seva reutilització agrícola. Editado por la Generalitat de Catalunya. Barcelona, pp. 128.
- Dashman, T.** y Stozsky, G. (1986). Microbial utilization of aminoacids and peptide bound on homoionic montmorillonite and kaolinite. *Soil Biol. Biochem.*, 18: 5-14.
- De la Torre A.I.**, Jiménez J.A., Carballo M., Fernández C., Roset J. y Muñoz M.J. (2000). Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere*, 41: 1629-1635.
- Decisión de la Comisión 2014/955/UE** de 18 de diciembre de 2014 por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, sobre la lista de residuos, de conformidad con la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. *Diario Oficial de la Unión Europea* 30.12.2014
- Diaz-Marcote, I.**; Polo, A.; Ceccanti, B. Enzymatic Activities in a Soil Amended with Organic Wastes at Semiarid Field Conditions. *Arid Res. Rehabil.* 1995, 9, 317–325.
- Directiva del Consejo 91/676/CEE**, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias (\*) (DOCE núm. L 375, de 31 de diciembre de 1991; corrección de errores DOCE núm. L 92, de 16 de abril de 1993)
- Directiva del Consejo 91/689/CEE** relativa a los residuos peligrosos. DOUE núm. 356, de 31 de diciembre de 1994.
- Drake, E.H.** y Motto, H.L. (1982). An analysis of the effect of clay and organic matter content on the cation exchange capacity of New Jersey soils. *Soil Science*, 133: 281-288.
- EC, European Commission.** The Soil Protection Communication-DG Environment. Draft October 2001. [europa.eu.int/comm/environment/agriculture/pdf/soilpaper2.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/agriculture/pdf/soilpaper2.pdf).
- Eck, H.V.**, Stewart, B.A., 1995. Manure. In: Rechcigl, J.E. (Ed.), *Soil Amendments and Environmental Quality*. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL, pp. 169–198.
- Estrada, I.B.**, Aller, A., Aller, F., Gómez, X., Morán, A., 2004. The survival of *Escherichia coli*, faecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from waste water treatment plants. *Bioresour. Technol.* 93, 191–198.
- European Commission-Directorate-General for Environment**, 2001. Survey of Wastes Spread on Land—Final Report. Report No. CO 4953-2. Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- European Environment Agency**, 2000. Calculation of nutrient surpluses from agricultural sources. Technical report, No. 51.

- EUROSTAT, 2012.** Distribución por países del censo total del ganado porcino y bovino en la Unión Europea en 2011
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2012).** Informe de la FAO. Livestock Long Shadow, (2006). pp. 390.
- FAOSTAT, 2004.**
- Fountoulakis, M.S.,** Drakopoulou, S., Terzakis, S., Georgaki, E. y Manios, T. (2008). Potential for methane production from typical Mediterranean agro-industrial by-products. *Biomass Bioenergy*, 32: 155-161.
- Gallert, C.,** Bauer, S. y Winter, J. (1998). Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50: 495-501.
- García Orenes, F.,** Gomez, I., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Navarro Pedreño, J., Mataix Beneyto, J., 2003. Efecto del riego sobre la supervivencia de coliformes totales en suelos degradados enmendados con lodo de depuradora. In: Bienes, R., Marqués, M.J. (Eds.), *Control de Erosión y Degradación del Suelo*, pp. 361– 364. Madrid.
- García, A.J.,** Esteban, M.B., Marquez, M.C., Ramos, P., 2005. Biodegradable municipal solid waste: Characterization and potential use as animal feedstuffs. *Waste Manage.* 25 (8), 780–787.
- García, C.,** Hernández, T., Costa, F., Ayuso, M., 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23, 1501–1512.
- García, C.;** Hernandez, T.; Costa, C. Mineralization in a Calcareous Soil of a Sewage Sludge Composted with Different Organic Residues. *Waste Manag. Res.* 1992, 10, 445–452.
- Gerba, C.P.,** Wallis, C., Melnick, J.L., 1975. Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. *J. Irrig. Drain. E-ASCE IR3*, 157– 174.
- Gessel, P.D.,** Hansen, N.C., Goyal, S.M., Johnston, L.J., Webb, J., 2004. Persistence of zoonotic pathogens in surface soil treated with different rates of liquid pig manure. *Appl. Soil Ecol.* 25, 237– 243.
- Gibbs, R.A.,** Hu, C.J., Ho, G.E., Unkovich, I., 1997. Regrowth of faecal coliforms and salmonellae in stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Sci. Technol.* 35, 269–275.
- Giusquiani, P.L.;** Pagliani, M.; Gigliotti, G.; Businelli, D. y Benetti, A. (1995). Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical properties. *Journal of Environmental Quality*, 24: 175-182.
- Goulding, K.,** Poulton, P., Webster, C. y Howe, M. (2000). Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil Use and Management*, 16: 244-250.
- Guan, T.Y.** y Holley, R.A. (2003). Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness-a review. *Journal of Environmental Quality*, 32: 383-392.
- Guía de las MTDs del Sector Porcino,** MAPA-MMA-UE. 2006.



- Hall, J.E.** 1999. Nutrient Recycling: The European Experience. *Asian-Ans. J. Anim. Sci.* 12(4) : 667-674.
- Holm-Nielsen J B**, Al Seadi T, Oleskowicz-Popiel P 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology* 100, 5478-5484.
- Honeycult, C.W.**, Potar, L.J., Halteman, W.A., 1991. Predicting nitrate formation from soils, fertilizers, crop residue, and sludge with thermal units. *J. Environ. Qual.* 20, 850–856.
- Hue, N.V.**, Liu, J., 1995. Predicting compost stability. *Comp. Sci. Utilis.* 3, 8–15.
- Huerta, O.**, López, M., Soliva, M., 2003. Base de Dades de Compost. Workshop Internacional de l'ECN amb Exposició: El Futur de la Recollida Selectiva dels Residus Orgànics a Europa. European Compost Network. Barcelona, 15 - 16 de diciembre de 2003.
- INE. (2011).** Instituto nacional de estadística. [Fecha de consulta 18/08/2012]. Accesible en: <http://www.ine.es>.
- Japenga, J.**, Harmsen, K., 1990. Determination of mass balances and ionic balances in animal manure. *Nether. J. Environ. Anal. Chem.* 38, 353 – 367.
- Jenkinson, D.S.** (1988). Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. En: *Advances in Nitrogen Cycling in Agriculture Ecosystems*, J.K. Wilson (ed.). CAB International, Walli-Sford, UK.
- Jenkinson, D.S.** y Ladd, J.N. (1981). Microbial biomass in soil: Measurements and turnover. En: *Soil Biochemistry*, Vol. 5, Paul, E.A. y Ladd, J.N. (eds.). Dekker, New Cork, pp. 415-471.
- Johnson, D.L.**, Ambrose, S.H., Bassett, T.J., Bowen, M.L., Crummey, D.E., Isaacson, J.S., Johnson, D.N., Lamb, P., Saul, M. y Winter-Nelson, A.E. (1997). Meanings of environmental terms. *Journal of Environmental Quality*, 26: 581-589.
- Kammin, W.R.**; Brandt, M.J. Optical Emission Spectrometric Evaluation of Microwave Digestion. *Spectroscopy* 1989, 4, 49–55.
- Kessavalou A.**, Doran J.W., Mosier A.R., Drjber R.A. (1998). Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping. *Journal of Environmental Quality* 27, 1105-1116.
- Kessler, J.**, Zogg, M., Bachler, E., 1994. Phosphor, kupfer und zink im schweinetrog (Phosphorus, copper and zinc in pig slurry). *Agrarforschung* 1, 480–483.
- Kirchmann, H.**, Witter, E., 1992. Composition of fresh, aerobic and anaerobic farm animal dungs. *Bioresour. Technol.* 40, 137–142.
- Kirchmann, H.**; Lundvall, A. Relationship Between N Immobilization and Volatile Fatty Acids in Soil After Application of Pig and Cattle Slurry. *Biol. Fertil. Soils* 1993, 15, 161–164.
- Kitson, R.E.**; Melon, M.G. Colorimetric Determination of P as Molibdovanado Phosphoric Acid. *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.* 1944, 16, 379–383.
- Kobot, S.**; King, G.; Keller, H.R.; Massart, D.L. Microwave Digestion: An Analysis of Procedures. *Anal. Chim. Acta* 1992, 259, 267–279.
- Kuzyakov, Y.**, Friedel, J.K., Stahr, K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1485– 1498.

- L'Herroux, L.,** Le Roux, S., Appriou, P., Martinez, J., 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environ. Pollut.* 97, 119–130.
- Labrador-Moreno, J.** (1996). La materia orgánica en los agrosistemas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación-Mundi- Prensa. Madrid. p.174.
- Lal, R.,** Hall, G.F. y Miller, F.P. (1989). Soil degradation. I. Basic processes. *Land Degradation And Rehabilitation*, 1: 51-69.
- Ley 2/2011 de 4 de marzo**, de Economía Sostenible. BOE núm55 de 5-03-2011
- Ley 34/2007, de 15 de noviembre**, de calidad del aire y protección de la atmósfera. BOE núm. 275, de 16 de noviembre de 2007.
- Lobartini, J.** y Orioli, G. (1998). Absorption of Fe-humate in nutrient solutions by plants. *Plant and Soil*, 106: 153-157.
- López Arias, M.** y Grau Corbí, J.M. 2008. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España Peninsular. I: Resultados Globales. INIA. Ministerio de Educación y Ciencia.
- Lopez-Alonso, M.,** Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2000. The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia. *Vet. J.* 160, 259–266.
- Lue-Hing, C.** 1998. Optimization in wastewater treatment technology: An option worth remembering. *Water Environment Research*, 70: 259-260
- MAGRAMA**, Anuario estadístico 2011 (Datos 2010 y 2011), epígrafe 8.1.
- MAGRAMA**, Anuario estadístico 2012 (Datos 2011 y 2012), epígrafe 8.1.
- Marmo, L.,** Feix, I., Bourmeau, E., Amlinger, F., Bannick, C.G., De Neve, S., Favoino, E., Gendebien, A., Gilbert, J., Givelet, M., Leifert, I., Morris, R., Rodriguez Cruz, A., Rück, F., Siebert, S. y Tittarelli, F., 2004. Exogenous organic matter. En: Van Camp y col. Eds. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/3. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Martinez, J.,** Hao, X., 1996. A field treatment plant for pig slurry. *Wat. Sci. Technol.* 34, 87–92.
- Meinhardt, P.L.,** Casemore, D.P., Miller, K.B., 1996. Epidemiologic aspects of human cryptosporidiosis and the role of waterborne transmission. *Epidemiol. Rev.* 18, 118– 136.
- Menzi, H.,** Kessler, J., 1998. Heavy metal content of manures in Switzerland. In: Martinez, J., Maudet, M.N., (Eds.), Proc. 8th Inter Conf. FAO ESCORENA Network on Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture (RAMIRAN 98), Rennes (F), 1998, pp. 495–506.
- Merck**, 2002. Merck Microbiology Manual. Merck KGaA, Darmstadt, Germany.
- Métodos Oficiales de Análisis en la Unión Europea**, 1998. Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

- Mikkelsen, R.L.**, 2000. Beneficial use of swine by-products: Opportunities for the future. In: Power, J.F., Dick, W.A. (Eds.), *Land Application of Agricultural, Industrial and Municipal by-Products*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, pp. 451–480.
- Moral, R.**, Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C. y Rufete B. (2008). Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Management*, 28: 367-371.
- Moral, R.**, Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., 2005. Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain using easily determined properties. *Waste Manage.* 25 (7), 719–725.
- Moral, R.**; Navarro-Pedreño, J.; Gomez, I.; Mataix, J. Quantitative Analysis of Organic Residues: Effects of Sample Preparation in the Determination of Metals. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 1996, 27, 753–761.
- Morales, A.**; Pomares, F.; de la Guardia, M.; Salvador, F. Determination of Cd, Cu, Mn, Pb and Zn in Sewage Sludges with Prior Acid Digestion in a Microwave Oven. *J. Anal. At. Spectrom.* 1989, 4, 329–332.
- Moreno, J.**, Moral, R. (2008). *Compostaje*. Ed Mundiprensa 570 pgs, Madrid, España.
- Moreno-Caselles, J.**, Moral, R., Perez-Murcia, M., Perez-Espinosa, A., Rufete, B., 2002. Nutrient value of animal manures in front of environmental hazards. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 3023–3032.
- Morvan, T.**, Leterme, P., Arsene, G.G., Mary, B., 1997. Nitrogen transformations after the spreading of pig slurry on bare soil and ryegrass using <sup>15</sup>N-labelled ammonium. *Eur. J. Agron.* 7, 181–188.
- Mossier, A.R.** (1998). Soil processes and global change. *Biology and Fertility of Soils*, 27: 221-229.
- Navarro, A.F.**, Cegarra, J., Roig, A., García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Biores. Technol.* 44, 203–207.
- Nicholson, F.A.**, Chambers, B.J., Williams, J.R., Unwin, R.J., 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresour. Technol.* 70, 23–31.
- Nicholson, F.A.**, Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C., Chambers, B.J., 2003. An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* 311, 205–219.
- Ojeda, G.**, Alcañiz, J.M. y Le Bissonnais, Y. (2008). Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125: 48-56.
- Palau, J.M.** (2000). La contaminación de las aguas potables por el vertido incontrolado de purines en campos. *Residuos*, 52: 54-56.
- Paul, E.A.** y Clark, F.E (1989). *Soil Microbial and Biochemistry*. Academic Press, Londres.
- Perfil Ambiental de España 2011** ([WWW.magrama.got.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/Perfil\\_Ambiental\\_2011\\_tcm7-219270.pdf](http://WWW.magrama.got.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/Perfil_Ambiental_2011_tcm7-219270.pdf))

- Piccinini, S.,** Bortone, G., 1991. The fertilizer value of agricultural manure: simple rapid methods of assessment. *J. Agric. Eng. Res.* 49, 197–208.
- Plaza, C.,** García Gil, J.C., Soler Rovira, P. y Polo, A. (1999). Problemática de los purines de cerdo en España: su aprovechamiento agrícola como solución. *Residuos*, 49: 83-86.
- PNIR.** Plan Nacional Integral de Residuos. 2008-2015. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. 2008.
- Pomares, F.** y Canet, R. (2001). Cap. I: Residuos orgánicos y papel de los tratamientos para la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En Boixadera, J. y Teira, M.R. *Aplicación agrícola de residuos orgánicos.* Edición de la Universidad de Lleida. España, pp. 356.
- Porta, J.,** López Acevedo, M. y Roquero, C. (1994). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente.* Ed. Mundi-Prensa. Madrid. p. 807.
- Porta, J.,** López-Acevedo, M. y Poch R.M. 2013. *Edafología. Uso y protección del suelo.* 3ª. Edición. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Powelson, D.S.;** Brookes, P.C. y Christensen, B.T. (1987). Measurements of soil biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.*, 19: 159-216.
- PRTR-España** es el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes. <http://www.prtr-es.es/>
- Probiogas, 2015.** [http://213.229.136.11/bases/ainia\\_probiogas.nsf/0/42EBC9523D85C2FCC12575380034A6A1/\\$FILE/Inf\\_cuantificacion\\_ganadero\\_07-10-2009.pdf](http://213.229.136.11/bases/ainia_probiogas.nsf/0/42EBC9523D85C2FCC12575380034A6A1/$FILE/Inf_cuantificacion_ganadero_07-10-2009.pdf);
- Real Decreto 100/2011,** de 28 de enero, por el que se actualiza el catálogo de actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera y se establecen las disposiciones básicas para su aplicación. BOE núm. 25 de 29 de enero de 2011
- Real Decreto 261/1996,** de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. BOE núm. 61, 11 de marzo de 1996.
- Real Decreto 506/2013,** de 1 de julio, sobre productos fertilizantes. BOE núm. 164, 10 de julio de 1913.
- Real Decreto 824/2005,** de 8 julio sobre productos fertilizantes. BOE núm. 171 de 19 julio 2005
- Real Decreto 849/1986,** de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas BOE núm. 103, de 30 de abril de 1986
- Real Decreto 949/2009,** de 5 de junio, por el que se establecen las bases reguladoras de las subvenciones estatales para fomentar la aplicación de los procesos técnicos del Plan de biodigestión de purines. BOE Núm. 151 de 23 de junio de 2009
- Real Decreto Legislativo 1/2001,** de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. BOE núm. 176, 24 de julio de 2001.

- Reddy, K.R.**, Khaleed, R., Overcash, M.R., 1981. Behaviour and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic waste. *J. Environ. Qual.* 3, 255–266.
- Ros, M;** Hernández, MT; Garcia, C. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY*, 35: 463-469
- Rulkens, W.H.**, Klapwijk, A., Willers, H.C., 1998. Recovery of available nitrogen compounds from agricultural liquid wastes: potential possibilities, bottlenecks and future technological challenges. *Environ. Pollut.* 102, 727–735.
- Sánchez, M.** 2001. Utilización agrícola del estiércol licuado de ganado porcino: método rápido de determinación del valor fertilizantes. Establecimiento de las bases para el diseño de un óptimo plan de fertilización. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid.
- Sánchez, M.**, González, J. L. 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresour. Technol.* 96: 117- 123.
- Saña, J.**, More, J.C., Cohí, A. (1996). La gestión de la fertilidad de los suelos. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Pag. 277.
- Schnitzer M.** (1991). Soil organic matter - The next 75 years. *Soil Sci.*, 151 (1), 41-58.
- Schröder, J.** 2005. Revising the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresour. Technol.* 96: 253-261.
- Schulze E.D.**, Freibauer A. (2005). Carbon unlocked from soils. *Nature* 437, 205-206.
- Scotford, J.M.**, Cumby, T.R., Han, L., Richards, P.A., 1998b. Development of a prototype nutrient sensing system for livestock slurries. *J. Agric. Eng. Res.* 69, 217–228.
- Scotford, J.M.**, Cumby, T.R., White, R.P., Carton, O.T., Lorenz, F., Hatterman, U., et al., 1998a. Estimation of the nutrient value of agricultural slurries by measurement of physical and chemical properties. *J. Agric. Eng. Res.* 71, 291–305.
- Sempere, A.**, Oliver, J., Ramos, C., 1993. Simple determination of nitrate in soils by second-derivative spectroscopy. *J. Soil Sci.* 44, 633–639.
- Simal, J.**, Lage, M.A., Iglesias, I., 1985. Second derivate ultraviolet spectroscopy and sulfamic acid method of determination of nitrates in water. *J. Assoc. Anal. Chem.* 68, 962–964.
- Sims, J.R.**, Haby, V.A., 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 112, 137–141.
- Smith, J.I.**, Papendick, R.I., Bezdicsek, D.F. y Lynch, J.M. (1993). Soil organic matter dynamics and crop residue management In: Blaine, F. (Ed.), *Soil Microbial Ecology*, Marcel Dekker, New York. pp. 65-94.
- Solé Mauri, F.**, Flotats, Ripoll, X. 2004. Guía de Técnicas de Gestión Ambiental de Residuos Agrarios. Fundació Catalana de Cooperació. Lleida.

- Soliva, M.**, Huerta, O., López, M., 2004 a. Informe proyecto de caracterización y tipificación de la calidad del compost producido en España. ESAB-Instituto Geológico y Minero de España.
- Soliva, M.**, López, M., Huerta, O., 2006. Influencia de los materiales y la tipología de las plantas en la calidad del compost. En: Moral, R., Boluda, R., Abad, M., Mormeneo, S. (Eds). Aspectos normativos, tecnológicos y mediambientales del compostaje. Ponencias invitadas a la 2ª Reunión Nacional de la Red Española de Compostaje (REC). Valencia, 25-27 octubre, pp: 109-121.
- Sorensen, P.**, Amato, M., 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *Eur. J. Agron.* 16, 81–95.
- Sorensen, P.**, Jensen, E.S., 1995. Mineralization-immobilization and plant uptake of nitrogen as influenced by the spatial distribution of cattle slurry in soils of different texture. *Plant Soil* 173, 283–291.
- Stevens, R.J.**, O’Bric, C.J., Carton, O.T., 1995. Estimating nutrient content of animal slurries using electrical conductivity. *J. Agric. Sci.* 125, 233–238.
- Stevenson, F.J.** (1982). *Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions.* John Wiley and Sons. New York.
- Tate, R.L.** (1987). *Soil Organic Matter. Biological and Ecological Effects.* John Wiley and Sons (Eds.), New York.
- Thomsen, I.K.** C and N Transformations in <sup>15</sup>N Cross-labelled Solid Ruminant Manure During Anaerobic and Aerobic Storage. *Bioresour. Technol.* 2000, 72, 267–274.
- Tisdall, J.M.** y Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33: 141-163.
- Turner, C.**, Burton, C., 1997. The inactivation of viruses in pig slurries: a review. *Bioresour. Technol.* 61, 9 20.
- Unwin, R.J.**, 1977. Copper in pig slurry: Some effects and consequences of spreading on grassland. In: *Inorganic pollution in agriculture*, MAFF Reference Book no. 326, pp. 306–319. HMSO, London.
- Valmaseda, M.**; Martínez, A.T. y Almendros, G. (1989). Contribution of pigmented fungi to P-type humic acid formation in two forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 21: 23-28.
- Van Gestel, M.**, Merckx, R., Valssak, K., 1993. Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate of fast- and slowgrowing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biol. Biochem.* 25, 109– 123.
- Van-Camp, L.**, Bujarrabal, B., Gentile, A.-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. y Selvaradjou, S.K. (2004). Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection, EUR 21319 EN/3, pp. 872. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- Vaughan, D.** y Ord, B.G. (1985). Soil organic matter. A perspective on its nature, extraction, turnover and role in soil fertility. En: *Soil Organic Matter and Biological Activity*. Ed.: D. Vaughan y R.E. Malcolm. Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk Publishers. Dordrecht. pp. 1-35.
- Venglovsky, J.**, Sasakova, N., Vargova, M., Pacajova, Z., Placha, I., Petrovsky, M., Harichova, D. 2005. Evolution of temperature and chemical parameters during composting of the pig slurry solid fraction amended with natural zeolite. *Bioresour. Technol.* 96: 181-189.
- Vermes, L.** Recommended Analytical Methods for the First Priority Components of Liquid Manure. FAO European Network on Animal Waste Utilization; Subnetwork 4: Budapest, 1980; 29.
- Vervoort, R.W.**, Radcliffe, D.E., Cabrera, M.L., Latimore Jr., M., 1998. Nutrient losses in surface and subsurface flow from pasture applied poultry litter and composted poultry litter. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 50, 287–290.
- Vetter, H.** y Steffens, G. (1981). Nährstoffsüberlagerung und Nährstoffeintrag in das oberflächennahe Grundwasser nach Güllendüngung. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 22: 159-172 (in German).
- Water Research Centre**, 2001. Survey of Wastes Spread on Land, Final Report, no CO 4953-2. Water Research Center, Medmenham, UK, p. 554.
- Westerman, P. W.**, Bicudo, J. R. 2005. Management considerations for organic waste use in agriculture. *Bioresour. Technol.* 96: 215-221.
- White, R.E.** (1987). Introduction to the principles and practice of soil science. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Williams, S.T.** (1985). Oligotrophy in soil. Fact or fiction?. En: M.Fletcher y G.D. Floodgate (Eds.). *Bacteria in their natural environments*. Academic Press, Londres.
- Yeomans, J.C.**, Bremner, J.M., 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 19, 1467–1475.
- Zhai, Q.**, Coyne, M.S., Barnhiel, R.I., 1995. Mortality rates of faecal bacteria in subsoil amended with poultry manure. *Bioresour. Technol.* 54, 165– 169.