



Xavier Flotats

GIRO Centro Tecnológico. Rambla Pompeu Fabra.

Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología. Universidad Politécnica de Cataluña.

XXV Curso de Especialización FEDNA



► Condiciones de contorno que afectan a la implantación de tratamientos

Los condicionantes de contorno que afectan a la implantación, definición y éxito de tratamientos de residuos orgánicos son: 1) Características de cada residuo; 2) Incentivos para la producción de energía-Costes y precios de la energía; 3) Distancias y costes de transporte; 4) Demanda de fertilizantes (minerales, enmiendas orgánicas,...); 5) Prácticas de manejo de las granjas; 6) Posibilidad de tratamiento conjunto de residuos orgánicos diferentes; 7) Aceptación por parte de la población, en caso de tratamiento; 8) Planes de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero; 9) Grado de implicación de los ganaderos en la gestión y tratamiento.

Las características de cada residuo favorecen o penalizan posibles estrategias de tratamiento. Una estrategia tecnológica bien elaborada y asequible económicamente puede ser una mala solución si el residuo

no cumple con las condiciones determinadas de composición y temporalidad en la generación. Así, el potencial de producción de metano de purines de cerdo almacenados durante 4 meses bajo emparrillado es del orden de 25% del potencial inicial de éstos; asimismo, un tratamiento térmico para favorecer la hidrólisis puede aumentar el potencial de producción de metano en un 60% para purines recién generados, mientras que puede hacerlo disminuir en un 30% para purines envejecidos bajo emparrillado (Bonmatí *et al.*, 2001). En general, mantener altos tiempos de retención de purines emparrillado limita la viabilidad de procesos posteriores de tratamiento que requieran materia orgánica biodegradable, como desnitrificación, digestión anaerobia o compostaje de la fracción sólida, debido a que la descomposición que se pretende controlar y aprovechar se ha realizado con anterioridad de forma incontrolada.

A partir de datos de seguimiento de la composición de purines en granjas se pueden realizar las siguientes consideraciones (Bonmatí, 2001):

- a) Rango de variabilidad en la composición muy amplio, lo cual imposibilita la estandarización de métodos de tratamiento y obliga a un seguimiento permanente para adecuar la dosis de aplicación de cultivos.
- b) Elevado contenido en agua, lo cual limita económicamente cualquier práctica que conlleve transporte.
- c) Baja concentración de materia orgánica en comparación con otros residuos orgánicos. Junto con la elevada concentración de nitrógeno amoniacal con relación al orgánico, sitúa a los purines más cerca de un fertilizante mineral que de una enmienda orgánica. También implica un bajo potencial de producción de biogás y la dificultad de integrar la digestión anaerobia con la desnitrificación sin un aporte externo de materia orgánica.
- d) Materia orgánica mayoritariamente en forma particulada, lo cual implica que la velocidad de descomposición está limitada por el proceso de hidrólisis.
- e) Elevada concentración de macronutrientes (N, P y Zn), lo cual sitúa la aplicación como fertilizante en la máxima prioridad.
- f) Presencia de metales pesados (Cu y Zn), lo cual limita cualquier uso. En las concentraciones de Cu presentes en algunas granjas (>100 mg/kg), éste puede ser tóxico para algunos procesos biológicos de tratamiento. La reducción de estos metales en las dietas se aprecia como el paso necesario para aumentar la capacidad de uso, gestión y tratamiento de los purines.
- g) Elevada alcalinidad, lo cual asegura estabilidad en el pH y la aplicabilidad de procesos como la digestión anaerobia o la nitrificación. También hace adecuados a los purines como co-sustrato de digestión anaerobia de otros residuos orgánicos. Por el contrario, encarece los procesos que requieren una modificación del pH.

Una forma de superar limitaciones impuestas por las características de un residuo es la co-gestión y co-tratamiento conjunto con otros residuos, de forma que se compensen carencias mutuas y se aprovechen las sinergias que aporta la complementariedad (Campos, 2001; Flotats y Campos, 2001; Flotats *et al.*, 2001).

La producción de energía primaria en Europa a través de la digestión anaerobia se estimaba en 2006 en unos 5,35 Mtep. De estos, 1,28 Mtep correspondieron a plantas de digestión anaerobia de residuos agropecuarios y fracción orgánica de residuos urbanos, y el resto a recuperación de biogás de vertederos y al tratamiento de lodos de aguas residuales municipales. La contribución de España se estimó en 2006 en 0,33 Mtep, con sólo 25,8 tep obtenidos de residuos agropecuarios y orgánicos municipales. La promulgación del RD 661/2007, que establece precios a la venta de energía eléctrica a partir de biogás, se prevé active el prometedor mercado del biogás en el sector primario.

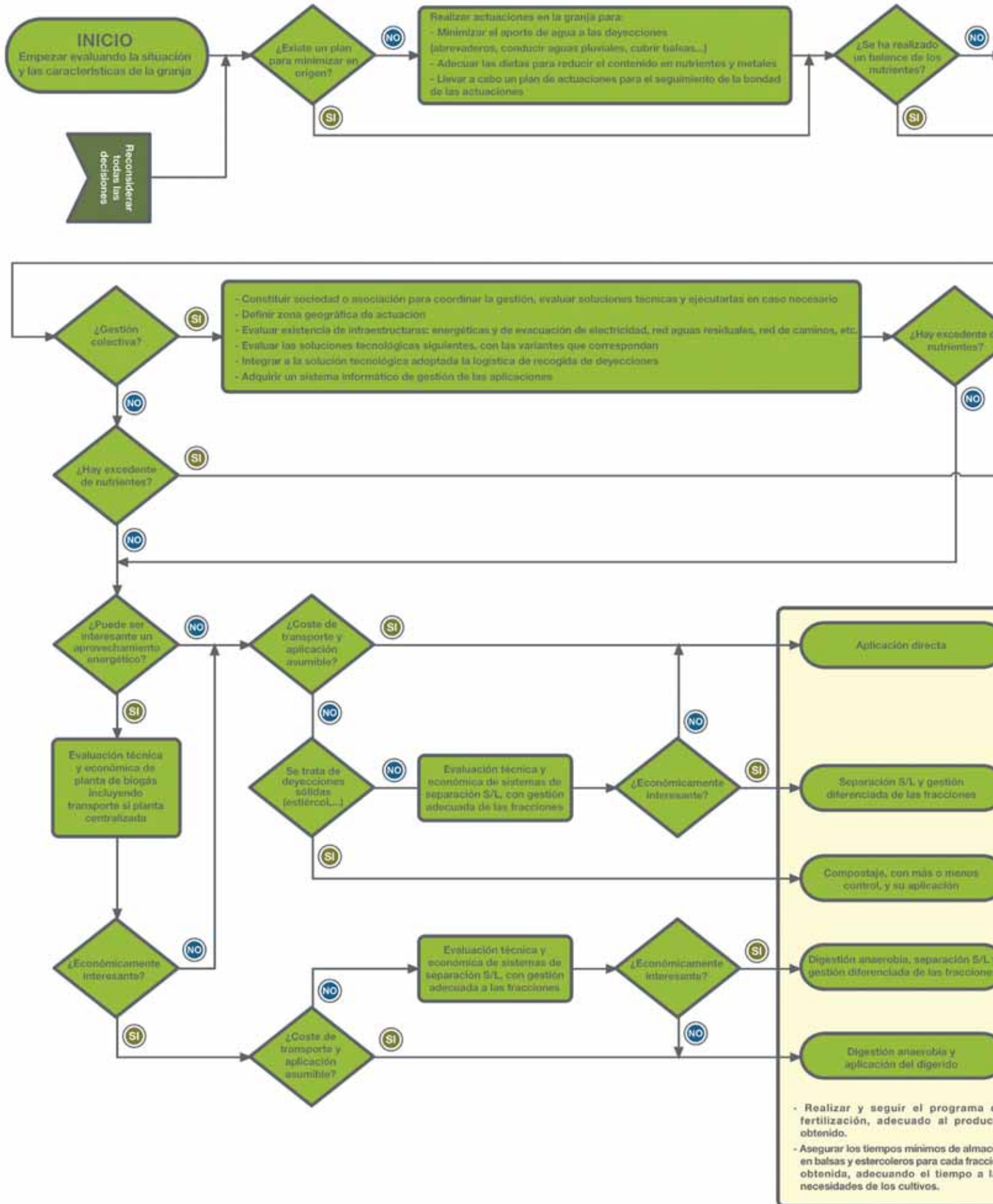
El potencial de producción de biogás en el sector primario se estima en España (datos IDEA), a partir de datos de la cabaña ganadera para el sector porcino, bovino y avícola, en 1,5 Mtep/año, y un potencial total de los residuos orgánicos de unos 3 Mtep/año, adoptando hipótesis de descomposición parcial de la materia orgánica. En el sector ganadero, el sector porcino intensivo representa un potencial de 0,82 Mtep/año y el sector bovino de 0,57 Mtep/año. Mientras que el tipo de estabulación para el sector bovino puede limitar la realización de su potencial en algunos casos, el sector porcino intensivo presenta la ventaja de tener un control total sobre el volumen de purines que genera, que a su vez contribuyen de forma significativa a las emisiones de gases con efecto invernadero (GEI)

si no se adoptan medidas mitigadoras, como la de producción controlada de biogás.

La emisión en España de GEI a la atmósfera se estimó en 2006 en 12,74 Mt equivalentes de CO₂ para las actividades de gestión de purines y estiércoles, según el Inventario Nacional de Emisiones GEI. Estas emisiones se deben mayoritariamente (70%) a las emisiones de metano de los purines líquidos durante su almacenamiento, el cual es, por otro lado, obligatorio para poder ajustar su producción a las necesidades de los cultivos como fertilizantes y para reducir su carga en patógenos. El metano tiene un efecto invernadero equivalente a 25 veces la del CO₂. Estas emisiones reducen el potencial de producción de biogás de los purines, pudiendo reducirlo en más del 70% para tiempos de almacenamiento previo a la digestión superiores a 3 meses (Bonmatí *et al.*, 2001). La digestión anaerobia de los purines tan pronto se han generado, y el aprovechamiento energético del biogás producido, presenta un doble efecto sobre las emisiones GEI: reduce las emisiones de metano que de forma natural se emitirían a la atmósfera y reduce las emisiones de CO₂ equivalentes a la energía fósil ahorrada. Este doble efecto confiere al proceso de digestión anaerobia de deyecciones ganaderas importancia estratégica para cualquier país y, concretamente en España, el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino ha preparado un ambicioso plan de biodigestión de purines (<http://www.mapa.es/es/ganaderia/pags/purines/purines.htm>).

La rentabilidad de las plantas de biogás, considerando los precios de venta de la energía eléctrica según el RD 661/2007, es muy sensible a la producción de biogás por tonelada de residuo digerido, pudiendo asegurar resultados favorables para producciones específicas superiores a 30m³ biogás/t, dependiendo de los costes de inversión que, a su vez, presenta una marcada economía de escala (Flotats y Sarquella, 2008). Para purines de cerdo la producción específica se encuentra entre 10 y 20 m³/t debido a la baja concentración en materia orgánica, y aún inferior si el tiempo de almacenamiento previo es significativo. El método para conseguir producciones superiores a 30 m³ biogás/t es la codigestión, digestión anaerobia conjunta, de purines con residuos orgánicos de industrias agrarias y alimentarias con alto contenido en compuestos biodegradables y elevado potencial en producción de biogás, pero con composición deficiente para poder mantener un proceso de digestión estable por sí solos. Así, por ejemplo, aceites vegetales y margarinas (potencial algo superior a 800m³/t), tierras filtrantes de aceites (de 300 a 400 m³/t), pulpa de la industria de zumos de fruta (de 70 a 120 m³/t), fruta podrida (unos 60 m³/t), o lodos de flotación ricos en grasa de depuradora de aguas de industria cárnica (de 50 a 70 m³/t) presentan potenciales de producción interesantes, pero una composición deficiente en nutrientes o alcalinidad que no permite un proceso fácil de fermentación. La codigestión permite: 1) Aprovechar la complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de proceso más eficaces; 2) Compartir instalaciones de tratamiento; 3) Unificar metodologías de gestión; 4) Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado; 5) Reducir costes de inversión y explotación, así como aumentar la producción efectiva media de biogás por encima de 30 m³ por tonelada de residuo tratado.

Con el objetivo de crear unas bases de conocimiento científico y tecnológico en España sobre la codigestión de deyecciones ganaderas con diversos residuos agroindustriales, así como contribuir a su difusión y popularización, en el año 2007 se creó un consorcio entre 28 entidades españolas de los campos de la investigación básica y aplicada (7 universidades y 6 centros de investigación o centros tecnológicos), empresas de ingeniería o del sector agroalimentario (11) y asociaciones u otras entidades públicas o privadas (4), para desarrollar sistemas sostenibles de producción y uso de biogás agroindustrial en España, bajo la denominación de proyecto PROBIOGAS, con un presupuesto de 6,6 M€.



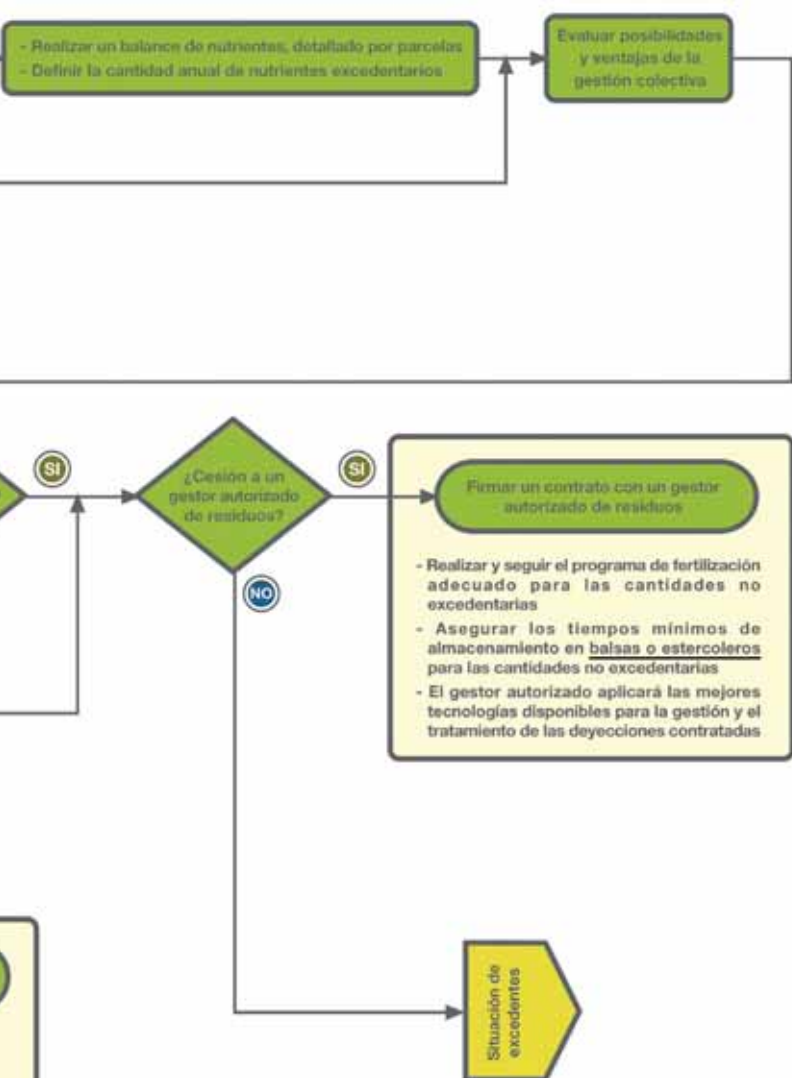


Figura 5.

Campos, E., Flotats, X., Illa, J., Magrí, A., Palatsi, J., Solé, F., 2004. Guía de los tratamientos de las deyecciones ganaderas. Noviembre 2004. Agencia de Residuos de Catalunya; http://www.arc-cat.net/es/altres/purins/guia/pdf/guia_dejeccions.pdf

esta iniciativa, coordinada por el Centro Tecnológico AINIA de Valencia, ha sido evaluada como proyecto singular y estratégico por el Ministerio de Ciencia e Innovación (www.probiogas.es).

Se considera que en el momento actual se dan sinergias sin precedentes en España para conseguir que la producción de energía renovable mediante digestión anaerobia, de residuos y subproductos agropecuarios, contribuya a la gestión racional de estos residuos como recursos agronómicos y se evite su impacto sobre la calidad de las aguas, deberá complementarse la producción de biogás con sistemas tecnológicos y metodológicos de gestión de nutrientes. En este sentido, la única fuente de ingresos establecidos para la financiación de las instalaciones son la tarifa eléctrica (RD 661/2007) y las ayudas del Plan de Biodigestión de Purines, en el marco de las acciones para la lucha contra el cambio climático.

Estas ayudas económicas (energía renovable y mitigación gases efecto invernadero) difícilmente pueden cubrir en muchos casos todo el coste que representa la optimización de los planes de gestión de nutrientes, así se plantea la cuestión de si realmente deben cubrirlo, y hasta de si han de aportar beneficios económicos. Este es un debate abierto, en el que el autor piensa que lo importante es optimizar la actividad de producción ganadera, la integración de la gestión de deyecciones en las actividades usuales de producción y la internalización de los costes asociados, con reducción de éstos mediante las ayudas anteriores, evitando su externalización.

Una propuesta de método de toma de decisiones sobre la estrategia de tratamiento

Los diferentes procesos de tratamiento se pueden combinar para dar lugar a una estrategia que de solución a la problemática concreta. La decisión sobre cuál es la idónea no es simple, ya que las variantes ofertadas por cada empresa pueden ampliar las opciones por encima de las combinaciones básicas. Asimismo, puede haber soluciones tecnológicas muy diferentes que cubran los objetivos con la misma efectividad.

Las opciones se pueden agrupar en función del objetivo final a conseguir, y éste depende básicamente de la problemática que deba solucionarse, de las características propias de cada granja, del grado de excedencia en nutrientes o de la seguridad, o confianza, que pueda dar el suministrador de la tecnología o el gestor autorizado en quien se delega la gestión.

La solución idónea, con sus variantes, depende básicamente del coste, el cual depende del caudal a tratar (función de cada granja), de los precios de la energía (depende de la política de primas vigente en cada momento), de las distancias y costes de transporte, y de la conveniencia de un tratamiento colectivo.

Una aproximación a una metodología de toma de decisiones para escoger la solución tecnológica a adoptar se muestra en las Figuras 5 y 6 (Campos *et al.*, 2004). En éstas se toma como acciones base para tomar decisiones posteriores la realización de: 1) un plan de minimización de caudales y cargas (reducción del volumen de agua en las deyecciones y de compuestos limitantes –nitrógeno, fósforo,...), y 2) un balance de nutrientes, entre los producidos en las granjas y las necesidades de los cultivos. Estas dos acciones han de dar respuesta a la pregunta se si se está en una situación de equilibrio o en una de excedente de nutrientes. En cualquiera de las situaciones se plantea la conveniencia de realizar una gestión individual o colectiva. En caso de gestión colectiva, debe crearse empresa, asociación u otra institución con entidad jurídica pro-

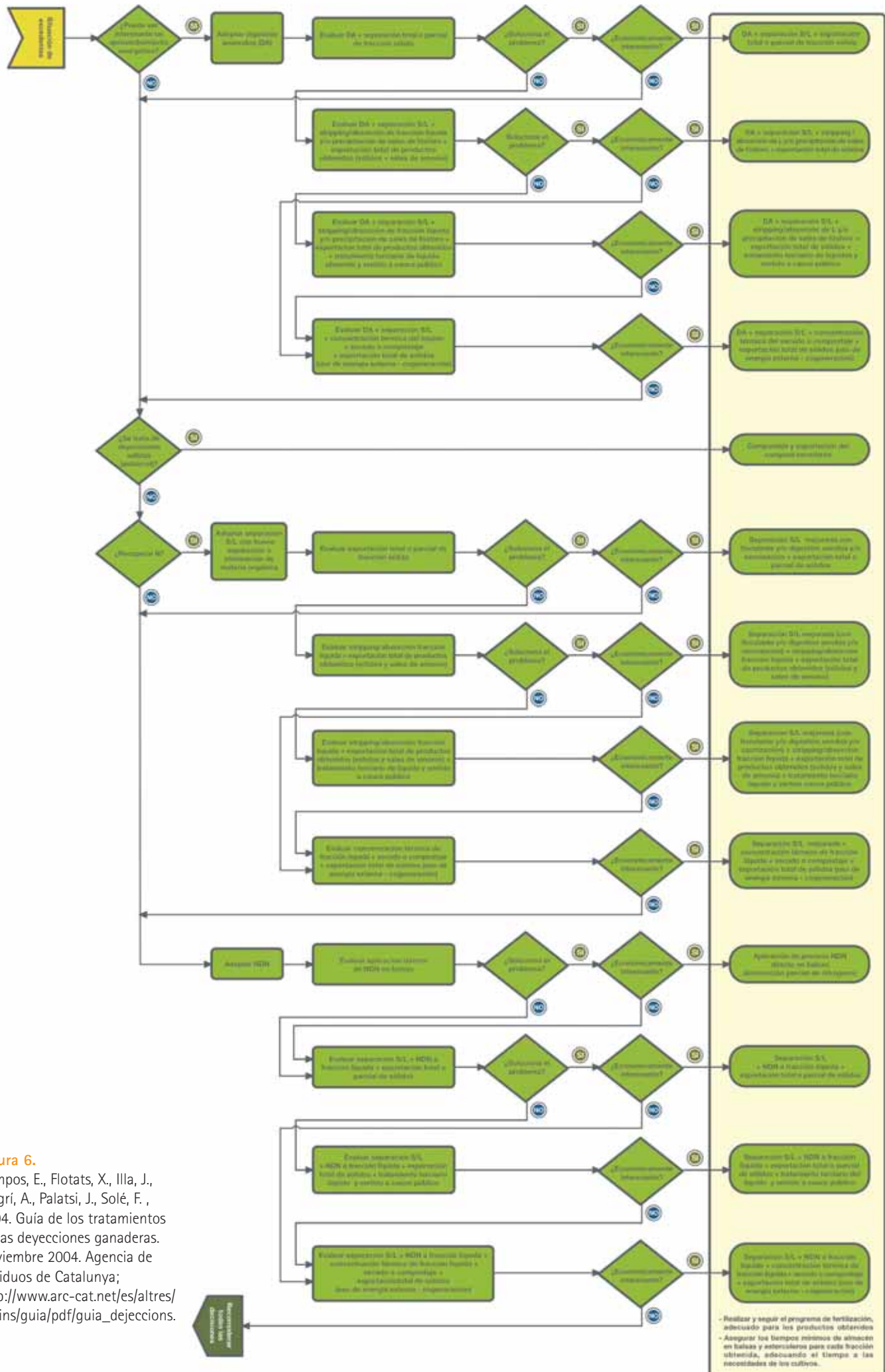


Figura 6.
 Campos, E., Flotats, X., Illa, J.,
 Magrí, A., Palatsi, J., Solé, F.,
 2004. Guía de los tratamientos
 de las deyecciones ganaderas.
 Noviembre 2004. Agencia de
 Residuos de Catalunya;
http://www.arc-cat.net/es/altres/purins/guia/pdf/guia_deyeccions.pdf

pia, que lidere y ejecute todas las actuaciones, desde la gestión del plan de fertilización del área de influencia hasta la gestión de las inversiones y subcontratación de la operación de la planta o plantas, que serán de su propiedad.

En caso de no excedencia de nutrientes, ya sea con gestión individual o colectiva, la solución tecnológica ha de poder mejorar la gestión de las deyecciones, ya sea desde el punto de vista práctico de mejora del manejo, como económico para reducir los costes de transporte y aplicación. En caso de excedencia de nutrientes (Figura 6), las soluciones tecnológicas se agrupan en 3 grandes grupos: 1) las soluciones que adoptan la digestión anaerobia y aprovechamiento energético del biogás; 2) las soluciones que se basan en el tratamiento físico-químico, para el cual los nutrientes se recuperan en forma sólida, y 3) las soluciones que adoptan el proceso de nitrificación-desnitrificación, para el cual parte del nitrógeno se elimina. Un apartado especial merecen las deyecciones de consistencia sólida (estiércoles y gallinazas), las cuales tienen como mejor opción el proceso de compostaje y exportación del compost producido. En algún caso puede llegarse a plantear la producción de biogás con estas deyecciones, y por este motivo se llega a la decisión (en el diagrama) de conveniencia del compostaje si antes ya se ha valorado negativamente el interés técnico y/o económico de la digestión anaerobia.

Las tres grandes agrupaciones de opciones técnicas se presentan, cada una de ellas, con cuatro niveles diferentes de complejidad, de la más simple a la más compleja. Se inicia valorando si la más simple ya es suficiente para solucionar la problemática y en caso contrario se pasa a un nivel de complejidad superior, hasta llegar a aquella que es capaz de dar respuesta al problema. La más compleja corresponde a una estrategia que incorpore un proceso de concentración térmica (Flotats *et al.*, 2004). Si la más simple no es económicamente asumible, no es necesario pasar a la más compleja que todavía será más cara. En este sentido, el criterio primario de decisión es la capacidad para solucionar el problema, y el criterio secundario es el económico, a fin que una modificación coyuntural de precios no modifique apreciaciones técnicas, y que decisiones de presente no hipotequen soluciones técnicas de futuro.

En caso de no poder asumir el coste económico de ninguna opción técnica, el diagrama propone replantear el problema, y volver al inicio del proceso de decisión. Este replanteo indica que debe afrontarse con una perspectiva diferente el plan de minimización y el plan de gestión, pasando de una gestión individual a colectiva si ésta aporta mejoras en las soluciones (economía de escala), o posiblemente transferir total o parcialmente las deyecciones a un gestor que ofrezca unas condiciones económicas asumibles.

Una presentación dinámica de este proceso de toma de decisiones puede encontrarse en el sitio web <http://www.arc-cat.net/es/altres/purins/guia.html>, de la Agencia de Residuos de Catalunya. En esta misma referencia de Internet se encuentra una somera descripción de cada proceso unitario de tratamiento de deyecciones ganaderas y sus combinaciones, así como el trabajo de Campos *et al.*, (2004) en el que se basan las presentaciones dinámicas.

» Síntesis

Para el óptimo aprovechamiento de los purines como recurso es necesario abordar la gestión de forma integral, esto es, desde la minimización en origen de su producción, incidiendo en la alimentación y en la mejora de técnicas de manejo en granja, hasta los métodos de

valorización agrícola final, teniendo en cuenta los aspectos organizativos y tecnológicos. La gestión integral ha de contemplar los aspectos económicos y, por tanto, la internalización de los costes en la actividad productiva. Integrar costes y beneficios ambientales ha de ser un elemento de competitividad para el sector. Abordar la problemática sólo con tecnologías de tratamiento puede ser un error. Así, invertir en plantas de biogás para tratar purines que han estado almacenados bajo *slat* varios meses puede ser contraproducente, ya que durante este tiempo los purines ya han desprendido biogás y amoníaco, que habrán respirado los animales, obligando a altas tasas de renovación de aire y ocasionando problemas respiratorios, así como emitiendo gases de efecto invernadero (GEI). Un cambio de diseño en las granjas, como almacenaje exterior cubierto de purines, ha de permitir las máximas cotas de transformación en biogás, la reducción de consumos energéticos y de emisiones GEI, la reducción de problemas respiratorios, mayor eficiencia en la producción de carne y mayor margen económico para abordar problemas ambientales.

Los cambios en la alimentación, a fin de tener un menor contenido de nitrógeno y fósforo en los purines, han de permitir reducir el problema de excedente de nutrientes y reducir costes de gestión, con menores necesidades de superficie para la aplicación agrícola. La minimización en el consumo de agua ha de permitir un menor volumen de purines y reducción de los costes de transporte. La cooperación entre ganaderos y agricultores, para una gestión colectiva del valor fertilizante de los purines, ha de permitir la optimización de la logística de aplicación.

Tecnológicamente se puede hacer prácticamente todo en el campo del tratamiento de las deyecciones ganaderas: separar fracciones líquidas y sólidas, compostar la fracción sólida, separar nitrógeno amoniacal para substituir fertilizantes minerales, producir energía mediante digestión anaerobia, eliminar parte del nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación, separar fósforo y amoníaco para obtener estruvita, y un largo etc. Pero ninguna de estas opciones tienen un coste nulo; su eficiencia y accesibilidad económica dependen de los caudales y características de los purines, los cuales dependen de la estructura productiva de cada granja. El futuro de la gestión de los purines pasa por la mejora de esta estructura, contemplando la problemática de forma integral.

» Resumen

Como cualquier otra actividad industrial de transformación, la ganadería actúa sobre el entorno con grados diferentes de intensidad. No escapa a aquello que caracteriza al metabolismo industrial: consume materia y energía, y produce unos bienes y residuos. La consideración de las deyecciones como residuo o como recurso depende de su utilización, siendo el reciclaje como fertilizantes en las dosis adecuadas a los suelos y cultivos la estrategia más asequible de gestión y valorización como recurso.

No existen soluciones técnicas únicas a aplicar en cualquier circunstancia. Los requerimientos tecnológicos de tratamiento han de ser resultado de un plan de gestión por áreas geográficas, el cual ha de aportar una visión global de la problemática e integral de las soluciones. Los planes de gestión han de englobar desde las prácticas de minimización y prevención, y de planificación de las aplicaciones a suelos y cultivos, hasta las herramientas de internalización de costes. El sector debe desarrollar y dotarse de las herramientas organizativas y de gestión, de las cuales las estrategias tecnológicas de tratamiento son sólo un instrumento y no un objetivo en sí mismo.



» Bibliografía

- BÉLINE, F., DAUMER, M.L. Y GUIZIOU, F. (2004). T.SAE. 47: 857-864.
- BÉLINE, F., DAUMER, M.L., LOYON, L., POURCHER, A.M., DABERT, P., GUIZIOU, F. Y PEU, P. (2008). WATER SCI. TECHNOL. 57: 1909-1914.
- BJERKHOLT, J.T., CUMBY, T.R. Y SCOTFORD, I.M. (2005). BIOSYST. ENG. 91: 201-217.
- BONMATÍ, A. (2001). USOS DE LA ENERGÍA TÉRMICA PARA LA MEJORA DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE PURINES DE CERDO Y PARA LA RECUPERACIÓN DE PRODUCTOS DE INTERÉS. TESIS DOCTORAL UNIVERSIDAD DE LLEIDA.
- BONMATÍ, A., FLOTATS, X., MATEU, L. Y CAMPOS, E. (2001). WATER SCI. TECHNOL. 44: 109-116.
- BONMATÍ, A., CAMPOS, E. Y FLOTATS, X. (2003). WATER SCI. TECHNOL. 48: 189-194.
- BONMATÍ, A. Y FLOTATS, X. (2003A). WASTE MANAGE. 23: 261-272.
- BONMATÍ, A. Y FLOTATS, X. (2003B). J. AIR & WASTE MANAGE. ASSOC. 53: 21-31.
- BURTON, C.H. Y TURNER, C. (2003). MANURE MANAGEMENT. TREATMENT STRATEGIES FOR SUSTAINABLE AGRICULTURE. SILSOE RESEARCH INSTITUTE. PP. 490.
- BURTON, C.H. (2007). LIVEST. SCI. 112: 208-216.
- CAMPOS, E. (2001). OPTIMIZACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE PURINES DE CERDO MEDIANTE CODIGESTIÓN CON RESIDUOS DE LA INDUSTRIA ALIMENTARIA. TESIS DOCTORAL UNIVERSIDAD DE LLEIDA.
- CAMPOS, E., FLOTATS, X., ILLA, J., MAGRÍ, A., PALATSI, J. Y SOLÉ, F. (2004). GUIA DELS TRATAMENTS DE LES DEJECCIONS RAMADERES. NOVIEMBRE 2004. AGENCIA DE RESIDUOS DE CATALUNYA; [HTTP://WWW.ARC-CAT.NET/ES/ALTRES/PURINS/GUIA.HTML](http://www.arc-cat.net/es/altres/purins/guia.html)
- CAMPOS, E., ALMIRALL, M., MARTÍNEZ-ALMELA, J., PALATSI, J. Y FLOTATS, X. (2008). BIORESOURCE TECHNOL. 99: 387-395.
- DEA. (1995). PROGRESS REPORT ON THE ECONOMY OF CENTRALIZED BIOGAS PLANTS. DANISH ENERGY AGENCY, DENMARK.
- EEC. (1991). DIRECTIVA DEL CONSEJO 91/676/EEC, DE 12 DE DICIEMBRE DE 1991, SOBRE LA PROTECCIÓN DE AGUAS CONTRA LA CONTAMINACIÓN CAUSADA POR NITRATOS DE FUENTES AGRARIAS. COMUNIDAD ECONÓMICA EUROPEA, BRUSELAS, BÉLGICA.
- FLOTATS, X. Y CAMPOS, E. (2001). RETEMA, REVISTA TÉCNICA DE MEDIO AMBIENTE. 81: 41-53.
- FLOTATS, X., CAMPOS, E. Y PALATSI, J. (2004). CONCENTRACIÓN DE DEYECCIONES GANADERAS MEDIANTE PROCESOS TÉRMICOS. EN: II ENCUENTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS. PAMPLONA.
- FLOTATS, X., CAMPOS, E., PALATSI, J. Y BONMATÍ, X. (2001). PORCI; MONOGRAFÍAS DE ACTUALIDAD. 65: 51-65.
- FLOTATS, X. Y SARQUELLA, L. (2008). PRODUCCIÓ DE BIOGÁS PER CODIGESTIÓ ANAERÒBIA. COL·LECCIÓ QUADERN PRÀCTIC, NÚMERO 1. INSTITUT CATALÀ D'ENERGIA, BARCELONA. PP. 55.
- FLOTATS, X., BONMATÍ, X., FERNÁNDEZ, B. Y MAGRÍ, A. (2009). BIORESOURCE TECHNOL. 100: 5519-5526.
- GHAFOORI, E., FLYNN, P.C. Y FEDDES, J.J. (2006). BIOMASS BIOENERG. 31: 168-175.
- GHAFOORI, E. Y FLYNN, P.C. (2007). APPL. BIOCHEM. BIOTECHNOL. 136-140: 625-637.
- HEGG, R. (2008). EN: LIBRO DE ACTAS DEL I CONGRESO DE GESTIÓN INTEGRAL DE DEYECCIONES GANADERAS. MAGRÍ, A., PRENAFETA-BOLDÚ, FX., FLOTATS, X. (EDS.). SERVICE POINT, BARCELONA. PP. 3-10.
- HJORT-GREGENSEN, K. (2002). EN: ECONOMICS OF SUSTAINABLE ENERGY IN AGRICULTURE. VAN IERLAND, E.C., OUDE-LANSINK, A. (EDS.). KLUWER ACADEMIC PUBLISHERS. THE NETHERLANDS. PP. 177-188.
- HWANG, I.S., MIN, K.S., CHOI, E. Y YUN, Z. (2005). WATER SCI. TECHNOL. 52: 487-494.
- KARAKASHEV, D., SCHMIDT, J.E. Y ANGELIDAKI, I. (2008). WATER RES. 42: 4083-4090.
- LOYON, L., GUIZIOU, F., BELINE, F. Y PEU, P. (2007). BIOSYST. ENG. 97: 472-480.
- MAGRÍ, A. Y FLOTATS, X. (2008). BIOSYST. ENG. 101: 239-259.
- MAGRÍ, A., GUIVERNAU, M., BAQUERIZO, G., VIÑAS, M., PRENAFETA-BOLDÚ, FX. Y FLOTATS, X. (2009). JOURNAL OF CHEMICAL TECHNOLOGY AND BIOTECHNOLOGY. 84: 1202-1210.
- MAPA. (2004). ANUARIO DE ESTADÍSTICA AGROALIMENTARIA 2002. MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN. [HTTP://WWW.MAPY.AES/ES/ESTADISTICA/ANU_02/INDICE.ASP](http://www.mapa.es/es/estadistica/anu_02/indice.asp)
- MARTÍNEZ, J. Y BURTON, C. (2008). EN: LIBRO DE ACTAS DEL I CONGRESO DE GESTIÓN INTEGRAL DE DEYECCIONES GANADERAS. MAGRÍ, A., PRENAFETA-BOLDÚ, FX., FLOTATS, X. (EDS.). SERVICE POINT, BARCELONA. PP. 257-272.
- MELSE, R.W. Y VERDOES, N. (2005). BIOSYST. ENG. 92: 47-57.
- MITC. (2007). REAL DECRETO 661/2007, DE 25 DE MAYO, POR EL QUE SE REGULA LA ACTIVIDAD DE PRODUCCIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA EN RÉGIMEN ESPECIAL. MINISTERIO DE INDUSTRIA, TURISMO Y COMERCIO. [HTTP://WWW.BOE.ES/BOE/DIAS/2007/05/26/PDFS/A22846-22886.PDF](http://www.boe.es/boe/dias/2007/05/26/PDFS/A22846-22886.pdf)
- MOLINUEVO, B., GARCÍA, M.C., KARAKASHEV, D. Y ANGELIDAKI, I. (2009). BIORESOURCE TECHNOL. 100: 2171-2175.
- MOLLER, H.B., SOMMER, S.G. Y AHRING, B.K. (2002). BIORESOURCE TECHNOL. 85: 189-196.
- PALATSI, J., CAMPOS, E., TORRES, M., JIMÉNEZ, M., PORRAS, S. Y FLOTATS, X. (2005). EN: PROCEEDINGS OF THE 4TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTE, COPENHAGEN (DENMARK), AUGUST 30-SEPTEMBER 2. VOL. 2, PP. 189-194.
- PRENAFETA-BOLDÚ, FX., PÉREZ, A. Y FLOTATS, X. (2005). ANÀLISI DE LA DISTRIBUCIÓ ESPACIAL DE DENSITATS DE PRODUCCIÓ DE DEJECCIONS RAMADERES I DELS FACTORS LIMITANTS PER A L'APLICACIÓ DE TECNOLOGIES DE TRACTAMENT. ICAEN (INSTITUTO CATALÁN DE ENERGÍA). 33 PP.
- RULKENS, W.H., Klapwijk, A. Y Willers, H.C. (1998). ENVIRON. POLLUT. 102: 727-735.
- RULKENS, W.H. Y TEN HAVE, P.J.W. (1994). WATER SCI. TECHNOL. 30: 157-165.
- SANGIORGI, F. Y BALSARI, P. (1992). SUPPLEMENTO A L'INFORMATORE AGRARIO. 18: 45-50.
- TEIRA, M.R., FLOTATS, X., CASAÑÉ, A., MAGRÍ, A., MARTÍN, P., MONTANÉ, L., TARRADAS, J., CAMPOS, E. Y BONMATÍ, A. (1999). EN: AVANCES EN INGENIERÍA AMBIENTAL. JORNADAS INTERNACIONALES DE INGENIERÍA AMBIENTAL VOLUMEN 1: AIRE, SUELOS, RESIDUOS Y MODELIZACIÓN AMBIENTAL, PARTE 3, RESIDUOS: 292-303.
- TEIRA, M.R. Y FLOTATS, X. (2001). EN: APLICACIÓN AGRÍCOLA DE RESIDUOS ORGÁNICOS. BOIXADERA, J. Y TEIRA, M.R. (EDS.). EDICIONS DE LA UNIVERSITAT DE LLEIDA. PP. 309-327.
- TEIRA, M.R. Y FLOTATS, X. (2003). WASTE MANAGEMENT. 23: 917-932.
- THOMPSON, R.B., MORSE, D., KELLING, K.A. Y LANYON, L.E. (1997). J. PROD. AGRIC. 10: 58-69.
- ULUDAG-DEMIRER, S., DEMIRER, G.N. Y CHEN, S. (2005). PROCESS BIOCHEM. 40: 3667-3674.
- VANOTTI, M.B., RASHASH, D.M.C. Y HUNT, P.G. (2002). T. ASAE. 45: 1959-1969.
- WOSSINK, A. Y BENSON, G. (1999). EN: EMERGING ENVIRONMENTAL AND NATURAL RESOURCES ISSUES IN THE SOUTH. CLEARWATER, FLORIDA, USA.
- YAGÜE, M.R. Y IGUÁCEL, F. (2007). EN: INFORMACIONES TÉCNICAS DEL DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN DEL GOBIERNO DE ARAGÓN, 178.
- YAGÜE, M.R., IGUÁCEL, F., ORÚS, F. Y QUIÉLEZ, D. (2008). EN: LIBRO DE ACTAS DEL I CONGRESO DE GESTIÓN INTEGRAL DE DEYECCIONES GANADERAS. MAGRÍ, A., PRENAFETA-BOLDÚ, FX., FLOTATS, X. (EDS.). SERVICE POINT, BARCELONA. PP. 249-252.