

Análisis prospectivo de la producción y aprovechamiento energético de biogás en España

Autor: Xavier Flotats Ripoll, Dr. Ingeniero Industrial

Mollet del Vallès, 3 de agosto de 2007

Estudio realizado con financiación de IDAE

Análisis prospectivo de la producción y aprovechamiento energético de biogás en España

Índice	Pág.
Sumario ejecutivo	5
1.- Introducción	18
1.1.- El proceso de digestión anaerobia	18
1.1.1.- Fases de la digestión anaerobia	18
1.1.2.- Producción de metano	19
1.1.3.- Parámetros ambientales y operacionales	20
1.1.4.- Potenciales y rendimientos	22
1.1.5.- Codigestión anaerobia	25
1.1.6.- Clasificación de sistemas	26
1.2.- La aplicación del proceso en España y Europa	30
1.2.1.- La producción de biogás en Europa	30
1.2.2.- Producción de biogás en España	34
2.- Objetivo	38
3.- Métodos. Documentación base	39
3.1.- Documentación base de trabajo	39
3.2.- Estimación del potencial de metano por residuo	39
3.2.1.- Deyecciones ganaderas	39
3.2.2.- Residuos municipales	41
3.2.3.- Lodos de depuración de plantas depuradoras	42
3.2.4.- Residuos orgánicos industriales	42
4.- Potencial de producción de biogás en España	44
4.1.- Sector ganadero	44
4.2.- Sector residuos municipales	44
4.3.- Sector lodos de plantas de depuración de aguas residuales urbanas	45
4.4.- Sector residuos industriales	45
4.5.- Síntesis. Potencial total y potencial accesible	46
5.- Factores que afectan a la realización del potencial	54
5.1.- Usos y tecnologías de tratamiento alternativos	54
5.2. Tendencias legislativas	59
5.2.1.- Minimización de materia orgánica biodegradable entrada a vertederos	59
5.2.2.- Reducción de la materia orgánica fácilmente biodegradable	59
5.2.3.- Elevada calidad de los productos que se aplican a suelos y cultivos	60
5.2.4.- Higienización de los productos que se aplican a suelos y cultivos	60
5.2.5.- Limitación de las aplicaciones indiscriminadas a suelos y cultivos	60
5.2.6.- Priorización de prácticas de reciclaje	61
5.2.7.- Reducción de emisiones atmosféricas	61
5.2.8.- Producción de energía renovable	62
5.2.9.- Transparencia en la información	62
5.3. Costes y precios de la energía.	62
5.3.1.- Rentabilidad económica.	63

1.- Instalaciones de tratamiento centralizado	63
2.- Instalaciones de tratamiento individual	66
5.3.2. <i>Síntesis</i>	67
5.4. Distancias y costes de transporte.	71
5.5. Demanda de fertilizantes o enmiendas.	72
5.6. Manejo de las granjas y alimentación de los animales.	72
5.7. Implantación de la recogida selectiva de materia orgánica en municipios.	72
5.8. Posibilidad de tratamiento colectivo, co-tratamiento.	73
5.9. Aceptación por parte de la población.	73
5.10. Accesibilidad a la tecnología. Existencia de empresas proveedoras	73
5.11. Desarrollo tecnológico. Nuevos paradigmas	74
6.- Acciones a emprender a corto plazo para la máxima realización del potencial	75
7.- Estimación del potencial realizable	78
7.1.- Escenario 2010	78
7.2.- Escenario 2020	79
7.3.- Escenario 2030	79
8.- Conclusiones	81
9.- Referencias bibliográficas	82

Sumario ejecutivo

Análisis prospectivo de la producción y aprovechamiento energético de biogás en España

Xavier Flotats. GIRO Centro Tecnológico. Rambla Pompeu Fabra 1, 08100 Mollet del Vallès (Barcelona)

1.- Introducción

La descomposición microbiológica anaerobia (en ausencia total de oxígeno o nitratos) de la materia orgánica produce un gas combustible. Este gas contiene una alta proporción en metano (CH₄ en concentración superior al 60 -70 % en el gas), y se designa como biogás. El proceso controlado de digestión anaerobia se configura como uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de gases efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento y mejora del valor fertilizante de los productos tratados.

La digestión anaerobia puede aplicarse a deyecciones ganaderas, fracción orgánica de residuos municipales, lodos de estaciones depuradoras y residuos orgánicos industriales. También es un proceso adecuado para el tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica, como las producidas en muchas industrias alimentarias. Los beneficios asociados son: reducción significativa de malos olores, mineralización, producción de energía renovable si el gas se aprovecha energéticamente y sustituye una fuente de energía fósil, reducción emisiones de CO₂ (reducción de emisiones incontroladas de CH₄, efecto invernadero 20 veces superior al CO₂, y reducción del CO₂ ahorrado por sustitución de energía fósil)

El término codigestión se utiliza para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen, y puede tener como objetivo:

- 1.- Aprovechar la complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de proceso más eficaces y optimizar la producción de biogás.
- 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.

Se estima que en el año 2006 se produjeron en Europa 5,35 Mtep procedentes de biogás. En la Tabla 1. se indica la producción de cada país durante el año 2005 y el estimado durante 2006, observándose que durante este período la producción total se incrementó un 13,6% (un 15,9% de incremento entre 2004 y 2005), siendo la energía producida en plantas descentralizadas de tratamiento de residuos agropecuarios, de residuos municipales y centralizadas de codigestión la que presentó un aumento más significativo.

La gran actividad de Alemania en este campo se explica por las tarifas aplicadas a la electricidad producida en pequeñas plantas de biogás. Estas tarifas, que decrecen un 1,5% cada año a partir de enero de 2005, presentan los siguientes valores en el año 2006:

- 17,16 c€/kW·h para unidades inferiores a 150 kW;
- 15,63 c€/kW·h para unidades hasta 500 kW;
- 12,64 c€/kW·h para unidades hasta 5 MW;
- 8,15 c€/kW·h para unidades hasta 20 MW.

Tabla 1. Producción de biogás, en unidades de energía primaria, en la Unión Europea en 2005 y 2006*
(en ktep)

Pays/ Countries	2005				2006*			
	Décharges/ Landfill gas	Stations d'épuration/ Sewage sludge gas ¹	Autres biogaz/ Other biogas ²	Total	Décharges/ Landfill gas	Stations d'épuration/ Sewage sludge gas ¹	Autres biogaz/ Other biogas ²	Total
Allemagne/Germany	573,2	369,8	651,4	1 594,4	573,2	369,8	980,2	1 923,2
Royaume-Uni/UK	1 421,0	179,0	–	1 600,0	1 515,0	181,0	–	1 696,0
Italie/Italy	301,7	0,9	40,9	343,5	310,8	0,9	42,1	353,8
Espagne/Spain	236,5	56,8	23,6	316,9	251,6	56,8	25,8	334,3
France/France	141,0	75,0	4,0	220,0	148,0	75,0	4,0	227,0
Pays-Bas/Netherlands	38,8	50,8	29,4	119,0	38,8	50,8	29,4	119,0
Autriche/Austria	8,3	2,7	19,8	30,8	11,2	3,5	103,4	118,1
Danemark/Denmark	14,2	23,3	54,0	91,5	14,2	23,5	56,5	94,2
Pologne/Poland	25,1	25,3	0,3	50,7	27,5	65,8	0,5	93,8
Belgique/Belgium	51,1	25,2	7,7	84,0	50,6	25,0	7,8	83,3
Grèce/Greece	20,5	15,5	–	36,0	54,2	15,2	–	69,4
Finlande/Finland	50,9	12,7	–	63,5	50,9	12,7	–	63,5
Rép. tchèque/Czech Rep.	21,5	31,4	2,9	55,8	25,2	31,1	3,6	59,9
Irlande/Ireland	24,9	4,8	4,5	34,3	25,4	4,8	4,5	34,7
Suède/Sweden	10,1	18,7	0,9	29,8	11,3	21,0	1,0	33,3
Hongrie/Hungary	0,1	4,6	2,4	7,1	0,1	7,3	3,1	10,5
Portugal/Portugal	–	–	10,1	10,1	–	–	9,2	9,2
Luxembourg/Luxembourg	–	–	7,4	7,4	–	–	8,9	8,9
Slovenie/Slovenia	6,0	0,7	–	6,8	6,9	1,1	0,4	8,4
Slovaquie/Slovakia	–	4,3	0,6	4,8	–	4,3	0,6	4,8
Estonie/Estonia	1,3	–	–	1,3	1,3	–	–	1,3
Malte/Malta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
UE/EU	2 946,2	901,6	859,8	4 707,6	3 116,2	949,5	1 281,1	5 346,7

Fuente: EurObserv'ER 2007

¹Lodos de depuración urbanos e industriales; ²Unidades descentralizadas en el sector agropecuario, unidades de metanización de residuos sólidos urbanos y unidades centralizadas de codigestión.

*Valores estimados

La electricidad producida de biogás procedente de vertederos o de lodos de depuración tiene una tarifa específica en Alemania de 7.44 c€/kW·h en unidades hasta 500 kW y de 6,45 c€/kW·h en unidades hasta 5 MW. Todas las tarifas anteriores se incrementan en 2 c€/kW·h si la electricidad se produce mediante una tecnología innovadora, como células de combustible o turbinas de gas. Alemania ocupa el segundo lugar en la producción de energía de biogás por habitante. Otros incentivos aplicados son la posibilidad de recibir subvenciones de hasta 15.000€ para instalaciones de menos de 70 kW y la posibilidad de suscribir créditos de bajo interés, para financiar la inversión.

Suecia destaca en este sector por el impulso al uso del biogás como carburante de vehículos, con la implantación de una reducción de tasas del 30% (implantada en octubre de 2006) a la compra de vehículos que consumen biogás, y el impulso a la inyección de biogás tratado (reducción de contenido en CO₂ y H₂S) a la red de gas natural (objetivo de 1,8 millones de m³ de gas natural reemplazados por año).

España ocupaba en 2006 el noveno lugar en la producción *per cápita* de energía primaria de biogás en Europa, siendo el origen más importante la recuperación de biogás de vertederos.

Es difícil avanzar una diagnosis sobre los motivos del bajo nivel de implantación industrial en el sector primario de la digestión anaerobia en España. Entre otros factores a considerar:

1. La dosis media de nitrógeno de origen ganadero en la superficie agraria española es del orden de 22 kg N/ha, suficiente bajo en relación a países del entorno europeo como para afirmar que España no tiene un problema generalizado que haya propiciado condiciones para el desarrollo de tecnologías de tratamiento. El principal problema radica en la producción ganadera concentrada en determinadas áreas geográficas, donde localmente puede existir un problema especialmente grave. La combinación de la

digestión anaerobia y la concentración térmica se ha mostrado muy favorable para evitar emisiones atmosféricas y contribuir a parte de la demanda energética, a pesar que de las 20 plantas de concentración térmica actuales tan solo 2 cuentan con producción de biogás.

2. La no existencia de posibles sistemas de aprovechamiento de la energía térmica resultado de la cogeneración con biogás en plantas centralizadas, a diferencia de países del norte europeo que cuentan con *district heating*. Asimismo, la menor demanda térmica en granjas en España por su situación climática benigna, a diferencia de los anteriores países, tampoco ha permitido una valorización económica de esta fracción de la energía producida, no propiciando inversiones rentables.
3. No se han propiciado hasta el presente planes para la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero, entre ellos el CH₄ en el sector agropecuario y de la gestión de residuos.
4. Las primas a la producción eléctrica a partir del biogás en España han sido bajas en comparación con otros países, hasta el presente.
5. Al igual que en otros ámbitos, el nivel de transferencia de conocimiento de los sectores universitarios y de investigación al sector productivo ha sido bajo, traduciéndose en un nivel bajo de producción de publicaciones técnicas en español accesibles a empresas y usuarios.
6. El nivel de difusión y popularización de la tecnología de digestión anaerobia ha sido bajo.
7. Las experiencias fallidas durante los años 80, sin una difusión de los motivos técnicos de éstos, no han propiciado una buena imagen de esta tecnología, a diferencia de otros países.

El escenario anterior queda completamente modificado con el Real Decreto 661/2007 de 25 de mayo, el cual establece unas tarifas reguladas que crean condiciones para incentivar el mercado del biogás. Estas son:

- Subgrupo b.7.1., a partir de biogás de vertederos: 7,992 c€/kW·h
- Subgrupo b.7.2., digestores tratando residuos biodegradables: 13,069 c€/kW·h (potencia inferior o igual a 500 kW) y 9,68 c€/kW·h (potencia superior a 500 kW)

Las tarifas reguladas anteriores son de aplicación durante los primeros 15 años, igualándose después a 6,51 c€/kW·h.

A pesar que las tarifas anteriores quedan por debajo de las vigentes en Alemania (menos en el caso destacado de biogás de vertederos) y Austria, o las recientemente aprobadas en Francia, para instalaciones pequeñas (menos de 150 kW), representan un salto cualitativo en relación a las tarifas vigentes hasta el presente y, sin duda, ayudarán a activar el mercado. De todas formas, la comparativa con los países indicados para instalaciones de menos de 150 kW (o menos de 100 kW para Austria) hace notar que tal vez las instalaciones pequeñas queden todavía fuera del mercado.

2.- Objetivo

El objetivo del presente estudio es el análisis del potencial de producción de biogás en España, en base a la determinación del potencial de los diferentes sectores de actividad susceptibles de producir residuos biodegradables, así como identificar acciones a emprender para la máxima realización de este potencial.

3.- Potencial de producción de biogás en España

La estimación del potencial energético se ha realizado por comunidades autónomas, a partir de censos de ganadería e inventarios de residuos obtenidos de fuentes públicas de información: INE. Instituto Nacional de Estadística. Encuesta sobre generación de residuos en el sector industrial 2004; MAPA. Ministerio de

Agricultura, Pesca y Alimentación. Estadística. Encuestas ganaderas. Análisis del número de animales por tipos; MMA. Ministerio de Medio Ambiente. Memoria "Medio Ambiente en España 2004"; Registro General de Lodos del MAPA, mayo 2007.

En la Tabla 2. se sintetizan los valores de los potenciales estimados. El potencial total de energía estimado es de 3.083 ktep, con las hipótesis de cálculo expuestas en los capítulos 3 y 4 del informe.

Se estima que el potencial total no es accesible en todos los casos, esto es, es un potencial máximo solamente realizable con el tratamiento del 100% de la materia prima. Se considera accesible aquel que puede ser objeto de gestión y tratamiento mediante digestión anaerobia. El potencial accesible podría considerarse el objetivo de realización en el horizonte 2030.

Para la estimación del potencial accesible se ha considerado que el 75% de las deyecciones ganaderas pueden ser objeto de digestión anaerobia en el horizonte 2030. Correspondería a las explotaciones de mayor tamaño que representen el 75% de la producción total.

Para la fracción orgánica de los residuos municipales se considera accesible el potencial correspondiente a digestores y vertederos, y sólo accesible en un 50% el potencial que actualmente presentan las posibles plantas de compostaje aerobio, según las hipótesis adoptadas para este sector.

Para los lodos de plantas depuradoras urbanas se considera accesible el 75%. Esto implica que las plantas depuradoras pequeñas, que no pueden adoptar un sistema de digestión anaerobia por falta de rentabilidad, han de poder transferir el residuo a plantas de codigestión centralizada.

Para residuos de la industria alimentaria, se considera accesible el 100% del potencial. Esto implicaría que los gestores de estos residuos adopten el proceso de digestión anaerobia en su línea de tratamiento, sustituyendo la práctica actual de compostaje o vertedero.

El potencial accesible estimado para el horizonte 2030 es de 2.422 ktep. Se considera que este podría ser el objetivo de potencial realizable para el horizonte 2030, debiéndose adoptar objetivos realizables intermedios.

No se ha evaluado el potencial de producción de biogás por tratamiento anaerobio de aguas residuales. Este método de tratamiento es susceptible de aplicación en aguas residuales de alta carga orgánica, sobretudo procedente de la industria alimentaria. Serían de aplicación las mismas tarifas eléctricas que las de producción de biogás de residuos. Debería evaluarse el potencial energético de este sector, susceptible además de ahorro energético si se sustituyen sistemas aerobios de tratamiento de aguas (consumidores netos de energía) por los anaerobios.

4.- Factores que afectan a la realización del potencial

La digestión anaerobia es un proceso productor de energía renovable, pero también una herramienta de tratamiento de residuos y aguas residuales de alta carga. Las políticas que se apliquen para la gestión de residuos y las estrategias de tratamiento correspondientes que se adopten tienen efecto sobre el peso que la digestión pueda tener en estas estrategias. En opinión del autor, la digestión anaerobia es un proceso fundamental en todas las estrategias de tratamiento de residuos cuyo objetivo sea la recuperación de recursos de los residuos orgánicos.

Tabla 2. Resumen de los potenciales energéticos estimados por producción de biogás, según su origen y peso en el potencial accesible, por CCAA (Unidades: ktep)

Unidades: ktep	Deyecciones ganaderas				Fracción orgánica de residuos municipales				Lodos municipales	Residuos industria alimentaria			Potencial total	Potencial accesible
	Porcino	Bovino	Avícola	Potencial total	Compostaje	Vertedero	Digestores	Potencial total	Potencial total	Residuos	Lodos	Potencial total		
	75%	75%	75%		50%	100%	100%		75%	100%	100%			
Andalucía	81.4	42.3	3.4	127.2	101.0	37.8	101.0	239.7	14.6	40.0	9.5	49.5	431.0	345.1
Aragón	140.7	30.4	3.4	174.5	12.2	9.6	12.2	34.1	3.7	3.2	7.0	10.2	222.5	171.8
Asturias	1.1	39.3	0.5	40.9	10.8	9.1	10.8	30.7	0.3	0.6	0.2	0.7	72.6	56.9
Balears	1.6	4.3	0.4	6.2	11.8	3.6	11.8	27.2	9.6	0.0	0.0	0.0	43.2	33.3
Canarias	2.0	3.7	2.2	7.9	30.6	26.2	30.6	87.3	1.2	0.5	0.1	0.5	97.0	79.4
Cantabria	0.5	42.7	0.4	43.7	8.0	0.0	8.0	15.9	0.7	0.2	2.4	2.6	62.9	47.9
Castilla-La Man.	56.5	27.5	19.6	103.6	17.2	8.3	17.2	42.8	6.1	25.5	0.6	26.0	178.6	142.5
Castilla y León	126.5	86.0	10.4	222.8	28.3	7.7	28.3	64.2	7.6	8.0	4.2	12.2	306.8	235.1
Cataluña	187.8	66.3	9.4	263.5	72.2	45.7	72.2	190.2	34.9	19.0	24.7	43.7	532.2	421.5
C. Valenciana	39.1	6.2	3.1	48.5	70.3	7.7	70.3	148.3	38.5	12.4	1.9	14.4	249.6	192.7
Extremadura	68.9	39.1	0.6	108.5	11.7	5.8	11.7	29.2	1.4	16.7	0.5	17.2	156.3	123.0
Galicia	24.8	142.8	3.4	171.0	18.5	6.6	18.5	43.5	5.5	3.9	1.4	5.3	225.3	171.9
Madrid	1.4	5.2	2.5	9.2	71.8	37.3	71.8	180.9	34.3	2.8	1.9	4.7	229.0	182.3
Murcia	67.8	5.6	0.2	73.6	16.1	3.0	16.1	35.2	0.3	9.8	1.9	11.6	120.8	94.2
Navarra	17.0	10.1	0.7	27.8	6.4	4.2	6.4	17.1	1.7	1.5	0.3	1.8	48.5	37.9
País Vasco	1.1	15.4	2.0	18.5	23.1	16.8	23.1	62.9	2.4	1.0	1.7	2.7	86.5	69.8
La Rioja	3.6	2.4	0.3	6.3	3.1	2.6	3.1	8.9	1.3	0.6	0.4	1.0	17.4	13.9
Ceuta y Melilla					1.5	0.0	1.5	3.1	0.1				3.2	2.4
TOTAL	822.0	569.3	62.4	1,453.7	514.6	232.0	514.6	1,261.2	164.4	145.6	58.6	204.1	3,083.5	2,421.6

La orientación sobre el proceso a utilizar en cada sector de actividad, o tipología de residuo orgánico, depende de múltiples factores: locales, sectoriales, legislativos y económicos, pero básicamente depende del objetivo que se persiga. El proceso de digestión anaerobia puede considerarse complementario para la mayoría de objetivos posibles del tratamiento de residuos, con la adecuación o actualización de las tecnologías a las que se complementa.

Los objetivos a cumplir por las estrategias de tratamiento de residuos orgánicos pueden ser múltiples. Entre otros:

1. Adecuar la producción de subproductos a las necesidades estacionales de cultivos
2. Transportar fuera del área de producción: reducir el volumen, concentrar
3. Valorar económicamente el subproducto: transformarlo en productos con valor añadido
4. Adecuar la composición a los requerimientos del entorno: suelos, cultivos, malos olores
5. Recuperar nutrientes u otros componentes valorizables (nitrógeno, fósforo,...)
6. Reducir la emisión de gases de efecto invernadero o productores de lluvia ácida
7. Estabilizar, eliminar materia orgánica fácilmente degradable
8. Higienizar: reducir o eliminar patógenos, semillas, larvas de insectos,...
9. Eliminar contaminantes persistentes (POPs,.....)
10. Aislar, en caso de no ser posible su valorización agronómica o no cumplir los requerimientos de calidad, previa estabilización y/o valorización energética.

El objetivo particular que se deba perseguir dependerá de las características de cada residuo o subproducto y de las condiciones de contorno, ya sean globales o locales (legislativos, climáticos, política de precios de la energía, ...)

Las estrategias pueden clasificarse en tres grandes grupos:

- 1) las destinadas a la eliminación con transformación energética (incineración o gasificación) o aislamiento en depósito controlado (tratamiento mecánico biológico)
- 2) la recuperación de materia orgánica estable, con o sin recuperación de nutrientes.
- 3) la eliminación de materia orgánica fácilmente degradable, con o sin recuperación de nutrientes.

Entre las dos últimas, las estrategias siempre contemplan la incorporación de la digestión anaerobia o el compostaje, procesos basados en la descomposición de materia orgánica por microorganismos heterótrofos. Los dos procesos, compostaje y digestión anaerobia, por separado o combinados, son conservativos para los nutrientes, esto es, se mantienen en el sistema cambiando tan solo su estado de oxidación. Por ello, son procesos clave en una estrategia de reciclado de nutrientes.

Desde el punto de vista de los nutrientes, las estrategias de tratamiento se pueden clasificar en dos grandes grupos:

a) Basadas en la recuperación de nutrientes:

a.1. Procesos simples: separación de fases, o compostaje de deyecciones sólidas y fracciones sólidas de deyecciones líquidas.

a.2. Procesos complejos: precipitación de sales de fósforo, concentración mediante evaporación, o stripping de amoníaco y recuperación de éste por absorción. Estos procesos se ven favorecidos por una digestión anaerobia previa.

b) Basados en la eliminación biológica de nitrógeno:

b.1. Tratamiento mediante los procesos combinados de nitrificación y desnitrificación (NDN) de la fracción líquida de purines, con aplicación agrícola del líquido tratado y la fracción sólida. Este proceso presenta el limitante de consumo apreciable de energía eléctrica en la etapa de nitrificación y la necesidad de materia orgánica para la desnitrificación, lo cual puede hacer contraproducente un proceso de digestión anaerobia previa.

b.2. Futuros desarrollos y aplicación del proceso de oxidación anaerobia de amonio, los cuales pueden hacer sostenible el proceso de eliminación de nitrógeno a un bajo coste energético. Este proceso se ve favorecido por una digestión anaerobia previa. Algunos grupos de investigación españoles se encuentran en fase avanzada de estudio de este proceso (Universidad de Santiago de Compostela, Universidad de Girona)

Desde el punto de vista de promoción de la producción de biogás, es necesario promover en paralelo los procesos a.2 de recuperación de nutrientes o el b.2 de eliminación de nitrógeno.

Debe notarse que son las características de cada residuo y las condiciones de contorno en la zona de producción los factores que afectan a la decisión sobre la estrategia de tratamiento adecuada. En todas las estrategias de recuperación y reciclaje, la digestión anaerobia tiene un papel importante. Debido a que este papel no es solamente energético, sino para propiciar la recuperación de nutrientes de uso en agricultura, o reducir las emisiones de gases efecto invernadero y otros compuestos orgánicos, la promoción en su implantación debe ser resultado de un plan concertado de actuación entre las áreas de energía, agricultura y medio ambiente y sus ministerios correspondientes.

Las condiciones de contorno que afectan a la implantación y definición de sistemas de tratamiento son las siguientes:

- 1.- Tendencias legislativas*
- 2.- Costes y precios de la energía.*
- 3.- Distancias y costes de transporte.*
- 4.- Demanda de fertilizantes o enmiendas.*
- 5.- Manejo de las granjas y alimentación de los animales.*
- 6.- Implantación de la recogida selectiva de materia orgánica en municipios.*
- 7.- Posibilidad de tratamiento colectivo, co-tratamiento.*
- 8.- Aceptación por parte de la población.*
- 9.- Accesibilidad a la tecnología. Existencia de empresas proveedoras.*
- 10.- Desarrollo tecnológico. Nuevos paradigmas.*

5. Costes y precios de la energía.

Los precios de la energía tienen un efecto directo en la adopción de sistemas de tratamiento. Si los precios de venta de la energía eléctrica a partir de biogás son altos en un país determinado, las estrategias basadas en la digestión anaerobia se priorizan y permiten un ingreso económico para ayudar a sufragar la inversión y los costes de operación de la estrategia completa de tratamiento y gestión.

La inversión en plantas de biogás presenta una gran dispersión. Depende de la tecnología utilizada, de los equipos e infraestructuras a implantar aparte de los digestores y motores (depósitos de recepción, depósitos de efluente y capacidad, separadores de fases) o de la necesidad de línea eléctrica nueva y transformador. Asimismo, su rentabilidad depende de la producción de biogás por unidad de caudal tratado, el valor de la energía producida y de los costes de gestión posteriores del efluente tratado.

Para realizar una aproximación al análisis económico se han estudiado dos tipologías de instalaciones:

1.- Instalaciones de tratamiento centralizado: Instalaciones grandes, de codigestión y tratamiento colectivo de deyecciones ganaderas. Estas instalaciones se caracterizan por una plantilla de personal técnico, con un mínimo de 2 personas a tiempo completo, y por tener que dar solución a la gestión posterior de los efluentes tratados. Deben localizarse de forma que se minimicen los costes de transporte.

2.- Instalaciones de tratamiento individual: Instalaciones pequeñas, de tratamiento individual en una granja, con niveles diferentes de codigestión y sin necesidad de instalaciones adicionales de gestión del efluente. Estas instalaciones se caracterizan por una dedicación baja por parte del ganadero, y por tener solucionada la gestión posterior (aplicación agrícola en cultivos adyacentes)

La síntesis de este análisis se presenta a continuación. En las Tablas 3 y 4 se exponen los resultados del análisis realizado para una planta colectiva tratando 100.000 m³/año e individual tratando 11.000 m³/año de residuo, respectivamente.

Con las tarifas actuales, las plantas de tratamiento colectivo han de adoptar necesariamente el modelo de codigestión y aportar una solución a la gestión de residuos orgánicos en su área de influencia, lo cual parece muy adecuado para que las tarifas tengan un efecto positivo también desde el punto de vista ambiental. La viabilidad económica para potencias alrededor de 500 kW, para estas instalaciones, no es asegurable y debería incrementarse el valor de la tarifa. Los niveles de tarifa adoptados en Alemania parecen adecuados.

Para la viabilidad económica de plantas individuales a aplicar en granjas también es necesario adoptar el modelo de codigestión, con las tarifas eléctricas actuales, lo cual obliga al ganadero a convertirse en gestor de residuos. Esto puede ser aceptable si se requiere una adición de nivel bajo a las deyecciones ganaderas, para llegar a obtener valores de la producción específica de biogás entre 20 y 25 m³/ton, pero puede significar una limitación si se requieren producciones superiores.

La codigestión no debe esconder prácticas de dilución de contaminantes, tales como metales pesados. El control de la calidad de los residuos de entrada a una planta de codigestión colectiva es más factible que en una planta individual en una granja, ya que podrá disponer de personal técnico especializado y de equipos de laboratorio adecuados para el control. En plantas individuales, el ganadero tendrá siempre dificultad en disponer de equipos mínimos de laboratorio para realizar comprobaciones rutinarias de composiciones de entrada. Este puede ser un limitante a considerar en un escenario de plantas de codigestión individuales, a no ser que se restrinja la tipología de residuos a entrar en estas plantas.

Debería asegurarse que la rentabilidad mínima para plantas individuales en granjas se encuentra para las productividades de los propios residuos ganaderos (15 – 25 m³/ton, según la tipología de residuo). En caso que fuera posible la codigestión bajo condiciones de control aceptables para las autoridades responsables de la gestión de residuos, el aumento de la productividad en biogás se traduciría en un incentivo económico por mayor ingreso.

Tabla 3. Análisis de planta colectiva de biogás, tratando 100.000 m³/año de residuo. Estimación según hipótesis indicadas en el informe.

Producción específica (m3 gas/ton)	Potencia eléctrica efectiva (kWe)	Energía eléctrica aprovechada (MWh/año)	Energía térmica aprovechable (MWh/año)	Inversión (M€)	Inversión/Potencia (k€/kW)	Costes operación anuales (k€/año)	Con aprovechamiento energía térmica			Sin aprovechamiento energía térmica		
							Ingresos anuales	TIR 15 años	Retorno inversión	Ingresos anuales	TIR 15 años	Retorno inversión
							(k€/año)	(%)	(años)	(k€/año)	(%)	(años)
5	130	881.7	-951.2	2.72	20.91	126.74	84.48	-	-	84.48	-	-
10	260	1,763.4	-151.0	2.87	11.05	155.06	225.58	-	-	225.58	-	-
15	390	2,645.1	649.2	3.02	7.74	183.19	366.68	0.2	-	345.69	-	-
20	520	3,526.9	1,449.4	3.15	6.07	211.21	388.26	-	-	341.40	-	-
25	650	4,408.6	2,249.7	3.29	5.06	239.17	499.48	3.6	46.5	426.75	-	-
30	780	5,290.3	3,049.9	3.41	4.38	267.06	610.70	7.0	21.9	512.10	2.21	77.04
35	910	6,172.0	3,850.1	3.54	3.89	294.91	721.91	9.9	14.7	597.45	4.58	35.22
40	1,040	7,053.7	4,650.3	3.66	3.52	322.73	833.13	12.4	11.2	682.80	6.62	23.35
45	1,170	7,935.4	5,450.5	3.78	3.23	350.51	944.35	14.7	9.2	768.15	8.41	17.73
50	1,300	8,817.2	6,250.7	3.90	3.00	378.27	1,055.57	16.7	7.8	853.50	10.02	14.45

Tabla 4. Análisis de planta individual de biogás, tratando 11.000 m³/año de residuo. Estimación según hipótesis indicadas en el informe.

Producción específica (m3 gas/ton)	Potencia eléctrica efectiva (kWe)	Energía eléctrica aprovechada (MWh/año)	Energía térmica aprovechable (MWh/año)	Inversión (M€)	Inversión/Potencia (k€/kW)	Costes operación anuales (k€/año)	Con aprovechamiento energía térmica			Sin aprovechamiento energía térmica		
							Ingresos anuales	TIR 15 años	Retorno inversión	Ingresos anuales	TIR 15 años	Retorno inversión
							(k€/año)	(%)	(años)	(k€/año)	(%)	(años)
20	60	388.0	159.4	0.41	6.83	25.41	55.86	2.7	62.1	50.70	0.34	530.89
25	75	484.9	247.5	0.44	5.93	28.87	71.38	6.3	24.9	63.38	3.29	50.36
30	90	581.9	335.5	0.48	5.32	32.32	86.90	9.0	16.4	76.05	5.59	28.22
35	100	678.9	423.5	0.51	5.07	35.10	102.42	11.6	12.2	88.73	7.78	19.38

Asimismo, existe una gran variación de resultados de viabilidad para instalaciones con potencias inferiores a 100 – 150 kW y las superiores a estos valores. Debería tenderse a diferenciar las tarifas eléctricas según estos estratos de potencia, como así se hace en Alemania y Austria. Potencias bajas implican comparativamente ratios inversión/potencia altos, viéndose desfavorecidas en la actualidad potencias inferiores a 150 kW con productividades correspondientes a deyecciones ganaderas. Esto implica dejar fuera de mercado a granjas con producciones de deyecciones inferiores a 16.000 m³/año, con las tarifas actuales.

También se encuentran desfavorecidas las granjas sin usos propios de energía térmica, para producciones específicas de biogás inferiores a 30 – 35 m³/ton. Para cualquier nivel de implantación (individual o colectivo) y para cualquier nivel de productividad, deben desarrollarse sistemas de aprovechamiento de la energía térmica recuperada de la cogeneración con biogás.

En zonas geográficas donde la energía térmica tenga dificultades para su valorización, deben plantearse instalaciones de tratamiento del biogás para su uso como carburante o para inyección en la red de gas natural, para poder conseguir la máxima eficiencia en la transformación y aprovechamiento de la energía primaria del biogás producido. En España, con un clima benigno y por tanto baja demanda para el uso más inmediato de la energía térmica para calefacción, la inyección en canalización de gas natural o transformación en carburante debería ser una prioridad, de manera que se propone priorizar estudios prospectivos específicos en esta línea.

Para plantas de biogás colectivas, tratando como substrato básico deyecciones ganaderas, la distancia máxima ponderada a la que una granja puede proveer de substrato para su tratamiento depende del potencial energético de estas deyecciones. Para deyecciones con un potencial inferior a 20 m³/ton, la distancia a la que se igualan los costes de transporte con los ingresos previsibles de la transformación energética del biogás es inferior a 15 km. Lo anterior significa que sólo será posible una planta centralizada en zonas del país con una elevada concentración ganadera. Deben delimitarse estas zonas a partir de información elaborada por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Asimismo, estas zonas se corresponderán usualmente con áreas con un excedente en la producción de nutrientes, y por tanto las plantas deberán complementarse con los equipos y procesos para dar solución a esta problemática. Definir estas zonas y programar los proyectos correspondientes se considera como la primera prioridad para desarrollar plantas de biogás colectivas, ya que significa solucionar, a su vez, un problema ambiental, más si estas zonas son vulnerables a la contaminación por nitratos.

6.- Acciones a emprender a corto plazo para la máxima realización del potencial

Se proponen las siguientes acciones a programar para dinamizar el mercado y conseguir una concertación de esfuerzos en este ámbito:

Acción 1.- Creación de un organismo interministerial de coordinación y planificación de actuaciones, en los ámbitos de energía, agricultura y medio ambiente (2008)

Acción 2.- Estudio, planificación y promoción del biogás como combustible de automoción y para su inyección en la red de gas natural (2009)

Acción 3.- Definición de nuevos marcos económicos favorables, con estudio de una nueva clasificación de tarifas que incluya una diferenciación para

potencias inferiores a 150 kW y nuevos usos del biogás -automoción e inyección en red de gas natural- (2010)

Acción 4.- Programación de un plan de modernización de granjas, para que al menos las nuevas incluyan en sus proyectos sistemas de gestión de las deyecciones que faciliten el aprovechamiento posterior del biogás (2015)

Acción 5.- Adopción de un plan de promoción de plantas colectivas de tratamiento (2010)

Acción 6.- Simplificación de trámites administrativos para la implantación y operación de plantas de biogás, tanto individuales como colectivas. Sobre todo considerar facilidades para las ventas a red de energía (2010)

Acción 7.- Plan de fomento de líneas de I+D relativas a combinación de digestión anaerobia con otros procesos conducentes a obtener estrategias completas de gestión de residuos orgánicos (a partir de 2007)

Acción 8.- Realización de un inventario de residuos orgánicos producidos y sobre sus usos, y adopción de los mecanismos de actualización permanente (2010)

7.- Estimación del potencial realizable

Para las estimaciones de producción de biogás, se toma como base de referencia los valores del año 2006, suponiendo como ciertos los valores estimados de la Tabla 1 para este año.

Se toma como objetivo para el año 2030 el aprovechamiento de todo el potencial realizable, indicado en la Tabla 2. Los valores que se estiman o proponen de producción de energía a partir de la producción de biogás de los diferentes orígenes, según los escenarios que se explican a continuación, se sintetizan en la Tabla 5.

Tabla 5. Estimación de la realización del potencial de aprovechamiento energéticos de biogás en los horizontes 2010, 2020 y 2030.

	Año 2006 ktep	Año 2010 ktep		Año 2020 ktep		Año 2030 ktep	
		x por:		x por:		x por:	
<i>Origen del biogás:</i>							
Lodos municipales e industriales	56.8	1.1	60.0	1.5	90.0	2.0	181.9
Deyecciones ganaderas	3.8	2.6	10.0	54.5	545.1	2.0	1090.3
Residuos industriales	1.8	4.0	7.2	9.7	70.0	2.1	145.6
Biogás de vertederos	251.6	1.2	300.0	0.8	250.0	0.9	232.0
Residuos municipales	20.2	3.0	60.6	6.9	416.2	1.9	771.9
TOTAL	334.2	1.3	437.8	3.1	1371.4	1.8	2421.6

Escenario 2010

En el horizonte 2010 se puede estimar un crecimiento de la aportación actual debido a los proyectos actuales y los que se puedan poner en marcha hasta este año. Respecto al año 2006, en el año 2010 debería multiplicarse por 1,3 la aportación de energía de residuos biodegradables por producción y aprovechamiento de biogás.

Escenario 2020

Las ocho grandes acciones propuestas en el apartado 6 del presente informe se deberían traducir en una dinamización del mercado y el establecimiento de unos marcos de actuación globales a partir de 2010, con resultados que deberían materializarse en el horizonte 2020.

Debería multiplicarse la aportación global del biogás por 3.1 (ver Tabla 5.), buscando el mayor incremento en las plantas tratando residuos ganaderos, las cuales han de posibilitar la codigestión con residuos industriales. Las plantas de digestión anaerobia municipales también han de presentar un gran incremento.

Se propone durante este período (2010 – 2020) centrar la atención en plantas colectivas y en plantas en granjas de mayor dimensión, que son las que pueden aportar más biogás con un menor número de proyectos. En definitiva, delimitar proyectos colectivos e individuales para aquellas zonas y granjas de mayor tamaño que aporten del orden del 50% de la producción de deyecciones o del potencial. Con esto se persigue centrar la atención en relativamente pocos proyectos grandes que aporten el peso fuerte del potencial y que no requieran de desarrollos tecnológicos sofisticados y de riesgo. La experiencia que esto aporte ha de crear efectos multiplicadores y propiciar instalaciones de menor tamaño, con una concepción estandarizada.

Para poder multiplicar la aportación de energía en este período por 3,1, deberá haber un esfuerzo concertado en los ámbitos de energía, agricultura y medio ambiente.

Escenario 2030

Para el período 2020 – 2030, debería multiplicarse la aportación por 1,8. Este incremento corresponde aproximadamente al 50% del potencial de lodos, municipales e industriales y de residuos ganaderos e industriales, y concretamente a aquellas granjas e instalaciones que presentan una mayor dificultad a priori.

También, se considera que el desarrollo de sistemas más rápidos, con menor volumen de reacción, y la adopción de procesos complementarios para configurar estrategias completas de gestión y tratamiento, con el objetivo de ser operativos en unidades pequeñas (granjas de menor tamaño que las objetivo para 2020), permitirá la viabilidad técnico-económica.

8.- Conclusiones

La digestión anaerobia es un proceso de tratamiento de residuos orgánicos biodegradables. Como tal, debe combinarse con otros procesos para constituir estrategias de tratamiento completas, que den solución a las problemáticas de la gestión de estos residuos. Estas problemáticas dependen de condiciones de contorno que, a menudo, son locales y, por tanto, no existen soluciones únicas.

La codigestión es la herramienta que ha de permitir la máxima realización del potencial, compartir infraestructuras y unificar métodos de gestión por zonas geográficas. Esta herramienta no debe esconder prácticas de dilución de contaminantes. El control de calidad de los productos de entrada a planta ha de ser una práctica sistematizada, lo cual puede ser fácil de realizar en plantas colectivas, pero no tanto en plantas individuales de ganaderos, por lo cual se debería perseguir para estas plantas una rentabilidad que dependiera del potencial energético de sus residuos, y no tanto de aportaciones exteriores.

A partir de información pública sobre generación de residuos orgánicos se ha estimado un potencial energético de estos de 3,08 Mtep, en unidades de energía

primaria, de los cuales 2,4 Mtep se consideran realizables en el horizonte 2030, 1,4 Mtep en el horizonte 2020 y 0,44 Mtep en el 2010. Estos valores se pueden ver modificados a la vista de un inventario de residuos más detallado y específico. Especial dificultad reviste la evaluación del potencial de residuos orgánicos industriales, para el cual será necesario un inventario específico. No se ha incluido en el análisis del potencial las aguas residuales de alta carga, las cuales deberán incluirse en los estudios más detallados de inventario que se proponen.

Las tarifas eléctricas actuales sólo permiten la viabilidad económica para instalaciones de codigestión colectiva para productividades superiores a 30 m³ biogás/ton, y siempre que sea valorizable toda la energía térmica excedentaria. Bajo esta premisa, también son viables las plantas individuales de codigestión con productividades mínimas de 25 m³ biogás/ton. Por lo expuesto anteriormente, debería asegurarse la viabilidad para productividades a partir de 15 m³ biogás/ton en plantas individuales y con potencias inferiores a 150 kW. Deben revisarse las tarifas actuales, discriminando los niveles de potencia en más estratos, y contemplando uno específico para potencias menores de 150 kW. La metodología de tarifas vigente en Alemania se propone como modelo a analizar y aplicar, en su caso.

Las limitaciones para la valorización de la energía térmica excedentaria de un proceso de cogeneración eléctrica aconsejan priorizar el estudio y programación de un plan de acción para el uso de biogás como combustible de automoción, o su venta e inyección en la red de gas natural.

Para la promoción e implantación de la producción energética a partir de biogás se han propuesto ocho grandes grupos de acciones, de las cuales se considera prioritaria la creación de una comisión interministerial que englobe los ámbitos de energía, agricultura y medio ambiente, con facultades consultivas y de planificación en las actuaciones sobre gestión de residuos orgánicos, su aprovechamiento energético y su uso como fuente de nutrientes y materia orgánica estable para la agricultura, u otros usos con valor económico y/o ambiental.

1.- Introducción

1.1.- El proceso de digestión anaerobia

La descomposición microbiológica anaerobia (en ausencia total de oxígeno o nitratos) de la materia orgánica produce un gas combustible. Este gas contiene una alta proporción en metano (CH_4 en concentración superior al 60 -70 % en el gas), y se designa como biogás. El proceso controlado de digestión anaerobia se configura como uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento y mejora del valor fertilizante de los productos tratados. Puede aplicarse a deyecciones ganaderas, fracción orgánica de residuos municipales, lodos de estaciones depuradoras y residuos orgánicos industriales. También es un proceso adecuado para el tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica, como las producidas en muchas industrias alimentarias. Los beneficios asociados son: reducción significativa de malos olores, mineralización, producción de energía renovable si el gas se aprovecha energéticamente y sustituye una fuente de energía fósil, reducción emisiones de CO_2 (reducción de emisiones incontroladas de CH_4 , efecto invernadero 20 veces superior al CO_2 , y reducción del CO_2 ahorrado por sustitución de energía fósil)

La promoción e implantación de sistemas de producción de biogás colectivos, varias granjas, y de codigestión (tratamiento conjunto de residuos orgánicos de diferentes orígenes en una zona geográfica, usualmente agropecuarios e industriales) permite, además, la implantación de sistemas de gestión integral de residuos orgánicos por zonas geográficas, con beneficios sociales, económicos y ambientales.

1.1.1.-Fases de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia está caracterizada por la existencia de varias fases consecutivas diferenciadas en el proceso de degradación del sustrato (término genérico para designar, en general, el alimento de los microorganismos), interviniendo 5 grandes poblaciones de microorganismos (Figura 1.1.). Estas poblaciones se caracterizan por diferentes velocidades de crecimiento y diferente sensibilidad a cada compuesto intermedio como inhibidor (p.e., H_2 , ácido acético o amoníaco producido de la acidogénesis de aminoácidos). Esto implica que cada etapa presentará diferentes velocidades de reacción según la composición del sustrato y que el desarrollo estable del proceso global requerirá de un equilibrio que evite la acumulación de compuestos intermedios inhibidores o la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), que podría producir una bajada del pH. Para la estabilidad del pH es importante el equilibrio CO_2 -bicarbonato. Para hacer posible algunas reacciones es necesaria la asociación sintrófica entre bacterias acetogénicas y metanogénicas, creando agregados de bacterias de estas diferentes poblaciones.

Lo anterior implica que las puestas en marcha de los reactores sean, en general, lentas, requiriendo tiempos que pueden ser del orden de meses.

En general, la velocidad del proceso está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo. Para sustratos solubles, la fase limitante acostumbra a ser la metanogénesis, y para aumentar la velocidad la estrategia consiste en adoptar diseños que permitan una elevada concentración de microorganismos acetogénicos y metanogénicos en el reactor. Con esto se pueden conseguir sistemas con tiempo de proceso del orden de días. Para residuos en los que la materia orgánica esté en forma de partículas, la fase limitante es la hidrólisis, proceso enzimático cuya velocidad depende de la superficie de las partículas. Usualmente, esta limitación hace que los tiempos de proceso sean del

orden de semanas, de dos a tres. Para aumentar la velocidad, una de las estrategias es el pretratamiento para disminuir el tamaño de partículas o ayudar a la solubilización (maceración, ultrasonidos, tratamiento térmico, alta presión, o combinación de altas presiones y temperaturas)

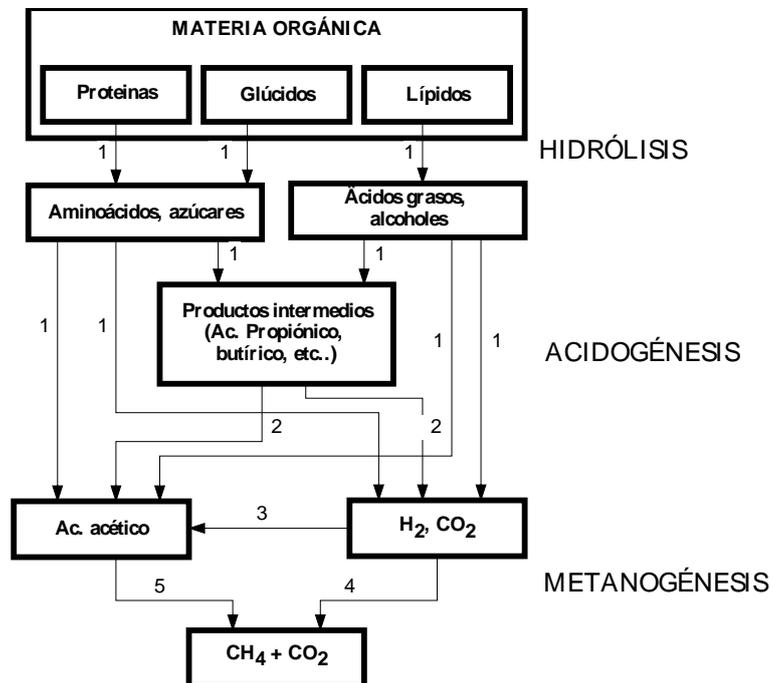


Figura 1.1. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones de microorganismos: 1) Bacterias hidrolíticas-acidogénicas; 2) Bacterias acetogénicas; 3) Bacterias homoacetogénicas; 4) Bacterias metanogénicas hidrogenófilas; 5) Bacterias metanogénicas acetoclásticas.

1.1.2.-Producción de metano

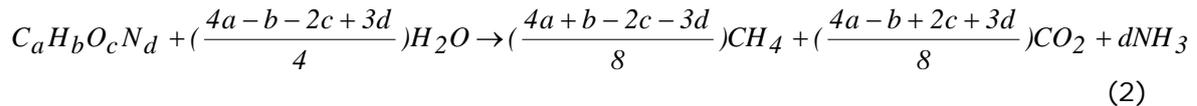
Para un sistema anaerobio, la DQO (Demanda Química de Oxígeno) puede considerarse un parámetro conservativo. Esto es, la suma de las DQO de entrada debe ser igual a la suma de las DQO de salida:

$$DQO_{\text{influyente}} = DQO_{\text{efluente}} + DQO_{\text{biogás}} \quad (1)$$

Si se considera un biogás formado exclusivamente por CH₄ y CO₂, y teniendo en cuenta que la DQO del CO₂ es nula, la DQO eliminada en el residuo se correspondería con la DQO obtenida en forma de metano, lo cual significa 2,857 kg DQO por m³ CH₄, o 0,35 m³ de CH₄ por kg de DQO eliminada, a P=1 at. y T=0°C, o 0,38 m³ de CH₄ a P=1 at. y 25 °C. Atendiendo a la potencia calorífica del metano, estos valores corresponderían aproximadamente a 3,5 kW·h/kg DQO eliminada, en unidades de energía primaria. Esto confiere a los sistemas anaerobios una clara ventaja frente a los sistemas aerobios de tratamiento de residuos orgánicos y aguas residuales, para los cuales el consumo de energía para transferir oxígeno se encuentra alrededor de 1 kW·h/kg O₂ consumido.

Variaciones sobre los valores anteriores pueden ser debidos a posibles acumulaciones en el reactor, a la producción de otros gases (H₂, H₂S,...), o a que la DQO medida no tan solo sea debida al carbono oxidable.

Para una transformación completa de un compuesto en CH₄, CO₂ y NH₃, Bushwell y Mueller (1952) propusieron la ecuación siguiente, basada en el número de oxidación medio de los átomos de carbono:



Por ejemplo, para la glucosa, de la ecuación anterior se obtiene que un mol de glucosa produce 3 moles de metano y 3 de dióxido de carbono, o 0,37 m³ CH₄ por kg de glucosa degradada. Los valores predichos por esta ecuación son una aproximación, ya que:

- Parte de los elementos que componen el sustrato se transformarán en los componentes de las bacterias anaerobias, y por tanto no darán lugar a metano.
- Algunos compuestos pueden ser no biodegradables por vía anaerobia y, aún siéndolo, pueden dar lugar a otros intermedios no biodegradables.
- El CO₂ producido se disolverá en parte en el efluente, en función del pH, dando lugar a un aumento de la alcalinidad, no midiéndose en el biogás.

Por lo anterior, y debido que no es posible establecer una expresión estequiométrica para todos los residuos, es conveniente la realización de ensayos de biodegradabilidad anaerobia, en los cuales se mide experimentalmente el porcentaje de la DQO de un residuo que es transformable en CH₄. El valor así obtenido es el potencial máximo, que se verá limitado a escala industrial por aspectos cinéticos y de operación.

En la Figura 1.2. se ilustra esta conservación de la DQO en el proceso de digestión anaerobia para un residuo con un 10% de la DQO no biodegradable, en el que el 90% de la DQO inicial se transforma en CH₄.

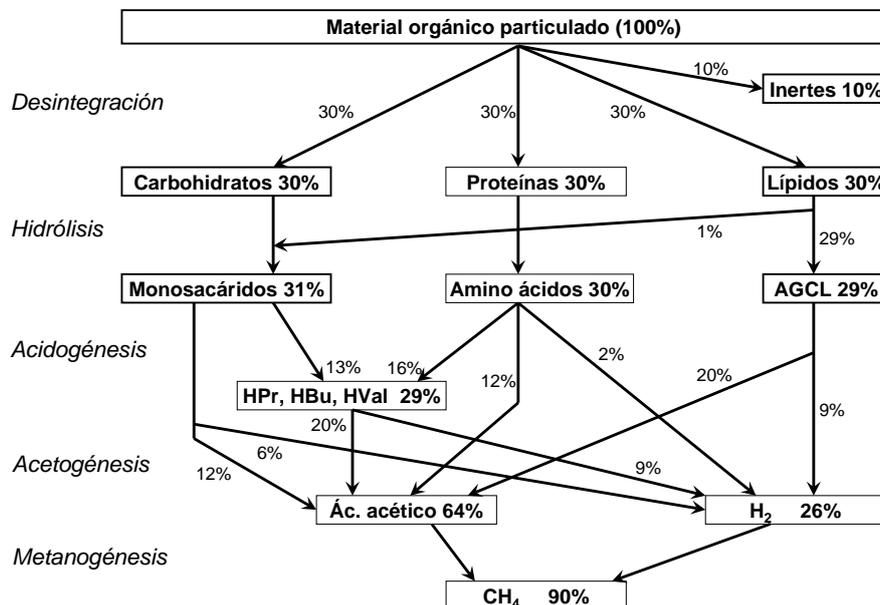


Figura 1.2. Flujo de DQO (Demanda Química de Oxígeno) en el proceso de digestión anaerobia de materia orgánica particulada, formada por un 10% de materiales inertes y un 90% de hidratos de carbono, proteínas y lípidos, a partes iguales. El ácido propiónico (HPr, 10%), ácido butírico (HBU, 12%) y ácido valérico (HVal, 7%) se han agrupado para simplificar el esquema. AGCL: ácidos grasos de cadena larga (Batstone et al., 2002)

1.1.3.- Parámetros ambientales y operacionales

Los parámetros ambientales que hay que controlar hacen referencia a condiciones que deben mantenerse o asegurarse para el desarrollo del proceso. Estos son:

- *pH*, que debe mantenerse cercano a la neutralidad
- *Alcalinidad*, para asegurar la capacidad tampón y evitar la acidificación. Es recomendable una alcalinidad superior a 1,5 g/L CaCO₃
- *Potencial redox*, con valores recomendables inferiores a -350 mV
- *Nutrientes*, con valores que aseguren el crecimiento de los microorganismos
- *Tóxicos e inhibidores*, cuya concentración ha de ser la mínima posible

Los parámetros operacionales hacen referencia a las condiciones de trabajo de los reactores:

- *Temperatura*. Podrá operarse en los rangos psicrófilico (temperatura ambiente), mesófilico (temperaturas en torno a los 35°C) o termófilico (temperaturas en torno a los 55°C). Las tasas de crecimiento y reacción aumentan conforme lo hace el rango de temperatura, pero también la sensibilidad a algunos inhibidores, como el amoníaco. En el rango termófilico se asegurar tasas superiores de destrucción de patógenos.
- *Agitación*. En función de la tipología de reactor debe transferirse al sistema el nivel de energía necesario para favorecer la transferencia de sustrato a cada población o agregados de bacterias, así como homogeneizar para mantener concentraciones medias bajas de inhibidores.
- *Tiempo de retención*. Es el cociente entre el volumen y el caudal de tratamiento, o sea el tiempo medio de permanencia del influente en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos. En la Figura 1.3. se indica la tendencia general de los índices de eliminación de materia orgánica y de producción específica de gas, por unidad de volumen de reactor, en función del tiempo de retención. Notar que existe un tiempo mínimo por debajo del cual el reactor no presenta actividad, que la eliminación de materia orgánica sigue una tendencia asintótica, con una eliminación completa a tiempo infinito, y una producción de gas por unidad de volumen de reactor con un máximo para un tiempo de retención correspondiente a una eliminación de sustrato entre el 40 y el 60%.

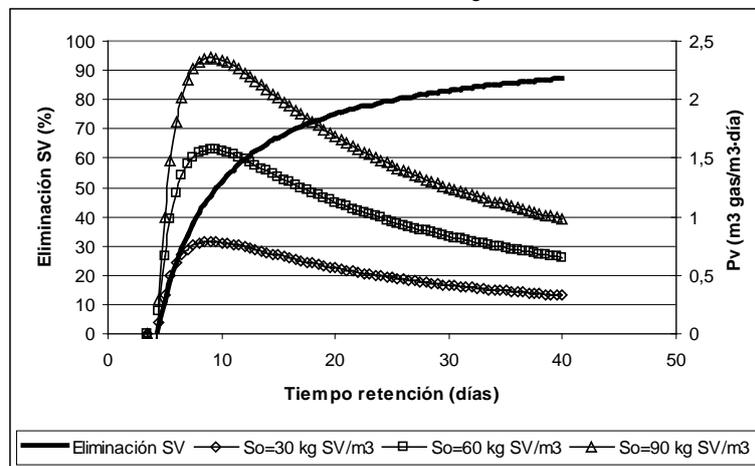


Figura 1.3. Eliminación de SV (%) y producción volumétrica de gas Pv (m³ biogas/m³ día) para un reactor anaerobio continuo de mezcla completa, en función del tiempo de retención hidráulico.

- *Velocidad de carga orgánica*, OLR en inglés, es la cantidad de materia orgánica introducida por unidad de volumen y tiempo. Valores bajos implican baja concentración en el influente y/o elevado tiempo de retención. El incremento en la OLR implica una reducción en la producción de gas por unidad de materia orgánica introducida (ver Figura 1.4), debiendo encontrar un valor óptimo técnico/económico para cada instalación y residuo a tratar.

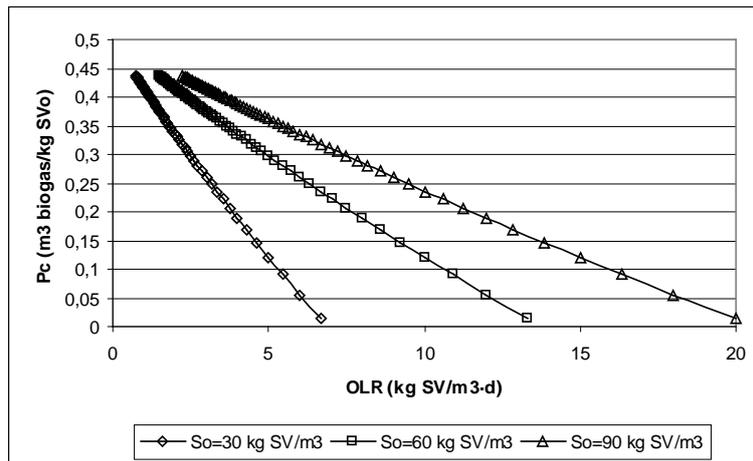


Figura 1.4. Producción de gas por unidad de carga en función de la velocidad de carga orgánica (OLR), para los datos de la Figura 1.3.

1.1.4.- Potenciales y rendimientos

La producción de metano o biogás que se obtendrá de un residuo determinado depende de su potencial (producción máxima), del tiempo de retención, la velocidad de carga orgánica, de la temperatura de operación y de la presencia de inhibidores. En la Tabla 1.1 se indican valores clásicos de la bibliografía para deyecciones ganaderas. En ésta se aprecia el efecto negativo del nitrógeno amoniacal, sobretodo en régimen termofílico. Una variable adicional en el sector ganadero es el tiempo de almacenaje de los purines antes de su digestión. Tiempos de almacenaje superiores a 3 meses pueden reducir su potencial de producción en más del 70% (Bonmatí et al., 2001), ya que durante el almacenaje tiene lugar un proceso de fermentación incontrolado con emisión del metano a la atmósfera.

Una producción específica relativamente alta para purines (por ejemplo 0,36 m³ CH₄/kg SV_o) implica una producción de 12.6 m³ CH₄/ton de purines si estos contienen un 5% de sólidos totales con un 70% de volátiles. En general, las deyecciones ganaderas presentan producciones bajas por su elevado contenido en agua.

Para la fracción orgánica de residuos municipales (FORM), la producción de biogás depende del origen y pretratamiento. Así, la recogida en bruto de los residuos municipales y la separación mecánica de la fracción orgánica se traduce en pérdida de materia orgánica biodegradable y reducción del potencial de producción de metano. En la Tabla 1.2. se ilustra la diferencia de rendimientos de producción en función del origen.

Es interesante el análisis comparativo de 18 instalaciones realizado por Hartmann (2003), presentado de forma simplificada en la Figura 1.5. En ésta se comprueba que para cargas bajas (< 6 kg SV/m³·d), las mayores producciones se obtienen para un sistema húmedo (concentración de sólidos inferior al 15%) y termofílico. Se comprueba, asimismo, que la tendencia que se observa es la predicha por la Figura 1.4.: para concentraciones de sustrato bajas, pequeñas variaciones en la carga producen elevadas variaciones en la producción de biogás (digestión húmeda). Para concentraciones elevadas (digestión seca, concentración de sólidos superior al 20%), el sistema es más estable. Hartmann (2003) concluye, también, que de forma general los procesos termofílicos presentan transformaciones en biogás más elevadas, que los sistemas de digestión seca son mejores para cargas superiores a 6 kg SV/m³·d, y que las producciones son mayores para FORM separada en origen.

Tabla 1.1. Producción de metano respecto sólidos volátiles añadidos (Pc), en m³ CH₄/kg SV_o, de residuos ganaderos en función de la temperatura (T^a), velocidad de carga orgánica (OLR,) en kg SV/m³.d, tiempo de retención (TR), en días, y nitrógeno amoniacal, en g N/L.

Referencia	Substrato	T ^a	OLR	TR	NH ₄ ⁺	Pc
Angelidaki y Ahring, 1993	Estiércol bovino	55	3.00	15	1.5	0.2
Angelidaki y Ahring, 1993	Estiércol bovino	55	3.00	15	4	0.05
Angelidaki y Ahring, 1993	Estiércol bovino	55	3.00	15	6	0.05
Angelidaki y Ahring, 1993	Estiércol bovino	55	2.80	15	2.5	0.2
Angelidaki y Ahring, 1993	Estiércol bovino	55	2.80	15	3	0.2
Angelidaki y Ahring, 1993	Estiércol bovino	55	2.80	15	5	0.15
Angelidaki y Ahring, 1993	Estiércol bovino	55	2.80	15	6	0.15
Robbins <i>et al.</i> , 1989	Estiércol bovino	37	2.63	16	0.7	0.20
Robbins <i>et al.</i> , 1989	Estiércol bovino	37	2.63	16	4.2	0.16
Robbins <i>et al.</i> , 1989	Estiércol bovino	37	2.63	16	1.4	0.21
Robbins <i>et al.</i> , 1989	Estiércol bovino	37	2.63	16	2.8	0.08
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	35	4.44	9	1.04	0.49
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	35	4.44	9	2.64	0.54
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	35	4.44	9	4.33	0.40
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	35	4.44	9	6.08	0.51
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	35	4.44	9	7.74	0.09
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	35	4.44	9	9.12	0.40
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	55	7.76	5	0.97	0.30
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	55	8	5	4.36	0.30
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	55	8	5	4.38	0.30
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	55	8	5	5.4	0.29
Hashimoto , 1986	Estiércol bovino	55	8	5	5.37	0.28
Hansen <i>et al.</i> , 1998	Purín de cerdo	37	3.00	15	5.9	0.19
Hansen <i>et al.</i> , 1998	Purín de cerdo	45	3.00	15	6	0.14
Hansen <i>et al.</i> , 1998	Purín de cerdo	55	3.00	15	6	0.07
Hansen <i>et al.</i> , 1998	Purín de cerdo	60	3.00	15	6.1	0.02
Hansen <i>et al.</i> , 1999	Purín de cerdo	37	3.0	15	5.9	0.19
Hansen <i>et al.</i> , 1999	Purín de cerdo	55	3.0	15	6	0.07
Hill <i>et al.</i> , 1987	Purín de cerdo	35	3.56	10		0.30
Hill <i>et al.</i> , 1987	Purín de cerdo	35	5.71	10		0.26
Hill <i>et al.</i> , 1987	Purín de cerdo	35	6.86	10		0.28
Hill <i>et al.</i> , 1987	Purín de cerdo	35	8.03	10		0.02
Van Velsen, 1979	Purín de cerdo	30	4	15	2.68	0.32
Van Velsen, 1979	Purín de cerdo	30	4	15	2.75	0.33
Van Velsen, 1979	Purín de cerdo	30	2.7	15	2.68	0.32
Van Velsen, 1979	Purín de cerdo	30	2.7	15	2.75	0.33

Tabla 1.2. Algunas referencias de producción de metano de la fracción orgánica de residuos municipales, o de sus componentes.

Componente	L CH ₄ /kg SV _o	Referencia
Residuos de cocina, restaurantes	600-790	Kübler et al, 1999
FORM separada en origen	240-280	Kübler et al, 1999
FORM separada en origen	200-300	Ahring et al, 1992
FORM recogida selectiva	477	Mata et al, 1991
FORM separación mecánica	117-254	Cecchi et al, 1990,1991; citado por Mata (1997)
Papel prensa	84-100	Clarkson, 1999

Notar, en la Figura 1.5., que la producción de biogás aumenta conforme disminuye la carga orgánica, siendo el valor límite el potencial máximo. Este valor máximo depende de la composición de la materia orgánica. En la Figura 1.5, el valor máximo se encontraría alrededor de 900 m³ biogás/t de sólido volátil. Si se considera un valor medio del potencial de producción de 400 m³ CH₄/t SV, con un

biogás de un 65% de CH₄, este potencial representaría el 68% del contenido energético del residuo.

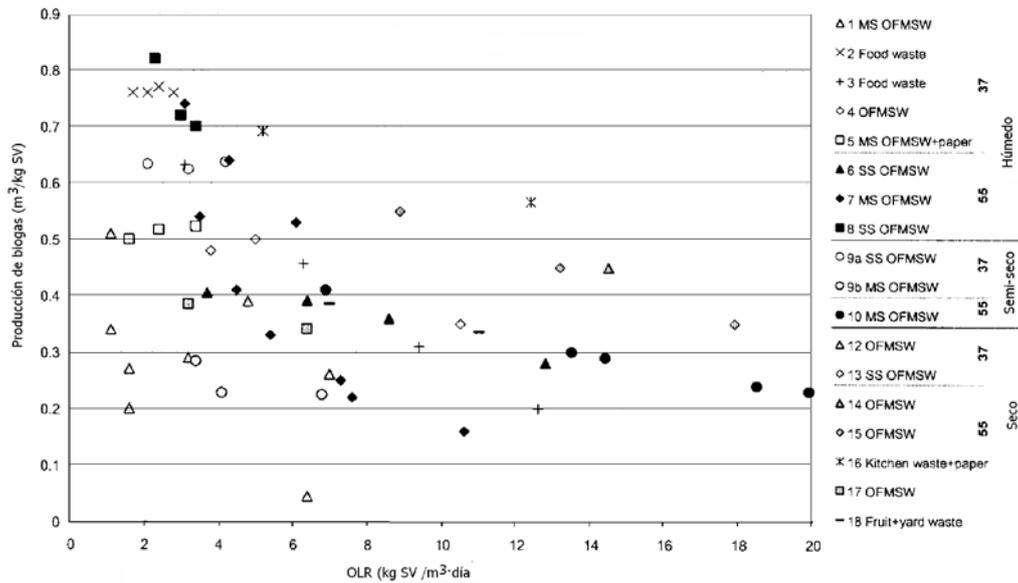


Figura 1.5. Producción de biogás vs. velocidad de carga orgánica (OLR) para diferentes instalaciones tratando la fracción orgánica de residuos municipales (OFMSW). SS: separación en origen; MS: separación mecánica (Hartmann, 2003).

Los residuos orgánicos de la industria alimentaria presentan potenciales de producción variables, pero usualmente elevados cuando contienen un elevado contenido en lípidos. En la Tabla 1.3. se indican producciones de biogás relativas a residuos en bruto, notándose la elevada producción para los aceites vegetales y la baja producción para los lodos residuales de plantas depuradoras, básicamente por su baja concentración en materia orgánica (alto contenido en agua). Notar que los valores relativos para lodos de depuración son del orden de 0,55 m³ biogás/kg SV.

Tabla 1.3. Potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria (Angelidaki y Ahring, 1997)

Tipo	Contenido orgánico	Sólidos volátiles (%)	Producción de biogás (m ³ /tonelada)
Intestinos + contenidos	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	15-20	50-70
Fangos de flotación	65-70% proteínas, 30-35% lípidos	13-18	90-130
BBO (tierras filtrantes de aceites, con bentonita)	80% lípidos, 20% otros orgánicos	40-45	350-450
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite soja/ margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Fangos residuales	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	15-20	85-110

Los lodos de depuración presentan valores de producción de metano variables en función de su origen. Así, lodos de matadero presentan producciones máximas de metano de $0,45 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$, mientras que si estos son concentrados por centrifugación, con uso de floculantes, se reduce su potencial a $0,34 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$ (Flotats, 2005). Los lodos de plantas depuradoras biológicas de aguas residuales urbanas presentan valores más bajos, del orden de $0,33 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$ en régimen mesofílico y de $0,36$ en régimen termofílico (Palatsi et al., 2006), variando en función de la edad del fango y su contenido en lodos primarios o secundarios.

1.1.5.- Codigestión anaerobia

El cotratamiento consiste en el tratamiento conjunto de residuos orgánicos diferentes, con el objetivo de:

- 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.

El término codigestión se utiliza para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen. La ventaja principal radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. La co-digestión de residuos orgánicos de diferente origen ha resultado una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como mesofílico.

Se han conseguido buenos resultados para mezclas de residuos ganaderos con varios tipos de residuos de la industria de carne y mataderos, ricos en grasas, consiguiendo altas producciones de metano, del orden de $47 \text{ m}^3/\text{tonelada}$ de residuo introducido. También se han conseguido buenos resultados con la codigestión de lodos de depuradora y la fracción orgánica de residuos municipales, la mezcla de estos últimos con aguas residuales urbanas, y la co-digestión de fangos de depuradora y residuos de frutas y verduras. Los residuos urbanos e industriales acostumbran a contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente biodegradable, por lo cual presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos (ver Tabla 1.3.).

Sin embargo, estos residuos pueden presentar problemas en su digestión, como deficiencia en nutrientes necesarios para el desarrollo de microorganismos anaerobios, baja alcalinidad o excesivo contenido en sólidos que provoquen problemas mecánicos. Los residuos ganaderos, pueden ser una buena base para la codigestión ya que, generalmente, presentan un contenido en agua elevado, una alta capacidad tampón y aportan una amplia variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de microorganismos anaerobios.

En la Tabla 1.4. se indican las características relativas para la codigestión. Flechas de sentidos diferentes indican un posible interés en la mezcla, al compensarse la carencia relativa de uno de los dos residuos. La alcalinidad de lodos de planta depuradora presenta tal variabilidad que es difícil su caracterización relativa.

La codigestión no debe esconder prácticas de dilución de contaminantes, tales como metales pesados. El control de la calidad de los residuos de entrada a una planta de codigestión colectiva es más factible que en una planta individual en una granja, donde el ganadero tendrá siempre dificultad en disponer de equipos de laboratorio

para realizar comprobaciones rutinarias de composiciones de entrada. Este puede ser un limitante a considerar en un escenario de plantas de codigestión individuales, a no ser que se restrinja la tipología de residuos a entrar en estas plantas.

Tabla 1.4. Caracterización relativa para la codigestión de diferentes residuos orgánicos

	Residuos ganaderos	Lodos depuración	FORM	Residuos industria alimentaria
Micro y macronutrientes	↑	↑	↓	↓
Relación C/N	↓	↑	↓	↑
Capacidad tampón (alcalinidad)	↑		↓	↓
Materia orgánica biodegradable	↓	↑	↓	↑

1.1.6. - Clasificación de sistemas

Los diseños utilizados para digestión anaerobia pueden clasificarse en función de su capacidad para mantener altas concentraciones de microorganismos en el reactor, siguiendo diferentes métodos. El reactor más simple es el de mezcla completa (RMC, CSTR en inglés), y es el más utilizado para residuos.

Reactor de mezcla completa (RMC) sin recirculación

Consiste en un reactor en el que se mantiene una distribución uniforme de concentraciones, tanto de sustrato como de microorganismos (ver Figura 1.6.a) Esto se consigue mediante un sistema de agitación. Ésta puede ser mecánica (agitador de hélice o palas, de eje vertical u horizontal) o neumática (recirculación de biogás a presión), y nunca violenta. Esta tipología de reactor no ofrece problemas de diseño y es el más utilizado para residuos. Comparativamente a otros reactores, el tiempo de retención necesario es alto, debido a que la concentración, de cualquier especie, que se mantiene en el reactor en régimen estacionario es la misma que la que se pretende en el efluente. Si la velocidad de reacción depende de la concentración, como es el caso de los procesos biológicos, la velocidad será baja, y la forma de compensarla es aumentando el tiempo de reacción.

Reactor de mezcla completa con recirculación

Este sistema tiene el nombre de reactor anaerobio de contacto y sería equivalente al sistema de fangos activos aerobios para el tratamiento de aguas residuales (ver Figura 1.6.b).

Se comprueba que regulando la recirculación es posible conseguir tiempos de retención hidráulica más bajos que en un reactor simple de mezcla completa. Esto es a costa de aumentar el tiempo de retención de los microorganismos, gracias a su confinamiento en el sistema mediante la separación en el decantador y recirculación. Debido a la necesaria separación de microorganismos en el decantador, este sistema sólo es aplicable a aguas residuales de alta carga orgánica (aguas residuales de azucareras, cerveceras, etc.), para las que sea posible una separación de fases líquido-sólido, con la fracción sólida consistente básicamente en

flóculos biológicos. Antes del decantador se debe disponer de un sistema de desgasificación, sin el cual la decantación se puede ver impedida.

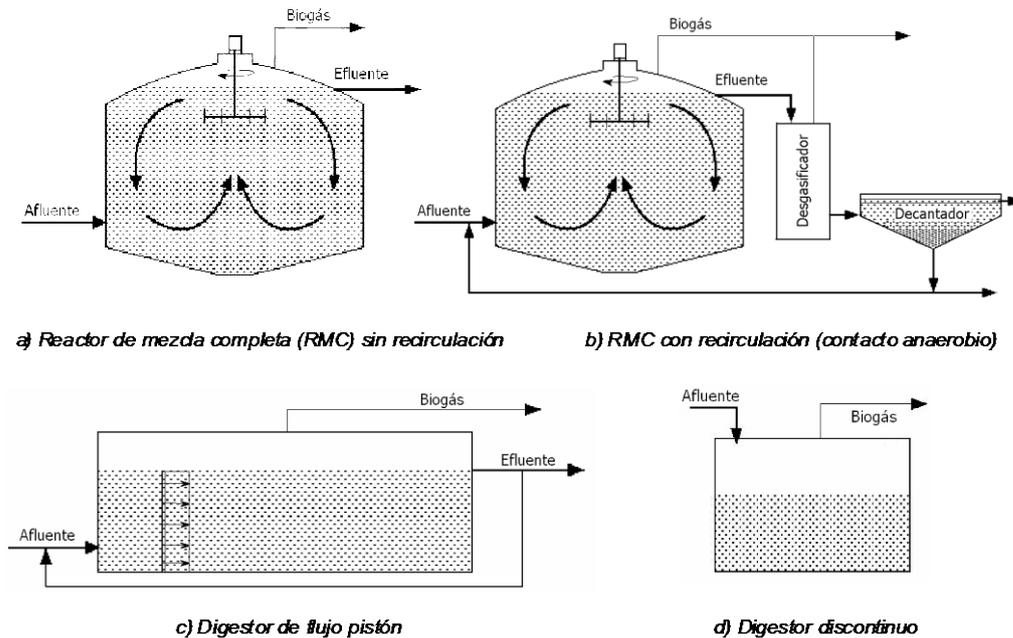


Figura 1.6. Esquema de reactores sin retención interior de biomasa

Reactor con retención de biomasa, sin recirculación

Si se consigue retener bacterias en el interior del reactor, evitando la configuración de reactor de mezcla completa, es posible reducir el tiempo de retención por debajo del reactor RMC tomado como referencia. Los métodos de retención de biomasa son básicamente dos: a) inmovilización sobre un soporte (filtros anaerobios y lechos fluidizados); b) agregación o floculación de biomasa y su retención por gravedad (reactores de lecho de lodos). Estos sistemas se esquematizan en la Figura 1.7. y se comentan a continuación.

Aunque los reactores de *flujo pistón* (Figura 1.6.c) no estarían encuadrados en este apartado, el hecho de que la tasa de crecimiento de microorganismos sea más elevada a la entrada del reactor, donde la concentración de sustrato también es más elevada, hace que la concentración media en el reactor sea superior a la correspondiente a mezcla completa, o en todo caso superior a la de salida, con lo cual el tiempo de retención será inferior. Este tipo de reactor ha sido aplicado a diferentes tipos de residuos orgánicos, como fracción orgánica de residuos municipales (configuración vertical y flujo ascendente), residuos de porcino y bovino, y una de las dificultades es la debida a la falta de homogenización en la sección transversal a la dirección del flujo, en las configuraciones horizontales, lo cual se puede evitar mediante un sistema de agitación transversal (reintroducción de biogás a presión en la base del digestor si el reactor es horizontal, por ejemplo).

El filtro anaerobio. En este sistema las bacterias anaerobias están fijadas a la superficie de un soporte inerte -formando biopelículas-, columna de relleno, o atrapadas en los intersticios de éste, con flujo vertical. El soporte puede ser de material cerámico o plástico. Su distribución puede ser irregular (filtro anaerobio propiamente dicho, con flujo ascendente, Figura 1.7.b), y en este caso las bacterias se encuentran mayoritariamente atrapadas en los intersticios, o regular y orientado verticalmente, y en este caso la actividad es debida básicamente a las bacterias fijadas, recibiendo el nombre de *lecho fijo con flujo descendente* (Figura 1.7.a). En

caso de utilizar un soporte orientado verticalmente con flujo ascendente y un sustrato lentamente degradable, con elevado tiempo de retención, la retención por sedimentación de los fragmentos de biopelícula desprendidos adquiere un efecto de importancia en la actividad del reactor.

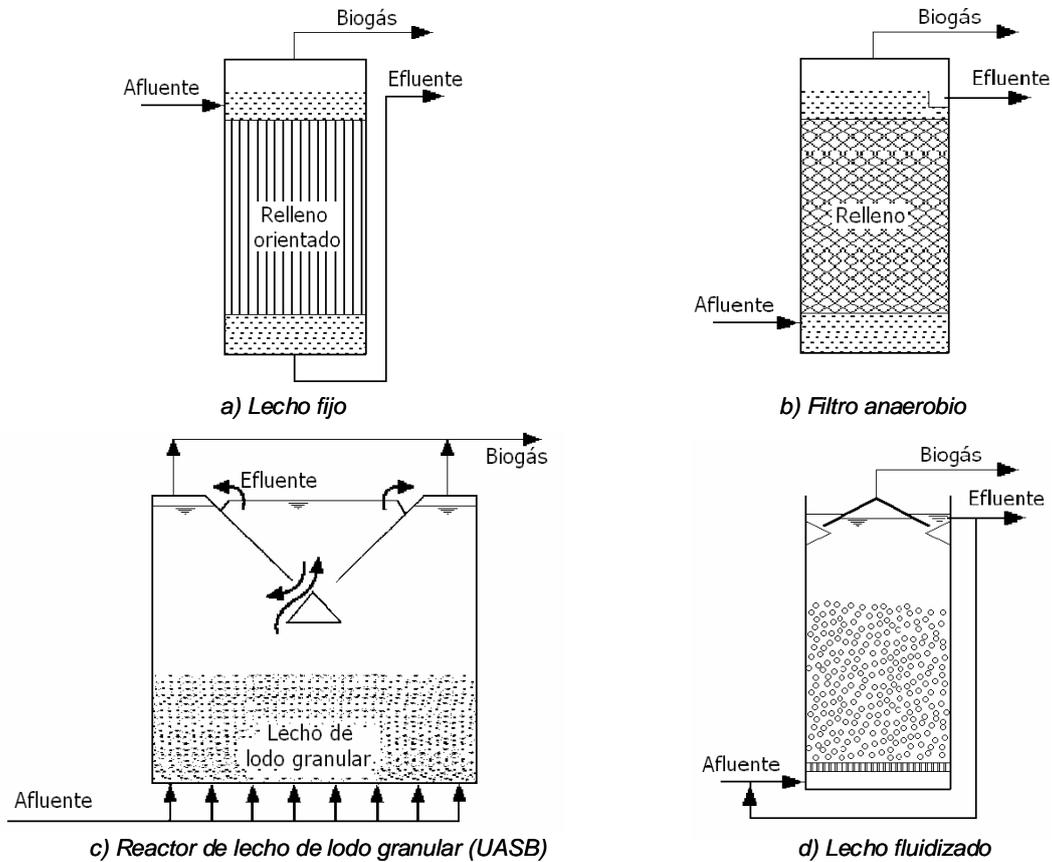


Figura 1.7. Esquemas de reactores con retención de biomasa

Este sistema ha estado extensamente aplicado para el tratamiento de aguas residuales de industria agroalimentaria, y existen experiencias piloto para la fracción líquida de residuos ganaderos. El coste de inversión es un limitante importante para su implantación.

El lecho fluidizado. En este sistema las bacterias se encuentran fijadas, formando una biopelícula, sobre pequeñas partículas de material inerte que se mantienen fluidizadas mediante el flujo ascende adecuado del fluido. Para mantener el caudal adecuado, que permita la expansión y fluidización del lecho, se recurre a la recirculación (Figura 1.7.d). Igual que el filtro, puede ser aplicado a aguas residuales, especialmente de la industria agroalimentaria, y a fracciones líquidas o sobrenadante de residuos ganaderos, aunque las experiencias en este ámbito son muy limitadas.

El reactor de lecho de lodos. En este sistema se favorece la floculación o agregación de bacterias entre ellas, formando gránulos o consorcios, de forma que por sedimentación se mantienen en el interior del reactor, con la velocidad ascendente adecuada del fluido, siempre que en la parte superior exista un buen separador sólido(líquido/gas). El diseño más común es el *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), Figura 1.7.c, el cual está siendo extensamente aplicado al tratamiento de aguas residuales de la industria agroalimentaria. Es el diseño más simple de entre los sistemas con retención de biomasa y el único limitante para su

aplicación es que la biomasa activa granule, esto es, que forma agregados de alta densidad. Para ello es determinante la composición del agua a tratar y mantener una operación adecuada.

Sistemas discontinuos.

En un sistema discontinuo, la curva de evolución temporal de la producción de biogás sigue la misma tendencia que la curva típica del crecimiento de microorganismos (latencia, crecimiento exponencial, estacionalidad y decrecimiento). Aquí el concepto de tiempo de retención no tiene sentido y se hablaría de tiempo de digestión.

Para conseguir una producción de biogas cercana a la continuidad, deben combinarse varios reactores discontinuos con puestas en marcha intercaladas en el tiempo.

Estos reactores han sido aplicados a residuos con una alta concentración de sólidos que dificultan la adopción de sistemas de bombeo, tales como residuos de ganado vacuno con lecho de paja.

Otros sistemas.

Los reactores anteriores pueden ser combinados para conseguir sistemas más eficientes, según el tipo de residuo a tratar.

Sistemas de dos etapas. Estos consisten en un primer reactor con elevado tiempo de retención, en el cual se favorece la hidrólisis, seguido de un reactor de bajo tiempo de retención que digiere la materia orgánica disuelta y los ácidos producidos en la primera etapa. Si la primera etapa consiste en un reactor discontinuo, el líquido tratado en la segunda es el obtenido por percolación en la primera una vez recirculado el efluente de la segunda. Este sistema permite mantener fácilmente la temperatura en el reactor discontinuo, controlando la temperatura del efluente del segundo reactor. Ha sido aplicado con éxito para tratar residuos sólidos cuya etapa limitante es la hidrólisis: frutas, verduras, residuos sólidos urbanos, de ganado vacuno, etc.

Sistemas de dos fases. A diferencia de los sistemas de dos etapas, la separación de fases se refiere a mantener dos reactores en serie, en los cuales se realizan, respectivamente, las fases de acidogénesis y metanogénesis, y su objetivo es conseguir un tiempo de retención global inferior al correspondiente a un único reactor de mezcla completa. La separación es de tipo cinético, controlando el tiempo de retención de cada reactor, el cual será inferior en el primero, debido a las más altas tasas de crecimiento de las bacterias acidogénicas. Este tipo de sistema ha sido aplicado con éxito a la digestión de residuos con alta concentración de azúcares y bajo contenido en sólidos, pero no para residuos con fibras y en general sustratos complejos cuyo limitante es la hidrólisis.

Sistemas híbridos. En general serán sistemas que combinen los conceptos que sustentan los diferentes tipos de reactores descritos. Los dos sistemas anteriores podrían considerarse como tales. También se han realizado diseños de reactores con retención de biomasa híbridos, en los cuales la parte baja de éste se comporta como un UASB y la parte superior como un filtro.

1.2.- La aplicación del proceso en España y Europa

1.2.1. La producción de biogás en Europa

Se estima que en el año 2006 se produjeron en Europa 5,35 millones de tep procedentes de biogás. En la Tabla 1.5. se indica la producción de cada país durante el año 2005 y el estimado durante 2006, observándose que durante este período la producción total se incrementó un 13,6% (un 15,9% de incremento entre 2004 y 2005), siendo la energía producida en plantas descentralizadas de tratamiento de residuos agropecuarios, de residuos municipales y centralizadas de codigestión la que presentó un aumento más significativo (EurObserv'ER, 2007).

Tabla 1.5. Producción de biogás, en unidades de energía primaria, en la Unión Europea en 2005 y 2006* (en ktep)

Pays/ Countries	2005				2006 ²			
	Décharges/ Landfill gas	Stations d'épuration/ Sewage sludge gas ¹	Autres biogaz/ Other biogas ²	Total	Décharges/ Landfill gas	Stations d'épuration/ Sewage sludge gas ¹	Autres biogaz/ Other biogas ²	Total
Allemagne/Germany	573,2	369,8	651,4	1 594,4	573,2	369,8	980,2	1 923,2
Royaume-Uni/UK	1 421,0	179,0	—	1 600,0	1 515,0	181,0	—	1 696,0
Italie/Italy	301,7	0,9	40,9	343,5	310,8	0,9	42,1	353,8
Espagne/Spain	236,5	56,8	23,6	316,9	251,6	56,8	25,8	334,3
France/France	141,0	75,0	4,0	220,0	148,0	75,0	4,0	227,0
Pays-Bas/Netherlands	38,8	50,8	29,4	119,0	38,8	50,8	29,4	119,0
Autriche/Austria	8,3	2,7	19,8	30,8	11,2	3,5	103,4	118,1
Danemark/Denmark	14,2	23,3	54,0	91,5	14,2	23,5	56,5	94,2
Pologne/Poland	25,1	25,3	0,3	50,7	27,5	65,8	0,5	93,8
Belgique/Belgium	51,1	25,2	7,7	84,0	50,6	25,0	7,8	83,3
Grèce/Greece	20,5	15,5	—	36,0	54,2	15,2	—	69,4
Finlande/Finland	50,9	12,7	—	63,5	50,9	12,7	—	63,5
Rép. tchèque/Czech Rep.	21,5	31,4	2,9	55,8	25,2	31,1	3,6	59,9
Irlande/Ireland	24,9	4,8	4,5	34,3	25,4	4,8	4,5	34,7
Suède/Sweden	10,1	18,7	0,9	29,8	11,3	21,0	1,0	33,3
Hongrie/Hungary	0,1	4,6	2,4	7,1	0,1	7,3	3,1	10,5
Portugal/Portugal	—	—	10,1	10,1	—	—	9,2	9,2
Luxembourg/Luxembourg	—	—	7,4	7,4	—	—	8,9	8,9
Slovénie/Slovenia	6,0	0,7	—	6,8	6,9	1,1	0,4	8,4
Slovaquie/Slovakia	—	4,3	0,6	4,8	—	4,3	0,6	4,8
Estonie/Estonia	1,3	—	—	1,3	1,3	—	—	1,3
Malte/Malta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
UE/EU	2 946,2	901,6	859,8	4 707,6	3 116,2	949,5	1 281,1	5 346,7

Fuente: EurObserv'ER 2007

¹Lodos de depuración urbanos e industriales; ²Unidades descentralizadas en el sector agropecuario, unidades de metanización de residuos sólidos urbanos y unidades centralizadas de codigestión.

*Valores estimados

En la Tabla 1.5. se distribuye la producción energética según tres orígenes: a) recuperación de biogás de vertederos; b) digestión anaerobia en plantas de tratamiento de aguas residuales, urbanas o industriales, tratando lodos de depuración; c) plantas descentralizadas de residuos agropecuarios, plantas de tratamiento de residuos municipales y plantas centralizadas de codigestión.

Hasta el año 2005, el país que se encontraba a la cabeza de la producción en Europa era Gran Bretaña, básicamente por la recuperación de biogás de vertederos, siendo el país más activo en este campo, debido al sistema de certificación de energía renovable. Este sistema, el ROC (Renewable Obligation Certificate), obliga a las compañías suministradoras de electricidad a incrementar anualmente la producción de origen renovable, con un nivel del 6,7% en el periodo 2006/2007 y una progresión hasta el 15,4% en el año 2015, ya sea mediante fuentes propias o comprando derechos a productores renovables. Cuando el objetivo de incremento no es conseguido, la compañía eléctrica ha de pagar una tasa de 47,22€ (2007) por cada MW·h renovable no obtenido. Gran Bretaña presenta un nivel elevado de actividad en la recuperación de biogás de vertederos a nivel mundial y en la

compra-venta de derechos de emisión de gases de efecto invernadero (mercado de derechos de emisión de CO₂).

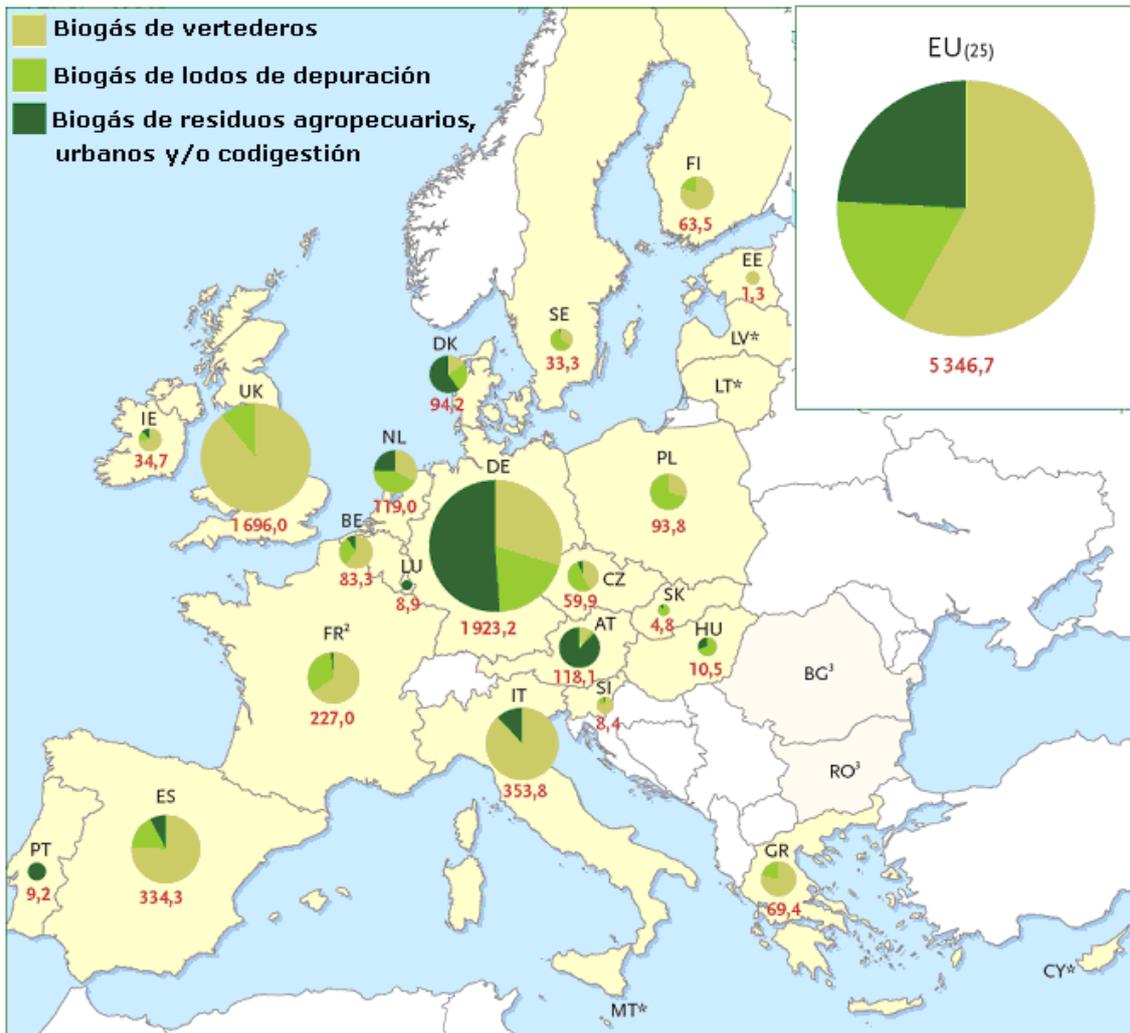


Figura 1.8. Distribución de la producción estimada de energía primaria de biogás en Europa(2006), según los tres orígenes indicados de ésta (EurObserv'ER, 2007). Notas: *: valores no significativos; ¹Estimado; ²Departamentos extraterritoriales incluidos; ³Bulgaria y Rumania no incluidos en el estudio.

Alemania se ha puesto a la cabeza de Europa en la producción de energía vía biogás, principalmente por la gran actividad en la implantación de pequeñas plantas descentralizadas de tratamiento de residuos agropecuarios con producción de energía eléctrica y aprovechamiento de energía térmica mediante cogeneración. A finales de 2006, en Alemania había inventariadas unas 3500 plantas de biogás en operación y con una tasa de incremento de 50 nuevas plantas cada mes. En la Tabla 1.6 se indica la producción de electricidad, procedente de biogás, introducida en la red eléctrica de cada país y en la Tabla 1.7. la producción de energía térmica aprovechable. Notar que Alemania ya se encontraba en 2005 a la cabeza de Europa en la producción de energía eléctrica y aprovechamiento de la energía térmica, lo cual indica una eficiencia superior a Gran Bretaña en el aprovechamiento de la energía primaria producida.

La gran actividad de Alemania en este campo se explica por las tarifas aplicadas a la electricidad producida en pequeñas plantas de biogás. Estas tarifas, que decrecen un 1,5% cada año a partir de enero de 2005, presentan los siguientes valores en el año 2006:

- 17,16 c€/kW·h para unidades inferiores a 150 kW;
- 15,63 c€/kW·h para unidades hasta 500 kW;
- 12,64 c€/kW·h para unidades hasta 5 MW;
- 8,15 c€/kW·h para unidades hasta 20 MW.

Tabla 1.6. Producción de electricidad procedente de biogás en la Unión Europea en 2005 y 2006* (en GW·h)

Pays/ Countries	2005			2006**		
	Centrales électriques seules/Electricity	Centrales fonctionnant en cogénération/ CHP plants	Électricité totale/ Total electricity	Centrales électriques seules/Electricity	Centrales fonctionnant en cogénération/ CHP plants	Électricité totale/ Total electricity
	only plants	CHP plants	Total electricity	only plants	CHP plants	Total electricity
Allemagne/Germany	–	4 708,0	4 708,0	–	7 338,0	7 338,0
Royaume-Uni/UK	4 296,5	393,5	4 690,0	4 589,1	407,9	4 997,0
Italie/Italy	967,1	230,9	1 198,0	996,1	237,8	1 233,9
Espagne/Spain	583,5	36,7	620,2	590,6	84,4	674,9
Grèce/Greece	179,0	–	179,0	578,6	–	578,6
Danemark/Denmark	2,0	272,5	274,5	2,0	282,6	284,6
France/France	483,0	–	483,0	501,0	–	501,0
Autriche/Austria	43,2	26,4	69,7	372,6	37,2	409,8
Pays-Bas/Netherlands	–	286,0	286,0	–	286,0	286,0
Pologne/Poland	19,0	156,1	175,1	21,3	219,9	241,2
Belgique/Belgium	149,7	90,3	240,1	146,6	90,6	237,2
Rép. tchèque/Czech Rep.	52,3	108,5	160,9	50,9	123,8	174,7
Irlande/Ireland	106,0	0,0	106,0	108,0	0,0	108,0
Suède/Sweden	0,0	54,0	54,0	0,0	54,0	54,0
Portugal/Portugal	26,7	8,0	34,7	25,2	7,4	32,6
Luxembourg/Luxembourg	–	27,2	27,2	–	32,6	32,6
Slovénie/Slovenia	8,9	23,3	32,2	8,9	23,3	32,2
Hongrie/Hungary	–	24,8	24,8	–	22,1	22,1
Finlande/Finland	0,9	21,4	22,3	0,9	21,4	22,3
Estonie/Estonia	–	7,2	7,2	–	7,2	7,2
Slovaquie/Slovakia	–	4,0	4,0	–	4,0	4,0
Malte/Malta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
UE/EU	6 917,8	6 478,9	13 396,7	7 991,7	9 280,3	17 272,0

Fuente: EurObserv'ER 2007

*Valores estimados

Tabla 1.7. Producción bruta de energía térmica procedente de biogás en la Unión Europea en 2005 y 2006* (en ktep)

Pays/ Countries	2005			2006**		
	Unités de chaleur seules/Heat only	Unités fonctionnant en cogénération/ CHP plants	Chaleur total/ Total Heat	Unités de chaleur seules/Heat only	Unités fonctionnant en cogénération/ CHP plants	Chaleur totale/ Total heat
	plants	CHP plants	Total Heat	plants	CHP plants	Total heat
Allemagne/Germany	86,0	188,7	274,7	86,0	172,0	258,0
Royaume-Uni/UK	61,6	–	61,6	64,8	–	64,8
France/France	53,9	–	53,9	53,9	–	53,9
Italie/Italy	–	36,9	36,9	–	38,0	38,0
Pologne/Poland	4,3	22,4	26,7	6,0	28,1	34,2
Danemark/Denmark	3,4	24,1	27,6	3,5	25,1	28,6
Rép. tchèque/Czech Rep.	10,0	14,1	24,1	10,0	13,1	23,1
Finlande/Finland	2,5	19,7	22,1	2,5	19,7	22,1
Suède/Sweden	6,2	14,5	20,7	6,2	14,5	20,7
Belgique/Belgium	0,1	20,3	20,4	0,1	20,3	20,4
Pays-Bas/Netherlands	20,1	–	20,1	20,1	–	20,1
Espagne/Spain	14,7	–	14,7	14,7	–	14,7
Grèce/Greece	–	–	0,0	10,7	–	10,7
Irlande/Ireland	–	6,9	6,9	–	6,9	6,9
Luxembourg/Luxembourg	–	3,7	3,7	–	4,4	4,4
Autriche/Austria	–	4,8	4,8	–	4,2	4,2
Slovaquie/Slovakia	2,3	0,9	3,2	2,3	0,9	3,2
Hongrie/Hungary	–	2,4	2,4	–	2,6	2,6
Estonie/Estonia	–	0,5	0,5	–	0,5	0,5
Malte/Malta	0,0	0,0	0,0	–	0,0	0,0
UE/EU	265,1	359,8	624,9	280,8	350,2	631,1

Fuente: EurObserv'ER 2007

*Valores estimados

La electricidad producida de biogás procedente de vertederos o de lodos de depuración, en Alemania, tiene una tarifa específica de 7.44 c€/kW·h en unidades hasta 500 kW y de 6,45 c€/kW·h en unidades hasta 5 MW. Todas las tarifas anteriores se incrementan en 2 c€/kW·h si la electricidad se produce mediante una tecnología innovadora, como células de combustible o turbinas de gas (EurObserv'ER, 2007). Alemania ocupa el segundo lugar en la producción de

energía de biogás por habitante (Tabla 1.8). Otros incentivos aplicados son la posibilidad de recibir subvenciones de hasta 15.000€ para instalaciones de menos de 70 kW y la posibilidad de suscribir créditos de bajo interés, para financiar al inversión (EurObserv'ER, 2006).

Tabla 1.8. Producción estimada de energía primaria de biogás per cápita en 2006 (tep/1000 habitantes)

<i>Pays/Countries</i>	<i>Tep/1 000 hab./Toe/1 000 inhab.</i>
<i>Royaume-Uni/UK</i>	<i>28,1</i>
<i>Allemagne/Germany</i>	<i>23,3</i>
<i>Luxembourg/Luxembourg</i>	<i>19,4</i>
<i>Danemark/Denmark</i>	<i>17,4</i>
<i>Autriche/Austria</i>	<i>14,3</i>
<i>Finlande/Finland</i>	<i>12,1</i>
<i>Irlande/Ireland</i>	<i>8,3</i>
<i>Belgique/Belgium</i>	<i>8,0</i>
<i>Espagne/Spain</i>	<i>7,6</i>
<i>Pays-Bas/Netherlands</i>	<i>7,3</i>
<i>Grèce/Greece</i>	<i>6,2</i>
<i>Italie/Italy</i>	<i>6,1</i>
<i>Rép. tchèque/Czech Rep.</i>	<i>5,8</i>
<i>Slovénie/Slovenia</i>	<i>4,2</i>
<i>Suède/Sweden</i>	<i>3,7</i>
<i>France/France</i>	<i>3,6</i>
<i>Pologne/Poland</i>	<i>2,5</i>
<i>Hongrie/Hungary</i>	<i>1,0</i>
<i>Estonie/Estonia</i>	<i>0,9</i>
<i>Slovaquie/Slovakia</i>	<i>0,9</i>
<i>Portugal/Portugal</i>	<i>0,9</i>
UE/EU	11,5

En tercera posición en la producción de energía eléctrica se encuentra Italia, la cual ha aumentado en un 3% de 2005 a 2006. También ha sido así para la energía primaria. En el sistema italiano, los productores e importadores de energía tienen la obligación de suministrar un mínimo del 2,7%, en 2006, de energía con certificado verde, siendo aceptada como tal la energía procedente de biogás de residuos vegetales y orgánicos. El precio medio en Italia del certificado verde fue en 2006 de 13,91 c€/kW·h.

Francia, como España, no tiene todavía establecido un mercado de plantas de biogás en el sector primario. Para incentivar este mercado, en julio de 2006 se aprobaron nuevas tarifas en Francia, con valores entre 7,5 c€/kW·h (instalaciones de más de 2 MW) y 9 c€/kW·h (instalaciones de menos de 150 kW), una prima hasta 3 c€/kW·h dependiendo de la eficiencia energética de la cogeneración eléctrica y una prima de 2 c€/kW·h para instalaciones de digestión (no aplicable a vertederos). También se han simplificado los trámites para la conexión de los productores a la red eléctrica. El potencial de producción energética de biogás se estima en Francia en 3250 ktep (EurObserv'ER, 2006)

En Dinamarca, la producción energética de biogás procede de 20 plantas centralizadas de codigestión y 60 pequeñas plantas descentralizadas en granjas (60%), del aprovechamiento de biogás de vertederos (15%) y de digestores tratando lodos de depuración (25%). La gestión centralizada de residuos orgánicos y codigestión de deyecciones ganaderas e industriales ha sido una de las grandes aportaciones de Dinamarca en este sector, así como el desarrollo de la

cogeneración con biogás y el máximo aprovechamiento de la electricidad y energía térmica producida. A pesar que en términos absolutos de energía producida Dinamarca ocupa el octavo lugar en Europa, es el cuarto en energía producida de biogás *per cápita* (ver Tabla 1.8.)

Suecia destaca en este sector por el impulso al uso del biogás como carburante de vehículos, con la implantación de una reducción de tasas del 30% (implantada en octubre de 2006) a la compra de vehículos que consumen biogás (ver EurObserv'ER 2007, Biofuels Barometer), y el impulso a la inyección de biogás tratado (reducción de contenido en CO₂ y H₂S) a la red de gas natural (objetivo de 1,8 millones de m³ de gas natural reemplazados por año).

En términos de energía producida *per cápita* destaca en quinto lugar, durante 2006, Austria, país que ocupaba el lugar decimoprimeros en 2005 y con un crecimiento en la producción de energía de biogás de 2005 a 2006 del 283%. Una explicación son las tarifas vigentes en Austria, que han incentivado el mercado: 16,5 c€/kW·h (potencia inferior a 100 kW), 14,5 c€/kW·h (potencia hasta 500 kW), 12,5 c€/kW·h (potencia hasta 1MW) y 10,3 c€/kW·h (potencia superior a 1MW). Para la energía eléctrica producida a partir de biogás de vertedero, las tarifas son: 6 c€/kW·h (potencia inferior a 1MW) y 3 c€/kW·h (potencia superior a 1MW).

La actividad de las empresas y los marcos de actuación creados en países como Alemania, Gran Bretaña, Dinamarca o Suecia ilustran el camino a seguir por el resto de países de la Unión Europea. Basado en la opinión de expertos y en el crecimiento de la producción en los últimos años, se estima que en el año 2010 la producción de energía primaria procedente de biogás será en Europa de unos 8,6 Mtep (EurObserv'ER, 2007), cuando el Libro Blanco de la Energía (1997) marcaba un objetivo de 15 Mtep para el año 2010.

En el horizonte 2020, Holm-Nielsen y Seadi (2001) estimaron un potencial de producción de energía primaria de biogás de 18 Mtep, en base a información de la UE de 15 miembros. El potencial para Alemania se estimó en 3,4 Mtep (el desarrollo actual de este potencial estaría en el 56%) y para España en 1.579 ktep.

1.2.2.-Producción de biogás en España

España ocupaba en 2006 el noveno lugar en la producción *per cápita* de energía primaria de biogás en Europa, siendo el origen más importante la recuperación de biogás de vertederos.

A inicios de los años 80 se propició la instalación de plantas de biogás en el sector ganadero, a través de una línea de subvenciones y crediticia abierta por el IRYDA durante 1981 y 1982. En el año 1984 se realizó un plan de seguimiento de instalaciones (Rieradevall et al., 1985), detectándose múltiples deficiencias a diversos niveles para algunas plantas:

1. Diseños deficientes y no adaptados a las condiciones de campo españolas, debido a la falta de conocimientos adecuados.
2. Diversos problemas de mantenimiento y operación:
 - Personal no entrenado para las tareas de operación y control.
 - Operaciones de mantenimiento preventivo no realizadas de forma periódica.
 - Reparaciones de equipos no realizadas a tiempo.

Con el tiempo, debido a las deficiencias anteriores y a un marco económico no favorable, la mayoría de plantas fueron quedando fuera de servicio, llegando tan sólo una a los 20 años de operación en una granja de cerdos (Flotats y Gibert, 2002).

Para el tratamiento anaerobio de lodos de depuración, de la fracción orgánica de residuos municipales y recuperación de biogás de vertederos, su implantación ha venido marcada por la legislación sobre gestión de residuos y por el hecho de ser sectores de actividad que cuentan con un sistema propio de financiación a través de cánones o tarifas y presupuestos específicos de tratamiento de aguas o de residuos domésticos. Desde inicios de los años 80 no se han vuelto a propiciar condiciones que permitieran la implantación de la digestión anaerobia en el sector ganadero y agroindustrial en España, hasta el momento presente.

A pesar de esta falta de implantación industrial, ya desde inicios de los años 80 se crearon grupos de investigación en universidades que han mostrado un nivel de producción científica elevado y de nivel internacional, y que de hecho se mantienen activos, contribuyendo al conocimiento a través de revistas científicas y liderando proyectos de investigación del plan nacional o europeos en el campo de la digestión anaerobia. Este es el caso de la Universidad de Valladolid, la Universidad de Barcelona, la Universidad de Santiago de Compostela, la Universidad de Cádiz o la Universidad de Oviedo.

Es difícil avanzar una diagnosis sobre los motivos del bajo nivel de implantación industrial en el sector primario de la digestión anaerobia en España. Entre otros factores a considerar:

8. La dosis media de nitrógeno de origen ganadero en la superficie agraria española es del orden de 22 kg N/ha (Flotats, 2005), suficiente bajo en relación a países del entorno europeo como para afirmar que España no tiene un problema generalizado que haya propiciado condiciones para el desarrollo de tecnologías de tratamiento. El principal problema radica en la producción ganadera concentrada en determinadas áreas geográficas, donde localmente puede existir un problema especialmente grave. La combinación de la digestión anaerobia y la concentración térmica se ha mostrado muy favorable para evitar emisiones atmosféricas y contribuir a parte de la demanda energética (Bonmatí et al., 2003; Bonmatí y Flotats, 2003¹), a pesar que de las 20 plantas de concentración térmica actuales tan solo 2 cuentan con producción de biogás.
9. La no existencia de posibles sistemas de aprovechamiento de la energía térmica resultado de la cogeneración con biogás en plantas centralizadas, a diferencia de países del norte europeo que cuentan con *district heating*. Asimismo, la menor demanda térmica en granjas en España por su situación climática benigna, a diferencia de los anteriores países, tampoco ha permitido una valorización económica de esta fracción de la energía producida, no propiciando inversiones rentables. La aplicación de investigaciones recientes podrían permitir la valorización a través de procesos de pre y post-tratamiento (Bonmatí et al, 2001; Bonmatí y Flotats, 2003²), especialmente un post-tratamiento mediante stripping y absorción de amoníaco para su recuperación y introducción en otros circuitos comerciales.
10. No se han propiciado hasta el presente planes para la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero, entre ellos el CH₄ en el sector agropecuario y de la gestión de residuos.
11. Las primas a la producción eléctrica a partir del biogás en España han sido bajas en comparación con otros países, hasta el presente.
12. Al igual que en otros ámbitos, el nivel de transferencia de conocimiento de los sectores universitarios y de investigación al sector productivo ha sido bajo, traducándose en un nivel bajo de producción de publicaciones técnicas en español accesibles a empresas y usuarios.

13. El nivel de difusión y popularización de la tecnología de digestión anaerobia ha sido bajo.
14. Las experiencias fallidas durante los años 80, sin una difusión de los motivos técnicos de éstos, no han propiciado una buena imagen de esta tecnología, a diferencia de otros países.

A pesar que un nivel de primas eléctricas elevado puede dinamizar el mercado, éste presentará unos beneficios económicos limitados si no se propician condiciones para la creación de un nivel de conocimiento tecnológico que permita un desarrollo de patentes, modelos de utilidad y en general desarrollos por parte de empresas españolas, sin lo cual se dependerá de la importación de tecnologías desarrolladas en otros países.

El Plan de Fomento de las Energías Renovables de 1999 planteaba unos objetivos en la producción de biogás suficientemente bajos como para ser cumplidos sin demasiado esfuerzo, prácticamente con el aprovechamiento de biogás de vertederos y algunas instalaciones de tratamiento de residuos municipales. El Plan de Energías de Renovables de 2005 (PER) comprueba que los objetivos planteados previamente están prácticamente cumplidos y diagnostica una evolución favorable del sector, programando un incremento de tan solo 188 ktep en términos de energía primaria.

El PER 2005 destaca por una falta de ambición en la explotación de esta fuente renovable de energía. Afirma, y tal vez con razón, que la posibilidad de plantas de cogeneración para la reducción de volumen de purines (tarifa d1, RD 2818/1998 y RD 436/2004) desincentivó la producción de biogás. Estas instalaciones tan solo son, de hecho, de aplicación en aquellas zonas excedentarias en nutrientes para favorecer su transporte a zonas deficitarias, para el caso único de purines de cerdo. Lejos de ser tecnologías en competencia, deberían ser complementarias en algunas áreas del país. Para racionalizar la implantación de plantas de secado allí donde sea una tecnología apropiada, debería requerirse cogeneración de alta eficiencia, en la línea de la Directiva 2004/8/CE, así como el pretratamiento del residuo mediante digestión anaerobia y producción de biogás que reduzca el consumo de gas natural, considerando la posibilidad, además, de codigestión.

El PER destaca que el uso energético del biogás a partir de residuos, como ganaderos y biodegradables industriales, ha experimentado pocos avances, a diferencia del biogás de vertederos. No se pregunta los motivos que justifican esta situación. El Libro Blanco de la Energía (2005) sí diagnostica y recomienda en este tema (página 481): *"... es necesario reconocer una prima sustancialmente superior a la energía producida con biogás mediante este proceso (digestión anaerobia) discriminándola de la prima asociada a la utilización del biogás proveniente de los vertederos, que es un proceso mucho más barato"*. El Libro Blanco repite esta aseveración en varias partes de su memoria (páginas 468 y 587)

La tarifa regulada en España durante el año 2006 fue de 71,99 €/MWh (contabilizando 4% de complemento por energía reactiva). El precio medio pagado en el periodo julio 2005-julio 2006 para instalaciones que acudieran al mercado fue de 90,25 €/MWh. Hay que hacer notar que el precio de referencia para posibles pequeños productores es la tarifa regulada, la cual no permite acometer proyectos mínimamente rentables, y por tanto no se incentivó el aprovechamiento del recurso energético propio que representan los residuos biodegradables producidos en explotaciones agrícolas y ganaderas, así como de residuos orgánicos industriales.

El escenario anterior queda completamente modificado con el Real Decreto 661/2007 de 25 de mayo, el cual establece unas tarifas reguladas que crean condiciones para incentivar el mercado del biogás. Estas son:

Subgrupo b.7.1., a partir de biogás de vertederos: 7,992 c€/kW·h

Subgrupo b.7.2., digestores tratando residuos biodegradables: 13,069 c€/kW·h (potencia inferior o igual a 500 kW) y 9,68 c€/kW·h (potencia superior a 500 kW)

Las tarifas reguladas anteriores son de aplicación durante los primeros 15 años, igualándose después a 6,51 c€/kW·h.

Hay que notar que la tarifa para biogás de vertederos es superior en España que en Alemania.

A pesar que las tarifas anteriores, sin contar las de vertederos, quedan por debajo de las vigentes en Alemania y Austria, o las recientemente aprobadas en Francia, para instalaciones pequeñas (menos de 150 kW), representan un salto cualitativo en relación a las tarifas vigentes hasta el presente y, sin duda, ayudarán a activar el mercado. De todas formas, la comparativa con los países indicados para instalaciones de menos de 150 kW (o menos de 100 kW para Austria) hace notar que tal vez las instalaciones pequeñas queden todavía fuera del mercado. El análisis de la aseveración anterior requerirá el estudio de la distribución geográfica de granjas por tamaños y potencial energético individual.

2.- Objetivo

El objetivo del presente estudio es el análisis del potencial de producción de biogás en España, en base a la determinación del potencial de los diferentes sectores de actividad susceptibles de producir residuos biodegradables, así como identificar acciones a emprender para la máxima realización de este potencial.

3.- Métodos. Documentación base

3.1.- Documentación base de trabajo

INE. Instituto Nacional de Estadística. Agricultura, ganadería silvicultura, caza y pesca. Encuesta sobre la estructura de las explotaciones agrícolas. URL <http://www.ine.es/inebase/cgi/um?M=%2Ft01%2Fp044&O=inebase&N=&L> fecha de consulta: mayo 2007.

INE. Instituto Nacional de Estadística. Encuesta sobre generación de residuos en el sector industrial 2004. URL: <http://www.ine.es/inebase/cgi/um?M=%2Ft26%2Fe068%2Fp02%2Fa2004&O=pcaxis&N=&L=0>. Fecha de consulta: junio 2007

MAPA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Estadística. Encuestas ganaderas. Análisis del número de animales por tipos. URL <http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/encuestaganadera/encuesta.htm> fecha de consulta: mayo 2007.

MMA. Ministerio de Medio Ambiente. Memoria "Medio Ambiente en España 2004" URL: http://www.mma.es/secciones/info_estadistica_ambiental/estadisticas_info/memorias/2004/pdf/3_3_1_2004.pdf

Registro General de Lodos del MAPA, mayo 2007.

3.2.- Estimación del potencial de metano por residuo

Unidades: La primera estimación de potenciales máximos se realiza en tep/año, en base a 8.600 kcal/m³ CH₄ (PCI).

3.2.1.- Deyecciones ganaderas

El potencial energético se estima a partir de la producción de sólidos volátiles, estimada según la metodología de cálculo del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 1997). Para cada tipología de ganado, el potencial de producción máxima de metano se estima a partir de las correlaciones de Hill (1982), según Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Potencial de producción de metano (L CH₄/g SV) para diversos residuos ganaderos (Hill, 1982).

Origen del residuo	G ₀ (L CH ₄ /g SV)
Bovino	0,35
Vacuno	0,20
Porcino	0,45
Avícola	0,39

Estos valores son coherentes con los tomados por la metodología IPCC para estimar las emisiones de metano a la atmósfera por la ganadería, para porcino y bovino. En el caso de ganado bovino y vacuno, se ha uniformizado el valor de potencial máximo a 0,35 m³ CH₄/kg SV, ya que se estima que el valor aportado por Hill (1982) es bajo, y por debajo de las emisiones de metano para esta cabaña según metodología IPCC (1997), sin contar fermentación entérica.

El potencial máximo se obtendría en caso de una descomposición completa de la materia orgánica, lo cual requeriría de tiempos de retención considerables. Se estima de forma general una descomposición controlada del 60% de la materia orgánica transformable en biogás, por lo que los índices de la Tabla 3.1. se verán afectados por este factor. Con este factor de eficiencia, la producción obtenida para vacuno es de 0,21 m³ CH₄/kg SV añadido. Este factor general debe modificarse en función de las características de descomposición de cada estiércol.

Los estiércoles producidos por el ganado ovino, caprino y equino (caballar, mular y asnal) no se consideran, por la dificultad en el acopio de sus deyecciones. Asimismo, en comparación con los ganados porcino, bovino/vacuno y avícola, su aportación al total de materia orgánica es relativamente bajo.

Hipótesis específicas para ganado porcino

Los niveles de producción de materia orgánica (SV) para el sector porcino, tomados como base de cálculo, se indican en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Producción de materia orgánica por el sector porcino en función del estado fisiológico de los animales

Estado	Peso medio (kg)	Materia orgánica kg SV/cabeza·día
Lechones	8	0.049
Cerdos de 20 a 49 kg	34.5	0.210
Cerdos de 50 a 79 kg	64.5	0.393
Cerdos de 80 a 109 kg	94.5	0.576
Cerdos >109 kg	152	0.927
Cerdas reproductoras sin partos no cubiertas	80	0.488
Cerdas reproductoras sin partos cubiertas	140	0.854
Cerdas reproductoras con partos no cubiertas	170	1.037
Cerdas reproductoras con partos cubiertas	200	1.220
Verracos	159.5	0.973

El potencial general del 60% del teórico máximo puede modificarse en función del tiempo de retención y del contenido en nitrógeno amoniacal, el cual actúa como inhibidor. Como valor medio, se mantendrá este valor.

Hipótesis específicas para ganado bovino y vacuno

Los niveles de producción de materia orgánica (SV) para el sector bovino y vacuno, tomados como base de cálculo, se indican en la Tabla 3.3. El porcentaje de ganado en pastoreo reduce la accesibilidad al estiércol generado y por tanto reduce en el mismo porcentaje el potencial de energía producible y aprovechable.

El potencial general del 60% del teórico máximo puede modificarse en función del tiempo de retención, no siendo el contenido en nitrógeno amoniacal excesivamente limitante en comparación a los purines de cerdo. El potencial teórico máximo es inferior a estos, debido a una menor biodegradabilidad. Como valor medio, se mantendrá este valor.

Tabla 3.3. Producción de materia orgánica por el sector bovino/vacuno, en función del estado fisiológico de los animales, y estimación del porcentaje de animales en pastoreo

		Materia orgánica kg SV/cabeza·día	Pastoreo (%)
Animales < 12 meses	Sacrificio	1.461	0
	Reposición	2.614	100
Animales de 12 a 24 meses	M reposición	2.988	25
	H sacrificio	2.988	0
	H reposición	2.988	100
Animales de más de 2 años	Ordeño (p=0)	5.080	100
	Ordeño (p ≥1)	5.080	0
	Otras	5.080	50
	Carne (M, H)	3.042	100

Hipótesis específicas para el sector avícola

En el sector avícola debe distinguirse entre el estiércol producido (gallinaza) con cama (paja, serrín, virutas de madera,...), usualmente producido por el sector del engorde de pollos, y la gallinaza sin otros compuestos (estiércol de gallinas ponedoras). Las dos tipologías presentan bajo contenido de humedad. La primera presenta dificultades de manejo para el proceso de digestión anaerobia si la cama está constituida por derivados de la madera. Asimismo, su recogida se realiza usualmente después de cada ciclo de engorde (unos 5 ciclos/año), reduciéndose su potencial de producción de metano. El estiércol de gallinas ponedoras presenta un mejor manejo, mayor humedad y menor contenido en materiales impropios. Por este motivo, tan solo se considera el potencial del sector de las gallinas ponedoras. Se desestima también el potencial energético del sector de otras aves (patos, pavos, perdices), por tener un menor peso en la cabaña.

La metodología IPCC (1997) estima una producción de 0,1 kg SV/gallina·día, lo cual se considera elevado) y un potencial máximo de emisión de metano a la atmósfera de 0,32 m³ CH₄/kg SV, valor que se verá reducido en función de la temperatura ambiente y el manejo. La gallinaza tiene una composición en nitrógeno amoniacal elevada, lo cual reduce su potencial realizable. Hill (1982) estima valores de la constante de inhibición más elevados que para purines de cerdo o vacuno. Hobson (1990) estima valores de producción de biogás entre 0,35 y 0,45 m³/kg SV, con una producción diaria de deyecciones de 0,1 kg/gallina·día y un contenido del 30 al 50% de sólidos totales (80% de SV). La divergencia de valores en la bibliografía requiere tomar hipótesis que, dado la conocida dificultad para una correcta digestión, deberán ser conservadores. Se tomarán las siguientes hipótesis de cálculo: 0.032 kg SV/gallina·día; potencial de producción máxima según Hill (1982), esto es 0,39 m³ CH₄/kg SV; y un factor de descomposición de SV del 40%.

3.2.2.- Residuos municipales

El contenido de materia orgánica de los residuos municipales se encuentra alrededor del 50%. Se ha tomado como base de referencia el contenido estimado por el MMA (2004), 48,9% de materia orgánica media nacional, así como la producción total de residuos relativos al año 2003.

Para estimar la producción de metano se han considerado las siguientes hipótesis: Contenido en humedad de la fracción orgánica del 60% (40% de sólidos totales), un 94 de sólidos volátiles (SV) respecto de sólidos totales y un potencial de producción de metano de 400 m³ CH₄/tonelada de SV (ver Tabla 1.2.). Es conveniente utilizar unidades de CH₄ en lugar de biogás para tener una base homogénea de referencia para la estimación de la producción en unidades

energéticas. Así, para una misma producción de metano, el contenido de CO₂ en el biogás de vertedero es superior al de biogás en digestor anaerobio controlado y por tanto se requerirían diferentes valores del PCI.

Para la estimación del potencial actual de la materia orgánica en vertederos, se ha considerado un contenido de materia orgánica del 45%. Este valor debe reducirse paulatinamente para dar cumplimiento a la Directiva Europea 99/31/CE relativa a la disposición de residuos en vertederos. En ésta se indica que el contenido de materia orgánica entrada a vertederos debe reducirse en un mínimo 65% en el año 2016 con respecto a la producción nacional de residuos biodegradables en el año 1995.

La materia orgánica se distribuye en diferentes compartimentos junto con otros materiales, en función de los métodos de gestión aplicados en cada municipio. Para simplificar, y sin hacer consideraciones sobre el contenido de otros materiales biológicamente inertes, se ha distribuido la materia orgánica estimada producida en cada comunidad autónoma en 4 grupos: vertedero (suponiendo una reducción del 65% respecto a los valores estimados en el año el 2003), incineración (manteniendo los caudales de incineración actuales y suponiendo que el 45% de estos son de materia orgánica), instalaciones de compostaje e instalaciones de digestión anaerobia. La distribución en estos dos últimos grupos se ha estimado en un 50% cada uno para tener en cuenta la posibilidad técnica de esta opción si la digestión anaerobia no aporta la rentabilidad suficiente.

La distribución del potencial energético en los cuatro grupos indicados presenta la siguiente lectura: potencial en vertederos: aprovechable como biogás; potencial en incineración: contribuye a la producción energética de las centrales de incineración y no es aprovechable como biogás; potencial en instalaciones de digestión anaerobia: aprovechable como biogás; potencial en plantas de compostaje: no aprovechable directamente pero contribuye a un adecuado perfil del proceso y a mantener temperaturas de higienización.

La suma del potencial distribuido entre plantas de compostaje y de digestión anaerobia correspondería al potencial total, realizable en función del número y capacidad de las plantas respectivas que se vayan implantando.

3.2.3.- Lodos de depuración de plantas depuradoras municipales

La información relativa a lodos de depuración de plantas depuradoras municipales viene en unidades de toneladas de materia seca/año, en el registro nacional de lodos de depuración del MAPA. Se considera un contenido medio del 70% de sólidos volátiles y una producción de metano de 0,3 m³ CH₄/kg SV.

El Registro Nacional de lodos clasifica estos según cuatro destinos actuales: vertedero, incineración, uso agrícola y otros (sin especificar). Se considera que todos los lodos con uso agrícola son susceptibles de producción de biogás, y los lodos con destino a vertedero o a incineración se considera que tienen una composición que puede hacer difícil su reciclado, y por tanto con posibles problemas de toxicidad. Se considera que de estos puede ser posible una digestión anaerobia de hasta el 50% de la producción actual. No se hacen hipótesis sobre otros destinos y no se valora su potencial energético.

3.2.4.- Residuos orgánicos industriales

La fuente de información consultada ha sido la Encuesta sobre la generación de residuos en el sector industrial 2004. De estos resultados se han considerado los residuos animales y vegetales producidos por la industria manufacturera, que incluye la industria alimentaria. La encuesta detalla la producción de residuos por comunidades autónomas para el global de la industria manufacturera, mientras que

sólo el global español para la alimentaria. El total de esta tipología de residuos para la industria alimentaria es del 96,6% del total de la manufacturera, de manera que se ha estimado la distribución por comunidades autónomas utilizando este factor de proporcionalidad. También se ha actuado así para los lodos comunes no peligrosos, resultado de procesos de depuración en plantas depuradoras industriales, aunque la proporción para la industria alimentaria es del 64%, por lo cual el error de estimación puede ser superior.

La estimación del potencial energético de los residuos animales y vegetales de la industria alimentaria presenta un grado de complejidad elevado. En la Tabla 3.4. se indican valores de producción estimados para diferentes residuos de la industria alimentaria y en la que se puede apreciar el amplio rango de valores. Se toma un global de 120 m³ biogás /tonelada de residuo y un contenido en metano del 65%. Se valora que siendo declarados como residuos, el 100% es susceptible de tratamiento por digestión anaerobia para producción de biogás. El valor obtenido de potencial máximo será susceptible de reducción por posibles usos alternativos: reciclado para alimentación animal, compostaje, incineración u obtención de productos con valor económico para la propia industria.

Tabla 3.4. Potenciales estimados de producción de biogás para algunos residuos de la industria alimentaria, clasificados según el CER (Catálogo Europeo de Residuos)

Código CER	Descripción del residuo	Potencial biogás (m³/t residuo fresco)
020099	Tejidos vegetales (de mercado central, húmedo)	48,6
020101	Tejidos vegetales (industria frutícola)	42,7
020108	Estiércoles en matadero	149,4
020190	Lodos de tratamiento de efluentes	62,5
020290	Lodos de tratamiento de efluentes	271,8
020390	Lodos de tratamiento de efluentes	90,5
020199	Residuos no especificados anteriormente	212,3
020201	Tejidos vegetales (pulpa, piel)	418,0
020202	Tejidos animales (intestinos y contenido)	194,9
020203	Sebo y grasa	688,0
020208	Alpechín y alpeorujo (líquidas)	120,0
020210	Tierras adsorbentes de filtración	294,0
020306	Tierras adsorbentes de filtración	294,0
020301	Residuos de tratamiento de materias primas	81,1
020305	Residuos sólidos de destilación de alcoholes	107,3
Valor global para residuos a efectos presente estimación (no lodos)		120,0
Valor global para lodos a efectos presente estimación		65

El potencial de producción de biogás para lodos de depuración en el sector industrial presenta un elevado grado de incertidumbre, ya que depende de sus características y procesos de transformación/concentración aplicados. Se considerará que toda la producción estimada es susceptible de producción de biogás, y que la producción media es de 65 m³ biogás/tonelada de lodo, con un contenido del 65% en metano (ver Tabla 3.4).

4.- Potencial de producción de biogás en España

La estimación del potencial energético se ha realizado por comunidades autónomas. Sólo ha sido posible el análisis del potencial por provincias para las deyecciones ganaderas.

En las estimaciones siguientes, se considera el potencial como el valor de la producción energética vía biogás que se obtiene mediante una descomposición parcial del residuo orgánico. Así, para deyecciones ganaderas se ha valorado en un 60% y para los otros residuos

4.1.- Sector ganadero

El potencial de producción de biogás según la metodología expuesta en el capítulo 3 para el sector ganadero se indica en la Tabla 4.1. Para el sector avícola, gallinas ponedoras, la distribución del potencial por provincias se ha realizado según censo del año 1998, distribuyendo porcentualmente el potencial total de cada Comunidad Autónoma según el censo global de 2004.

Los valores obtenidos pueden considerarse sobreestimados para zonas en las que el ganado presente cotas elevadas de pastoreo o de estabulación abierta. Este puede ser el caso del porcino en Extremadura o en zonas de Castilla y León. Para el caso del ganado vacuno ya se ha considerado esta circunstancia, aunque no es posible llegar al detalle de las prácticas concretas de cada zona geográfica.

Se han marcado en rojo los valores de las provincias que superan el 5% del potencial, para cada sector productor considerado. Este valor indica un peso elevado en el total y por tanto la necesidad de una atención preferente en planes de actuación.

4.2.- Sector residuos municipales

El análisis de la estimación del potencial energético se muestra en la Tabla 4.2. Este potencial se distribuye en cuatro grupos:

- Compostaje aerobio (50%): corresponde al potencial energético contenido en la materia orgánica que se trata mediante compostaje aerobio, suponiendo que se trata un caudal correspondiente al 50% de la materia orgánica que no va ni a vertedero ni a incineración. Es un potencial no realizable si realmente se sigue este proceso, pero podría ser accesible si en el horizonte 2030 parte de estas plantas implantan una digestión anaerobia en cabecera de la instalación. Esto podría ser especialmente aplicable a instalaciones que traten materia orgánica de mala calidad para uso agrícola posterior, de manera que un tratamiento mecánico-biológico anaerobio cumpliría con las condiciones de reducción de materia orgánica sin necesidad de perseguir una alta calidad agrícola final.
- Digestión anaerobia: corresponde al potencial correspondiente a un tratamiento mediante digestión anaerobia del 50% del material no enviado ni a vertedero ni incineración.
- Vertedero: se estima un valor del 35% del potencial actual, teniendo en cuenta la aplicación de la Directiva Europea sobre vertederos. Es un potencial accesible.
- Incineración: corresponde a la energía relativa a materia orgánica biodegradable que se recuperaría en una central térmica de combustión de residuos municipales, junto con la energía de otros materiales (papel, plásticos, etc.). Se han mantenido los caudales actuales de tratamiento. Es una energía accesible y realizable, pero no contabilizable como biogás.

4.3.- Sector lodos de plantas de depuración de aguas residuales urbanas

La estimación del potencial energético de biogás de los lodos de plantas depuradoras de aguas residuales urbanas se muestra en la Tabla 4.3.

Se consideran lodos potencialmente utilizables para producción de biogás los que actualmente tienen un uso agrícola, y que podrían ser susceptibles de codigestión con otros residuos que presenten este fin, y el 50% de los que actualmente van a vertedero e incineración. La reducción de la materia orgánica entrada a vertederos, según la Directiva Europea al respecto, propiciará a corto plazo sistemas de reducción del contenido orgánico, siendo la digestión anaerobia uno de los posibles y favorables a la reducción de emisiones de CO₂.

4.4.- Sector residuos industriales

La estimación del potencial de los residuos orgánicos de origen industrial se muestra en la Tabla 4.4.

Solamente se ha estudiado el potencial para los residuos de la industria agroalimentaria, y tan solo correspondiente al epígrafe de residuos animales y vegetales y al de lodos comunes (en ambos casos clasificados como no peligrosos). En los dos casos la producción de estos residuos se ha estimado a partir de los valores globales de la industria manufacturera. Otras industrias diferentes a la alimentaria producen esta tipología de residuos, pero no se ha estimado adecuado incluirlos por desconocimiento de las posibles características diferenciales.

Los valores obtenidos pueden estar subestimados, ya que se consideran residuos aquellos subproductos del proceso industrial que deberán gestionarse como tales, mientras que otros subproductos, susceptibles de producir biogás, no serán clasificados como residuos si siguen actualmente un proceso de valorización. Los precios de mercado de los procesos de valorización, así como la relación entre oferta y demanda de los subproductos valorizables, modifican la consideración de un subproducto como residuo. Este es el caso de subproductos vegetales de la industria de los zumos de fruta, los cuales tienen una posible valorización para alimentación animal pero que serían susceptibles de producir biogás en épocas de elevada producción y baja demanda para alimentación, o bien cuando su grado de descomposición no permite la valorización. También es así para subproductos animales de la industria cárnica.

Una estimación de la producción de subproductos de la industria cárnica (AICE, 2005), de la industria del procesado de frutas y verduras (WGOM&B, 2004) y de la industria del aceite de oliva (WGOM&B, 2004), sumaba 8,25 Mt de subproductos orgánicos con un contenido de 2,49 Mt de materia orgánica biodegradable (Flotats, 2006), mientras que el total de residuos animales y vegetales de la industria alimentaria es de 2,1 Mt según el INE (2007). Holm-Nielsen y Saedi (2001) también estiman valores superiores para España de residuos industriales biodegradables, con un valor de 3,9 Mt.

Otro factor que eleva el grado de incertidumbre sobre las estimaciones es la caracterización de estos residuos, los cuales presentan un amplio rango de valores en la producción de biogás. Todo lo anterior pone de manifiesto la necesidad de realizar trabajos de inventario específicos para los residuos orgánicos industriales.

4.5. - Síntesis. Potencial total y potencial accesible

En la Tabla 4.5. se sintetizan los valores de las Tablas 4.1 a 4.4. El potencial total de energía estimado es de 3.083 ktep, con las hipótesis de cálculo expuestas en el capítulo 3 y en los apartados anteriores del presente capítulo.

Se estima que el potencial total no es accesible en todos los casos, esto es, es un potencial máximo solamente realizable con el tratamiento del 100% de la materia prima. Se considera accesible aquel que puede ser objeto de gestión y tratamiento mediante digestión anaerobia. El potencial accesible podría considerarse el objetivo de realización en el horizonte 2030.

Para la estimación del potencial accesible se ha considerado que el 75% de las deyecciones ganaderas pueden ser objeto de digestión anaerobia en el horizonte 2030. Correspondería a las explotaciones de mayor tamaño que representen el 75% de la producción total.

Para la fracción orgánica de los residuos municipales se considera accesible el potencial correspondiente a digestores y vertederos, y sólo accesible en un 50% el potencial que actualmente presentan las posibles plantas de compostaje aerobio, según las hipótesis adoptadas para este sector.

Para los lodos de plantas depuradoras urbanas se considera accesible el 75%. Esto implica que las plantas depuradoras pequeñas, que no pueden adoptar un sistema de digestión anaerobia por falta de rentabilidad, han de poder transferir el residuo a plantas de codigestión centralizada.

Para residuos de la industria alimentaria, se considera accesible el 100% del potencial. Esto implicaría que los gestores de estos residuos adopten el proceso de digestión anaerobia en su línea de tratamiento, sustituyendo la práctica actual de compostaje o vertedero.

El potencial accesible estimado para el horizonte 2030 es de 2.422 ktep.

Se considera que este podría ser el objetivo de potencial realizable para el horizonte 2030, debiéndose adoptar objetivos realizables intermedios. La estimación de Holm-Nielsen y Saedi (2001) de un potencial de 1.579 ktep en el horizonte 2020 para España no parece fuera de lugar y podría realizarse con objetivos del 50% del potencial total.

No se ha evaluado el potencial de producción de biogás por tratamiento anaerobio de aguas residuales. Este método de tratamiento es susceptible de aplicación en aguas residuales de alta carga orgánica, sobretudo procedente de la industria alimentaria. Serían de aplicación las mismas tarifas eléctricas que las de producción de biogás de residuos, aunque en este caso los residuos se encuentran muy diluidos. Debería evaluarse el potencial energético de este sector, susceptible además de ahorro energético si se sustituyen sistemas aerobios de tratamiento de aguas (consumidores netos de energía) por los anaerobios.

Tabla 4.1. Estimación de los potenciales de producción de metano (ktep/año) por digestión anaerobia de deyecciones ganaderas de ganado porcino, bovino y avícola

	Porcino		Bovino		Avícola		TOTAL		% TOTAL COMUNIDADES
	ktep/año	%	ktep/año	%	ktep/año	%	ktep/año	%	
La Coruña	6.898	0.839	58.863	10.339	1.077	1.727	66.838	4.598	
Lugo	3.720	0.453	62.645	11.004	0.333	0.534	66.698	4.588	
Ourense	8.765	1.066	4.416	0.776	1.023	1.640	14.205	0.977	
Pontevedra	5.390	0.656	16.885	2.966	0.941	1.509	23.216	1.597	
Galicia	24.773		142.809		3.375		170.957		11.760
Asturias	1.073	0.131	39.252	6.895	0.544	0.872	40.868	2.811	2.811
Cantabria	0.533	0.065	42.747	7.509	0.400	0.641	43.680	3.005	3.005
Alava	0.472	0.057	3.019	0.530	0.372	0.597	3.863	0.266	
Guipúzcoa	0.257	0.031	6.740	1.184	0.749	1.201	7.746	0.533	
Vizcaya	0.393	0.048	5.664	0.995	0.864	1.385	6.921	0.476	
País Vasco	1.122		15.422		1.985		18.530		1.275
Navarra	17.024	2.071	10.069	1.769	0.740	1.186	27.833	1.915	1.915
La Rioja	3.573	0.435	2.415	0.424	0.324	0.520	6.313	0.434	0.434
Huesca	62.353	7.585	19.843	3.486	0.922	1.477	83.118	5.718	
Teruel	28.354	3.449	2.829	0.497	0.142	0.228	31.326	2.155	
Zaragoza	50.030	6.086	7.713	1.355	2.329	3.733	60.071	4.132	
Aragón	140.737		30.385		3.393		174.515		12.005
Barcelona	48.836	5.941	20.167	3.542	2.293	3.676	71.296	4.904	
Girona	26.107	3.176	17.095	3.003	1.439	2.307	44.641	3.071	
Lleida	95.724	11.645	27.596	4.847	2.157	3.457	125.476	8.632	
Tarragona	17.146	2.086	1.444	0.254	3.469	5.562	22.060	1.517	
Cataluña	187.813		66.302		9.358		263.473		18.124

Baleares	1.623	0.197	4.273	0.751	0.351	0.563	6.247	0.430	0.430
Avila	5.676	0.690	11.442	2.010	0.279	0.448	17.397	1.197	
Burgos	12.606	1.534	6.446	1.132	2.371	3.802	21.423	1.474	
León	2.737	0.333	13.543	2.379	0.631	1.011	16.911	1.163	
Palencia	3.826	0.466	7.903	1.388	0.456	0.731	12.185	0.838	
Salamanca	30.244	3.679	22.266	3.911	0.315	0.504	52.824	3.634	
Segovia	38.885	4.731	10.332	1.815	0.938	1.503	50.155	3.450	
Soria	10.908	1.327	0.859	0.151	0.107	0.172	11.874	0.817	
Valladolid	9.913	1.206	6.246	1.097	4.962	7.955	21.122	1.453	
Zamora	11.720	1.426	6.920	1.216	0.302	0.484	18.942	1.303	
Castilla-León	126.516		85.956		10.361		222.833		15.329
Madrid	1.427	0.174	5.214	0.916	2.524	4.047	9.165	0.630	0.630
Albacete	3.294	0.401	2.444	0.429	0.233	0.374	5.971	0.411	
Ciudad Real	2.645	0.322	4.378	0.769	0.652	1.046	7.675	0.528	
Cuenca	5.720	0.696	0.586	0.103	0.971	1.557	7.277	0.501	
Guadalajara	0.376	0.046	0.740	0.130	10.275	16.472	11.391	0.784	
Toledo	44.509	5.415	19.368	3.402	7.442	11.930	71.318	4.906	
Castilla-La Mancha	56.543		27.516		19.573		103.633		7.129
Alicante	1.988	0.242	1.451	0.255	0.420	0.673	3.859	0.265	
Castellón	21.060	2.562	1.329	0.233	0.848	1.359	23.236	1.598	
Valencia	16.076	1.956	3.440	0.604	1.849	2.965	21.366	1.470	
C. Valenciana	39.124		6.220		3.117		48.460		3.334
R. de Murcia	67.786	8.246	5.613	0.986	0.223	0.357	73.621	5.064	5.064
Badajoz	60.164	7.319	14.828	2.605	0.314	0.504	75.307	5.180	
Cáceres	8.693	1.057	24.273	4.264	0.236	0.378	33.201	2.284	
Extremadura	68.857		39.101		0.550		108.508		7.464

Almería	11.127	1.354	0.242	0.042	0.079	0.127	11.448	0.788	
Cádiz	9.655	1.175	7.215	1.267	0.253	0.406	17.123	1.178	
Córdoba	11.183	1.360	15.608	2.742	0.242	0.388	27.033	1.860	
Granada	4.302	0.523	2.410	0.423	0.157	0.252	6.870	0.473	
Huelva	9.608	1.169	0.637	0.112	0.056	0.090	10.301	0.709	
Jaén	4.325	0.526	6.241	1.096	0.238	0.381	10.803	0.743	
Málaga	8.970	1.091	1.353	0.238	1.460	2.341	11.784	0.811	
Sevilla	22.275	2.710	8.629	1.516	0.903	1.448	31.808	2.188	
Andalucía	81.445		42.335		3.389		127.170		8.748
Las Palmas	0.810	0.099	2.435	0.428	1.098	1.761	4.343	0.299	
Sta. Cruz Tenerife	1.232	0.150	1.242	0.218	1.073	1.721	3.547	0.244	
Islas Canarias	2.042		3.677		2.172		7.891		0.543
ESPAÑA	822.011		569.307		62.379		1,453.696		100%

Tabla 4.2. Estimación del potencial de producción de energía primaria de biogás a partir de la fracción orgánica de residuos municipales

COMUNIDAD	Producción ¹		Distribución actual producción 2003 ²			Potencial energético biogás (ktep/año)		Distribución potencial energético biogás (ktep/año)			
	RSU (t/año)	Fracción orgánica (t/año)	Vertido controlado (t/año)	Incineración (t/año)	Compostaje y reciclado (t/año)	Potencial total	Potencial vertederos	Compostaje aerobio 50%	Vertedero 2016 (reducción del 65%)	Digestores anaerobios	Incineración (45% MO biodegrad.)
Andalucía	3.789.922	1.853.272	1.855.540		1.742.742	239,7	108,0	101,0	37,8	101,0	0,0
Aragón	538.779	263.463	473.629			34,1	27,6	12,2	9,6	12,2	0,0
Asturias	485.147	237.237	445.759			30,7	25,9	10,8	9,1	10,8	0,0
Baleares	705.405	344.943	177.766	298.385	58.083	44,6	10,3	11,8	3,6	11,8	17,4
Canarias	1.390.170	679.793	1.283.832	10.051	45.000	87,9	74,7	30,6	26,2	30,6	0,6
Cantabria	252.000	123.228			212.330	15,9	0,0	8,0	0,0	8,0	0,0
Castilla la M.	676.015	330.571	405.931		175.031	42,8	23,6	17,2	8,3	17,2	0,0
Castilla y León	1.015.134	496.400	377.051		395.536	64,2	21,9	28,3	7,7	28,3	0,0
Cataluña	3.692.543	1.805.654	2.242.142	745.209	283.727	233,6	130,5	72,2	45,7	72,2	43,4
Extremadura	461.747	225.794	287.159		162.376	29,2	16,7	11,7	5,8	11,7	0,0
Galicia	913.776	446.836	322.231	245.353	186.650	57,8	18,8	18,5	6,6	18,5	14,3
Madrid	3.133.208	1.532.139	1.832.504	296.525	943.021	198,2	106,7	71,8	37,3	71,8	17,3
Murcia	555.923	271.846	146.905		361.913	35,2	8,6	16,1	3,0	16,1	0,0
Navarra	270.140	132.098	207.219		18.709	17,1	12,1	6,4	4,2	6,4	0,0
País Vasco	994.531	486.326	824.165			62,9	48,0	23,1	16,8	23,1	0,0
La Rioja	140.143	68.530	127.369			8,9	7,4	3,1	2,6	3,1	0,0
Valencia	2.345.002	1.146.706	378.358		1.449.485	148,3	22,0	70,3	7,7	70,3	0,0
Ceuta ⁴	42.365	20.716				2,7	0,0	1,3	0,0	1,3	0,0
Melilla	42.756	20.908	40.391	39.737		2,7	2,4	0,2	0,0	0,2	2,3
TOTAL	21.444.705	10.486.461	11.427.951	1.635.260	6.034.603	1.356,4	665	514,6	232,0	514,6	95,2

^{1,2} Fuente: Ministerio de Medio Ambiente. Memoria "Medio Ambiente en España 2004"

² No se indica recogida selectiva de vidrio, papel y otros, ni vertido incontrolado

Tabla 4.3. Estimación del potencial de producción de energía primaria de biogás de lodos de plantas depuradoras de aguas urbanas

	Producción (t/año) ¹	Vertedero (t/año) ¹	Incineración (t/año) ¹	Aplicación agrícola (t/año) ¹	Otros (t/año) ₁	Lodos potencialmente utilizables (t/año)	Producción potencial máxima de CH ₄ (m ³ /año)	Potencial energético (ktep/año)
Andalucía	94,129	25,243	0	68,470	416	81,092	17,029,215	14.6
Aragón ²	31,309	1,399	20,000	9,910	0	20,610	4,327,995	3.7
Asturias	2,229	791	0	1,413	25	1,809	379,785	0.3
Baleares	55,705	4,836	0	50,869	0	53,287	11,190,270	9.6
Canarias	15,240	13,440	0	24	1,776	6,744	1,416,240	1.2
Cantabria	7,733	7,400	0	274	59	3,974	834,540	0.7
Castilla la M.	42,482	10,672	89	28,622	3,099	34,003	7,140,525	6.1
Castilla y León	46,346	7,315	0	38,638	393	42,296	8,882,055	7.6
Cataluña	310,025	58,573	0	163,999	87,453	193,286	40,589,955	34.9
C. Valenciana	242,826	14,732	42,476	184,303	1,315	212,907	44,710,470	38.5
Extremadura	9,430	3,316	0	6,114	0	7,772	1,632,120	1.4
Galicia	41,116	4,821	314	28,128	7,853	30,696	6,446,055	5.5
Madrid	261,357	8,092	0	185,826	67,439	189,872	39,873,120	34.3
Murcia	2,731	1,728	0	1,003	0	1,867	392,070	0.3
Navarra	9,886	40	0	9,527	319	9,547	2,004,870	1.7
País Vasco	24,391	9,126	13,544	1,721	0	13,056	2,741,760	2.4
La Rioja	7,018	1	0	6,997	20	6,998	1,469,475	1.3
Ceuta y Melilla	1,460	0	1,460	0	0	730	153,300	0.1
TOTAL	1,205,413	171,525	77,883	785,838	170,167	910,542	191,213,820	164.4

¹ Fuente: Registro Nacional de Lodos de Depuración (MAPA, 2007)

² El plan especial de depuración de aguas residuales de Aragón no contempla la instalación de digestores anaerobios para el tratamiento de lodos de depuradora

Tabla 4.4. Estimación del potencial de producción de energía primaria de biogás de residuos orgánicos industriales

	Residuos animales y vegetales, no peligrosos (t/año)		Lodos comunes, no peligrosos (t/año)		Producción potencial de metano (m ³ CH ₄ /año)		Producción potencial de energía primaria (ktep/año)		TOTAL
	Industria manufacturera	Industria de la alimentación, bebidas y tabaco ¹	Industria manufacturera	Industria de la alimentación, bebidas y tabaco ¹	De residuos animales y vegetales	De lodos comunes	De residuos animales y vegetales	De lodos comunes	
Total	2,244,759	2,169,959	2,518,214	1,612,194					
Andalucía	617,121	596,557	407,094	260,627	46,531,466	11,011,490	40.0	9.5	49.5
Aragón	49,257	47,616	299,254	191,586	3,714,021	8,094,525	3.2	7.0	10.2
Asturias	8,485	8,202	7,825	5,010	639,776	211,659	0.6	0.2	0.7
Baleares	321	310	631	404	24,204	17,068	0.0	0.0	0.0
Canarias	7,257	7,015	2,591	1,659	547,184	70,084	0.5	0.1	0.5
Cantabria	3,645	3,524	101,826	65,190	274,836	2,754,293	0.2	2.4	2.6
Castilla y León	122,686	118,598	180,429	115,513	9,250,632	4,880,426	8.0	4.2	12.2
Castilla-La Mancha	392,926	379,833	24,013	15,373	29,626,966	649,528	25.5	0.6	26.0
Cataluña	292,646	282,894	1,062,418	680,174	22,065,766	28,737,355	19.0	24.7	43.7
Com. Valenciana	191,738	185,349	83,512	53,465	14,457,214	2,258,917	12.4	1.9	14.4
Extremadura	257,316	248,742	23,059	14,763	19,401,853	623,723	16.7	0.5	17.2
Galicia	60,209	58,203	59,572	38,139	4,539,812	1,611,364	3.9	1.4	5.3
Madrid	42,809	41,383	81,516	52,188	3,227,836	2,204,927	2.8	1.9	4.7
Murcia	150,773	145,749	80,310	51,416	11,368,417	2,172,306	9.8	1.9	11.6
Navarra	23,884	23,088	11,665	7,468	1,800,875	315,527	1.5	0.3	1.8
País Vasco	15,031	14,530	75,009	48,022	1,133,351	2,028,919	1.0	1.7	2.7
La Rioja	8,654	8,366	17,491	11,198	652,519	473,114	0.6	0.4	1.0
TOTAL	2,244,758	2,169,958	2,518,215	1,612,195	169,256,727	68,115,224	145.6	58.6	204.1

Fuente datos de producción de residuos: Instituto Nacional de Estadística. Encuesta sobre generación de residuos en el sector industrial 2004

¹ Valores en cursiva para la industria alimentaria: estimados a partir de distribución proporcional por CCAA según la relación global entre industria alimentaria y total manufacturera.

Tabla 4.5. Resumen de los potenciales energéticos por producción de biogás, según su origen y peso en el potencial accesible, por Comunidades Autónomas (Unidades: ktep)

Unidades: ktep	Deyecciones ganaderas				Fracción orgánica de residuos municipales				Lodos municipales	Residuos industria alimentaria			Potencial total	Potencial accesible
	Porcino	Bovino	Avícola	Potencial total	Compostaje	Vertedero	Digestores	Potencial total	Potencial total	Residuos	Lodos	Potencial total		
	75%	75%	75%		50%	100%	100%		75%	100%	100%			
Andalucía	81.4	42.3	3.4	127.2	101.0	37.8	101.0	239.7	14.6	40.0	9.5	49.5	431.0	345.1
Aragón	140.7	30.4	3.4	174.5	12.2	9.6	12.2	34.1	3.7	3.2	7.0	10.2	222.5	171.8
Asturias	1.1	39.3	0.5	40.9	10.8	9.1	10.8	30.7	0.3	0.6	0.2	0.7	72.6	56.9
Balears	1.6	4.3	0.4	6.2	11.8	3.6	11.8	27.2	9.6	0.0	0.0	0.0	43.2	33.3
Canarias	2.0	3.7	2.2	7.9	30.6	26.2	30.6	87.3	1.2	0.5	0.1	0.5	97.0	79.4
Cantabria	0.5	42.7	0.4	43.7	8.0	0.0	8.0	15.9	0.7	0.2	2.4	2.6	62.9	47.9
Castilla-La Man.	56.5	27.5	19.6	103.6	17.2	8.3	17.2	42.8	6.1	25.5	0.6	26.0	178.6	142.5
Castilla y León	126.5	86.0	10.4	222.8	28.3	7.7	28.3	64.2	7.6	8.0	4.2	12.2	306.8	235.1
Cataluña	187.8	66.3	9.4	263.5	72.2	45.7	72.2	190.2	34.9	19.0	24.7	43.7	532.2	421.5
C. Valenciana	39.1	6.2	3.1	48.5	70.3	7.7	70.3	148.3	38.5	12.4	1.9	14.4	249.6	192.7
Extremadura	68.9	39.1	0.6	108.5	11.7	5.8	11.7	29.2	1.4	16.7	0.5	17.2	156.3	123.0
Galicia	24.8	142.8	3.4	171.0	18.5	6.6	18.5	43.5	5.5	3.9	1.4	5.3	225.3	171.9
Madrid	1.4	5.2	2.5	9.2	71.8	37.3	71.8	180.9	34.3	2.8	1.9	4.7	229.0	182.3
Murcia	67.8	5.6	0.2	73.6	16.1	3.0	16.1	35.2	0.3	9.8	1.9	11.6	120.8	94.2
Navarra	17.0	10.1	0.7	27.8	6.4	4.2	6.4	17.1	1.7	1.5	0.3	1.8	48.5	37.9
País Vasco	1.1	15.4	2.0	18.5	23.1	16.8	23.1	62.9	2.4	1.0	1.7	2.7	86.5	69.8
La Rioja	3.6	2.4	0.3	6.3	3.1	2.6	3.1	8.9	1.3	0.6	0.4	1.0	17.4	13.9
Ceuta y Melilla					1.5	0.0	1.5	3.1	0.1				3.2	2.4
TOTAL	822.0	569.3	62.4	1,453.7	514.6	232.0	514.6	1,261.2	164.4	145.6	58.6	204.1	3,083.5	2,421.6

5.- Factores que afectan a la realización del potencial

La digestión anaerobia es un proceso productor de energía renovable, pero también una herramienta de tratamiento de residuos y aguas residuales de alta carga. Las políticas que se apliquen para la gestión de residuos y las estrategias de tratamiento correspondientes que se adopten tienen efecto sobre el peso que la digestión pueda tener en estas estrategias. En opinión del autor, la digestión anaerobia es un proceso fundamental en todas las estrategias de tratamiento de residuos cuyo objetivo sea la recuperación de recursos de los residuos orgánicos.

A continuación se analizan los factores que pueden afectar a la implantación de la digestión anaerobia, entre los cuales tienen importancia los relativos a las estrategias de gestión de residuos, las tendencias legislativas europeas en este ámbito y la política de precios de venta de la energía obtenida del biogás.

5.1. Usos y tecnologías de tratamiento alternativos

Se consideran usos o procesos de transformación alternativos la aplicación de técnicas diferentes a la digestión anaerobia para la gestión de los residuos. Como tales, pueden tener una composición que permita su valorización mediante reciclado o transformación en materias primas en otro sector productivo o, por el contrario, tener una composición que obligue a un sistema de tratamiento diferente a la digestión anaerobia para reducir su posible impacto ambiental. En este último caso, las prioridades definidas por normativa aplicable o por planes de actuación en cada zona geográfica pueden marcar la orientación de las tecnologías a utilizar.

La orientación sobre el proceso a utilizar en cada sector de actividad, o tipología de residuo orgánico, depende de múltiples factores: locales, sectoriales, legislativos y económicos, pero básicamente depende del objetivo que se persiga. El proceso de digestión anaerobia puede considerarse complementario para la mayoría de objetivos posibles del tratamiento de residuos, con la adecuación o actualización de las tecnologías a las que se complementa.

Los objetivos a cumplir por las estrategias de tratamiento de residuos orgánicos pueden ser múltiples. Entre otros:

1. Adecuar la producción de subproductos a las necesidades estacionales de cultivos
2. Transportar fuera del área de producción: reducir el volumen, concentrar
3. Valorar económicamente el subproducto: transformarlo en productos con valor añadido
4. Adecuar la composición a los requerimientos del entorno: suelos, cultivos, malos olores
5. Recuperar nutrientes u otros componentes valorizables (nitrógeno, fósforo,...)
6. Reducir la emisión de gases de efecto invernadero o productores de lluvia ácida
7. Estabilizar, eliminar materia orgánica fácilmente degradable
8. Higienizar: reducir o eliminar patógenos, semillas, larvas de insectos,...
9. Eliminar contaminantes persistentes (POPs,.....)
10. Aislar, en caso de no ser posible su valorización agronómica o no cumplir los requerimientos de calidad, previa estabilización y/o valorización energética.

El objetivo particular que se deba perseguir dependerá de las características de cada residuo o subproducto y de las condiciones de contorno, ya sean globales o locales (legislativos, climáticos, política de precios de la energía, ...) Debe notarse que para un productor de estos residuos, su objetivo podría ser simplemente

deshacerse de ellos, pero para el gestor encargado de dar respuesta a este requerimiento su objetivo deberá estar en el ámbito de alguno de los anteriormente citados.

En la Tabla 5.1 se clasifican estos en función de la materia prima a tratar y de los objetivos particulares a cumplir. Los procesos indicados se deben combinar a fin de constituir estrategias de tratamiento completas.

Las estrategias pueden clasificarse en tres grandes grupos:

- 1) las destinadas a la eliminación con transformación energética (incineración o gasificación) o aislamiento en depósito controlado (tratamiento mecánico biológico)
- 2) la recuperación de materia orgánica estable, con o sin recuperación de nutrientes.
- 3) la eliminación de materia orgánica fácilmente degradable, con o sin recuperación de nutrientes.

Entre las dos últimas, las estrategias siempre contemplan la incorporación de la digestión anaerobia o el compostaje, procesos basados en la descomposición de materia orgánica por microorganismos heterótrofos. Los dos procesos, compostaje y digestión anaerobia, por separado o combinados, son conservativos para los nutrientes, esto es, se mantienen en el sistema cambiando tan solo su estado de oxidación. Por ello, son procesos clave en una estrategia de reciclado de nutrientes.

Los procesos de compostaje y de digestión anaerobia presentan, por separado, ventajas e inconvenientes. En el caso de la digestión anaerobia no es conveniente económicamente conseguir una descomposición completa de la materia orgánica para su transformación en energía (biogás), debido a la baja velocidad de descomposición conforme aumenta el tiempo de retención. Para compuestos lignocelulósicos tampoco es posible. Si la finalidad es conseguir un producto orgánico estable, la digestión anaerobia no puede cumplir con el objetivo y requiere de un proceso de estabilización aerobia (mayor velocidad de reacción) posterior.

Si la finalidad es conseguir un producto orgánico estable, el proceso de compostaje cumple con el objetivo, pero la fase de descomposición presenta un balance energético desfavorable. Si parte de la fase de descomposición se controla en medio anaerobio, la energía que se disiparía en forma de calor excedentario, y parte de los compuestos orgánicos volátiles que escaparían en medio aerobio, se transforman en gas combustible (ver Tabla 5.2.), reduciendo la contaminación atmosférica. Un proceso de compostaje puede verse mejorado mediante un proceso de digestión anaerobia previo.

Desde el punto de vista de los nutrientes, las estrategias de tratamiento se pueden clasificar en dos grandes grupos:

b) Basadas en la recuperación de nutrientes:

a.1. Procesos simples: separación de fases (Møller y col., 2000), o compostaje de deyecciones sólidas y fracciones sólidas de deyecciones líquidas (Cáceres et al., 2006).

a.2. Procesos complejos: precipitación de sales de fósforo y amonio (Schuiling y Andrade, 1999), concentración mediante evaporación (Bonmatí et al., 2003) o stripping de amoníaco y recuperación de éste por absorción (Bonmatí y Flotats, 2003). Estos procesos se ven favorecidos por una digestión anaerobia previa.

Tabla 5.1. Clasificación de sistemas de tratamiento de residuos/subproductos orgánicos (1)

Proceso básico/grupo de procesos	Proceso tecnológico	Materia prima	Objetivo
1.-Descomposición aerobia heterótrofa de materia orgánica	Compostaje	Sustratos orgánicos sólidos, libres de contaminantes recalcitrantes	Obtener un producto estable e higienizado, beneficioso para su uso en agricultura, en sus diversas áreas: sustratos, horticultura, etc.
	Digestión aerobia (tratamiento mecánico-biológico)	Cualquier sustrato orgánico sólido con importante contaminación por materiales impropios	Reducción de materia orgánica y de volumen para su depósito en vertedero. Favorecer posterior separación de materiales impropios. Compatible con un proceso anaerobio, con los mismos objetivos
	Biosecado	Cualquier sustrato orgánico sólido con elevado contenido en materia orgánica biodegradable	Evaporación del agua. Reducción de volumen
	ATAD (auto thermal aerobic digestion)	Sustrato orgánico líquido. Lodos biológicos	Eliminación materia orgánica e higienización
2.- Descomposición anaerobia heterótrofa de materia orgánica	Digestión anaerobia mesofílica húmeda	Sustrato orgánico líquido con ST < ~15%	Transformación materia orgánica en vector energético (biogás). Reducción tamaño de partícula y de viscosidad. Mineralización. Estabilización parcial
	Digestión anaerobia mesofílica seca	Sustrato orgánico sólido con ST entre 20% y 40%	Transformación materia orgánica en vector energético (biogás). Mineralización. Estabilización parcial
	Digestión anaerobia termofílica húmeda	Sustrato orgánico con ST < ~15%	Transformación materia orgánica en vector energético (biogás). Reducción tamaño de partícula y de viscosidad. Mineralización. Higienización. Estabilización parcial
	Digestión anaerobia termofílica seca	Sustrato orgánico con ST entre 20% y 40%	Transformación materia orgánica en vector energético (biogás). Higienización. Estabilización parcial
3.- Eliminación biológica de nitrógeno	Nitrificación-desnitrificación (NDN)	Residuos líquidos (purines) o fracciones líquidas de cualquier residuo	Transformación de nitrógeno amoniacal a N ₂ gas. Combinación de proceso autótrofo (nitrificación) y heterótrofo (desnitrificación)
	Sharon-Anammox y otros procesos equivalentes	Residuos líquidos (purines) o fracciones líquidas de cualquier residuo	Transformación autótrofa de nitrógeno a N ₂ gas, con bajo consumo de energía
4.- Recuperación de nutrientes	Precipitación de estruvita y otros fosfatos	Residuos líquidos con alto contenido en nutrientes o fracciones líquidas de cualquier residuo	Recuperar fósforo en forma de sales de fósforo y amonio. Producción de fertilizantes minerales
	Stripping de amoníaco y absorción	Residuos líquidos con alto contenido en nutrientes o fracciones líquidas de cualquier residuo	Recuperar nitrógeno en forma de sales de amonio

Tabla 5.1. Continuación. Clasificación de sistemas de tratamiento de residuos/subproductos orgánicos (2)

Proceso básico/grupo de procesos	Proceso tecnológico	Materia prima	Objetivo
5.- Procesos termoquímicos	Incineración	Substratos sólidos con elevado PCI. CDR (combustible derivado de residuos)	Eliminación del residuo. Destrucción térmica de tóxicos
	Gasificación/pirólisis	Substratos sólidos con elevado PCI. CDR (combustible derivado de residuos)	Transformación en gases combustibles y productos líquidos y sólidos con usos no agronómicos
6.- Separación de fases	Separación mecánica, con o sin uso de coagulates o floculantes	Residuos líquidos (purines)	Transformar en una fase de consistencia sólida, fácil de transportar, y en otra de líquida, susceptible de ser tratada
7.- Procesos térmicos de concentración	Evaporación	Residuos líquidos	Conseguir concentraciones de sólidos hasta el 20-30%. Reducir volumen
	Secado	Residuos de consistencia pastosa, del orden del 20-30% de sólidos	Conseguir concentraciones de sólidos del 90-95%. Reducir volumen para favorecer transporte o posibilitar su incineración con aprovechamiento energético si alto PCI (lodos de depuración)
8.- Pretratamientos	-Térmicos -Químicos: alcalino o ácido -Ultrasonidos -Mecánicos – maceración -Alta presión	Cualquier residuo orgánico cuya fase limitante para su descomposición sea la hidrólisis	Favorecer la hidrólisis de compuestos orgánicos y aumentar la velocidad de descomposición posterior mediante procesos biológicos. En caso de procesos térmicos, higienización previa para cualquier tratamiento posterior
9.- Procesos complementarios	Tamizado, cribado	Residuos o productos transformados	Clasificación por tamaño de partículas
	Procesos de membrana (ultrafiltración, osmosis inversa)	Residuos o productos de transformación líquidos	Separación de partículas o de conductividad en caso de osmosis.
	Ozonización	Residuos o productos de transformación líquidos	Descomponer compuestos orgánicos recalcitrantes
	Modificación de pH	Residuos o productos de transformación líquidos	Posibilitar procesos posteriores (precipitación, evaporación,...)

Tabla 5.2. Emisiones de compuestos volátiles durante compostaje aerobio y durante la maduración aerobia después de digestión anaerobia, expresado en gramos por tonelada de residuo tratado (De Bo y Van Langenhove, 1997; citado por De Baere, 1999)

Compuesto	Compostaje aerobio	Maduración después de digestión anaerobia	Relación aerobio/anaerobio
Alcoholes	283,6	0,033	8.593,9
Cetonas	150,4	0,466	322,7
Terpenos	82,4	2,2	37,5
Esteres	52,7	0,003	17.566,7
Orgánicos sulfurados	9,3	0,202	46,0
Aldehídos	7,5	0,086	87,2
Éteres	2,6	0,027	96,3
Total COVs	588,5	3,017	195,1
NH ₃	158,9	97,6	1,6
Total	747,4	100,6	7,4

b) Basados en la eliminación biológica de nitrógeno:

b.1. Tratamiento mediante los procesos combinados de nitrificación y desnitrificación (NDN) de la fracción líquida de purines (Magrí y Flotats, 2000), con aplicación agrícola del líquido tratado y la fracción sólida. Este proceso presenta el limitante de consumo apreciable de energía eléctrica en la etapa de nitrificación y la necesidad de materia orgánica para la desnitrificación, lo cual puede hacer contraproducente un proceso de digestión anaerobia previa.

b.2. Futuros desarrollos y aplicación del proceso de oxidación anaerobia de amonio, los cuales pueden hacer sostenible el proceso de eliminación de nitrógeno a un bajo coste energético (Mulder, 2003). Este proceso se ve favorecido por una digestión anaerobia previa. Algunos grupos de investigación españoles se encuentran en fase avanzada de estudio de este proceso (Universidad de Santiago de Compostela, Universidad de Girona)

Desde el punto de vista de promoción de la producción de biogás, es necesario promover en paralelo los procesos a.2 de recuperación de nutrientes o el b.2 de eliminación de nitrógeno.

El desarrollo tecnológico y la capacidad de implantación industrial de otros procesos a incluir en una estrategia de tratamiento, diferentes a la digestión anaerobia, tiene un papel fundamental para adoptar la digestión en la estrategia. Así, si el objetivo es la eliminación de nitrógeno, ya sea por que en la zona de estudio existe un excedente de consideración y sin demanda de éste en el mercado (no se justifica su recuperación), u otros motivos, el proceso NDN (b.1.) será prioritario, haciendo inconveniente adoptar una digestión anaerobia de cabecera. Si el proceso b.2. fuera un proceso completamente comercial, la digestión anaerobia en cabecera sería una necesidad, para cumplir con el mismo objetivo de eliminación de nitrógeno y aún con un apreciable ahorro energético de la estrategia global. El proceso b.2. se encuentra en fase de optimización en laboratorio y piloto, y alguna empresa holandesa ya lo propone para su implantación industrial.

Debe notarse que son las características de cada residuo y las condiciones de contorno en la zona de producción los factores que afectan a la decisión sobre la estrategia de tratamiento adecuada. En todas las estrategias de recuperación y reciclaje, la digestión anaerobia tiene un papel importante. Debido a que este papel no es solamente energético, sino para propiciar la recuperación de nutrientes de

uso en agricultura, o reducir las emisiones de gases efecto invernadero y otros compuestos orgánicos, la promoción en su implantación debe ser resultado de un plan concertado de actuación entre las áreas de energía, agricultura y medio ambiente y sus ministerios correspondientes.

Las condiciones de contorno que afectan a la implantación y definición de sistemas de tratamiento son las siguientes:

- 1.- *Tendencias legislativas*
- 2.- *Costes y precios de la energía.*
- 3.- *Distancias y costes de transporte.*
- 4.- *Demanda de fertilizantes o enmiendas.*
- 5.- *Manejo de las granjas y alimentación de los animales.*
- 6.- *Implantación de la recogida selectiva de materia orgánica en municipios.*
- 7.- *Posibilidad de tratamiento colectivo, co-tratamiento.*
- 8.- *Aceptación por parte de la población.*
- 9.- *Accesibilidad a la tecnología. Existencia de empresas proveedoras.*
- 10.- *Desarrollo tecnológico. Nuevos paradigmas.*

5.2. Tendencias legislativas

Las tendencias legislativas que a continuación se sintetizan corresponden a directivas, dictámenes o documentos de trabajo de la Unión Europea, la mayoría de las cuales ya se encuentran transpuestas a la legislación española.

5.2.1.- *Minimización de materia orgánica biodegradable entrada a vertederos*

La Directiva 99/31/CE relativa a disposición de residuos es muy explícita en este sentido y programa la reducción gradual y obligatoria de residuos biodegradables entrada en vertederos, con valores de reducción del 25% a los 5 años, 50% a los 8 años y 65% a los 15 años a partir de la transposición de la directiva a las legislaciones estatales (año 2001) y respecto a los residuos biodegradables generados en el año 1995.

Para hacer posible estos objetivos son posibles 3 grupos de estrategias genéricas: 1) transformación para mejorar la calidad y reciclaje en sistemas agrarios (digestión anaerobia y compostaje); 2) transformación para reducir materia orgánica y aislamiento en vertedero (tratamiento mecánico-biológico, aerobio o anaerobio); 3) incineración y aislamiento de cenizas. Para la primera estrategia, la calidad aumenta conforme lo hace la materia prima a tratar, lo cual obliga a separación de la fracción orgánica domiciliar y recogida selectiva en caso de residuos municipales. Los costes económicos dependen de un equilibrio entre el diseño tecnológico y los aspectos de gestión/recogida.

Menos en la estrategia de incineración, la digestión anaerobia tiene un papel importante y su implantación dependerá básicamente de que pueda ser económicamente competitiva respecto al compostaje, o que las normativas relativas a emisiones atmosféricas ponderen positivamente a la digestión anaerobia.

5.2.2.- *Reducción de la materia orgánica fácilmente biodegradable*

Aparte de la necesaria aplicación de este requerimiento para aquellos residuos cuyo destino sea su depósito controlado, también lo es para aquellos subproductos que tengan como destino la aplicación al suelo, a fin de reducir el consumo de oxígeno

en las capas superiores de éste, evitar la anoxia en la capa de raíces de los cultivos y evitar la producción de compuestos fitotóxicos. Los procesos con finalidad de reducir materia orgánica biodegradable en cualquier tipología de residuo orgánico, de forma genérica, son (WDS, 2001; WDBTB, 2001): compostaje; digestión anaerobia, mesofílica o termofílica; combinación de digestión anaerobia y compostaje; Digestión aerobia; y desnitrificación. La digestión anaerobia es el proceso, de entre los anteriores, que presenta un balance energético más favorable.

5.2.3.- Elevada calidad de los productos que se aplican a suelos y cultivos

El Dictamen del Comité Económico y Social de la UE (DCES, 2001) aporta una interesante reflexión sobre la necesidad de ser muy estrictos en el control de la calidad de los productos utilizados en agricultura, a fin de preservar la fuente de alimentación de las generaciones presentes y futuras. Hace referencia a los compuestos orgánicos, a los metales pesados y a los nutrientes, así como a la necesidad de regular cualquier residuo orgánico utilizado con finalidades agrícolas.

Los compuestos orgánicos tóxicos que presentan más problemas corresponden a los xenobióticos. Especial atención han de merecer los productos farmacéuticos que puedan concentrarse en residuos municipales y lodos de depuración (Carballa et al., 2006). Si los procesos de digestión anaerobia o compostaje no son suficientes para la descomposición de estos productos, habrá que abordar pretratamientos o estrategias de destrucción térmica con aprovechamiento energético.

La propuesta de Directiva COM 232 de 22/09/2006, por la cual se establecerá un marco para la protección del suelo, será una herramienta legislativa que afectará a la gestión de materia orgánica reciclable a los suelos para mantener o aumentar su concentración.

5.2.4.- Higienización de los productos que se aplican a suelos y cultivos

El documento WDS (2001) define los procesos que aseguran la higienización. Más estricto en este ámbito es el Reglamento Europeo 1774/2002, por el cual se rige la gestión de los subproductos animales, en el que se indica que los subproductos de categoría 2 pueden ser tratados por digestión anaerobia o compostaje después de un tratamiento a alta presión y temperatura (133°C y 3 bar durante un tiempo mínimo de 20 minutos), así como los de categoría 3 después de un proceso de pasteurización (70°C durante 60 minutos). Después de la revisión del Reglamento (Reglamento CE 92/2005), se permite la digestión anaerobia de forma adicional a la destrucción térmica posterior de los subproductos de categoría 1.

El pretratamiento térmico previo a la digestión anaerobia presenta ventajas para mejorar la biodegradabilidad del residuo, pero en función de la tipología de éste y del nivel de temperatura alcanzado se pueden crear compuestos tóxicos que pueden hacer el proceso de digestión inviable.

5.2.5.- Limitación de las aplicaciones indiscriminadas a suelos y cultivos

La Directiva 91/676/CE, relativa a la protección de las aguas de la contaminación debida a nitrógeno de origen agrario, introdujo limitaciones a las dosis de nitrógeno aplicadas a suelos y cultivos, y las normativas y programas derivados (planes de actuación y códigos de buenas prácticas agrarias) regulan los valores máximos permisibles en función del cultivo y época del año. Esta Directiva afecta

directamente a la gestión de deyecciones ganaderas en zonas excedentarias en nutrientes y en zonas declaradas como sensibles o vulnerables.

En relación a los nutrientes, el documento DCES (2001) reclama también atención al fósforo. El documento WDS (2001) hace notar que las tasas de aplicación se han de adaptar a las necesidades de los cultivos, teniendo en cuenta el nivel de nutrientes presentes en el suelo y las aportaciones de nutrientes por otras fuentes, ya sean fertilizantes químicos u otros fertilizantes orgánicos. La normativa de algunos países europeos ya regulan las aportaciones de fósforo, y algunos estudios documentan la necesidad del control en las aportaciones a pesar de que la capacidad de retención de fósforo del suelo pueda ser elevada.

El nitrógeno contenido en los residuos es transformable a N_2 gas mediante la combinación de procesos de nitrificación-desnitrificación. También es recuperable en forma de sales de amonio mediante el proceso de stripping y absorción (Bonmatí y Flotats, 2003) o en forma de sales de fósforo y amonio (estruvita). Estos procesos de recuperación se ven favorecidos por la digestión anaerobia previa para la eliminación de materia orgánica volátil.

5.2.6.- Priorización de prácticas de reciclaje

El reciclaje está priorizado por encima de prácticas de eliminación o aislamiento, según la Directiva 91/156/CE, relativa a residuos, y transposiciones correspondientes. En este sentido se debe priorizar la obtención de productos con la calidad necesaria para poder sustituir materias primas y reciclarse en las cadenas productivas o en proyectos de mejora ambiental.

5.2.7.- Reducción de emisiones atmosféricas

Las prácticas de manejo y gestión de residuos orgánicos aportan del orden del 50% de las emisiones de metano a la atmósfera. El resultado del análisis económico comparativo realizado (€/Tm CO_2 evitado) de diferentes tecnologías por Ecofys (2001) depende de los niveles de precios o costes en cada país. Mientras que en algunos la digestión anaerobia se presenta más favorable que la incineración o el compostaje, en otros el compostaje es más favorable que los otros dos y el tratamiento mecánico biológico. El resultado final es muy sensible a la política de precios de la energía y el valor de los productos finales en cada país.

Las emisiones atmosféricas de compuestos orgánicos volátiles y amoníaco quedarán reglamentados mediante la aplicación de la Directiva 2001/81/CE, la cual establece valores anuales máximos de emisión para cada país miembro de la UE. Esta aplicación significará la priorización de los procesos de tratamiento que se realicen en circuito cerrado y permitan el control de las emisiones. La aplicación del proceso de digestión anaerobia se verá favorecido por la aplicación de esta Directiva.

En un estudio comparativo sobre emisiones de gases de efecto invernadero de diferentes sistemas de gestión de residuos municipales, Baldasano y Soriano (2000) concluyeron que las mínimas emisiones se obtienen mediante la integración de diferentes sistemas, incluyendo la digestión anaerobia. Edelman et al. (2000) realizaron un análisis comparativo de indicadores de impacto ambiental para sistemas anaerobios, aerobios y combinados y concluyeron que los sistemas mixtos anaerobio-aerobio presentan un menor impacto ambiental. En general, debe combinarse la digestión anaerobia con otros procesos para obtener estrategias completas.

La reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la gestión de residuos orgánicos, promovida por las tendencias legislativas, necesita de mecanismos económicos de incentivación. Las tarifas eléctricas aplicables a la electricidad producida por biogás tan solo incentiva esta vía de transformación energética. Deberían adoptarse mecanismos económicos de valoración e incentivación para otros mecanismos: por ahorro de energía térmica por sustitución de combustibles fósiles mediante combustión en caldera; por usos como carburante de vehículos; por inyección a la red de gas natural.

5.2.8. - Producción de energía renovable

El objetivo de contribuir con un mínimo del 12% a la producción de energía mediante renovables en la UE en el horizonte 2010 hace necesario fijar la atención en los sistemas de producción de energía de la biomasa, y muy específicamente de la biomasa residual.

Diferentes grados de implantación de la digestión anaerobia de residuos orgánicos pueden explicarse en parte por diferentes niveles de adopción de primas económicas e incentivos en cada país. Así, países con un grado de implantación elevado del proceso de digestión anaerobia destacan con valores altos o moderadamente altos. Esto implica que, a pesar de las ventajas ambientales que la digestión anaerobia pueda presentar, sólo una valoración económica favorable permite su implantación. Por este motivo, son necesarias actuaciones concertadas de las áreas sectoriales implicadas (energía, medio ambiente y agricultura).

5.2.9. - Transparencia en la información

La Directiva IPPC (96/61/CE) y propuesta específica de reglamento sobre estadísticas de residuos, obliga a una información pública puesta al día sobre todos los aspectos del tratamiento de residuos. Esta tendencia no afecta directamente a priorizaciones sobre tecnologías, pero ha de ayudar a la creación de bases de datos que permitan análisis comparativos, la creación de herramientas de toma de decisiones para futuras instalaciones y un mayor nivel de información y aceptación por parte de la población.

En el presente informe se ha hecho notar la dificultad en obtener bases de datos sobre producción de residuos biodegradables, lo cual dificulta la planificación y priorización de actuaciones.

5.3. Costes y precios de la energía.

Precios de compra de la energía altos, o precios de venta de energía renovable altos, favorecen estrategias basadas en el proceso de digestión anaerobia (productor neto de energía) por encima de las basadas en el proceso de compostaje (consumidor de energía).

Los factores energéticos, costes y precios de la energía, y la intensidad y densidad de granjas en una zona determinada son factores determinantes para la implantación de sistemas de tratamiento. Los primeros afectan directamente al coste de la estrategia de tratamiento, sobretudo aquellas que se pueden ver favorecidas por la digestión anaerobia, y los segundos afectan a la necesidad, oportunidad y a los costes de gestión, transporte y logística, favoreciendo los sistemas colectivos (Flotats y Magrí, 2006)

Los precios de la energía tienen un efecto directo en la adopción de sistemas de tratamiento. Si los precios de venta de la energía eléctrica a partir de biogás son altos en un país determinado, las estrategias basadas en la digestión anaerobia se priorizan y permiten un ingreso económico para ayudar a sufragar la inversión y los costes de operación de la estrategia completa de tratamiento y gestión.

5.3.1.- Rentabilidad económica.

La inversión en plantas de biogás presenta una gran dispersión. Depende de la tecnología utilizada, de los equipos e infraestructuras a implantar aparte de los digestores y motores (depósitos de recepción, depósitos de efluente y capacidad, separadores de fases) o de la necesidad de línea eléctrica nueva y transformador. Asimismo, su rentabilidad depende de la producción de biogás por unidad de caudal tratado, el valor de la energía producida y de los costes de gestión posteriores del efluente tratado.

Para realizar una aproximación al análisis económico se han considerado dos tipologías de instalaciones:

1.- Instalaciones de tratamiento centralizado: Instalaciones grandes, de codigestión y tratamiento colectivo de deyecciones ganaderas. Estas instalaciones se caracterizan por una plantilla de personal técnico, con un mínimo de 2 personas a tiempo completo, y por tener que dar solución a la gestión posterior de los efluentes tratados. Deben localizarse de forma que se minimicen los costes de transporte.

2.- Instalaciones de tratamiento individual: Instalaciones pequeñas, de tratamiento individual en una granja, con niveles diferentes de codigestión y sin necesidad de instalaciones adicionales de gestión del efluente. Estas instalaciones se caracterizan por una dedicación de personal bajo, y por tener solucionada la gestión posterior (aplicación agrícola en suelos adyacentes)

A continuación se analizan estos dos tipos de instalaciones. Se consideran reactores de mezcla completa, sin recirculación.

1.- Instalaciones de tratamiento centralizado

Se analiza un tipo de instalación, tratando 100.000 m³/año, con diferentes niveles de potencial energético, de 5 a 50 m³ biogás/tonelada, y con o sin aprovechamiento de la energía térmica recuperada de la cogeneración. El valor inferior de esta producción específica correspondería a unos purines de cerdo envejecidos en granja, sin prácticamente potencial energético y el valor superior a una codigestión de residuos que permita una elevada producción específica. Para evaluar el volumen de los reactores de digestión se considera un tiempo de retención de 25 días y un volumen de espacio de cabeza del 5% del volumen total.

Para la estimación de la inversión se ha utilizado una plantilla de cálculo, utilizando las siguientes hipótesis:

a) Unidades de reactor de 1200 m³ de volumen, con sus equipos complementarios completos, a razón de 422 k€/unidad. Conforme el volumen total aumenta, la inversión puede verse sobreestimada.

b) Equipos complementarios de gestión de influentes, diferenciados, y de efluentes tratados. Valor variable lineal en función de la producción específica media de biogás, con un valor nulo para 5 m³ biogás/ton y de 360 k€ para 35 m³ biogás/ton. Se asume que conforme aumenta el número y potencial de los influentes a digerir, debe procederse a construir depósitos diferenciados de entrada, con sistemas de bombeo y control. Asimismo, un potencial elevado sin un aumento de la velocidad en la descomposición, manteniendo el tiempo de retención total, puede implicar la necesidad de recuperar biogás de los efluentes tratados en los depósitos postdigestión, los cuales deberán habilitarse. La valoración de estos costes suplementarios no es simple, y las hipótesis adoptadas de costes de inversión tan solo tienen por objetivo tener en cuenta la existencia de este coste a considerar.

c) La inversión en motores de cogeneraciones se ha estimado mediante la fórmula $\text{Inversión (€)} = 3962 \cdot (\text{Potencia efectiva, kW})^{0,7384}$. La potencia efectiva se ha evaluado a partir de la producción de biogás, un PCI del biogás de 7 kW·h/m³, un rendimiento eléctrico del 35% y un funcionamiento de 8000 h/año. El rendimiento en energía térmica recuperada se ha estimado en el 30%, con unas pérdidas en su transporte del 10%. En todos los casos se han estimado unos costes constantes de 46.000 € en concepto de conexión eléctrica, línea eléctrica nueva o modernizada, transformador, etc.

d) Autoconsumo del 10% de la energía eléctrica producida. Autoconsumo térmico para mantenimiento de digestores de 18 kW·h/m³ tratado.

e) Ingresos por venta de la energía eléctrica según valores del RD 661/2007. Ingresos por aprovechamiento de la energía térmica excedentaria (90% media anual) de 3 c€/termia. Se considera un incremento anual de estos valores del 1% y del 2% a partir del 4º año inclusive.

No se consideran otros ingresos, aunque en caso de codigestión deberían considerarse ingresos por tratamiento de residuos industriales, y en función del tratamiento posterior deberían considerarse ingresos por obtención y comercialización de nuevos productos (compost, aguas amoniacales,...). A su vez, la obtención y gestión de de estos productos representan un coste, tanto de inversión como de operación.

f) Costes de mantenimiento y operación: 1 c€/kW·h para los motores de cogeneración; 1,5% anual de la inversión en concepto de reparaciones, mantenimiento, administración, seguros, etc.; Coste de personal variable, en función de complejidad de la instalación, con un mínimo de dos personas en concepto de gestión y operación de la planta y un incremento lineal de 1 persona cada 250 kW de potencia instalada, a razón de 30.000 € como coste equivalente medio por persona. Aumento anual del 2% de estos costes. No se consideran costes de gestión posterior de los digeridos.

g) Vida útil de la instalación de 15 años. Financiación mediante fondos propios, sin subvenciones.

Los resultados de esta simulación se muestran en la Tabla 5.3.

Las potencias eléctricas se mueven entre 130 y 1300 kW. Para valores bajos de producción específica de biogás (<25 m³/ton) la rentabilidad es muy baja, y hasta nula con los niveles de inversión considerados.

Los incrementos de inversión para gestionar los residuos tratados y obtener nuevos productos sólo pueden pagarse con los beneficios de venta de energía para productividades elevadas. Con los niveles de inversión y precios de la energía considerados, deberá tenerse en cuenta siempre un canon de tratamiento y gestión

de residuos, y obtener productos que tengan un valor de mercado para minimizar este canon.

Las instalaciones con baja productividad, hipótesis de hasta 10 m³ biogás/ton, no permiten cubrir la demanda de energía térmica de la digestión y se manifiestan como un menor ingreso. En este caso se deberá aprovechar la entalpía del digerido, lo cual puede significar una mayor inversión en equipos.

Las inversiones pueden estar sobreestimadas por el hecho de considerar unidades de 1200 m³. Ésta puede reducirse con unidades de mayor volumen. El contraste con ofertas de mercado indican que la inversión podría reducirse en un valor constante para la Tabla 5.3 en unos 250.000 euros. Considerando esta reducción en la inversión, para el sistema con aprovechamiento de energía térmica, se incrementa la TIR en 1.2 % para 25 m³/ton y de 1.5% para 50 m³/ton. Para el sistema sin aprovechamiento de la energía térmica, el incremento de la TIR es de 1,3% para 50 m³/ton y se sitúa en el 0.6% para 25 m³/ton. De todas formas, un aumento en la productividad específica de biogás puede requerir aumentar el tiempo de retención, con un mayor volumen total, de manera que el error que la estimación en la inversión puede suponer puede estar entorno al 1% de la TIR.

La hipótesis de menos de 10 m³/ton se basa en valores reales encontrados para purines de cerdo con tiempos de almacenamiento bajo emparrillado de las naves (bajo los animales) mayores de 3 meses. En esta situación el potencial se ha perdido por digestión natural. Esta es una situación evitable aplicando cánones de tratamiento en función de la calidad de los materiales de entrada, promoviendo así prácticas de mejora ambiental en las granjas.

Puede asegurarse la rentabilidad para producciones de biogás a partir de 30 m³/ton, según resultados de la Tabla 5.3. Este es un valor que ya fue predicho para las plantas de tratamiento colectivo de Dinamarca (DEA, 1995), sin considerar ingresos por canon de tratamiento de residuos industriales.

A pesar de unos resultados muy favorables para producciones superiores a 30 – 35 m³/ton, debe considerarse que en esta situación la planta deberá hacer frente a la gestión posterior de los residuos tratados, así como implantar una logística de aprovisionamiento de los residuos que permitan esta alta productividad, lo cual puede ser complejo en función de la localización de estos. Para asegurar la viabilidad general de las plantas, el marco de precios debería aportar rentabilidades mínimas asumibles a partir de 20-25 m³/ton.

Los resultados son muy sensibles al uso y valorización de la energía térmica recuperada. La valorización de esta energía térmica es un limitante importante para la implantación de sistemas de producción de biogás en España de forma centralizada, debido al clima benigno. Esta valorización ha de venir de la implantación de sistemas de tratamiento posteriores de los residuos (stripping con control de la temperatura en lugar de pH; concentración térmica de los residuos, secado, etc.) para obtener productos de valor añadido, de la implantación de instalaciones cercanas consumidoras de energía térmica o de la implantación de la codigestión en polígonos industriales con consumos térmicos. Todas estas opciones significan una mayor inversión, por lo cual sería necesario incrementar el nivel de los ingresos para cubrir los costes financieros correspondientes, más si se pretende que los precios de la energía tengan un impacto favorable a nivel ambiental. Los valores de estos precios vigentes en Alemania parecen una mejor aproximación que los actuales en España.

La implantación conjunta de plantas de producción de biodiesel (consumidora de energía térmica y productora de residuo biodegradable –glicerina) y de codigestión

anaerobia de residuos (productora de energía térmica excedentaria y consumidora de glicerina) es una opción a considerar, aunque limitada a localizaciones en que esta simbiosis sea posible.

Los proyectos de plantas colectivas requieren, a su vez, de condiciones de tipo sociológico (posibilidad de aunar voluntades de ganaderos), de aceptación por parte de la población de la zona y de capacidad para abordar un proyecto de ingeniería complejo, integrando aspectos logísticos, tecnológicos y sociales.

En general, se aprecia una dependencia de la viabilidad con el valor de la inversión respecto de la potencia (€/kW), con valores de viabilidad económica para ratios inferiores a 4.500 €/kW, para instalaciones colectivas.

2.- Instalaciones de tratamiento individual

Se analizan dos tipologías de instalaciones, tratando 16.000 m³/año y tratando 11.000 m³/año. Para un tiempo de retención de 25 días, estos caudales corresponden a volúmenes de digestión de 1200 y 800 m³, respectivamente. Se analizan diferentes niveles de productividad específica, con o sin aprovechamiento de la energía térmica.

2.1. Caudal anual de 16.000 m³/año y un volumen de digestión de 1.200 m³.

La hipótesis de cálculo son las mismas que en el apartado precedente, con las siguientes especificidades:

- Costes de personal: 25% del tiempo de una persona más un incremento lineal de 1 persona por cada 250 kW de potencia, haciendo con esto proporcional la dedicación a la complejidad de la instalación.
- Inversión en instalaciones complementarias: 0 € si la productividad es de 5 m³/t y de 100.000 € si la productividad es de 35 m³/ton, con un aumento lineal según los parámetros anteriores.

Los resultados obtenidos de las simulaciones se presentan en la Tabla 5.4. Notar que la rentabilidad se consigue con productividades superiores a 25 m³/ton. Este valor no se puede conseguir tratando únicamente residuos ganaderos y obliga a las granjas a adoptar el modelo de codigestión, y por tanto a que el ganadero se convierta en gestor de residuos. Si el ganadero debe solucionar un problema de excedentes en la producción de nutrientes, este será un modelo de difícil adopción y no tendrá ningún incentivo para adoptar la digestión anaerobia.

Los resultados podrían verse afectados por una sobreestimación de la inversión. En caso ésta se redujera en 100.000 euros para cada una de las situaciones indicadas en la Tabla 5.4, el incremento de la TIR para 20 m³/ton sería del 2,7% y del 3% para 35 m³/ton. Para 15 m³/ton pasaría de valores negativos a 0,58%. Se deduce la existencia de una gran dependencia de la viabilidad respecto de la inversión, y por tanto dependencia de subvenciones con los precios de la energía actuales.

El aumento del volumen de tratamiento con un solo digestor mayor reduce la relación inversión/potencia y para los mismos valores de producción se aumenta la viabilidad. Esto indica que quedan fuera de mercado granjas con producciones de purines bajas. Debe realizarse un estudio de distribución por tamaños (estratos) de las granjas. Con esto se podrá delimitar el porcentaje de explotaciones que podrían producir biogás bajo condiciones ventajosas, y realizar una prospectiva por estratos de tamaños que podrían beneficiarse de unos precios de la energía determinados.

Doblar el caudal de tratamiento aumentando solamente el 60% en costes de obra civil e instalación, sin considerar la inversión en cogenerador (que será proporcional a la producción energética) y conexión eléctrica, tiene un efecto positivo sobre la viabilidad económica, pudiéndose alcanzar con valores de producción entre 15 y 20 m³/ton, valores usuales para una explotación ganadera con un buen manejo de purines, siempre y cuando pueda rentabilizarse la energía térmica. Este análisis se realiza en la Tabla 5.5., tomando como base un caudal de tratamiento de 32.000 m³/año (volumen de reactor de 2400 m³), el doble que la hipótesis considerada en este apartado.

En general, se aprecia una dependencia de la viabilidad con el valor de la inversión respecto de la potencia (€/kW), con valores de viabilidad económica para ratios inferiores a 6.000 €/kW), para instalaciones individuales.

Al iguales que en instalaciones colectivas, la viabilidad a bajas productividades depende de la posibilidad de rentabilizar la energía térmica producida. En granjas porcinas de ciclo cerrado o de maternidad, esto es posible sin dificultades, a pesar que deberá considerarse que el consumo térmico para calefacción es estacional, por lo cual no podrá rentabilizarse esta energía durante todo el año.

2.2. Caudal anual de 11.000 m³/año y un volumen de digestión de 800 m³.

Se consideran las mismas hipótesis de cálculo que en los apartados precedentes, pero adoptando una unidad de reacción, e instalaciones correspondientes, de 800 m³ y un valor de la inversión para la digestión y obra civil de 323 k€/unidad. Los resultados de la simulación se presentan en la Tabla 5.6.

En comparación con las unidades de 1.200 y 2.400 m³, del apartado precedente, la presente instalación de 800 m³ presenta unos índices de viabilidad menores. Es necesario siempre valores de la producción de biogás superiores a 20 – 25 m³/ton, para igualar la TIR. Comparativamente, el esfuerzo es mayor para plantas pequeñas, con potencias menores a 100 kW, y la viabilidad sólo es posible con codigestión. Para granjas pequeñas, esto supone un problema y difícilmente un pequeño productor ganadero adoptará un modelo de codigestión.

Al igual que Alemania o Austria, debería tenderse a una tarifa eléctrica más elevada para instalaciones con potencias inferiores a 100 ó 150 kW.

Para unidades de 800 m³, se ha estimado el nivel de inversión requerido en caso de que sólo se aproveche el biogás en forma de energía térmica, mediante transformación en caldera. El valor necesario es de un máximo de 1.200 €/kW térmicos, para una productividad de 20 m³ biogás /ton y un aprovechamiento total de la energía producida.

5.3.2. Síntesis

Con las tarifas actuales, las plantas de tratamiento colectivo han de adoptar necesariamente el modelo de codigestión y aportar una solución a la gestión de residuos orgánicos en su área de influencia, lo cual parece muy adecuado para que las tarifas tengan un efecto positivo también desde el punto de vista ambiental. La viabilidad económica para potencias alrededor de 500 kW, para estas instalaciones, no es asegurable y debería incrementarse el valor de la tarifa. Los niveles de tarifa adoptados en Alemania parecen adecuados.

Para la viabilidad económica de plantas individuales a aplicar en granjas también es necesario adoptar el modelo de codigestión, con las tarifas eléctricas actuales, lo cual obliga al ganadero a convertirse en gestor de residuos. Esto puede ser aceptable si se requiere una adición de nivel bajo a las deyecciones ganaderas, para llegar a obtener valores de la producción específica de biogás entre 20 y 25 m³/ton, pero puede significar una limitación si se requieren producciones superiores.

La codigestión no debe esconder prácticas de dilución de contaminantes, tales como metales pesados. El control de la calidad de los residuos de entrada a una planta de codigestión colectiva es más factible que en una planta individual en una granja, ya que podrá disponer de personal técnico especializado y de equipos de laboratorio adecuados para el control. En plantas individuales, el ganadero tendrá siempre dificultad en disponer de equipos mínimos de laboratorio para realizar comprobaciones rutinarias de composiciones de entrada. También se ha considerado en las simulaciones anteriores que el nivel de dedicación de personal en plantas individuales es bajo. Este puede ser un limitante a considerar en un escenario de plantas de codigestión individuales, a no ser que se restrinja la tipología de residuos a entrar en estas plantas.

Debería asegurarse que la rentabilidad mínima para plantas individuales en granjas se encuentra para las productividades de los propios residuos ganaderos (15 – 25 m³/ton, según la tipología de residuo). En caso que fuera posible la codigestión bajo condiciones de control aceptables para las autoridades responsables de la gestión de residuos, el aumento de la productividad en biogás se traduciría en un incentivo económico por mayor ingreso.

Asimismo, existe una gran variación de resultados de viabilidad para instalaciones con potencias inferiores a 100 – 150 kW y las superiores a estos valores. Debería tenderse a diferenciar las tarifas eléctricas según estos estratos de potencia, como así se hace en Alemania y Austria. Potencias bajas implican comparativamente ratios inversión/potencia altos, viéndose desfavorecidas en la actualidad potencias inferiores a 150 kW con productividades correspondientes a deyecciones ganaderas. Esto implica dejar fuera de mercado a granjas con producciones de deyecciones inferiores a 16.000 m³/año, con las tarifas actuales.

También se encuentran desfavorecidas las granjas sin usos propios de energía térmica, para producciones específicas de biogás inferiores a 30 – 35 m³/ton. Para cualquier nivel de implantación (individual o colectivo) y para cualquier nivel de productividad, deben desarrollarse sistemas de aprovechamiento de la energía térmica recuperada de la cogeneración con biogás.

En zonas geográficas donde la energía térmica tenga dificultades para su valorización, deben plantearse instalaciones de tratamiento del biogás para su uso como carburante o para inyección en la red de gas natural, para poder conseguir la máxima eficiencia en la transformación y aprovechamiento de la energía primaria del biogás producido. En España, con un clima benigno y por tanto baja demanda para el uso más inmediato de la energía térmica para calefacción, la inyección en canalización de gas natural o transformación en carburante debería ser una prioridad, de manera que se propone priorizar estudios prospectivos específicos en esta línea.

Tabla 5.3. Análisis de planta colectiva de biogás, tratando 100.000 m³/año de residuo. Estimación según hipótesis indicadas en el texto.

Producción específica (m3 gas/ton)	Potencia eléctrica efectiva (kWe)	Energía eléctrica aprovechada (MWh/año)	Energía térmica aprovechable (MWh/año)	Inversión (M€)	Inversión/Potencia (k€/kW)	Costes operación anuales (k€/año)	Con aprovechamiento energía térmica			Sin aprovechamiento energía térmica		
							Ingresos anuales (k€/año)	TIR 15 años (%)	Retorno inversión (años)	Ingresos anuales (k€/año)	TIR 15 años (%)	Retorno inversión (años)
5	130	881.7	-951.2	2.72	20.91	126.74	84.48	-	-	84.48	-	-
10	260	1,763.4	-151.0	2.87	11.05	155.06	225.58	-	-	225.58	-	-
15	390	2,645.1	649.2	3.02	7.74	183.19	366.68	0.2	-	345.69	-	-
20	520	3,526.9	1,449.4	3.15	6.07	211.21	388.26	-	-	341.40	-	-
25	650	4,408.6	2,249.7	3.29	5.06	239.17	499.48	3.6	46.5	426.75	-	-
30	780	5,290.3	3,049.9	3.41	4.38	267.06	610.70	7.0	21.9	512.10	2.21	77.04
35	910	6,172.0	3,850.1	3.54	3.89	294.91	721.91	9.9	14.7	597.45	4.58	35.22
40	1,040	7,053.7	4,650.3	3.66	3.52	322.73	833.13	12.4	11.2	682.80	6.62	23.35
45	1,170	7,935.4	5,450.5	3.78	3.23	350.51	944.35	14.7	9.2	768.15	8.41	17.73
50	1,300	8,817.2	6,250.7	3.90	3.00	378.27	1,055.57	16.7	7.8	853.50	10.02	14.45

Tabla 5.4. Análisis de planta individual de biogás, tratando 16.000 m³/año de residuo. Estimación según hipótesis indicadas en el texto.

Producción específica (m3 gas/ton)	Potencia eléctrica efectiva (kWe)	Energía eléctrica aprovechada (MWh/año)	Energía térmica aprovechable (MWh/año)	Inversión (M€)	Inversión/Potencia (k€/kW)	Costes operación anuales (k€/año)	Con aprovechamiento energía térmica			Sin aprovechamiento energía térmica		
							Ingresos anuales (k€/año)	TIR 15 años (%)	Retorno inversión (años)	Ingresos anuales (k€/año)	TIR 15 años (%)	Retorno inversión (años)
5	25	141.1	-152.2	0.51	20.40	19.81	13.52	-	-	13.52	-	-
10	45	282.1	-24.2	0.55	12.29	24.52	36.09	-	-	36.09	-	-
15	65	423.2	103.9	0.59	9.13	29.18	58.67	-	-	55.31	-	-
20	85	564.3	231.9	0.63	7.44	33.83	81.25	2.9	58.4	73.75	0.65	270.78
25	105	705.4	359.9	0.67	6.38	38.45	103.82	6.6	23.5	92.19	3.76	43.65
30	125	846.4	488.0	0.71	5.66	43.07	126.40	9.6	15.3	110.62	6.26	24.85
35	150	987.5	616.0	0.75	4.98	48.33	148.97	11.8	11.8	129.06	8.13	18.42
40	170	1,128.6	744.0	0.78	4.61	52.92	171.55	14.0	9.7	147.50	9.95	14.55
45	190	1,269.7	872.1	0.82	4.31	57.51	194.13	15.9	8.3	165.93	11.55	12.20
50	210	1,410.7	1,000.1	0.85	4.06	62.09	216.70	17.7	7.3	184.37	12.97	10.61

Tabla 5.4. Análisis de planta individual de biogás, tratando 32.000 m³/año de residuo con un volumen de reactor doble que planta tratando 16.000 m³/año pero con inversión en instalación (descontada instalación de generación eléctrica) del 60% superior.

Producción específica (m3 gas/ton)	Potencia eléctrica efectiva (kWe)	Energía eléctrica aprovechada (MWh/año)	Energía térmica aprovechable (MWh/año)	Inversión (M€)	Inversión/Potencia (k€/kW)	Costes operación anuales (k€/año)	Con aprovechamiento energía térmica			Sin aprovechamiento energía térmica		
							Ingresos anuales (k€/año)	TIR 15 años (%)	Retorno inversión (años)	Ingresos anuales (k€/año)	TIR 15 años (%)	Retorno inversión (años)
15	125	846.4	207.8	0.80	6.40	44.46	117.34	5.6	28.3	110.62	4.20	38.71
20	170	1,128.6	463.8	0.86	5.03	54.01	162.49	10.8	13.2	147.50	8.32	17.94
25	210	1,410.7	719.9	0.91	4.31	62.88	207.64	15.1	8.9	184.37	11.77	11.93

Tabla 5.5. Análisis de planta individual de biogás, tratando 11.000 m³/año de residuo. Estimación según hipótesis indicadas en el texto.

Producción específica (m3 gas/ton)	Potencia eléctrica efectiva (kWe)	Energía eléctrica aprovechada (MWh/año)	Energía térmica aprovechable (MWh/año)	Inversión (M€)	Inversión/Potencia (k€/kW)	Costes operación anuales (k€/año)	Con aprovechamiento energía térmica			Sin aprovechamiento energía térmica		
							Ingresos anuales (k€/año)	TIR 15 años (%)	Retorno inversión (años)	Ingresos anuales (k€/año)	TIR 15 años (%)	Retorno inversión (años)
20	60	388.0	159.4	0.41	6.83	25.41	55.86	2.7	62.1	50.70	0.34	530.89
25	75	484.9	247.5	0.44	5.93	28.87	71.38	6.3	24.9	63.38	3.29	50.36
30	90	581.9	335.5	0.48	5.32	32.32	86.90	9.0	16.4	76.05	5.59	28.22
35	100	678.9	423.5	0.51	5.07	35.10	102.42	11.6	12.2	88.73	7.78	19.38

5.4. Distancias y costes de transporte.

Los costes de transporte y el consumo de carburantes limitan la implantación de sistemas colectivos de tratamiento de residuos orgánicos. También limitan el uso agrícola de productos obtenidos del tratamiento de residuos municipales (lodos y FORM) en grandes conurbaciones urbanas, o el aprovechamiento agrario de deyecciones ganaderas en zonas rurales excedentarias en nutrientes y con gran concentración ganadera, favoreciendo los procesos de concentración térmica (evaporación y secado) para el transporte a largas distancias.

Para plantas de biogás colectivas, tratando como sustrato básico deyecciones ganaderas, la distancia máxima ponderada a la que una granja puede proveer de sustrato para su tratamiento depende del potencial energético de estas deyecciones. Para deyecciones con un potencial inferior a 20 m³/ton, la distancia a la que se igualan los costes de transporte con los ingresos previsibles de la transformación energética del biogás es inferior a 15 km, sin considerar costes de inversión o costes operacionales de las instalaciones de transformación (Flotats et al., 2002).

Lo anterior significa que sólo será posible una planta centralizada en zonas del país con una elevada concentración ganadera. Deben delimitarse estas zonas a partir de información elaborada por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Asimismo, estas zonas se corresponderán usualmente con áreas con un excedente en la producción de nutrientes, y por tanto las plantas deberán complementarse con los equipos y procesos para dar solución a esta problemática. Definir estas zonas y programar los proyectos correspondientes se considera como la primera prioridad para desarrollar plantas de biogás colectivas, ya que significa solucionar, a su vez, un problema ambiental. Más si estas zonas están calificadas como vulnerables a la contaminación por nitratos. En la Figura 5.1 se ilustra el método utilizado por Prenafeta y Flotats (2005) para detectar zonas de actuación prioritaria en Catalunya.

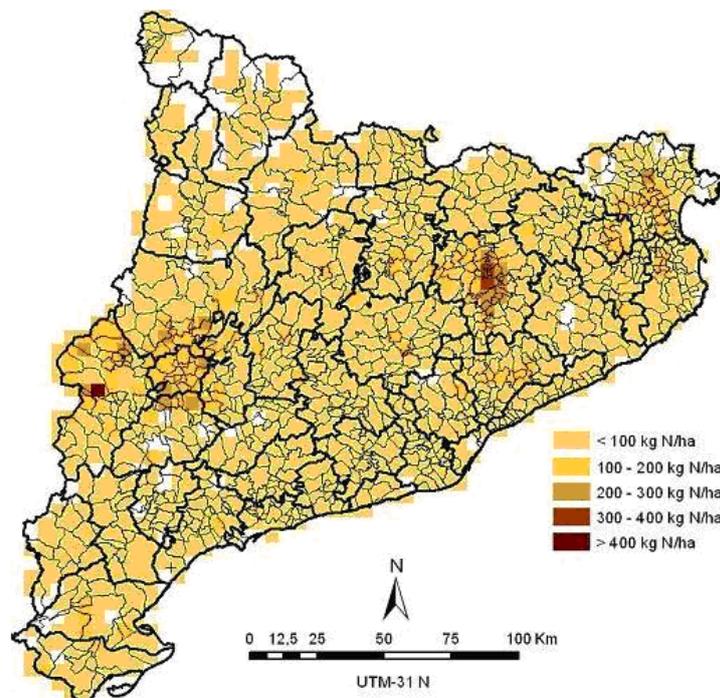


Figura 5.1. Detección de zonas con elevada concentración ganadera y de producción de nutrientes en Catalunya, mediante el análisis de la densidad de producción de nitrógeno en cuadrículas de 5 km (Prenafeta y Flotats, 2005)

5.5. Demanda de fertilizantes o enmiendas.

Los requerimientos locales de fertilizantes minerales, orgánicos o enmiendas condicionan los objetivos a cumplir por las plantas de tratamiento para un residuo determinado. Las características de cada uno de estos influirán en aquello que será posible obtener tras su transformación. Posibles demandas a considerar son: fertilizantes minerales u orgánicos en agricultura extensiva o intensiva, jardinería privada o pública, rehabilitación de suelos, revegetación en obras públicas, formulación de sustratos, áreas deportivas, etc. Si el objetivo es el reciclaje de la materia orgánica y nutrientes es necesario cumplir con los requerimientos de estas posibles demandas, lo cual puede hacer aconsejable el compostaje, solo o posterior a una digestión anaerobia.

Un alto contenido en nutrientes en el residuo, nitrógeno y fósforo, pueden hacer aconsejable procesos de recuperación de estos en forma de sal mineral (procesos de precipitación o stripping de amoníaco) a fin de ser introducidos en el mercado de los fertilizantes minerales. En este caso, la digestión anaerobia es un proceso de tratamiento previo necesario.

5.6. Manejo de las granjas y alimentación de los animales.

La formulación de piensos y las prácticas de manejo en las granjas afectan directamente a las características de los estiércoles y purines producidos, favoreciendo según éstas algunas opciones de tratamiento. Así, por ejemplo, un almacenamiento bajo emparrillado de purines de cerdo durante más de 3 meses puede provocar reducciones en el potencial de producción de biogás de hasta el 75%, haciendo insostenible un proceso de digestión anaerobia posterior (Bonmatí *et al.*, 2001).

Por lo anterior, es necesario tratar las deyecciones tan pronto son producidas. En una planta individual esto es posible con pequeñas modificaciones en el manejo de la granja. Para plantas colectivas, es necesario adoptar un plan logístico de recogida. En esta situación, la viabilidad de una instalación colectiva dependerá de la efectividad de la integración de ésta en los esquemas de gestión de las granjas, o de la adaptación y actualización de estos esquemas.

5.7. Implantación de la recogida selectiva de materia orgánica en municipios.

Este condicionante afecta directamente a la calidad de la materia prima a tratar, ya sea mediante digestión anaerobia, compostaje o combinación de los dos procesos. Si esta calidad inicial no es adecuada para obtener un producto para ser reciclado según la demanda de fertilizantes o enmiendas, deberá considerarse su posterior depósito en vertedero o incineración, con los consiguientes costes asociados. La producción de biogás también depende del origen de la fracción orgánica, siendo más elevada si es resultado de una separación en origen.

En un análisis económico comparativo de 6 plantas de digestión anaerobia de FORM de Dinamarca, realizado por Hartmann (2003), sólo una presentaba unos ingresos por biogás superiores a los costes de operación. Esta planta, en Grindsted, se caracteriza por un sistema de digestión húmedo, una etapa, separación en origen, recogida en bolsas de papel y un sistema de pretratamiento en planta simple, con una concentración baja de materiales impropios (97% de materia orgánica), lo que permite un uso agrícola posterior. También se caracteriza por una inversión

decidida en participación ciudadana (Bro, 2005). Las otras instalaciones presentaban valores de materia orgánica perdida en el pretratamiento de separación mecánica de hasta el 45% y un tratamiento finalista por incineración o depósito (Hartmann, 2003).

La máxima realización del potencial energético por biogás, de los residuos municipales, dependerá de la máxima implantación de la recogida separada de la fracción orgánica.

5.8. Posibilidad de tratamiento colectivo, co-tratamiento.

A pesar de las ventajas ambientales y económicas que puede tener el co-tratamiento, diferentes competencias administrativas en función del sector de actividad de origen de cada residuo puede frenar la adopción de esta estrategia. Por ello, es necesario un plan de actuación concertado de las diferentes administraciones competentes en este ámbito.

5.9. Aceptación por parte de la población.

A menudo una planta de tratamiento de residuos se contempla como una imposición y no como una necesidad del territorio o como una nueva industria de transformación. La transparencia en la información es necesaria pero no suficiente. Debe avanzarse en acciones y conceptos que dignifiquen el residuo como materia prima a partir de la cual obtener productos de interés económico y ambiental. Esto implica modificar los objetivos de los tratamientos, cambiar el concepto de eliminación del residuo por el de producción de productos; cambiar el concepto simple de tratamiento por el concepto de producir o recuperar energía y materiales no renovables.

Para que este factor no sea un limitante, sobretodo en plantas colectivas de codigestión, son necesarias continuas campañas de divulgación, así como mantener una transparencia total sobre información y rendimientos de las plantas.

5.10. Accesibilidad a la tecnología. Existencia de empresas proveedoras.

Las diferentes tecnologías de producción de biogás son conocidas y en muchas universidades españolas existen grupos de trabajo en este ámbito, con presencia internacional. No se puede considerar que éste sea un limitante importante para el desarrollo de implantaciones.

La falta de experiencia de empresas del país, motivada por un marco económico desfavorable para las implantaciones, ha propiciado que estas utilicen como proveedores de tecnología a empresas de países cuyo marco económico y legal ha permitido una experiencia práctica. En la actualidad existe una dependencia tecnológica de estos países (principalmente de Alemania, Austria y Dinamarca en el tratamiento de residuos, y de Holanda y Bélgica en el tratamiento anaerobio de aguas de alta carga orgánica). Esta práctica permite, a su vez, un control del riesgo en las inversiones, por cuanto las empresas proveedoras pueden suscribir pólizas de seguros que cubran las garantías sobre la eficiencia en el funcionamiento. Empresas sin experiencia, y afrontando su primera instalación con tecnología propia, pueden encontrar un limitante económico en garantizar las eficiencias.

Debería articularse un sistema de seguros que cubran las garantías que una empresa nueva deba ofrecer. Esto sería posible con avales gubernamentales

otorgados después de un sistema objetivo de análisis de la tecnología o proceso aportado por la empresa. Estos avales deberían cubrir solamente la primera instalación, utilizando posteriormente mecanismo de mercado si la instalación ha sido exitosa. En caso que no lo sea, la empresa debería hacerse cargo de un porcentaje de los costes correspondientes. En todo caso, deberían habilitarse mecanismos que den seguridad a las empresas del país para poder desarrollar tecnología propia, lo cual se ha de traducir en reducción de costes de inversión a medio y largo plazo.

El éxito de una instalación también depende de un buen servicio de mantenimiento, tanto preventivo como correctivo. Para instalaciones colectivas, con una plantilla de personal especializado, este no debería ser un limitante. Para instalaciones individuales, las empresas proveedoras deberían asegurar que este servicio de mantenimiento se realizará, ya sea por parte de la propia empresa suministradora o habilitando los mecanismos de formación a técnicos locales (electricistas, fontaneros, etc.)

5.11. Desarrollo tecnológico. Nuevos paradigmas.

Las líneas de trabajo en I+D deben dirigirse al desarrollo de sistemas de digestión que permitan reducir los costes, de inversión y operación, y al desarrollo de sistemas complementarios que permitan la implantación de estrategias de tratamiento completas y asequibles.

Para residuos cuya fase limitante es la hidrólisis deben estudiarse métodos para favorecer ésta y conseguir sistemas con un tiempo de retención menor y, por tanto, volúmenes de reacción menores a los actuales para sistemas de mezcla completa. Lo anterior tendrá aplicación práctica si se consigue una reducción de costes de inversión. Se considera que desarrollos que permitan menores volúmenes y más rapidez a un menor coste no estarán en el mercado antes de 2020.

En relación a los equipos complementarios, estos hacen referencia al tratamiento posterior de los residuos para eliminar o recuperar nutrientes a precios asequibles. La recuperación de nitrógeno mediante stripping y absorción después de una digestión anaerobia ha superado la fase de desarrollo piloto y ya se encuentra en fase de proyecto constructivo una instalación para tratar 50.000 m³ de purines/año en la comarca de Osona (Catalunya). También está en fase de proyecto constructivo una planta que combina digestión anaerobia y oxidación anaerobia de amonio en el el Valle de Karrantza (País Vasco). Estos proyectos son prometedores y abren una línea de trabajo para la optimización. Se considera que su popularización e implantación sistemática puede empezar con posterioridad a 2010 para grandes instalaciones, y su paso a unidades individuales o plantas de pequeño tamaño con posterioridad a 2020.

6.- Acciones a emprender a corto plazo para la máxima realización del potencial

Acción 1.- Creación de un organismo interministerial de coordinación y planificación de actuaciones

La digestión anaerobia es un proceso que forma parte de una estrategia de gestión y tratamiento de residuos orgánicos. Estos forman parte del ciclo de los nutrientes de utilidad en agricultura, para la producción de alimentos y para la conservación de los suelos como valor patrimonial de presente y futuro. Estos residuos también tienen efectos ambientales negativos, que pueden afectar a la calidad de suelos, aguas y atmósfera, si no se gestionan correctamente. También presentan un potencial de energía renovable. Por todo ello, los planes de actuación en este ámbito han de ser concertados por las administraciones públicas con responsabilidades en los ámbitos de la energía, agricultura y medio ambiente.

Plazo: 2008

Acción 2.- Estudio, planificación y promoción del biogás como combustible de automoción y para su inyección en la red de gas natural

El clima benigno de España, en comparación con países del centro y norte europeos, y la no existencia generalizada de redes de distribución de calor, limita la viabilidad de cogeneración por dificultades en valorizar el calor excedente. En zonas o proyectos en que esta valorización no sea posible, la viabilidad puede estar muy condicionada por las tarifas eléctricas, aparte de lo que pueda significar de energía útil. Para asegurar el máximo aprovechamiento de la energía primaria del biogás, debe asegurarse la viabilidad de otros usos energéticos: automoción y aprovechamiento de la red de gas natural para la distribución del biogás depurado a consumos finales con un mayor grado de valorización. Las actuaciones de Suecia en este ámbito pueden ser un modelo a estudiar y seguir, en su caso.

Plazo: 2009

Acción 3.- Definición de nuevos marcos económicos favorables

El marco económico actual tan solo favorece la producción de energía eléctrica. Dado que la viabilidad económica depende también de la existencia de usos rentables de la energía térmica obtenida mediante cogeneración, y a fin de conseguir la máxima realización del potencial, dado en unidades de energía primaria, es necesario incentivar otros usos energéticos del biogás.

Los usos que deben ser objeto de consideración e incentivación son:

- Uso como carburante de automoción
- Uso para inyección en canalizaciones de gas natural
- Usos térmicos directos

Con el mismo plazo, deberían revisarse las tarifas actuales a fin de posibilitar la viabilidad económica de las instalaciones de menos de 150 kW. Una aproximación a las tarifas vigentes en Alemania puede ser una buena opción. En todo caso, un modelo a estudiar y seguir, en su caso.

Plazo: 2010

Acción 4.- Programación de un plan de modernización de granjas

La práctica de almacenaje de purines bajo *slat* (emparrillado), bajo los animales, reduce el potencial de producción de biogás de las deyecciones, crea problemas sanitarios e incrementa las emisiones de metano, amoníaco y compuestos orgánicos volátiles a la atmósfera. Esto afecta a los tres ámbitos de trabajo de la acción 1.

Este plan también ha de contemplar la adopción de técnicas para reducir las emisiones en balsas, cubriéndolas y, en su caso, la adopción de la digestión anaerobia como técnica a implantar en granjas nuevas.

Esta programación implica la adopción de una normativa específica para nuevas granjas y una adaptación paulatina para granjas antiguas, en la medida de las posibilidades del sector.

Plazo: 2015

Acción 5.- Adopción de un plan de promoción de plantas colectivas de tratamiento.

Con las tarifas actuales, las plantas de codigestión colectivas, localizadas en zonas de alta densidad ganadera, deberían priorizarse, a fin de crear efectos reproductores y de popularización de la tecnología. Asimismo, estas deberían formar parte del plan concertado de los tres ámbitos sectoriales. Durante 2008 debería realizarse un estudio conjunto sobre localizaciones óptimas y promover las actuaciones de implantación. Estas instalaciones requieren de un proyecto complejo y de trámites administrativos largos, por lo cual debe considerarse un tiempo entre concepción y realización, que puede ser de un mínimo de unos 2 años.

Plazo: 2010

Acción 6.- Simplificación de trámites administrativos para la implantación y operación de plantas de biogás, tanto individuales como colectivas.

La necesidad de líneas eléctricas nuevas en zonas rurales, los avales necesarios para la conexión eléctrica, los trámites de exposición pública, los informes favorables de medio ambiente, de urbanismo, etc., entre otros, con diferentes administraciones competentes, ralentiza el proceso de implantación de plantas de biogás y supone costes asociados que pueden limitar el interés en la adopción de la tecnología.

Plazo: 2010

Acción 7.- Plan de fomento de líneas de I+D relativas a combinación de digestión anaerobia con otros procesos conducentes a obtener estrategias completas de gestión de residuos orgánicos

Las combinaciones de digestión anaerobia con pretratamientos y con postramientos, tales como compostaje, stripping de amoníaco y recuperación de éste, oxidación anaerobia de amonio (anammox), o precipitación y recuperación de sales de fósforo y amonio, permiten estrategias de tratamiento adaptables a condiciones de contorno en que la gestión de residuo es una prioridad, por delante de una simple prioridad de producción energética. La evaluación de estas combinaciones deben realizarse utilizando técnicas de análisis de ciclo de vida, de determinación de la huella ecológica, de riego ambiental y, general, técnicas de ecología industrial.

Asimismo, los proyectos de I+D vigentes en el ámbito de la producción de biogás deben tener continuidad. Así, el proyecto Singular y Estratégico PROBIOGAS, de 4 años y con una pequeña financiación inicial para 2007 por parte del Ministerio de Educación y Ciencia, debería ser objeto de atención preferente. Este proyecto tiene por objetivo la promoción de la codigestión anaerobia y aúna el trabajo de 27 entidades, entre empresas, universidades, centros de investigación y otros organismos competentes en el ámbito.

Plazo: A partir de 2007, de forma continuada.

Acción 8.- Realización de un inventario de residuos orgánicos producidos y sobre sus usos, y adopción de los mecanismos de actualización permanente.

Las estimaciones realizadas sobre el potencial de producción energética se basan en datos obtenidos en Internet, y las estimaciones sobre residuos industriales se basan en datos de composición no contrastables con la información pública actual. Deben adoptarse los mecanismos para poder actualizar periódicamente este inventario, así como poder realizar un seguimiento de sus usos y aprovechamiento, ya sea energético u otros. Esto ha de permitir trabajos de planificación adecuados a las necesidades y potencialidades, así como mantener un control sobre la gestión de estos residuos por parte de las autoridades ambientales.

Deberían incluirse en este inventario las aguas residuales de alta carga orgánica, susceptibles de adoptar la digestión anaerobia en su depuración.

Estos inventarios y su seguimiento deberían ser una herramienta de trabajo de la comisión de trabajo propuesta en la acción 1.s

Plazo: 2010, y actualización de forma continuada.

Con las ocho acciones anteriores, se puede crear un marco favorable para promover un mercado dinámico de desarrollo e implantación de las tecnologías de producción de biogás y su aprovechamiento energético, a medio plazo (a partir de 2010). Mientras, y con el marco general actual, puede suponerse un crecimiento lineal para los sectores productores que disponen de otras vías de financiación aparte de la venta de energía (cánones de tratamiento de residuos y aguas residuales). Asimismo, la legislación actual relativa a gestión de residuos municipales va en la línea de promoción indirecta de la digestión anaerobia (reducción de materia orgánica entrada a vertederos, recogida selectiva de materia orgánica)

7.- Estimación del potencial realizable

Para las estimaciones de producción de biogás, se toma como base de referencia los valores del año 2006, suponiendo como ciertos los valores estimados de la Tabla 1.5 para este año. En esta Tabla se indican valores para lodos, municipales e industriales (56,8 ktep), biogás de vertederos (251,6 ktep) y otras instalaciones (25,8 ktep). El concepto de otras instalaciones se ha distribuido en 3,8 ktep de residuos ganaderos y en 1,8 ktep de residuos industriales (a partir de valores indicados en el PER 2005), suponiendo la diferencia procedente de plantas de digestión anaerobia de residuos municipales (20,2 ktep).

Se toma como objetivo para el año 2030 el aprovechamiento de todo el potencial realizable, indicado en la Tabla 4.5. No se han realizado estimaciones sobre aumento en la producción de residuos, ya que las tendencias legislativas apuntan a la necesidad de una gestión integral, iniciando las actuaciones con la minimización de su producción. Es de esperar que este objetivo de minimización se cumpla, lo cual ha de ser prioritario ambientalmente.

Los valores que se estiman o proponen de producción de energía a partir de la producción de biogás de los diferentes orígenes, según los escenarios que se explican a continuación, se sintetizan en la Tabla 7.1.

Tabla 7.1. Estimación de la realización del potencial de aprovechamiento energéticos de biogás en los horizontes 2010, 2020 y 2030.

	Año 2006 ktep	Año 2010 ktep		Año 2020 ktep		Año 2030 ktep	
		x por:		x por:		x por:	
<i>Origen del biogás:</i>							
Lodos municipales e industriales	56.8	1.1	60.0	1.5	90.0	2.0	181.9
Deyecciones ganaderas	3.8	2.6	10.0	54.5	545.1	2.0	1090.3
Residuos industriales	1.8	4.0	7.2	9.7	70.0	2.1	145.6
Biogás de vertederos	251.6	1.2	300.0	0.8	250.0	0.9	232.0
Residuos municipales	20.2	3.0	60.6	6.9	416.2	1.9	771.9
TOTAL	334.2	1.3	437.8	3.1	1371.4	1.8	2421.6

7.1. Escenario 2010

En el horizonte 2010 se puede estimar un crecimiento de la aportación actual debido a los proyectos actuales y los que se puedan poner en marcha hasta este año.

Para lodos de aguas residuales municipales e industriales se supone un incremento sólo del 10%. Para residuos ganaderos debería haber un incremento mínimo del 100% si se ponen en marcha plantas de tratamiento colectivo con cogeneración ya en proyecto y que incluyen la digestión anaerobia. Dos instalaciones más como mínimo, auspiciadas por el actual marco económico, podrían dar lugar a 10 ktep. Si las instalaciones anteriores se configuran para codigerir con residuos industriales de alto potencial energético, se supone que estos podrían alcanzar una aportación de 7,2 ktep.

Los proyectos de aprovechamiento de biogás de vertederos deberían mantener e incrementar su aportación hasta el año 2010. Se considera que la política de

reducción de las entradas de materia orgánica a vertedero se manifestará con una reducción posterior. Se valora la aportación para 2010 en 300 ktep, reduciéndose posteriormente hasta 2030.

Teniendo en cuenta los proyectos actuales y plantas en operación de digestión anaerobia de residuos municipales, se considera que para el año 2010 su aportación podría suponer algo menos del 10% del potencial realizable estimado.

Respecto al año 2006, en el año 2010 debería multiplicarse por 1,3 la aportación de energía de residuos biodegradables por producción y aprovechamiento de biogás.

7.2. Escenario 2020

Las ocho grandes acciones propuestas en el apartado 6 del presente informe se deberían traducir en una dinamización del mercado y el establecimiento de unos marcos de actuación globales a partir de 2010, con resultados que deberían materializarse en el horizonte 2020.

Debería multiplicarse la aportación global del biogás por 3.1 (ver Tabla 7.1.), buscando el mayor incremento en las plantas tratando residuos ganaderos, las cuales han de posibilitar la codigestión con residuos industriales. Las plantas de digestión anaerobia municipales también han de presentar un gran incremento (multiplicación por 6,9).

Se propone durante este período (2010 – 2020) centrar la atención en plantas colectivas y en plantas en granjas de mayor dimensión, que son las que pueden aportar más biogás con un menor número de proyectos. En definitiva, delimitar proyectos colectivos e individuales para aquellas zonas y granjas de mayor tamaño que aporten del orden del 50% de la producción de deyecciones o del potencial. Con esto se persigue centrar la atención en relativamente pocos proyectos grandes que aporten el peso fuerte del potencial y que no requieran de desarrollos tecnológicos sofisticados y de riesgo. La experiencia que esto aporte ha de crear efectos multiplicadores y propiciar instalaciones de menor tamaño, con una concepción estandarizada.

Se valora que las plantas tratando deyecciones ganaderas con una concepción de codigestión, llevarán al aprovechamiento de residuos orgánicos industriales. Estas grandes instalaciones han de tener esta la posibilidad en su diseño.

Para poder multiplicar la aportación de energía en este período por 3,1, deberá haber un esfuerzo concertado en los ámbitos de energía, agricultura y medio ambiente.

7.3. Escenario 2030

Para el período 2020 – 2030, debería multiplicarse la aportación por 1,8. Este incremento corresponde aproximadamente al 50% del potencial de lodos, municipales e industriales y de residuos ganaderos e industriales, y concretamente a aquellas granjas e instalaciones que presentan una mayor dificultad a priori (granjas pequeñas, costes de transporte elevados para plantas centralizadas, proyectos complejos de inyección de gas en red, etc.). Para este período deberían estar resueltas las dificultades anteriores.

También, se considera que el desarrollo de sistemas más rápidos, con menor volumen de reacción, y la adopción de procesos complementarios para configurar

estrategias completas de gestión y tratamiento, con el objetivo de ser operativos en unidades pequeñas (granjas de menor tamaño que las objetivo para 2020), permitirá la viabilidad técnico-económica.

8.- Conclusiones

La digestión anaerobia es un proceso de tratamiento de residuos orgánicos biodegradables. Como tal, debe combinarse con otros procesos para constituir estrategias de tratamiento completas, que den solución a las problemáticas de la gestión de estos residuos. Estas problemáticas dependen de condiciones de contorno que, a menudo, son locales y, por tanto, no existen soluciones únicas.

La codigestión es la herramienta que ha de permitir la máxima realización del potencial, compartir infraestructuras y unificar métodos de gestión por zonas geográficas. Esta herramienta no debe esconder prácticas de dilución de contaminantes. El control de calidad de los productos de entrada a planta ha de ser una práctica sistematizada, lo cual puede ser fácil de realizar en plantas colectivas, pero no tanto en plantas individuales de ganaderos, por lo cual se debería perseguir para estas plantas una rentabilidad que dependiera del potencial energético de sus residuos, y no tanto de aportaciones exteriores.

A partir de información pública sobre generación de residuos orgánicos se ha estimado un potencial energético de estos de 3,08 Mtep, en unidades de energía primaria, de los cuales 2,4 Mtep se consideran realizables en el horizonte 2030, 1,4 Mtep en el horizonte 2020 y 0,44 Mtep en el 2010. Estos valores se pueden ver modificados a la vista de un inventario de residuos más detallado y específico. Especial dificultad reviste la evaluación del potencial de residuos orgánicos industriales, para el cual será necesario un inventario específico. No se ha incluido en el análisis del potencial las aguas residuales de alta carga, las cuales deberán incluirse en los estudios más detallados de inventario que se proponen.

Las tarifas eléctricas actuales sólo permiten la viabilidad económica para instalaciones de codigestión colectiva para productividades superiores a 30 m³ biogás/ton, y siempre que sea valorizable toda la energía térmica excedentaria. Bajo esta premisa, también son viables las plantas individuales de codigestión con productividades mínimas de 25 m³ biogás/ton. Por lo expuesto anteriormente, debería asegurarse la viabilidad para productividades a partir de 15 m³ biogás/ton en plantas individuales y con potencias inferiores a 150 kW. Deben revisarse las tarifas actuales, discriminando los niveles de potencia en más estratos, y contemplando uno específico para potencias menores de 150 kW. La metodología de tarifas vigente en Alemania se propone como modelo a analizar y aplicar, en su caso.

Las limitaciones para la valorización de la energía térmica excedentaria de un proceso de cogeneración eléctrica aconsejan priorizar el estudio y programación de un plan de acción para el uso de biogás como combustible de automoción, o su venta e inyección en la red de gas natural.

Para la promoción e implantación de la producción energética a partir de biogás se han propuesto ocho grandes grupos de acciones, de las cuales se considera prioritaria la creación de una comisión interministerial que englobe los ámbitos de energía, agricultura y medio ambiente, con facultades consultivas y de planificación en las actuaciones sobre gestión de residuos orgánicos, su aprovechamiento energético y su uso como fuente de nutrientes y materia orgánica estable para la agricultura, u otros usos con valor económico y/o ambiental.

9.- Referencias bibliográficas

- Ahring, B.K., Angelidaki, I., Johansen, K. (1992). Anaerobic treatment of manure together with organic industrial waste. *Water Sci. Technol.*, 7: 311-318.
- AICE (2006). Asociación de Industrias de la Carne de España. <http://www.aice.es>.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1993). Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Applied Microbiology and Biotechnology*. Vol. 38, pag. 560-564.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1997). Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future. III curso de Ingeniería Ambiental (X. Flotats, Ed.), pag., 336-342. Lleida, octubre de 1997.
- Baldasano, J.M., Soriano, C. (2000). Emission of greenhouse gases from anaerobic digestion processes: comparison with other municipal solid waste treatment. *Water Science and Technology* 41(3), 275-282.
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, R. I., Kalyuzhny, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T. M., Siegrist, H., and Vavilin, V.-A. (2002), Scientific and Technical Report No. 13, International Water Association, London.
- Bonmatí, A., Flotats, X., Mateu, L., Campos, E. (2001). Study of thermal hydrolysis as a pretreatment to mesophilic anaerobic digestion of pig slurry. *Wat. Sci. technol.*, 44(4), 109-116.
- Bonmatí, A., Flotats, X. (2003¹). Air Stripping of Ammonia from Pig Slurry: Characterization and Feasibility as a Pre- or Post-Treatment to Mesophilic Anaerobic Digestion. *Waste Management*, 23(3) pp 261-272.
- Bonmatí, A., Flotats, X. (2003²). Pig slurry concentration by vacuum evaporation: influence of previous mesophilic anaerobic digestion process. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 53:21-31.
- Bonmatí, A., Campos, E., Flotats, X. (2003). Concentration of pig slurry by evaporation: anaerobic digestion as the key process. *Water Science and Technology*, 48(4) pp 189-194.
- Bro, B. (2005). Source sorting as basis for the successful anaerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste. En Proceedings of the 4th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Ahring y Hartmann, Eds. Copenhagen, 31 agosto – 2 septiembre. Pp 27- 33
- Carballa, M., Omil, F., Alder, A.C., Lema, J.M. (2005). Comparison between the conventional anaerobic digestion of sewage sludge and its combination with a chemical or thermal pre-treatment concerning the removal of pharmaceutical and personal care products. *Water Science and Technology*, 53(8), 109-117
- Caceres, R., Flotats, X., Marfà, O. (2006). Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management*, 26(10), pp 1081-1091.
- Clarkson, W.W., Xiao, W. (1999). Anaerobic bioconversion of waste paper. A "II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona, 15-17 June", Vol I, pp 75-82.
- DEA -Danish Energy Agency (1995). Progress report on the Economy of Centralized Biogas Plants. February 1995.

- DCES (2001). Dictamen del Comité Económico y Social sobre la "Revisión de la Directiva 86/278/CEE del Consejo relativa a la utilización de los lodos de depuradora en agricultura". DOCE C-14 de 16.01.2001.
- De Baere, L. (1999). Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. En "II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona, 15-17 June", Vol I, pp290-299.
- Ecofys (2001). Economic Evaluation of Emission Reduction of Methane in the Waste Sector in the EU. Bottom-up Analysis. Final Report, March 2001. DG Environment EC. Authors: Ecofys Energy and Environment, AEA Technology Environment and National Technical University of Athens.
- Edelman, W., Schleiss, K., Joss, A. (2000). Ecologic, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic wastes. *Water Science and Technology* 41(3), 263-273.
- EurObserv'ER (2006). European Union Biogas Barometer. URL: http://www.energies-renouvelables.org/observ-er/stat_baro/observ/baro173a.pdf
- EurObserv'ER (2007). European Union Biogas Barometer. URL: http://www.energies-renouvelables.org/observ-er/stat_baro/observ/baro179_a.pdf
- EurObserv'ER (2007). European Union Biofuels Barometer. URL: http://www.energies-renouvelables.org/observ-er/stat_baro/observ/baro179_b.pdf
- Flotats, X., Palatsi, J., mateu, L. (2002). Estudi sobre les tecnologies de tractament de residus orgànics aplicables a Catalunya. Pla director per a l'ús sostenible de la matèria orgànica secundària (USMUS). Agència de Residus de Catalunya, 11 de juny de 2002.
- Flotats, X. (2006). Estrategias de tratamiento según las características de la materia prima y del producto. In *R. Moral, R. Boluda, M. Abad, S. Mormeneo, Editores; Aspectos normativos, tecnológicos y medioambientales del compostaje*. ISBN: 84-611-2731-5. Valencia, pp 29-53.
- Flotats, X. (2005). Diseño de procesos para el tratamiento de residuos ganaderos. In J.M. Bustillo y M. Navarro, Eds.; *Tecnologías aplicables a la reutilización de los residuos orgánicos urbanos, agrícolas o alimentarios*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Burgos. ISBN: 84-96394-28-X. Pp 127-144.
- Flotats, X. (2005). Optimización de la producción de biogás de subproductos cárnicos: proyecto BIOESUCA. *Renovalia Jornada de "Análisis de la configuración y desarrollo de los proyectos de I+D energéticos" Proyectos singulares estratégicos*, 29 de noviembre de 2005.
<http://ffii1.etsii.upm.es/renovalia/ponencias/BIOESUCA-GIRO.pdf>
- Flotats, X., Gibert, V. (2002). *Mas el Cros biogas plant. Evaluation of 18 years in operation*. In: S. Kalyuzhnyi (Ed.). *Proceedings of the 7th FAO/SREN workshop on "Anaerobic digestion for sustainability in waste (water) treatment and re-use"*. Moscow State University. Vol. 1, pp 172-180.
- Flotats, X., Magrí, A. (2006). Manure processing: farm scale vs. large scale installations. *Technical Workshop on Manure Processing*. CE-ENV, Brussels, 6-7 November 2006.
http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/manure_processing/library?l=/presentations_speakers&vm=detailed&sb=Title

- Hashimoto, A.G. (1986). Ammonia Inhibition of methanogenesis from cattle wastes. *Agricultural Wastes*. Vol. 17, pag. 241-261.
- Hansen, K., Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1998). Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research*. Vol 32 (1), pag. 5-12.
- Hartmann, H. (2003). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste with recirculation of process water. PhD Thesis. BioCentrum-DTU. Technical University of Denmark.
- Hill, DT (1982) Design of digestion systems for maximum methane production. *Trans. of ASAE* **25**:1, 226.
- Hill, D.T., Cobb, S.A., Bolte, J.P. (1987). Using Volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. *Transactions of the ASAE*. Vol. 30 (2), pag. 496-501.
- Hobson, P.N. (1990). The treatment of agricultural wastes. *En Wheatley, A., Ed. Anaerobic Digestion: a Waste Treatment Technology. Critical Reports on Applied Chemistry, Volume 31. Elsevier Applied Science*, pp 93-138.
- Holm-Nielsen, J.B., Seadi, T. A. (2001). Biogas in Europe. A general overview. <http://www.ecop.ucl.ac.be/aebiom/articles/biogas/biogas.htm>
- IPCC (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Chapter 4 Agriculture. International Panel on Climate Change.
- Kübler, H., Hoppenheidt, K., Hirsch, P., Kottmair, A.(1999). Full scale co-digestion of organic waste. A "II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona, 15-17 june", Vol I, pp 175-182.
- Libro Blanco (1997). Energía para el futuro: fuentes de energía renovables. Libro blanco para una estrategia y un plan de acción comunitarios. Comisión Europea.
- Magrí, A., Flotats, X. (2000). Tratamiento de la fracción líquida de purines de cerdo mediante un reactor discontinuo secuencial (SBR). *RESIDUOS*, 57, pp 84-88.
- Mata-Alvarez, J., Cecchi, F., Pavan, P., Fazzini, G. (1991). Performances of digesters treating the organic fraction of municipal solid waste differently sorted. *Biological wastes*, 33, pp 181-199.
- Mata-Alvarez, J. (1997). Digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos. A 3r Curs d'Enginyeria Ambiental, Universitat de Lleida. Ed. Paperkite, pp 284-311.
- Møller, H.B., Lund, I., Sommer, S.G., 2000. Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost. *Bioresource Technology* 74, 223-229.
- Mulder A. (2003). The quest for sustainable nitrogen removal technologies. *Water Sci. Technol.* 48:67-75.
- Palatsi, J., Gimenez-Lorang, A., Ferrer, I., Flotats, X (2006). Anaerobic digestion of sewage sludge: mesophilic to thermophilic transition. In *Proceedings of the IWA Sustainable Sludge Management Conference / ECWATECH-2006*. Moscow (Rusia), 29-31 mayo 2006. ISBN: 5-99-00-677-2-0. Pp 147-153.
- Prenafeta, F., 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. Informe para el ICAEN (Instituto Catalán de Energía), Octubre 2005.

- Rieradevall, J., Segarra, J., Mitjà, A. (1985). Programa de seguiment de plantes de digestió anaeròbia pel tractament d'excrements líquids. Balanç energètic i del procés de depuració. A Fòrum Energètic. Jornades de debat sobre el sector energètic, nov. 1984. Ed. Sirocco, Vol. 15, pp 289-295.
- Robbins, J.E., Gerhardt, S.A., Kappel, T.J. (1989). Effects of total amonia on anaerobic digestion and an example of digester performance from cattle manure-protein mixture. *Biological wastes*. Vol. 27, pag. 1-4.
- Schuiling R.D., Andrade A. (1999). Recovery of Struvite from Calf Manure. *Environmental Technology*, 20 (7), 765-768.
- Van Velsen, A.F.M. (1979). Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations. *Water Research*. Vol. 13, pag. 995-999.
- WGOM&B (2004). Working Group on Organic Matter and Biodiversity. Task Group 4 on Exogenous Organic Matter. Final Report. May 2004. EC, Directorate-general Environment. Soil Thematic Strategy.
http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/soil/library?l=/reports_working&vm.
- WDBTB (2001). Working Document on Biological Treatment of Biowaste, 2nd Draft. Brussels, 12 February 2001. DG ENV. A.2./LM/biowaste/2nd draft.
- WDS (2000). Working Document on Sludge, 3rd Draft. Brussels, 27 April 2000. ENV.E.3/LM.