

APROVECHAMIENTO DE LOS PURINES. REQUISITOS PARA SU UTILIZACIÓN AGRARIA Y FORESTAL



A. Valdecantos¹, D. Fuentes¹, J. Cortina², G. Casanova²

¹CEAM. Paterna. Valencia

²Departamento de Ecología. Universidad Alicante

Las deyecciones animales procedentes de prácticas ganaderas en la Unión Europea suponen una gran cantidad de residuos orgánicos que pueden ser valorizados mediante su aplicación a suelos, aprovechando el elevado contenido de materia orgánica y nutrientes de estos subproductos. No obstante, la intensificación de la ganadería y la disociación entre ésta y la agricultura en determinadas regiones suponen un riesgo evidente de contaminación de aguas y suelos por nitratos principalmente, metales pesados y patógenos. Distintas normativas y recomendaciones a nivel comunitario, estatal y autonómico regulan este tipo de situaciones. Existe un amplio abanico de tratamientos físicos, químicos y biológicos aplicables a los residuos orgánicos (entre los que destacamos el compostaje) con el objetivo de estabilizarlos, de eliminar la carga de patógenos, y de facilitar su manejo. Los suelos destinados a la agricultura han sido tradicionalmente los receptores de residuos orgánicos, si bien determinados trabajos selvícolas en el sector forestal pueden ser una alternativa adecuada para la valorización de estos subproductos residuales.

INTRODUCCIÓN

TRADICIONALMENTE, los residuos generados debido a la producción ganadera se aplicaban dentro de la propia explotación agropecuaria en un equilibrio productivo y ambiental. Los cambios en la gestión de las explotaciones, la separación de los sectores agrícola y ganadero, y la tendencia de éste hacia una mayor intensificación han conducido a una mayor producción de subproductos ganaderos en relación con la superficie agrícola susceptible de beneficiarse de su aplicación. Una buena utilización de estos residuos hace que sólo podamos considerar como tales los excedentes que no se han podido reciclar en el ciclo normal y tradicional de fertilización orgánica de los cultivos. A pesar de que en Cataluña existe una alta cabaña ganadera, tanto en dicha Comunidad como en el conjunto de España la superficie agrícola en 1989 presentaba un potencial de absorción de estiércol dos veces superior a la cantidad realmente producida (Coll, 1993). El problema por tanto reside en que los residuos se acumulan en zonas muy concretas de alta producción animal (tabla I). Por sectores, el que genera mayores excedentes de residuos ganaderos en España es el porcino.

MARCO LEGAL

El Real Decreto 324/2000, por el que se establecen normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas, contempla la posible valorización de los estiércoles como abono

órgano-mineral, y estipula las condiciones que han de cumplir las granjas con este fin. Ésta es la única referencia legal sobre la aplicación de residuos ganaderos dentro del sector forestal. Dicho Real Decreto remite a la Ley 10/1998, sobre Residuos, todas las actividades de valorización de estiércoles mediante procesos de compostaje, secado artificial y otros similares.

La Normativa más explícita que regula la aplicación de productos fertilizantes en general (incluye estiércoles y lodos de depuradora) a los suelos agrícolas es el Real Decreto 261/1996, sobre protección de aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. En el mismo sólo se establecen ciertas pautas que han de ser incorporadas por los órganos competentes de las Comunidades Autónomas mediante programas de actuación para prevenir y reducir la contaminación por nitratos de origen agrario. Estos programas son aplicables exclusivamente a zonas consideradas como vulnerables a dicha contaminación, en las que se fija la dosis de aplicación de estiércol en 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (210 kg N ha⁻¹ año⁻¹ durante los primeros 4 años), susceptible de ser modificada por los órganos competentes de las Comunidades Autónomas una vez transcurrido el primer programa de actuación cuatrienal. La Orden de 29 de marzo de 2000 de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana, aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias (en el mismo sentido que el elaborado en el



TABLA I Producción de residuos procedentes de ganadería extensiva en la Unión Europea (en millones de toneladas anuales de peso fresco)

País	Purines	Total residuos ganaderos
Alemania	78	222
Austria	6	28
Bélgica	12	28
Dinamarca	--	28
España	41	191
Finlandia	2	18
Francia	26	250
Grecia	2	40
Holanda	15	76
Irlanda	1	26
Italia	8	118
Luxemburgo	0.1	2
Portugal	--	25
Reino Unido	10	91
Suecia	--	23
Total	201	1166

Fuente: European Commission – DG Environment (2001a).

resto de las Comunidades Autónomas) con el objetivo, entre otros, de “restringir el vertido incontrolado de líquidos generados en las instalaciones ganaderas intensivas”, de aplicación voluntaria por parte de los agricultores. En el mismo se incluyen también los lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos como abonos orgánicos.

En un intento de mejorar la gestión de los residuos biodegradables (bioresiduos o “biowastes”), la UE está elaborando un documento de trabajo sobre el tratamiento biológico de los bioresiduos que se halla en su segundo borrador (E.C.–DG ENV, 2001b). Tanto los purines del ganado

(código 02.01.06) como los lodos de depuradoras (código 19.08) se consideran en este documento bio-residuos adecuados para el tratamiento biológico. Se establece que para mejorar la gestión de los bio-residuos en la UE se debe profundizar sobre la reducción, reutilización y reciclado de los mismos, así como sobre los tratamientos entre los que destaca el compostaje, para su utilización con fines agrícolas o de mejora ecológica.

Por otra parte, la aplicación de lodos de depuradora al sector agrícola y a determinadas actuaciones del sector forestal y de recuperación de suelos, también está siendo actualizada en otro documento de trabajo de la Co-

misión en el que se revisa la Directiva 86/278, relativa a la utilización de lodos de depuradora en agricultura (transposición nacional en el RD 1310/1990). En él se establece la posibilidad de aplicación de aquellos biosólidos que cumplan determinados requisitos relativos a su contenido en metales pesados, determinados compuestos orgánicos y dioxinas (tablas II y III).

COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LOS PURINES

Por las características del purín en origen, muy variable en función del manejo y tipo de explotación, la composición tanto genérica como de la fracción sólida presenta fuertes cambios en algunos valores (fundamentalmente metales pesados) dentro de la misma granja en cortos espacios de tiempo. La heterogeneidad de la composición es notable debido, entre

otras causas, a la tasa de dilución del residuo, finalidad de la cría, la alimentación, tipo de limpieza de los establos y almacenamiento del purín, y la época del año en que se analice. En la tabla IV se ofrecen los valores promedio de la composición de purines para el conjunto de la Unión Europea y para España en particular.

Entre los nutrientes con valor fertilizante, el nitrógeno se encuentra en diversas formas minerales (amoníaco, un 60% del nitrógeno total) y orgánicas, que difieren en la tasa de mineralización. La mitad del nitrógeno orgánico aplicado con los purines de cerdo suele mineralizarse durante el primer año y el resto en los años sucesivos (Castillón, 1993; Pomares y Cagnet, 2001). Una fracción elevada del fósforo (60%-80% del total) se encuentra en forma mineral como fosfato bicálcico, compuesto que presenta un comportamiento agronómico idéntico al de fósforo presente en los fer-

TABLA II Límites legales de los contenidos en metales pesados en lodos de depuradora según la normativa vigente española y la nueva propuesta de la UE (E.C. -DG ENV, 2000)

	Valor límite RD 1310/1990		Revisión directiva
	Suelo pH < 7	Suelo pH > 7	
			86/278/CEE
Cd (ppm)	20	40	10
Cu (ppm)	1000	1750	1000
Ni (ppm)	300	400	300
Pb (ppm)	750	1200	750
Zn (ppm)	2500	4000	2500
Hg (ppm)	16	25	10
Cr (ppm)	1000	1750	1000



TABLA III Límites legales de compuestos orgánicos con especial referencia a las dioxinas en lodos de depuradora según la nueva propuesta de la UE (E.C. -DG ENV, 2000)

		Valor máximo (PPM)
Compuestos orgánicos	AOX (adsorbibles orgánicos halogenados)	500
	LAS (lineal alquilbencenos sulfonatos)	2600
	DEHP (di(2-etilhexil)ftalato)	100
	NPE (nonilfenol y nonilfenoletoxilatos)	50
	PAH (hidrocarburos policíclicos aromáticos)	6
	PCB (policlorobifenilos)	0,8
Dioxinas	PCDD/F (policlorodibenzodioxinas y furanos)	100

TABLA IV Composición típica de purines en la Unión Europea y en España

	UNIÓN EUROPEA		ESPAÑA
	Purines Sólidos	Purines Líquidos	Purines Líquidos
Sólidos (%)	25	1 - 18	5 - 7
Materia Orgánica (%)	16,0	3,4 - 7,0	
DBO (mg l-1)	--	--	5.000 - 25.000
N-TK (%)	0,5 - 0,7	0,2 - 1,6	
N-NH4 (%)	0,07 - 0,25	0,21 - 0,36	0,30 - 0,50
P ₂ O ₅ (%)	0,10 - 0,76	0,10 - 1,20	0,10 - 0,30
K ₂ O (%)	0,4	0,2 - 0,9	0,10 - 0,30
CaO (%)	0,60	0,14 - 0,67	
MgO (%)	0,25	0,05 - 0,18	
Na ₂ O (%)	--	0,08 - 0,09	
Cd ⁺ (ppm p.s.)	0,7	0,2 - 0,5	
Cr (ppm p.s.)	1,9	2,4 - 18,0	
Cu (ppm p.s.)	346	180 - 574	333 - 666
Hg (ppm p.s.)	--	0,05	
Ni (ppm p.s.)	5,0	3,2 - 17,0	
Pb (ppm p.s.)	2,8	<1,0 - 12,0	
Zn (ppm p.s.)	387	403 - 919	333 - 666
Se (ppm p.s.)	--	0,6	

Fuente: European Commission - DG ENV (2001a) y Hall (1999).

tilizantes minerales (superfosfato o fosfato de amonio). En concreto, se ha observado que el estiércol licuado de cerdos contiene alrededor del 80% del total de fósforo en forma mineral (Pomares y Canet, 2001), si bien hay otros estudios que apuntan a una menor proporción de P-inorgánico (alrededor del 60%; Gil, 2001). En residuos urbanos y biosólidos, la fracción orgánica del fósforo puede oscilar entre el 40% y el 70% del P-total (Gil, 2001). El potasio presente en las deyecciones ganaderas está prácticamente en su totalidad en forma de sales muy disponibles para las plantas, por lo que se puede considerar que tiene la misma eficacia que los fertilizantes minerales (Castillón, 1993).

De entre los elementos traza en los purines destacan el cobre y el cinc debido a su inclusión en la dieta compuesta de los cerdos como factores de crecimiento y que son escasamente asimilados por estos animales. En un estudio realizado en Italia con compost producido a partir de residuos orgánicos de distinto origen, se observó que el compost que incluía en su composición estiércoles animales presentaba la concentración de cobre más alta debido a la alimentación de los animales (Giandon et al., 2002).

RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS AL RECICLADO DE PURINES

Con el objetivo de evitar riesgos de contaminación sobre el medio ambiente y la salud humana mediante el control de las entradas de contaminantes a la cadena alimenticia, se

han establecido las normas comentadas anteriormente. Tanto los residuos compostados (digestión aerobia) o digeridos (descomposición anaerobia) como los materiales que formaban parte de las mezclas originales deben presentar concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) dentro de unos rangos máximos (tabla V), sensiblemente inferiores que para la aplicación de lodos de depuradora.

Las altas concentraciones de cobre, cinc y amoniaco en purines de cerdo se han revelado como los agentes responsables en mayor medida de la toxicidad (De la Torre et al., 2000) mediante la inhibición de la germinación y crecimiento de algunas especies vegetales (Tiquia et al., 1996).

Las prácticas de ganadería intensiva pueden suponer una fuente de contaminación nitrogenada debido a la excesiva dosis de estiércoles por unidad de superficie de terreno. Uno de los principales problemas ambientales asociado a la aplicación de purines a los suelos es la posible contaminación con nitratos de las aguas subterráneas o superficiales. Se ha observado que la aplicación a cultivos de maíz de dosis de purines de cerdo 3 veces superiores a las óptimas supone una fuente importante de contaminación debido al lavado de nitratos y al aumento de la salinidad (Díez et al., 2001). Por ello, los manuales de buenas prácticas agrarias inciden especialmente sobre la no aplicación de estos productos en zonas vulnerables a la contaminación por nitratos, en suelos de fácil drenaje, o en otoño cuando el riesgo de precipitaciones fuertes es más elevado (Chambers



TABLA V Contenido máximo de elementos potencialmente tóxicos (EPT, en ppm) en compost y residuos biodegradables (Felipó, 2001)

EPT	COMPOST ¹	COMPOST Y BIORESIDUO DIGERIDO	
		Clase 1 ^a	Clase 2b
Cd	3 – 10	0,7	1,5
Cr	270 – 400	100	150
Cu	450 – 450	100	150
Hg	5 – 7	0,5	1
Ni	120 – 120	50	75
Pb	150 – 300	100	150
Zn	1000 – 1100	200	400

¹Uso agrícola. Valores para materia prima (1.º valor) y compost final (2º valor). Orden de 28 de mayo de 1998 sobre fertilizantes y afines.

^aUso para mejora agronómica sin restricciones (E.C.-DG ENV, 2001b).

^bDosis < 30 Mg ha-1 s.m.s. de promedio durante 3 años (E.C.-DG ENV, 2001b).

et al., 2001). También numerosas investigaciones se han centrado en el destino y la percolación del nitrógeno tras la aplicación de residuos ganaderos a los suelos (McGechan y Lewis, 2000).

Algunos autores han propuesto como definición de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos aquellas en las que el valor de los excedentes de nitrógeno exceda los 100 kg N ha-1 (Wendland et al., 1993). Esto ocurre en el 22% de las tierras agrícolas en la Unión Europea (Brouwer et al., 1999), destacando los países del Norte de Europa y Cataluña (fig. 1). Un punto de partida de cara a disminuir esta elevada cantidad de nitrógeno excretado es el control de la dieta del ganado, el cual puede suponer una reducción del 23% en los purines de cerdo (fig. 2).

Asimismo, puede producirse contaminación del aire debido a la emisión de olor y de amoníaco. Las emisiones y la volatilización dependen de las características físico-químicas de los suelos que reciben la enmienda, factores meteorológicos, tipo de residuo (materia seca) y dieta del ganado, forma de aplicación (aplicados, volcados o inyectados), dosis y época de aplicación.

Tampoco se pueden excluir los riesgos de contaminación de los suelos y de transmisión de parásitos y de bacterias patógenas. Especial atención merecen determinados patógenos debido a su resistencia a los tratamientos de potabilización de aguas y a su resistencia a algunos antibióticos utilizados en la ganadería intensiva (Delgado et al., 1999). Una vez aplicado, la supervivencia de las bacte-

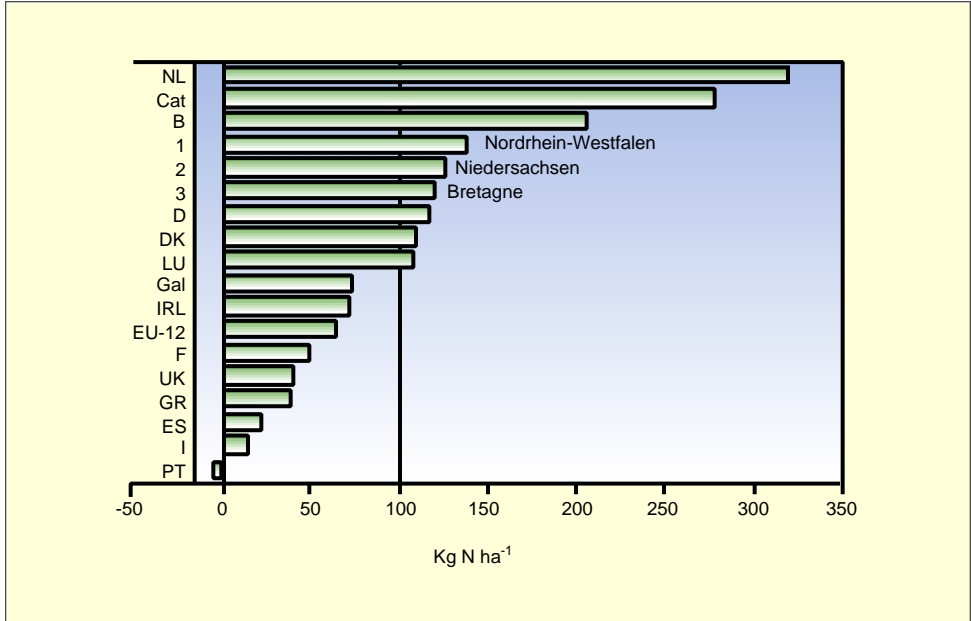


Fig. 1.— Excedentes de nitrógeno en función de la producción de estiércol animal en los Estados miembros de la UE en 1993/1994 y en algunas regiones destacadas (a partir de Brouwer et al., 1999). Cat = Cataluña; Gal = Galicia.

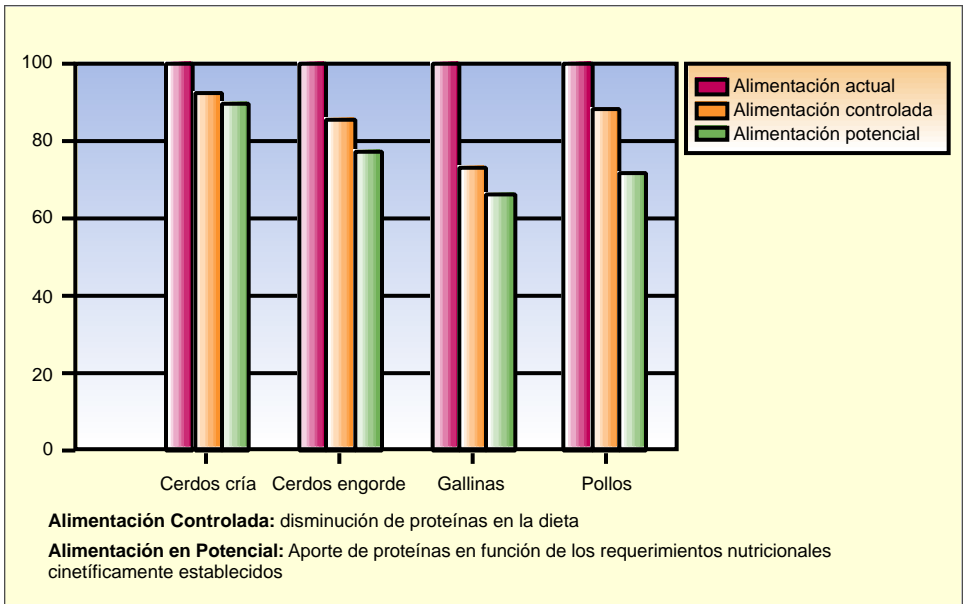


Fig. 2.— Efecto del control de la dieta sobre la excreción de nitrógeno en Holanda (a partir de Brouwer et al., 1999).



rias contenidas en el residuo estará condicionada por otros factores abióticos, como la temperatura o la textura del suelo en el que se aplique.

VALORIZACIÓN

La valorización de los residuos orgánicos mediante su aplicación a los suelos ha de perseguir y alcanzar la mejora de la producción agrícola, el compostaje, o bien la restauración de actividades extractivas (Felipó, 2001).

Las propiedades que ha de cumplir el producto final si se quiere valorizar como fertilizante figuran en la tabla VI.

La base territorial disponible y la tipología de los cultivos, en caso de aplicación agrícola del residuo, es un factor que limitará la posibilidad de valorización del mismo (Danés y Boixadera, 2001).

Distintas estimaciones han puesto de manifiesto el elevado valor económico que las deyecciones ganaderas

pueden llegar a suponer en función de la composición de los diferentes tipos de residuo (tabla VII). Eghball y Power (1994) realizaron una estimación del coste en fertilizantes minerales que supondría la reutilización de todo el estiércol producido anualmente por el ganado vacuno de Estados Unidos (10 millones de animales) obteniendo una cifra total de 126,7 millones de euros. En Inglaterra y Gales el valor fertilizante de la producción de estiércoles y purines de todo tipo de ganado oscila entre 96 y 128 millones de euros (Chambers et al., 2000; Smith et al., 2000). Estos residuos animales contienen, en general, mayor cantidad de potasio que los lodos de depuradora pero una cantidad de nitrógeno y fósforo bastante inferior (Pomares y Canet, 2001). En la Comunidad Valenciana el contenido de nitrógeno y fósforo en los biosólidos que se prevé que se produzcan en 2005 será de más de 5.000 mg anuales (Valdecantos et al., 200X).

TABLA VI Propiedades umbral que ha de cumplir un residuo orgánico para ser considerado con valor fertilizante (D.M.A. y D.A.R.P., 1997, citado en danés y Boixadera, 2001; Flotats et al., 2001)

Característica residuo	Valor/Propiedad
Materia Orgánica	> 30 % sobre materia seca
Grado Estabilidad de la Materia Orgánica	> 15 %
N, P, K	> 2 % s.m.s.
pH	4.5 < pH < 8.5
Metales Pesados	RD 1310/1990
Índice de Germinación	> 60 %
Estabilidad	m.o. fácilmente degradable
Volumen : [nutrientes]	Alta
Origen	No reconocible
Composición	Estable

TABLA VII Contenido en nutrientes en función del tipo de residuo ganadero en la Unión Europea (Hall, 1999)

Tipo estiércol	Ganado	Materia Seca (%)	N (%)	P (%)	K (%)
Sólido	Vacuno	20 - 50	0,4 - 0,9	0,1 - 0,8	0,4 - 1,2
	Porcino	25	0,5 - 0,6	0,1 - 0,6	0,4
	Ovino	35 - 44	1,0 - 1,4	0,2 - 0,3	0,1 - 1,0
Líquido	Vacuno	1 - 18	0,2 - 1,8	0,1 - 1,2	0,2 - 1,5
	Porcino	1 - 18	0,2 - 1,6	0,1 - 1,2	0,2 - 0,9
	Ovino	25 - 46	1,4 - 1,7	0,4 - 2,1	0,3 - 1,5

TRATAMIENTOS DE BIORESIDUOS PARA SU VALORIZACIÓN

Los tratamientos mecánicos y bioquímicos de los purines consiguen una mejora de la calidad de los mismos, elevando su valor como fertilizante, además de suponer una homogeneización del subproducto. Algunas de las actuaciones que se pueden realizar para facilitar el manejo y reducir la problemática de los estiércoles son la reducción del volumen, separación de fases, homogeneización, desodorización, compostaje, fermentación aeróbica, tratamientos físico-químicos, evaporación y deshidratación.

El compostaje y la digestión anaerobia, procesos que pueden ser complementados, son dos tratamientos que cumplen con la mayoría de estas premisas originando productos con valor fertilizante y susceptibles de ser comercializados (SEPA, 2002), si bien se debe tener en cuenta que la concentración de metales pesados aumenta tras el pri-

mero de los procesos (Soliva y Paulet, 2001). No obstante, existen diversos residuos que no presentan las características físico-químicas óptimas para desarrollar el proceso de compostaje (Soliva y Paulet, 2001). Por ello, y especialmente en el caso de los purines de cerdo, es aconsejable mezclar dichos residuos con otro tipo de materiales (co-compostaje o codigestión) con el objetivo de obtener una relación C:N inicial de la mezcla adecuada (alrededor de 30) que garantice un producto final de calidad (Flotats et al., 2001). El resultante puede ser un producto de alto valor agronómico. De esta manera, se ha observado que el co-compostaje de la fracción sólida de purines de cerdo junto con cierta cantidad de corteza de árboles da como resultado un producto con alto valor fertilizante susceptible de ser utilizado de manera satisfactoria en el cultivo de planta. Una desventaja de cara a la optimización de la digestión anaerobia de los purines de cerdo es la baja tasa de producción de biogás que este material puede presentar en relación con otros residuos orgá-



nicos. Sin embargo, en Dinamarca se ha estudiado el potencial de generación de biogás por el conjunto de estiércoles animales, y éste es de casi el 70% del total de energía potencialmente producible a partir de residuos orgánicos (Jepsen, 2002).

VALORIZACIÓN AGRÍCOLA

En el plan estratégico de purines de la ganadería porcina, elaborado por la Diputación Provincial de Valencia, se ofrecen dosis orientativas de aplicación de purines de cerdo a distintos cultivos agrícolas de la Comunidad Valenciana, tanto en función del criterio N como del criterio P, basadas en los requerimientos nutricionales de las especies cultivadas. Así por ejemplo, la mayor dosis de aplicación la podría recibir un cultivo de maíz si el purín es procedente de explotación de ciclo cerrado atendiendo al criterio-N (casi 100 m³ de purín por hectárea). Los cultivos que necesitarían las menores dosis son los de almendro y avena, con poco más de 2 m³ de purín de cebadero por hectárea, en función del criterio fósforo. Esta aplicación agrícola de los purines ha de ser realizada teniendo muy en cuenta la composición del mismo pues un exceso en el contenido en nitrógeno en los purines aplicados (sobre fertilización nitrogenada) puede causar un descenso en la producción, aunque habitualmente el rendimiento de las cosechas se ve aumentado con la enmienda de purines ganaderos.

Otros aspectos a tener en cuenta son la forma y la época de aplicación de los purines, pues va a determinar

distintos aspectos que afectan al rendimiento económico del cultivo y a los riesgos de contaminación. La extensión de los purines superficialmente y la inyección de los mismos a pocos centímetros bajo la superficie del suelo son dos métodos de aplicación más extendidos y contrastados en sus efectos. Entre ellos, la inyección sub-superficial presenta notables ventajas pues se producen menos emisiones de NH₃, es mayor la tasa de mineralización de nitrógeno, los cultivos absorben de manera más eficaz el N-aplicado, y disminuyen los olores después del tratamiento.

VALORIZACIÓN NO AGRÍCOLA-ALTERNATIVAS DE GESTIÓN

Entre otros subproductos que pueden ser reciclados mediante su utilización en la recuperación de zonas degradadas se encuentran los purines de cerdo y los lodos de depuradora (Umashankar, 1995). Se aprovecha así el alto contenido nutricional de los mismos y su capacidad de retención de agua, determinante en zonas degradadas de clima seco y semiárido. El tamaño real del mercado para la aplicación de compost en paisajismo, agricultura y cultivos especiales es grande o muy grande, especialmente en países del Centro y Norte de Europa (Barth, 2001). Además, en estos países, los costes de utilización de lodos residuales en compostaje, paisajismo y restauración de suelos son muy parecidos a los costes de su aplicación en agricultura, debido en parte a las menores exigencias legales de

los lodos y compost destinado a fines no agrícolas. Los residuos ganaderos y otros subproductos ricos en materia orgánica, como los lodos de depuradora, pueden reutilizarse en la restauración del contenido de materia orgánica de zonas degradadas, ayudando en la lucha contra la desertificación, especialmente en el área mediterránea (Soliva y Felipó, 2002). Le Villio et al. (2001), en una prospección sobre este aspecto en Francia, observaron que la producción de residuos animales era insuficiente para lograr el objetivo de conseguir y mantener un contenido de materia orgánica de los suelos del 1,5%.

Otras actividades en las que se puede utilizar residuos orgánicos de origen animal es la restauración de zonas afectadas por explotaciones extractivas. De ello existen ejemplos satisfactorios tanto utilizando purines (Salazar, 2001) como lodos de depuradora (Moreno-Peñaranda, 2000).

Asimismo, la fracción sólida de purines de cerdo puede dar como resultado un producto susceptible de ser

utilizado en la obtención de energía, como enmienda en el sector forestal y agrícola, o en la fabricación de bloques cerámicos y ladrillos. Resultados preliminares indican que dicha fracción sólida de los purines, convenientemente compostada con residuos vegetales leñosos, puede dar como resultado un substrato susceptible de ser utilizado como sustitutivo de la turba en la producción de planta forestal y ornamental, como ya se ha demostrado que lo pueden ser distintos compost obtenidos a partir de lodos de depuradora.

AGRADECIMIENTOS

Esta revisión se ha realizado en el marco de los proyectos SELCO-02/03/04 y el proyecto Bases científicas para la aplicación de biosólidos en montes mediterráneos (BIOMON; CICYT-FEDER REN2000-0181P4-03). La Fundación CEAM está financiada por la Generalitat Valenciana y Bancaixa.

BIBLIOGRAFÍA

- Barth J. 2001. The European compost production A survey about resources, quantities, qualities and use. En: Proceedings at ORBIT 2001. Part II. Seville, 9-12 May 2001. Pp: 221-226.
- Brouwer F, Hellegers P, Hoogeveen M, Luesink H. 1999. Managing nitrogen pollution from intensive livestock production in the EU. Rapport 2.99.04. Agricultural Economics Research Institute (LEI). The Hague. 129 pp.
- Castillón P. 1993. Valoración agronómica de las deyecciones de los animales. En: Residuos Ganaderos-Jornadas Técnicas. Fundación La Caixa. Pp: 131-140.
- Chambers B, Nicholson N, Smith K, Pain B, Cumby T, Scotford I. 2001. Making better use of livestock manures on arable land. Managing Livestock Manures-Booklet 1. ADAS. 25 pp.



- Chambers BJ, Smith KA, Pain BF. 2000. Strategies to encourage better use of nitrogen in animal manures. *Soil Use and Management* 16: 157-161.
- Coll D. 1993. La intensificación ganadera como proceso de producción de residuos. En: *Residuos Ganaderos-Jornadas Técnicas*. Fundación La Caixa. Pp: 5-15.
- D.M.A. Junta de Residus y D.A.R.P.: Junta de Sanejament. 1997. Manual de gestió dels residus orgànics per a la seva aplicació als sòls agrícoles. Valorització dels residus orgànics d'origen agroindustrial i fangs de depuradora. Edició esborrany. Barcelona.
- Danés R, Boixadera J. 2001. Aspectos generales a considerar en la planificación y gestión de la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. J. Boixadera y M.R. Teira (eds.). Servei de Publicacions. Universitat de Lleida. Pp: 79-104.
- De la Torre AI, Jiménez JA, Carballo M, Fernández C, Roset J, Muñoz MJ. 2000. Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere* 41: 1629-1635.
- Delgado C, Rosegrant M, Steinfeld H, Ehui S, Courbois C. 1999. *Livestock to 2020. The next food revolution*. International Food Policy Research Institute. Washington. 72 pp.
- Díez JA, De la Torre AI, Cartagena MC, Carballo M, Vallejo A, Muñoz MJ. 2001. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches. *Journal of Environmental Quality* 30: 2165-2172.
- Eghball B, Power JF. 1994. Beef cattle feedlot manure management. *Journal of Soil and Water Conservation* March-April: 113-122.
- European Commission-DG ENV. 2001a. *Survey of Wastes Spread on Land-Final Report*. European Communities. Luxembourg. 554 pp.
- European Commission-DG ENV. 2001b. *Working Document on Biological Treatment of Biowastes*. 2nd Draft. Brussels, 12 February, 2001. (<http://europa.eu.int/comm/environment/waste/facts-en.htm>)
- European Commission-DG ENV. 2000. *Working document on sludge*. 3rd Draft. Brussels, 27 april, 2000. (<http://www.europa.eu.int/comm/environment/sludge/sludge-en.pdf>)
- Felipó MT. 2001. Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) como criterio en la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. J. Boixadera y M.R. Teira (eds.). Servei de Publicacions. Universitat de Lleida. Pp: 159-174.
- Flotats X, Campos E, Palatsi J, Bonmatí A. 2001. Tratamientos de residuos orgánicos y valorización agrícola. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. J. Boixadera y M.R. Teira (eds.). Servei de Publicacions. Universitat de Lleida. Pp: 17-36.
- Giandon P, Franz L, Germani F. 2002. Trend of heavy metal concentration in compost produced in Veneto region. *Bioprocessing of Solid Waste and Sludge* vol. 1, no. 3.
- Gil F. 2001. Aplicación de residuos orgánicos, fósforo, y calidad del suelo. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. J. Boixadera y M.R. Teira (eds.). Servei de Publicacions. Universitat de Lleida. Pp: 143-158.
- Hall JE. 1999. Nutrient recycling: the European experience. *Asian-Ans. J. Anim. Sci.* 12: 667-674.
- Jepsen SE. 2002. Codigestion of animal manure and organic household waste-the Da-

- nish experience. En: *Workshop on the Biological Treatment of Biodegradable Waste-Technical Aspects*. DG ENV-JRC, European Commission. Brussels, 8-10 april, 2002.
- Le Villio M, Arrouayis D, Deslais W, Daroussin J, Le Biossanois Y, Clergeot D. 2001. Loamy soils under erosion risk: interest of the compost as a source of organic matter to restore and maintain physical properties of French soils. En: *Proceedings at ORBIT 2001. Part I*. Seville, 9-12 May 2001. Pp: 155-161.
- McGechan MB, Lewis DR. 2000. Watercourse pollution due to surface runoff following slurry spreading, Part 2: Decision support to minimize pollution. *J. Agric. Engng Res.* 75: 429-447.
- Moreno-Peñaranda R. 2000. Plant species diversity as indicator of restoration quality: the case of soils amended with sewage sludge in abandoned quarries. En: *Desertification in Europe: mitigation strategies, land use planning*, Enne,G., Zanolla, Ch. y D. Peter (eds.). European Communities. Brussels. Pp: 382-392.
- Pomares F, Canet R. 2001. Residuos orgánicos utilizables en agricultura: origen, composición y características. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. J. Boixadera y M.R. Teira (eds.). Servei de Publicacions. Universitat de Lleida. Pp: 1-15.
- Salazar M. 2001. Utilización de purines para la rehabilitación de escombreras de carbón. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. J. Boixadera y M.R. Teira (eds.). Servei de Publicacions. Universitat de Lleida. Pp: 293-307.
- Scottish Environment Protection Agency-SEPA. 2002. *Strategic Review of Organic Waste Spread on Land*. SEPA. 99 pp.
- Smith KA, Brewer AJ, Dauven A, Wilson DW. 2000. A survey of the production and use of animal manures in England and Wales. I. Pig manure. *Soil Use and Management* 16: 124-132.
- Soliva M, Felipó MT. 2002. Organic wastes as a resource for Mediterranean soils. En: *Workshop on the Biological Treatment of Biodegradable Waste – Technical Aspects*. DG ENV-JRC, European Commission. Brussels, 8-10 april 2002.
- Soliva M, Paulet S. 2001. Compostaje de residuos orgánicos y aplicación agrícola. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. J. Boixadera y M.R. Teira (eds.). Servei de Publicacions. Universitat de Lleida. Pp: 63-78.
- Tiquia SM, Tam NFY, Hodgkiss IJ. 1996. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environmental Pollution* 93: 249-256.
- Umashankar R. 1995. *Transforming our Industrial Wasteland*. University of Illinois at UrbanaChampaign.<http://www.eslarp.uiuc.edu/la/LA437F95/reports/dereliction/main.html>.
- Valdecantos A, Cortina J, Fuentes D. 200X. Utilización de biosólidos en la restauración forestal. En: *Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo*. CE-AM-Generalitat Valenciana (en prensa).
- Wendland F, Albrecht H, Bach M, Schmidt R. *Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland*. Springer Verlag. Heidelberg, 1993.
-