

ALTERNATIVAS A LA GESTIÓN ACTUAL DE LODOS DE FOSAS SÉPTICAS EN PEQUEÑAS POBLACIONES RURALES: EL CASO DE SAN AGUSTÍN (TERUEL)



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

Máster Universitario de Investigación en
Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos



LAURA LARA MARTÍN

2016

ALTERNATIVAS A LA GESTIÓN ACTUAL DE LODOS DE FOSAS SÉPTICAS EN PEQUEÑAS POBLACIONES RURALES: EL CASO DE SAN AGUSTÍN (TERUEL)



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA



LAURA LARA MARTÍN
2016

Vº Bº DIRECTORAS

Concepción Paredes Gil

(Universidad Miguel Hernández)

Raquel Barrena Gómez

(Universitat Autònoma de Barcelona)



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Se autoriza a la alumna **D^a. Laura Lara Martín**, a realizar el Trabajo Fin de Máster titulado: "Alternativas a la gestión actual de lodos de fosas sépticas en pequeños municipios rurales de Teruel: el caso de San Agustín", bajo la dirección de D^a. Concepción Paredes Gil y D^a. Raquel Barrena Gómez, debiendo cumplir las normas establecidas para la redacción del mismo que están a su disposición en la página Web específica del Master.

Orihuela, 19 de julio de 2016

La Directora del Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valoración de Residuos Orgánicos



Fdo.: Concepción Paredes Gil

TRIBUNAL	
FECHA:	
PRESIDENTE:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:

REFERENCIAS DEL TRABAJO FIN DE MASTER

IDENTIFICACIONES

Autor: Laura Lara Martín

Título: Alternativas a la gestión actual de lodos de fosas sépticas en pequeñas poblaciones rurales: el caso de San Agustín (Teruel).

Title: Alternatives to current management of septic sludge in depopulated rural villages: the case of San Agustín (Teruel).

Director/es del TFM: Concepción Paredes Gil y Raquel Barrena Gómez.

Año: 2016

Titulación: Máster universitario en gestión, tratamiento y valorización de residuos orgánicos.

Tipo de proyecto: Experimental

Palabras claves: lodo séptico, lodo fecal, digestión anaerobia, respirometría, fitotoxicidad.

Keywords: septic sludge, faecal sludge, anaerobic digestion, respirometry, fitotoxicity.

Nº citas bibliográficas: 73

Nº de tablas: 17

Nº de figuras: 26

Nº de anexos: 1

RESUMEN

Teruel es una provincia caracterizada por una gran cantidad de municipios de muy escasa población, más de un tercio de los municipios no llega a los 100 habitantes censados (34,4%) y el 81,36% tiene menos de 500 habitantes. Muchos de estos municipios tienen importantes fluctuaciones estacionales de población, que dificultan su gestión de residuos, especialmente el caso de los lodos que quedan tras el proceso de depuración de aguas de origen urbano. En los territorios rurales estas aguas se suelen almacenar en fosas sépticas o balsas de decantación, las cuales generalmente son vaciadas por un gestor autorizado.

Este trabajo pretende evaluar las posibles alternativas a la gestión actual, tales como el empleo de los lodos residuales para la producción de biogás o como enmienda orgánica. Con este objetivo se evaluó el potencial de biodegradabilidad aerobia y anaerobia de diferentes muestras de lodos fecales del municipio turolense de San Agustín.

Para llevar a cabo este estudio se determinaron en los lodos parámetros como pH, conductividad eléctrica, sólidos totales y volátiles y DQO. También, se realizó una respirometría dinámica del lodo y un test de biodegradabilidad anaerobia, sometiendo posteriormente el digestato final a una estabilización aerobia. Por último, se hizo un test de germinación para conocer el grado de madurez del residuo final obtenido tras todo el proceso.

Los resultados obtenidos mostraron el lodo séptico estudiado tenía suficiente potencial para degradarse tanto aeróbica como anaeróticamente, proponiéndose como posibles alternativas la estabilización aeróbica (por ejemplo, mediante compostaje) y/o digestión anaerobia. Sin embargo, los digestatos obtenidos deberán de sufrir un tratamiento posterior antes de su uso agrícola. Estos digestatos mostraron una menor degradabilidad que los lodos sin tratar y su fitotoxicidad se redujo al someterlos a una estabilización aerobia posterior. A pesar de ello no se alcanzaron los valores establecidos para su empleo como enmiendas orgánicas.

ABSTRACT

Teruel is a province characterized by a large number of municipalities with very low population, more than one third of the municipalities does not reach the 100 registered inhabitants (34.4%) and 81.36% have less than 500 inhabitants. Many of these municipalities have significant seasonal fluctuations in population, which hinder their waste management, especially the case of sludge remaining after the water purification process of urban origin. In rural areas these waters are usually stored in septic tanks or settling basins, which are usually emptied by an authorized agent.

The objective of this study was to evaluate possible alternatives to the current management, such as the use of sewage sludge for biogas production or organic amendment. For this goal, the potential for aerobic and anaerobic biodegradability of different samples of faecal sludge from a municipality from Teruel (San Agustin) was evaluated.

To carry out this research, parameters as pH, electrical conductivity, total and volatile solids and COD were determined in septic sludge. Also, this waste was treated by a dynamic respirometry and an anaerobic biodegradability test, and the final digestate was stabilized in aerobic conditions. Finally, a germination test was employed to assess the degree of maturity of the final material obtained after the process.

The results showed that septic sludge had enough potential to degrade both aerobically and anaerobically, proposing as possible alternatives aerobic stabilization (for example, composting) and / or anaerobic digestion. However, the digestate obtained should undergo further treatment before agricultural use. This digestate showed lower degradability than untreated sludge and phytotoxicity was reduced by aerobic stabilization. However, this aerobic stabilised digestate did not reached the values of germination test established for its use as organic amendment.

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer al Ayuntamiento de San Agustín, y en especial a José Fernández, que me brindaran su ayuda en todo momento y que me facilitaran la toma de muestra de lodos municipales, base esencial para poder realizar esta investigación, y sin lo que hubiera sido imposible plantear este trabajo.

Gracias también a la Universidad Miguel Hernández por la beca de fomento de la investigación, que me permitió realizar la parte experimental del trabajo final de máster.

A Concepción Paredes y Raquel Barrena, por cada consejo, por cada recomendación, por responder a cada duda, por vuestra paciencia, en definitiva, por vuestra inestimable ayuda. Porque aunque a veces haya pensado que tener dos tutoras iba a ser contraproducente, he aprendido el doble y habéis conseguido que el trabajo sea aún más valioso.

Gracias al Grup d'Investigació de Compostatge (GICOM) del Departament d' Enginyeria Química de la Universitat Autònoma de Barcelona, por abrirme sus puertas y permitirme hacer uso de sus instalaciones para los análisis pertinentes. En especial, a Lucía Delgado, por enseñarme el protocolo de cada ensayo y echarme una mano siempre que pudo.

A Teo, por abrirme las puertas de tu casa durante toda la estancia y por tratarme siempre tan bien. Gracias por esos batidos energéticos, por el guacamole, las fresitas y las cerezas, por el tiempo compartido, por acogerme y cuidarme.

A Santi, por estar siempre ahí, en las buenas y en las malas. Por esos días enteros de bibliotecas que tanto me han ayudado a avanzar, por esos ánimos y esa ayuda incondicional con la que me demuestras día tras días que puedo contar contigo para lo que sea. Por creer en mí más que yo. Gracias de todo corazón.

Luis, gracias por tus consejos, aunque a veces creas que no los tengo en cuenta. Por ayudarme siempre en todo y decirme tanto lo bueno como lo malo, por convertirte en mi tercer tutor. Gracias por tener paciencia y por motivarme siempre a seguir hacia adelante, con positivismo (aunque no siempre lo vea así). Por hacer que nunca acabe tirando la toalla, porque en el fondo esto me encanta. Por proponerme siempre mil ideas y demostrarme que ser ambientóloga es tan válido e importante como cualquier otra carrera.

Gracias por todos esos viajes y todos los momentos vividos. Te debo un verano en condiciones.

Gracias mamá, por estar siempre dispuesta a dejarte la piel por verme feliz, por preguntar casi a diario si todo iba viento en popa. Por ofrecerme siempre tu ayuda, de mil maneras. Papá, gracias por pensar en la mejor de las opciones para recoger y transportar mi muestra. Por hacer que, desde pequeña, siempre me interesara tanto la Ciencia. Pilar, gracias por tus comiditas nutritivas que hacen que el cerebro funcione y las ideas fluyan. Por animarme siempre, aunque a veces pareciera que el final nunca llegaba. Porque este trabajo y, el máster en general, ha sido posible también gracias a vosotros.

A mis familiares y amigos, gracias por estar ahí y disculpad mi ausencia. En especial a Jordi, porque sea de grado o de máster, los sentimientos hacia un trabajo final siempre son los mismos y, juntos, los hemos compartido.

En definitiva, gracias a todos los que, de un modo u otro, habéis hecho posible que, hoy, este trabajo vea la luz.



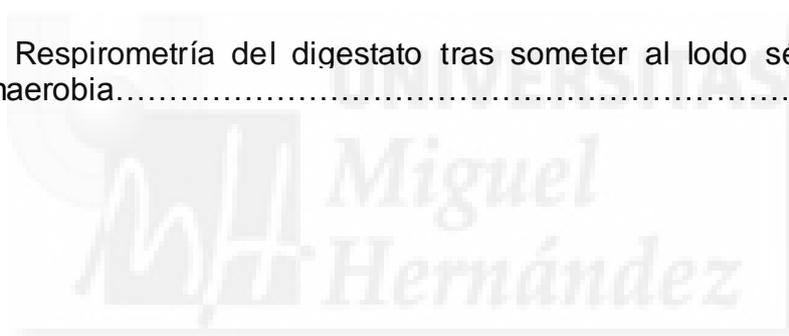
ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	13
1.1. La producción y gestión de lodos residuales.....	13
1.1.1. Características generales de los lodos de depuradora.....	13
1.1.2. Producción y destinos de los lodos de depuradora.....	15
1.1.3. Normativa sobre valorización de lodos.....	16
1.2. La producción y gestión de lodos en Aragón.....	20
1.3. La producción de lodos en municipios pequeños: el caso de San Agustín	24
1.3.1. Marco geográfico de San Agustín.....	24
1.3.2. Producción y gestión de lodos.....	27
1.4. Estabilización aerobia.....	29
1.5. Digestión anaerobia.....	36
2. OBJETIVOS	42
3. MATERIAL Y MÉTODOS	43
3.1. Diseño experimental.....	43
3.2. Métodos analíticos utilizados	53
3.3. Métodos estadísticos empleados.....	57
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	58
4.1. Potencial de biogás del lodo de San Agustín.....	58
4.2. Potencial de biodegradabilidad aerobia mediante respirometría dinámica del lodo de San Agustín	61
4.3. Evaluación de la estabilización y fitotoxicidad del lodo resultante de la digestión anaerobia (digestato).	63
4.3.1. Ensayo respirométrico para evaluar la estabilización del digestato.....	63
4.3.2. Evaluación de la fitotoxicidad mediante el índice de germinación.....	65
4.4. Propuestas de tratamiento para el lodo séptico de San Agustín.....	66
5. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	70
6. BIBLIOGRAFÍA Y ANEXOS	72

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Composición de lodos de depuradora.....	13
Figura 2. Evolución de la producción y destino de lodos en España (2008-2012).....	16
Figura 3. Jerarquía europea en la gestión de residuos.	17
Figura 4 a) Evolución durante el periodo 1998-2015 del número de estaciones depuradoras de aguas residuales en servicio, en Aragón; b) Evolución durante el periodo 1998-2015 de los habitantes equivalentes con estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas en Aragón.	21
Figura 5. a) Mapa de localización de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) en Aragón; b) Densidad de población en Aragón.	12
Figura 6. Producción de lodos en Aragón en el periodo 2001-2012.....	23
Figura 7. Mapa de localización del municipio de San Agustín.....	24
Figura 8: Evolución censal de la población de San Agustín (Teruel).....	25
Figura 9 a) Explotaciones según superficie en el municipio de San Agustín (Teruel); b) Porcentaje de superficie agrícola en San Agustín según el tipo de cultivo.....	26
Figura 10. Mapa de localización de las fosas sépticas municipales del núcleo de San Agustín.....	27
Figura 11. Esquema general de un proceso de fosa séptica con dos compartimentos.	29
Figura 12. Líneas más comunes en el tratamiento de lodos.....	31
Figura 13: Ecuación del compostaje.....	32
Figura 14. Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje.....	33
Figura 15. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones bacterianas....	38
Figura 16. Esquema del diseño experimental.....	43
Figura 17 a) Fango séptico visto de frente; b) Fango visto desde arriba.....	44
Figura 18. Inóculo para el test de digestión anaerobia, consistente en fango de recirculación de la EDAR Riu Sec.....	47

Figura 19 a) Botellas para la digestión anaerobia en estufa; b) Manómetro digital para medir la presión de cada botella.....	49
Figura 20 a) Agente estructurante utilizado para la respirometría; b) Digestato centrifugado.....	50
Figura 21 a) Enrlenmeyer con anillos estabilizadores; b) Baño para realizar respirometrías.....	51
Figura 22 a) Semilla de pepino Ashley; b) Semilla de rabanito medio-largo rojo punta blanca-cumbre.....	51
Figura 23. Volumen acumulado de biogás medio producido para cada relación, a partir del lodo séptico municipal de San Agustín.....	58
Figura 24. Potencial máximo de biogás de diferentes residuos.....	61
Figura 25. Respirometría de la muestra 2 del lodo de fosa séptica municipal de San Agustín.....	63
Figura 26. Respirometría del digestato tras someter al lodo séptico a una digestión anaerobia.....	64



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Contenido de metales pesados en lodos de depuradora.	14
Tabla 2. Compuestos orgánicos en lodos de depuradoras.....	14
Tabla 3. Producción y destino de lodos (2012)	15
Tabla 4. Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria (mg/kg de materia seca)	18
Tabla 5. Situación demográfica, número de depuradoras y sus habitantes equivalentes, en Aragón.....	21
Tabla 6. Evolución de la producción de lodos y sus destinos en Aragón, durante el periodo 2008-2012.	23
Tabla 7. Componentes del biogás en función del sustrato utilizado.....	37
Tabla 8. Principales características del lodo de fosa séptica empleado en el experimento de digestión anaerobia.....	45
Tabla 9. Principales características del inóculo empleado para el experimento de digestión anaerobia del lodo de fosa séptica.....	46
Tabla 10. Principales características del lodo de fosa séptica empleado en el experimento de estabilización aerobia.....	52
Tabla 11 . Diseño de placas de Petri para el test de germinación.....	56
Tabla 12. Producción de biogás acumulado tras la digestión anaerobia.....	59
Tabla 13. Valores de producción de biogás y metano para diferentes residuos.....	60
Tabla 14. Valores de Índice Respirométrico para lodo séptico fresco (muestra 2).....	62
Tabla 15. Valores de Índice Respirométrico para el digestato de lodo de fosa séptica.....	64
Tabla 16. Valores del índice de germinación (IG), porcentaje de germinación de semillas relativo (G) y porcentaje de elongación de raíz relativa (E).....	65
Tabla 17. Caracterización relativa de diferentes residuos para la codigestión.....	67

1. INTRODUCCIÓN

1.1. LA PRODUCCIÓN Y GESTIÓN DE LODOS RESIDUALES

1.1.1. Características generales de los lodos de depuradora

Los lodos de depuradora se pueden definir como *residuos urbanos que se originan en la depuración de las aguas residuales urbanas, constituyen un material semisólido, heterogéneo, cuya composición es muy variable y está determinada por las características del agua residual a tratar, por los procesos de depuración empleados y por el tratamiento a que es sometido el lodo* (Pérez y Moreno, 2008).

En función del grado de estabilización se distinguen dos tipos de lodos: frescos y digeridos. Los lodos frescos son aquellos que no han recibido ningún tipo de tratamiento y se caracterizan por un olor muy desagradable y por su alto contenido en gérmenes patógenos. Los lodos digeridos se originan al someter los lodos frescos a un proceso de digestión aerobia o anaerobia, tienen un olor menos desagradable y menor contenido en gérmenes patógenos. Los lodos residuales, tanto frescos como digeridos, suelen someterse a procesos de deshidratación, mediante eras de secado o diversos sistemas mecánicos, obteniendo un producto más o menos pastoso que puede utilizarse directamente en agricultura o tras un proceso de secado y compostaje. (Pérez y Moreno, 2008).

La cantidad y composición de los lodos varían según las características de las aguas negras de donde hayan sido retirados y depende, sobre todo, del proceso de tratamiento por medio del cual hayan sido obtenidos (Falcón, 2006). Tal y como se observa en la figura 1, a rasgos generales, se puede considerar que los lodos de depuradora tiene un alto contenido en materia orgánica, suponiendo alrededor del 75%. El resto de componentes incluyen fósforo, calcio, nitrógeno, potasio, hierro y metales pesados (Herrero, 2013). Los metales pesados, entre ellos, plomo, mercurio, cobre, cadmio, no suelen exceder los límites máximos fijados en el Real Decreto 1310/1990. Sin embargo, otros como el cinc, el níquel o el cromo pueden superar esos niveles si las aguas residuales provienen de industrias químicas, papeleras, cerámicas o galvanizados (CEDEX, 2009), como indica la tabla 1.

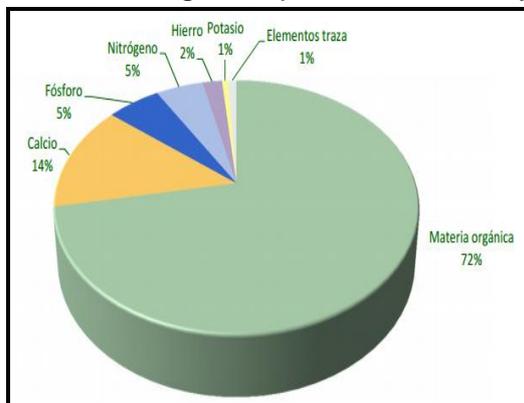


Figura 1. Composición de lodos de depuradora.

Fuente: Herrero, 2013.

Tabla 1. Contenido de metales pesados en lodos de depuradora. Fuente: CEDEX, 2009.

Compuesto	Mediana (mg/kg ms)	R. intercuartílico (mg/kg ms)	Media (mg/kg ms)	Desv. estándar (mg/kg ms)
Cadmio	0	0,4	0,5	1,4
Cromo	135	135	485	1745
Cobre	250	135	285	115
Mercurio	1	0,6	1,2	0,5
Níquel	40	40	65	75
Plomo	80	40	90	60
Zinc	710	340	800	435

Los parámetros microbiológicos, que hacen referencia a los patógenos, incluyen la presencia de *Salmonella*, *Escherichia coli*, coliformes totales y coliformes fecales. Habitualmente los dos primeros pueden ser eliminados con tratamientos que impliquen alcanzar altas temperaturas, como el proceso de compostaje donde se alcanzan temperaturas superiores a 60°C o tratamientos de secado térmico. En general, los lodos procedentes de plantas localizadas en zonas agrícolas presentan mayores proporciones de microorganismos patógenos debido al impacto de la actividad agraria. En zonas con mayor concentración de contaminantes orgánicos y/o metales pesados en los lodos se detecta menor presencia de patógenos, debido a que el propio medio no es adecuado para el crecimiento de los microorganismos (CEDEX, 2009).

Además de los parámetros expuestos anteriormente, existen compuestos orgánicos potencialmente tóxicos que se encuentran contenidos en los lodos (Tabla 2). Por otra parte, estos residuos suelen tener pH próximos a la neutralidad, conductividades eléctricas entre 5-6dS/cm, relaciones C/N de 10 en el caso de lodos estabilizados y entre 15-20 para lodos poco estabilizados, así como carbono total que puede variar entre 15-55%, siendo aproximadamente del 65% de éste el carbono oxidable (CEDEX, 2009).

Tabla 2. Compuestos orgánicos en lodos de depuradoras. Fuente: CEDEX, 2009.

Compuesto	Mediana	R. intercuartílico	Media	Desv. estándar
AOX (mg/kg ms)	275	95	300	85
DEHP (mg/kg ms)	8	6	9	4
NPE (mg/kg ms)	10	8	15	6
PCB (mg/kg ms)	0,1	0,2	0,2	0,2
Dioxinas I-TEQ (ng I-TEQ/kg ms)	7	6	10	10
PAH (mg/kg ms)	0,9	0,6	1	0,5
LAS (mg/kg ms)	4515	4600	5610	4720
PBDE (ng/g)	380	310	585	845

1.1.2. Producción y destinos de los lodos de depuradora

En España, en el año 2012 se generaron un total de 1.130.761 toneladas (t.m.s) de lodos, concentrándose el 35% del total en las comunidades de Madrid y Comunidad Valenciana (17,45% y 17,57%, respectivamente). Del total de lodos, se aplicaron un 81% de los mismos en suelos agrícolas, un 7% fueron eliminados en vertederos, otro 7% fueron incinerados y el 5% restante tuvo otros destinos (Tabla 3).

Tabla 3. Producción y destino de lodos (2012). Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Registro Nacional de Lodos, incluido en el Anuario Estadístico del Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente (MAGRAMA) de 2013.

CCAA	Lodos generados (t.m.s)	Destinos			
		Aplicados en suelos agrícolas	Eliminados en vertedero	Incinerados	Otros destinos
		(t m.s.)	(t m.s.)	(t m.s.)	(t m.s.)
C.A. Andalucía	110.109	93.892	14.315	0	1.902
C.A. Aragón	29.537	9.106	431	20.000	0
C. Foral de Navarra	12.631	12.313	0	0	319
C.A. Canarias	31.422	0	30.966	0	456
C.A. Cantabria	27.800	18.127	3.827	0	5.846
C.A. Castilla-La Mancha	58.112	51.970	1.132	0	5.009
C.A. Castilla y León	64.910	60.686	3.929	0	294
C.A. Cataluña	135.058	107.320	1.231	24.668	1.840
Ciudades Autónomas de Ceuta y Melilla	982	0	0	982	0
C. de Madrid *	197.345	185.656	5.373	1.234	5.082
C. Valenciana	198.690	184.583	1.802	163	12.143
C.A. Extremadura	14.357	11.423	2.892	0	43
C.A. Galicia	110.346	96.318	5.030	2.693	6.305
C.A. Islas Baleares	44.221	20.796	4.122	0	19.303
C.A. La Rioja	19.040	19.022	0	0	19
Principado de Asturias	2.548	1.688	836	0	25
C.A. País Vasco	39.138	8.838	3.505	25.518	1.277
Región de Murcia	34.515	33.194	1.098	0	223
ESPAÑA	1.130.761	914.929	80.490	75.258	60.084

Sin embargo, estos datos enmascaran las iniciativas de gestión y tratamiento propias de algunas comunidades autónomas que distan mucho de las tendencias generales (Tabla anterior), como es el caso de Ceuta y Melilla, donde el 100% de los lodos se incinera, siguiéndole de cerca Aragón (67,7%) y el País Vasco (65,2%). Por otro lado, comunidades como La Rioja, Navarra o Murcia mayoritariamente los aplican en suelos agrícolas, siendo éstos porcentajes del 99,9%, 97,5% y 96,2%, respectivamente. Por su parte las Islas Canarias eliminan los lodos mediante vertedero (98,5%), liderando esta modalidad que, conforme a la pirámide europea de gestión de residuos, se intenta que sea la última opción posible de las anteriormente barajadas. La Directiva 2008/98/CE establece una jerarquía que prioriza en primer lugar la prevención, la reutilización, el reciclado, la recuperación con otros fines (como la valorización energética) y, por último, la eliminación. En España quedó traspuesta a la legislación nacional por la Ley 22/2011, de 8 de julio, de residuos y suelos contaminados y, tal y como se observa en la figura 2 la tendencia general en España indica que en el periodo 2008-2012 la eliminación

en vertedero pasó del 12,52% al 7%, mientras que la incineración ha ido en aumento, pasando del 3,7% al 7%.

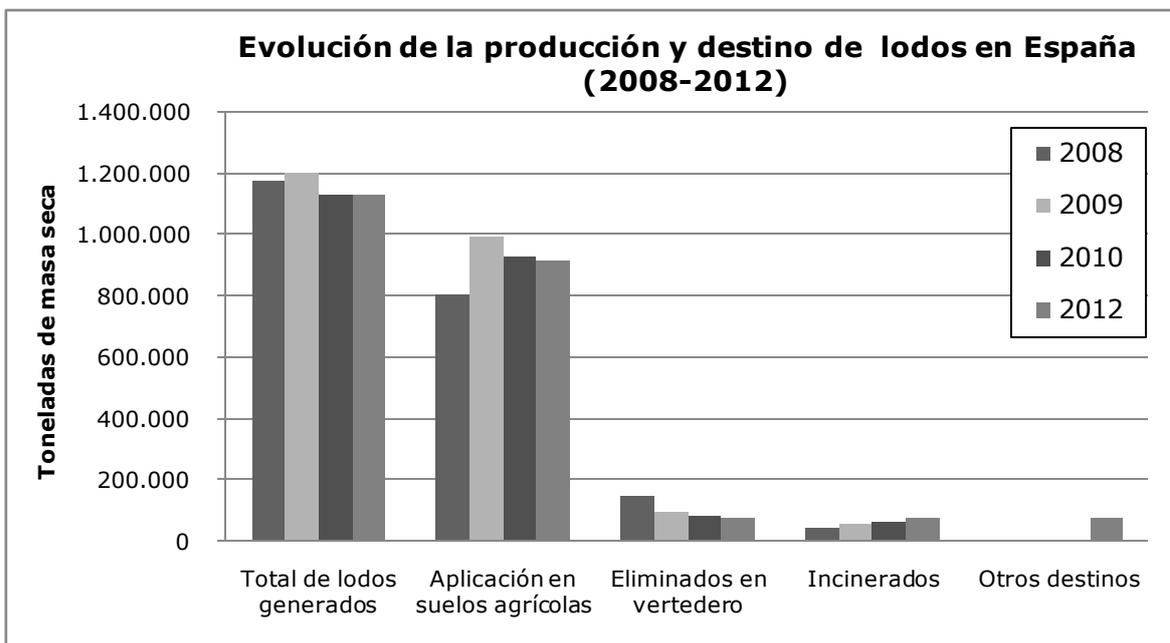


Figura 2. Evolución de la producción y destino de lodos en España (2008-2012). Fuente: Elaboración propia a partir de datos de los Anuarios de Estadística del MAGRAMA

1.1.3. Normativa sobre valorización de lodos

La **Directiva 2008/98/CE**, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos, conocida como Directiva Marco de Residuos (DMR), establece una serie de categorías para llevar a cabo la jerarquización de la gestión de los residuos. Dentro de la categoría de valorización de residuos se encuentra la valorización energética (figura 3). Además, esta Directiva fija los límites de eficiencia energética a partir de los que la incineración de residuos municipales se puede considerar como una operación de valorización energética, estableciendo un criterio claro para definir la valorización energética solamente para el caso de los residuos municipales. Para el resto de residuos, aunque es previsible un tratamiento semejante, no se establecen límites. La DMR obliga a los Estados Miembros a establecer, como instrumento esencial para desarrollar las políticas de residuos, planes de gestión de residuos que den cobertura a todo el territorio geográfico de cada Estado.



Figura 3. Jerarquía europea en la gestión de residuos. Fuente: MAGRAMA, 2014.

A nivel nacional, esta directiva queda transpuesta a la **ley 22/2011**, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, integrando conceptos reflejados en la misma. Esta Ley tiene por objeto regular la gestión de los residuos impulsando medidas que prevengan su generación y mitiguen los impactos adversos sobre la salud humana y el medio ambiente asociados a su generación y gestión, mejorando la eficiencia en el uso de los recursos. Tiene asimismo como objeto regular el régimen jurídico de los suelos contaminados. Esta ley obliga a la elaboración de planes de gestión al Estado y a las CCAA. El Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015 (PNIR), que se aprobó a finales de 2008 prácticamente al mismo tiempo que se aprobó la DMR, finalizó en 2015 e incluía el Plan Nacional de Lodos de Depuradora. El nuevo Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022, junto con el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos constituyen los instrumentos clave para la aplicación de la política de prevención y gestión de residuos en España

En el caso concreto de que los lodos de depuradoras se destinen a uso agrario, éstos quedan regulados por la **Directiva 86/278/CE**, de 12 de junio, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura, estableciendo el marco normativo que permite fomentar la valorización de los lodos de depuración mediante su aplicación a los suelos agrarios, garantizando simultáneamente una protección eficaz del medio ambiente. Esta norma fue incorporada al ordenamiento jurídico español a través del **Real Decreto 1310/1990**, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario. Es necesario que los lodos que vayan a ser utilizados en suelo agrícola cumplan con la legislación vigente que regula las características mínimas del lodo para poder ser aplicado en agricultura, estableciéndose los parámetros que deben ser analizados, siendo éstos la materia orgánica, la materia seca, el pH, nitrógeno, fósforo y metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg y el Cr). La

Orden AAA/1072/2013 amplía los parámetros agronómicos del lodo e incluye el nitrógeno amoniacal, el calcio total, el magnesio total, y el hierro. Además incluye la obligatoriedad de analizar los parámetros microbiológicos como *Salmonella* y *E. coli*. Respecto a los metales pesados, dichos valores deben ser inferiores a los límites establecidos en su anexo I B (Tabla 4) para que los lodos sean aptos para su aplicación en suelos agrícolas.

Tabla 4. Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria (mg/kg de materia seca). Fuente: Anexo I B del Real Decreto 1310/1990.

Parámetros	Valores límite	
	Suelos con pH <7	Suelos con pH >7
Cadmio	20	40
Cobre	1.000	1.750
Níquel	300	400
Plomo	750	1.200
Zinc	2.500	4.000
Mercurio	16	25
Cromo	1.000	1.500

El RD 1310/1990 fue desarrollado por la orden de 26 de octubre de 1993, que se promulgó con la finalidad de determinar con precisión la información sobre producción y utilización de lodos de depuración en las actividades agrarias que debe recabarse para dar cumplimiento a las obligaciones que se derivan de la directiva comunitaria y de la norma española de transposición, y desarrollar el Registro Nacional de Lodos, que quedó adscrito a la Dirección General de Producciones y Mercados Agrícolas, a través de la Subdirección General de Medios de Producción Agrícolas. Sin embargo, esta orden quedó derogada por una nueva, la **AAA/1072/2013** de 7 de junio, que concreta en el anexo II la información que debe acompañar a toda partida de lodos de depuración destinada a la actividad agraria y actualiza la información que debe contener el Registro Nacional de Lodos, cuya gestión ha sido atribuida a la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, a la vez que regula la información que deben proporcionar los titulares de las depuradoras de aguas residuales, las instalaciones de tratamiento de lodos de depuración, y los gestores que realizan la aplicación en los suelos de los lodos de depuración tratados.

Por otro lado, la **Directiva 2009/28/CE**, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables, incluye la fracción biodegradable de los residuos industriales y municipales como fuente renovable de energía. Asimismo, el **Real Decreto 661/2007** (modificado), que transpone parcialmente la Directiva 2001/77/CE, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial, establece un régimen retributivo para ciertas instalaciones de producción de energías limpias y eficientes, como la solar, eólica, hidroeléctrica, biomasa, cogeneración, etc. con el fin de proveer

una rentabilidad suficiente y razonable que, unida a la estabilidad, dote de atractivo a la inversión y a la dedicación a estas actividades. Asimismo, este Real Decreto supuso un impulso para el alcance de los objetivos del Plan de Energías Renovables 2005-2010, así como los objetivos contraídos por España a nivel comunitario.

Tal y como se apuntaba en el apartado anterior, otro de los destinos principales de los lodos es la incineración. En este caso, la norma europea que regula las emisiones industriales es la **Directiva 2010/75/UE** y tiene por objeto integrar el progreso técnico llevado a cabo en la gestión del proceso de incineración y limitar en la medida de lo posible los efectos negativos sobre el medio ambiente, especialmente la contaminación causada por las emisiones en la atmósfera, el suelo y las aguas superficiales y subterráneas, así como los riesgos para la salud derivados de la incineración y la coincineración de los residuos. En España, el **Real Decreto 815/2013**, de 18 de octubre, aprueba el Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación (IPPC), ya que dentro de su ámbito de aplicación están incluidas las instalaciones de incineración de residuos urbanos, cualquiera que sea la forma de recogida, tengan o no recuperación energética. Las instalaciones que son reguladas con esta legislación son las incineradoras de residuos urbanos peligrosos con capacidad de más de 10 t/día y las incineradoras de residuos urbanos no peligrosos con una capacidad superior a 3 t/hora.

A nivel autonómico, existe la ley **11/2014**, de 4 de diciembre, de Prevención y Protección Ambiental de Aragón, así como el **Decreto 148/2008**, de 22 de julio, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Catálogo Aragonés de Residuos. Sin embargo, en materia de lodos de depuradoras, la normativa aplicable es la estatal, no existiendo normativa autonómica específica en este campo.

La gestión de los lodos en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales Urbanas (EDAR) corresponde al Instituto Aragonés del Agua, como parte del Plan Aragonés de Saneamiento y Depuración. Sin embargo, dada la importancia de este tipo de residuos y sus posibilidades de valorización de forma independiente y con otras tipologías de residuos, se consideró conveniente incluir la gestión de lodos en el marco del Plan de Gestión Integral de Residuos, como un Programa sectorial. El objetivo de este Programa es, por un lado, garantizar la coordinación de la gestión de lodos con otros flujos de residuos orgánicos, especialmente cuando la mejor alternativa de gestión para los lodos supone compartir instalaciones de gestión (compostaje); y por otro lado, garantizar que el Programa de gestión de lodos incluya los principios básicos de los Programas Horizontales del Plan de Gestión Integral de Residuos: el Programa de Prevención y Valorización y el Programa de Control.

El **Plan de Gestión Integral de Residuos de Aragón (GIRA)**, aprobado el 11 de enero de 2005, y que ha tenido diversas actualizaciones, estando vigente actualmente el GIRA 2009-2015, hasta la aprobación del nuevo GIRA 2016-2022. Éste sustituye los planes sectoriales vigentes y apuesta por una minimización de los residuos, la reutilización, el reciclado y la sensibilización ambiental, mediante programas horizontales, que incluye un Programa de prevención y valorización (cómo actuar sobre la no generación de residuos, su reducción, reutilización, recuperación y reciclado) y un Programa de control (qué, cómo, cuántos residuos producimos y cómo se gestionan), así como seis programas verticales por flujos de residuos específicos (residuos ganaderos, urbanos, industriales no peligrosos, peligrosos, de construcción y demolición, lodos de depuradora y neumáticos fuera de uso).

El programa de lodos de depuradora pretende integrar los siguientes flujos: lodos EDAR del tratamiento de aguas urbanas, lodos EDAR con base orgánica del tratamiento de aguas industriales existentes en la zona, otros flujos de materia orgánica procedentes de la agricultura o la ganadería, como los purines y excedentes agrícolas y la fracción orgánica procedente de los residuos urbanos. Para ello prevé la construcción de plantas de compostaje para el tratamiento individual de los lodos de EDAR, así como fomentar actuaciones en materia de I+D+i para identificar actuaciones en materia de reciclado material y actuaciones con los agricultores para garantizar el correcto uso del compost, principalmente. Además, en el GIRA 2009-2015 se crea un Programa de Materia Orgánica Residual, que tiene por objeto lograr el aprovechamiento eficiente de los recursos contenidos en diversos flujos de materia orgánica residual, como residuos ganaderos, lodos de EDAR y residuos urbanos, teniendo en cuenta también la existencia de otros residuos orgánicos producidos por los sectores agrícola, forestal y de la industria alimentaria.

1.2. PRODUCCIÓN Y GESTIÓN DE LODOS EN ARAGÓN

Aragón es una comunidad autónoma con una estructura territorial muy polarizada entre una gran urbe como es Zaragoza, que concentra más de la mitad de la población de la región (50,46%), y un inmenso medio rural compuesto por 672 municipios, de un total de 731, es decir, un 91,9% de los municipios concentran únicamente el 16,4% población de la población (IAEST, 2016). Por el contrario, el 69% de la población se concentra en 13 municipios que conforman la zona urbana, es decir, que tienen más de 10.000 habitantes. Aragón cuenta con una población total de algo más de 1,3 millones de habitantes con una densidad de 27,62 hab/km² de media (Tabla 5). Sin embargo, ésta se reduce todavía más si no incluimos su capital, Zaragoza, arrojando una densidad en torno al 14 hab/km². Es decir, se trata de un

territorio con un poblamiento muy disperso y graves problemas de despoblación (IAEST, 2016).

Tabla 5. Situación demográfica, número de depuradoras y sus habitantes equivalentes, en Aragón. Fuente: elaboración propia a partir de los datos del Nomenclátor del Padrón municipal de habitantes, 1-1-2015. IAEST, actualizado a 31 de marzo de 2016. Habitante equivalente: tiene una carga biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO5), de 60 gramos de oxígeno por día.

	Habitantes	Superficie (km2)	Densidad (Hab/km2)	Nº municipios	Nº entidades singulares de población	Nº depuradoras	Habitantes equivalentes de la/s estación/es depuradora/s
Zaragoza	956.006	17.274,53	55,34	293	415	111	6.336.070
Huesca	222.909	15.636,15	14,26	202	787	62	436.084
Teruel	138.932	14.809,57	9,38	236	357	57	293.223
Aragón	1.317.847	47.720,25	27,62	731	1559	230	7.065.377
Aragón (Sin Zaragoza ciudad)	652.894	46.746,45	13,97	-	-	4	1.351.500

En cuanto a los lodos, hay que destacar que el desarrollo del Plan Aragonés de Saneamiento y Depuración (PASD), ha supuesto un aumento considerable del número de depuradoras (Gobierno de Aragón, 2009). En el periodo 2001-2015 se ha pasado de tener apenas 22 estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas a las 188 que existen actualmente (Figura 4 a y b). Cabe señalar que el número real de estaciones depuradoras difiere en función de la fuente de búsqueda, variando entre las 188, que presenta la publicación de Datos Básicos de Aragón (IAEST, 2016) y las 230 unidades, según las Estadísticas Locales, ambas extraídas del Instituto Aragonés de Estadística, actualizadas en el 2016. Lo mismo ocurre con los habitantes equivalentes de las EDARs.

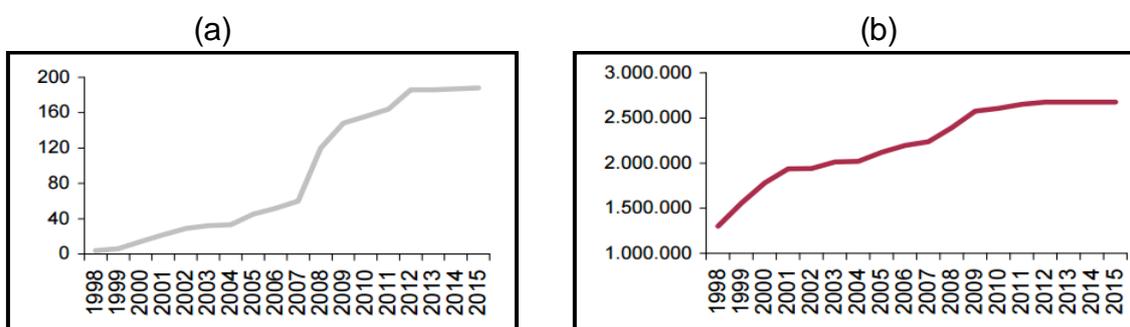


Figura 4 a) Evolución durante el periodo 1998-2015 del número de estaciones depuradoras de aguas residuales en servicio, en Aragón; b) Evolución durante el periodo 1998-2015 de los habitantes equivalentes con estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas en Aragón. Fuente: Datos Básicos de Aragón (2016) a partir de datos del Instituto Aragonés de Estadística e Instituto Aragonés del Agua.

En la figura 5a se localizan las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales en la Comunidad de Aragón. En la figura 5b se observa la densidad de población, que varía según las zonas entre menos de 5 hab/km² y mayores de 259,99 hab/km², correspondientes a Zaragoza, Huesca, Monzón, Barbastro o Calatayud, por ejemplo. En el caso opuesto se encuentra la provincia de Teruel, la menos densamente poblada de las tres. Únicamente su capital, además de zonas como Calamocha, Utrillas, Monreal del Campo o Albarracín, consiguen escaparse relativamente al desierto demográfico que reina en la provincia, cuya densidad media es de 9,38 hab/km². Si comparamos ambas figuras, se puede ver claramente la coincidencia entre la localización y concentración de EDARs en las zonas más pobladas de Aragón, así como en las áreas altamente turísticas y/o industrializadas del valle del Ebro.

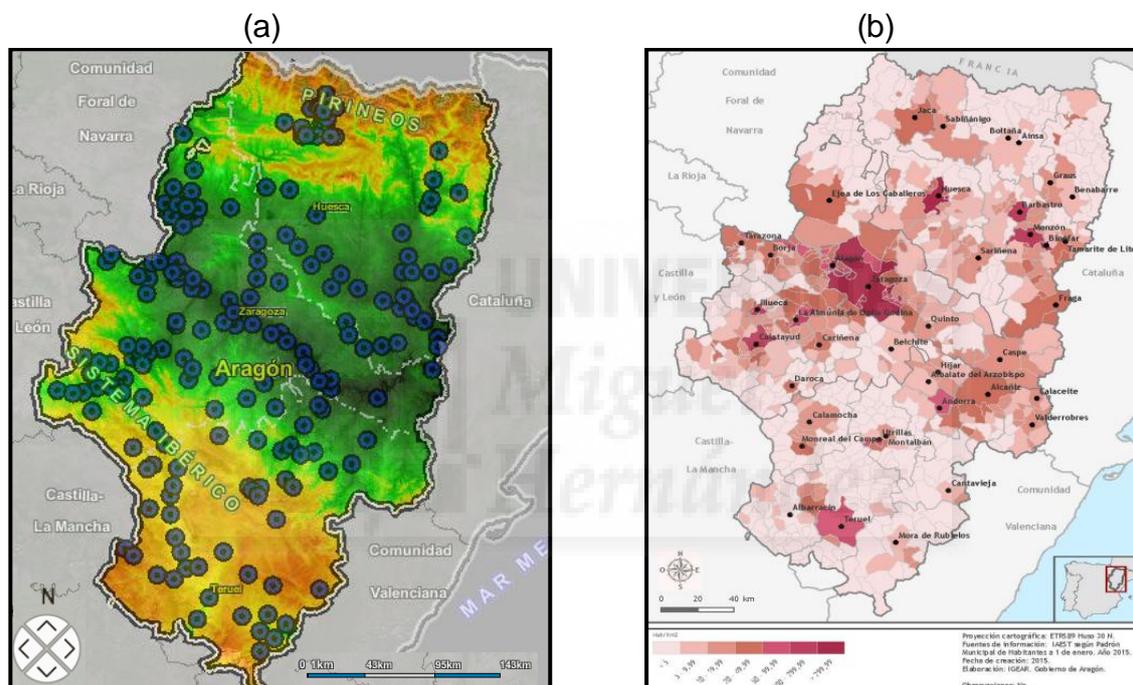


Figura 5. a) Mapa de localización de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) en Aragón. Fuente: Elaboración propia a partir del Sistema de Información Territorial de Aragón (SITAR), 2016; b) Densidad de población en Aragón. Fuente: Instituto Geográfico de Aragón, realizado con datos del IAEST según Padrón Municipal de Habitantes a 1 de enero de 2015.

Según el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en el año 2012, el total de lodos generados en Aragón fue de 29.537 t.m.s, y su destino principal, la incineración, supuso el 67,7%. A su vez, el 30,8% se aplicó en suelo agrario, mientras que únicamente el 1,5% se eliminó mediante disposición en vertedero. A pesar de ser una cantidad pequeña comparada con los otros destinos, se observa que en el periodo 2008-2012 se ha duplicado la cantidad de lodos destinados a vertedero, práctica que no acompaña la jerarquización propuesta desde la Unión Europea en su Directiva Marco de Residuos (Tabla 6).

En la figura 6 se observa la evolución de la producción de lodos en Aragón, desde el año 2001 hasta el 2012. A pesar de que, como se apuntaba anteriormente, el número de depuradoras se ha incrementado en ese periodo, la generación del lodo no siempre se ha visto ha seguido la misma evolución, concretamente entre el año 2008 y el 2012. Durante esos años, la población total de Aragón sí que aumenta, por lo que una posible explicación a este hecho es que, en el Registro Nacional de Lodos se contabilizaran los lodos producidos tanto por las EDAR como por las fosas sépticas de las poblaciones que no dispusieran de estas estaciones. De esta manera, éstas últimas con el tiempo han instalado EDAR en su municipio, aumentando el número de depuradoras pero no el de producción de lodos, que seguiría siendo el mismo.

Tabla 6. Evolución de la producción de lodos y sus destinos en Aragón, durante el periodo 2008-2012. Fuente: MAGRAMA.

	Total de lodos generados (t.m.s)	Aplicación en suelos agrícolas (t.m.s)	Eliminados en vertedero (t.m.s)	Incinerados (t.m.s)
2008	31.057	10.860	197	20.000
2009	31.254	10.592	662	20.000
2010	30.021	9.347	475	20.000
2012	29.537	9.106	431	20.000

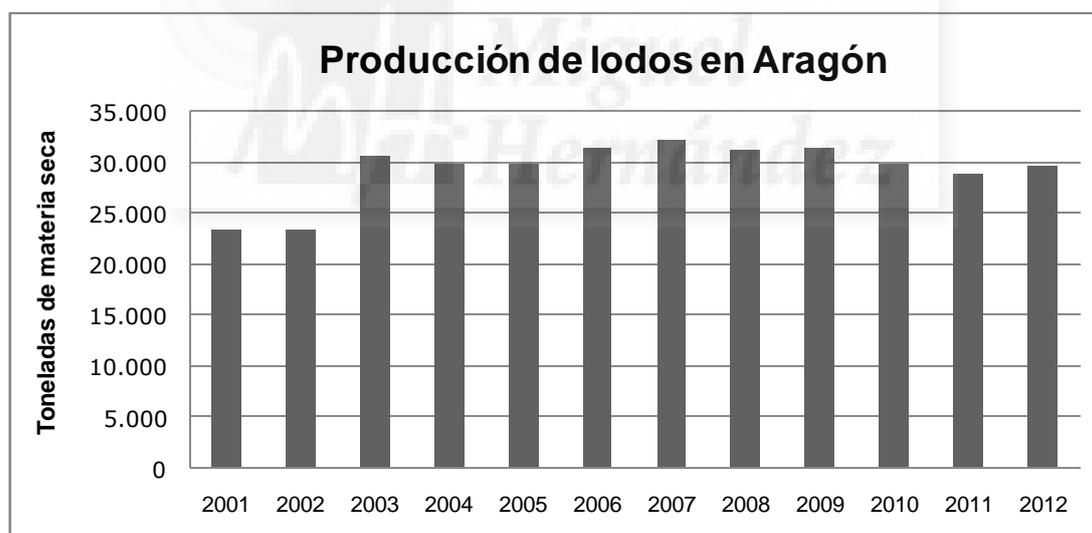


Figura 6. Producción de lodos en Aragón en el periodo 2001-2012. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Registro Nacional de Lodos.

En esta comunidad autónoma, el 78% de los lodos se someten a una aireación prolongada como único tratamiento, mientras que a un 6% se le aplica, además, cal. El 11% se digieren anaeróbicamente y únicamente un 5% del total de lodos se tratan mediante digestión aerobia (López, 2013).

1.3. LA PRODUCCIÓN DE LODOS EN MUNICIPIOS PEQUEÑOS: EL CASO DE SAN AGUSTÍN

1.3.1. Marco geográfico de San Agustín

San Agustín es un municipio turolense, perteneciente a la comarca Gúdar-Javalambre (figura 7), situado a una altitud de 965m y cuya extensión alcanza los 56,6km². Cuenta con dos Lugares de Importancia Comunitaria o LIC con una extensión total de 110,8 ha: Los Estrechos del río Mijares (109,8 ha) y la Cueva de la Humera (1 ha). De acuerdo con la clasificación Köppen, el clima característico de esta zona se clasifica como Cfb, clima templado húmedo (sin estación seca) y con verano cálido y largo, con una temperatura media anual alrededor de 12°C y una precipitación cercana a los 500 mm anuales (AEMET).

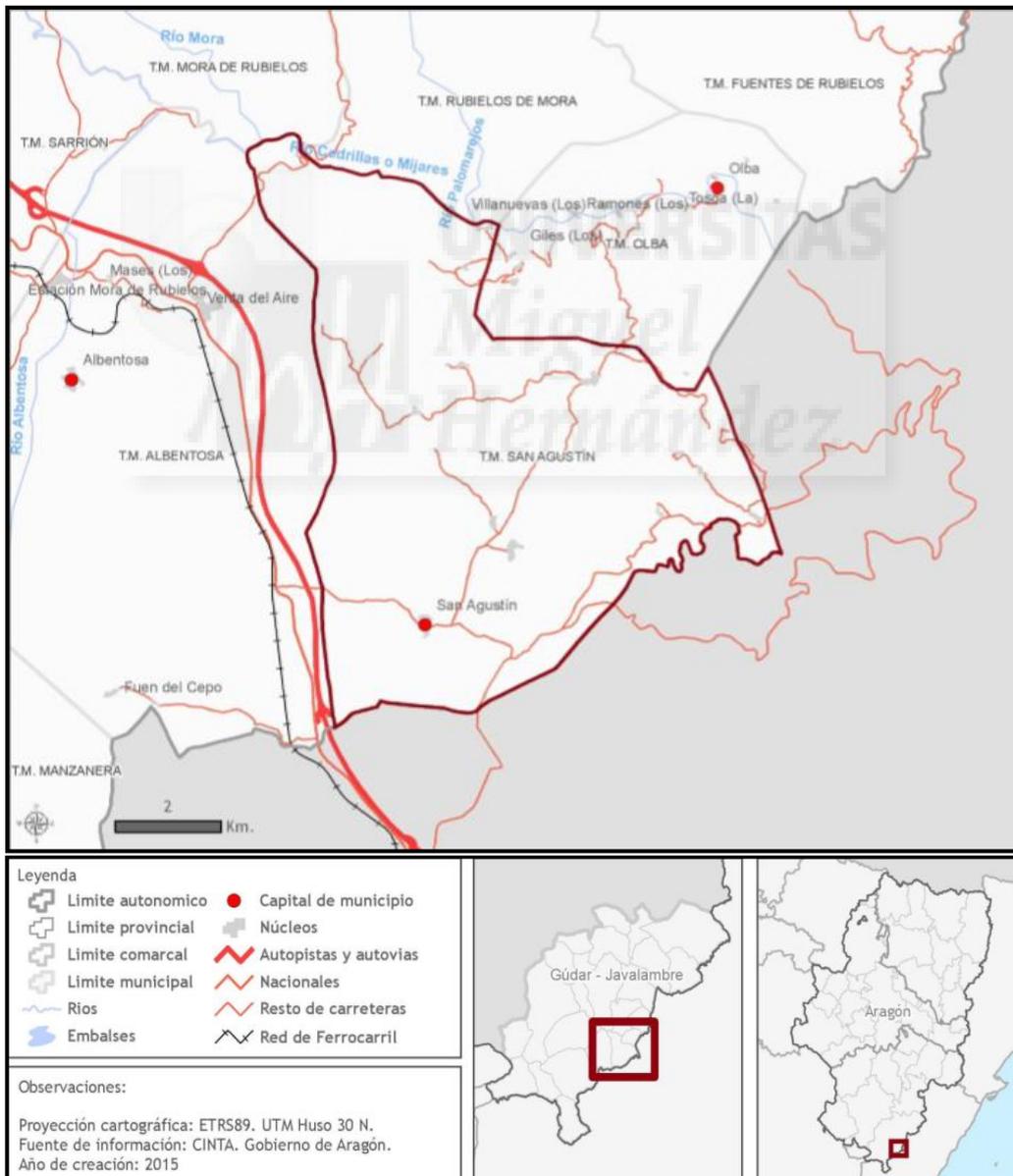


Figura 7: Mapa de localización del municipio de San Agustín. Fuente: IAEST, 2016.

Según el padrón de enero de 2014, la población total asciende a 141 habitantes repartidos entre 13 barrios diseminados y un núcleo principal de población, que cuenta con 113 habitantes, es decir, el 80,1% de la población total.

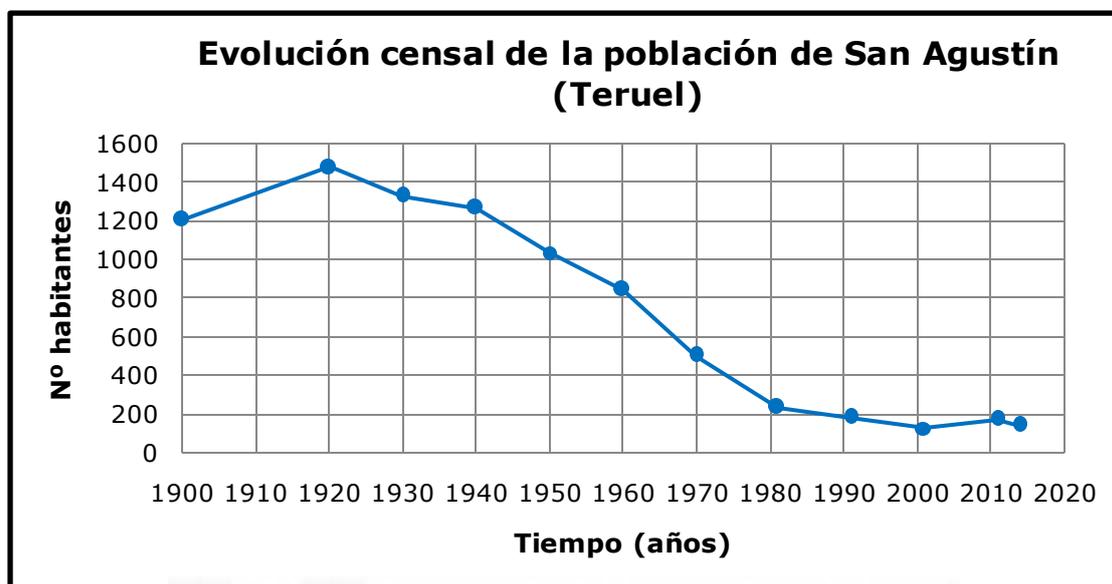


Figura 8: Evolución censal de la población de San Agustín (Teruel). Fuente: Elaboración propia a partir de datos de estadísticas locales del IAEST 2015.

La figura 8 muestra la evolución censal de la población de San Agustín desde principios del siglo XX. Excepto en la primera década de ese siglo, se observa un claro descenso demográfico, rasgo que se observa de manera generalizada en toda la provincia de Teruel y que fue motivado por un intenso éxodo rural como consecuencia de la crisis estructural de las bases económicas de esta provincia, como la agricultura de secano, la protoindustria textil, la ganadería textil o la minería (Del Romero y Valera, 2013).

Estos datos se refieren al total de la población empadronada que, en muchos casos dista mucho de ser la real por el fenómeno de los empadronamientos atípicos. Esta distorsión se refiere a la población que se halla empadronada en un municipio pese a que no reside en él de manera habitual. La posibilidad de obtener permisos de caza, o impuestos de matriculación más bajos, o todo tipo de descuentos en servicios por estar empadronado en un municipio, o simplemente un cierto sentimiento de identidad con el mismo, son factores que explican los empadronamientos atípicos que, en ocasiones, distorsionan por completo la situación de muchos municipios (Del Romero y Valera, 2013).

En el caso de San Agustín, a partir de los datos de IAEST, se puede extraer la información de este fenómeno: en el año 2011, de un total de 436 viviendas, solamente 83 de ellas son viviendas principales. De las 353

viviendas restantes, 180 se consideran viviendas secundarias y 173 están vacías. Además, de los 175 habitantes con que contaba el municipio en ese año, el 37,1% pasaron más de 14 noches al año fuera de San Agustín, principalmente en Valencia (47,7%) y en Teruel (10,8%), de las cuales el 66,2% disponían de segunda residencia. Con estos datos, podemos estimar la población estacional del municipio en unas 540 personas aproximadamente.

El uso del suelo del término municipal de San Agustín se compone de un 50,2% de zona agrícola (2.838,5 ha) y un 49,8% restante de zona forestal con vegetación natural y espacios abiertos, que suponen 2.819,8 Ha, según CorineLandCover. El 37,4% de la superficie total del municipio de San Agustín es Superficie Agraria Utilizada (SAU), siendo el titular una persona física en el 97,4% de los casos. De un total de 38 explotaciones, el 63,2% son agrícolas, y el resto se dedican a la agricultura y ganadería. En la figura 9a podemos observar que la mayor parte de las explotaciones (57,9%) tienen una extensión de entre las 5 y las 50 ha, un 23,7% son menores de 5 ha y solamente un 18,4% son mayores de 50 ha. Sea cual sea la superficie de la explotación, la mayor parte de ellas se destinan a barbecho (figura 9b) según las estadísticas, aunque la realidad demuestra que muchas de ellas están en completo abandono. A pesar de ello, en San Agustín, la superficie agrícola se dedica básicamente al cultivo de frutales, predominando el cerezo y el almendro, y cereales para grano, entre ellos, maíz, trigo, cebada y centeno.

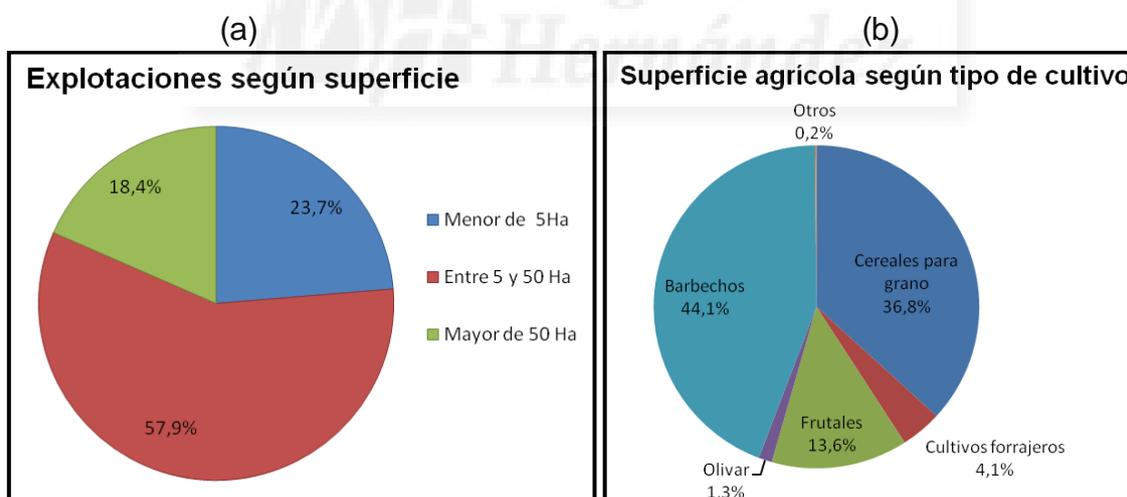


Figura 9 a) Explotaciones según superficie en el municipio de San Agustín (Teruel); b) Porcentaje de superficie agrícola en San Agustín según el tipo de cultivo. Elaboración propia a partir de datos del IAEST, 2016.

Tanto en 2014 como en 2013, del total de afiliaciones, en todos los regímenes, el 50% se dedican a la agricultura, el 28,6% a los servicios y el 21,4% a la construcción.

En términos de reciclaje, la recogida selectiva de las fracciones de papel-cartón y envases ligeros ha disminuido en el último año. En 2014, San Agustín, que contaba con dos contenedores de papel y cartón y tres para envases ligeros, se recogieron 1.146kg de envases ligeros y 1.526 kg de papel-cartón (IAEST, 2016). El vidrio es la única fracción cuya recogida ha aumentado, suponiendo 3.600kg en 2015, según datos de Ecovidrio.

1.3.2. La producción y tratamiento de lodos en San Agustín

En San Agustín no existe ninguna EDAR debido a la escasa población residente en el municipio y a la bajísima densidad que apenas supera los 3 habitantes/km² (una densidad de desierto demográfico). Esta escasa población es consecuencia de la tipología de poblamiento compuesto por numerosos barrios diseminados, la mayoría de ellos abandonados y despoblados. En su lugar, esta población cuenta con dos fosas sépticas (figura 10) que depuran, de manera efectiva, las aguas residuales que se generan en el núcleo principal de la población. Estas aguas provienen exclusivamente de los domicilios y demás equipamiento municipal o privado, sin incluir en ningún caso aguas de origen industrial o ganadero.



Figura 10. Mapa de localización de las fosas sépticas municipales del núcleo de San Agustín. Fuente: Elaboración propia a partir del Sistema de Información Territorial de Aragón (SITAR).

A partir del testimonio de varios habitantes, como el ex alcalde del municipio José Eugenio Fernández Salvador, tanto en los barrios como en el núcleo de San Agustín, hasta la instalación de fosas sépticas, y mientras hubo

caballerías y ganado, la población defecaba en los corrales y, junto con los excrementos de los animales y paja, se aplicaba en los campos de cultivo. La construcción de las dos fosas sépticas municipales en el núcleo de San Agustín data de principios de los años setenta y se realizó conjuntamente con la instalación del servicio de agua corriente. A pesar de que únicamente el 78,8% de las viviendas de todo el municipio cuenta con abastecimiento público de agua corriente (IAEST, 2016), en el núcleo todas disponen de este servicio. En el caso de los barrios, aquellos a los cuales llega la dotación de agua potable, en teoría disponen de pozo ciego. En el resto, es difícil saberlo, puesto que muchos barrios permanecen abandonados y en otros se opta por construcciones de fosas individuales, letrinas, etc.

Sin embargo, el hecho de que existieran fosas sépticas en el núcleo no fue sinónimo de que se utilizaran. Hasta el año 2007, éstas estaban anuladas y las aguas residuales se derivaban justo en la entrada de la misma para ser vertidas directamente a la rambla del Maimona, sin tener que pasar por la fase de decantación, ahorrándose así el coste y mantenimiento de la estación de tratamiento. Desde que se pusiera en marcha en servicio, a partir de un cambio de gobierno en el ayuntamiento, las fosas solamente han sido vaciadas en el año 2013, momento en el que se recogieron 12m³ de lodos.

Las fosas sépticas son dispositivos enterrados en los que decanta y se mineraliza la materia orgánica sedimentable en las aguas a tratar. Estos dispositivos se encuentran compartimentados, siendo la disposición más común la de dos compartimentos dispuestos en serie. En el primero se produce la sedimentación, digestión y almacenamiento de los sólidos en suspensión del agua residual. El agua clarificada pasa a un segundo compartimento donde tiene lugar una sedimentación de sólidos y formación de costra, como consecuencia de los materiales que escapan de la etapa anterior, pero en menor cuantía. En los casos en los que las fosas sépticas cuentan con un tercer compartimento, en este último se alcanza, además, un cierto tratamiento secundario (Martín, 2006).

Los lodos retenidos en los fondos de los distintos compartimentos, experimentan reacciones de degradación anaerobias, reduciendo su volumen, lo que permite que la fosa funcione durante largos periodos de tiempo sin necesidad de purga de lodos. Durante la degradación anaerobia de los lodos decantados, las burbujas de gas producidas obstaculizan la sedimentación normal de los sólidos presentes en las aguas residuales influentes; por lo que se dispone un segundo compartimento en el que las partículas más ligeras encuentran condiciones de sedimentación más favorables (figura 11).

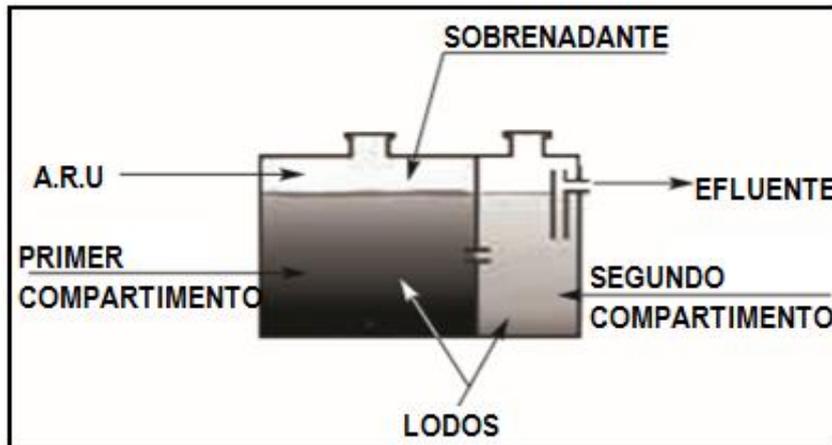


Figura 11. Esquema general de un proceso de fosa séptica con dos compartimentos. Fuente: Guía sobre tratamiento de aguas residuales urbanas para pequeño núcleos de población (Martín, 2006)

En el caso de las fosas del núcleo de San Agustín, dos fosas exactamente iguales en su construcción, encontramos una configuración de tres cámaras, es decir, dos cámaras como las descritas anteriormente y, además, una adicional compuesta por arena y gravas, para mejorar la calidad del efluente.

La gestión de estos lodos sépticos son competencia municipal. Sin embargo, en el caso de San Agustín, al igual que ocurre en muchos otros municipios, este servicio se externaliza, realizándose a través de un gestor privado que debe estar acreditado y autorizado por el órgano competente. En muchos casos, los Ayuntamientos desconocen el tratamiento y/o destino final de estos lodos, limitándose a pagar la cantidad estipulada por la empresa.

1.4. ESTABILIZACIÓN AEROBIA

En general, las líneas de tratamiento de lodos residuales se encuentran enfocadas a dos aspectos fundamentales, que son, por un lado, la reducción de su volumen y, por otro, la reducción del poder de degradación o estabilización, que consiste en reducir su actividad biológica (tendencia a la putrefacción) y su contenido de microorganismos causantes de enfermedades (Dégremont, 1980). Existen diferentes tratamientos para llevar a cabo la estabilización de los lodos: oxidación con cloro, tratamiento con cal, tratamiento con calor, digestión aerobia y digestión anaerobia (Hachec, 1984). En la figura 12 se muestran las líneas de tratamiento más usuales.

La digestión aerobia se define como un proceso de aireación prolongada (dotando al sistema de O_2) para provocar el desarrollo de microorganismos

aerobios hasta sobrepasar el periodo de síntesis de las células y llevar a cabo su propia auto-oxidación, reduciendo así su material celular (Oropeza, 2006).

Los ambientes aeróbicos cuentan con la presencia de oxígeno y los organismos aeróbicos dependen de éste para su respiración. Los microorganismos pueden ser aeróbicos obligados o facultativos, lo que quiere decir que estos últimos también pueden sobrevivir en condiciones anaeróbicas.

Las fases de crecimiento aeróbico incluyen la oxidación y síntesis durante el crecimiento rápido y la respiración endógena en otros momentos. Durante la oxidación, se consume materia orgánica, se emite CO_2 y nuevas células son formadas, siguiendo la siguiente ecuación, donde $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ representa las nuevas células (Bassan et al, 2014):

Materia orgánica + O_2 + nutrientes \rightarrow CO_2 + H_2O + $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ + otros productos

La respiración endógena corresponda a los periodos en que la materia orgánica está agotada y los microorganismos consumen reservas intracelulares para mantener su metabolismo. Es decir, las células y oxígeno se convierten en dióxido de carbono, agua, amoníaco y energía, tal y como se presenta a continuación (Bassan et al, 2014):



El contenido de oxígeno disuelto en los lodos fecales es muy limitado debido a la actividad microbiana que lo agota rápidamente y debido a la baja solubilidad del oxígeno en el agua. Para que los procesos permanezcan aeróbicos, dependen generalmente de la aireación o el mezclado físico, los cuales requieren de mucha energía y recursos (Bassan et al, 2014).

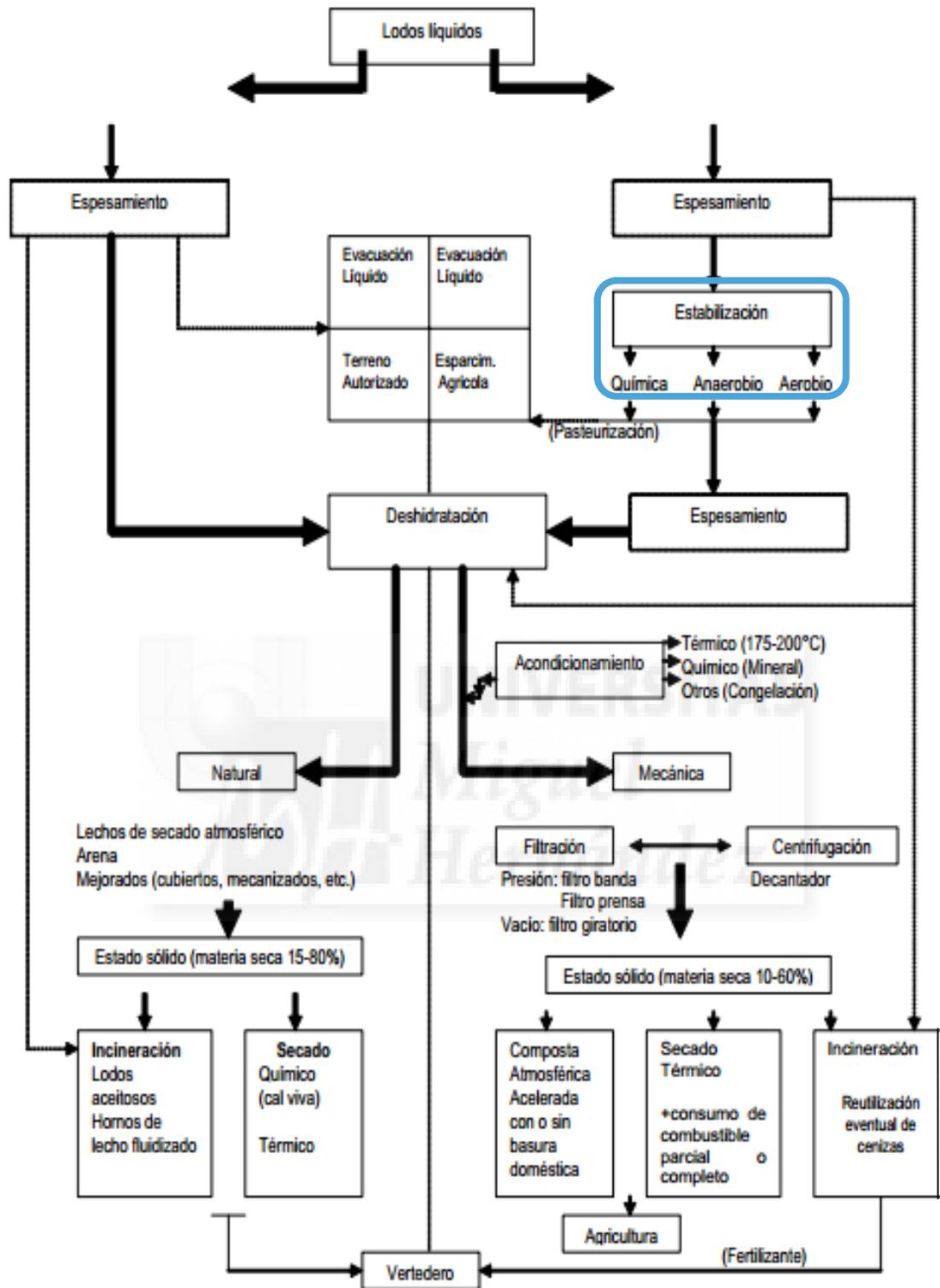


Figura 12. Líneas más comunes en el tratamiento de lodos (Dégremont, 1980).

- Digestión aerobia a temperaturas mesófilas

Los métodos, cada vez menos usados, de digestión aerobia psicrófila y mesófila operan a temperaturas en torno a los 20°C y presentan tiempos de residencia entre 10 y 30 días (Haubry, 1992; Tchobanoglous et al., 1991) con valores típicos en intervalo 14-16 días (Hernández, 1994). El tiempo de residencia viene condicionado por el origen de los lodos, correspondiendo los tiempos más reducidos a la digestión aerobia de biosólidos procedentes únicamente de un proceso de fangos activos. El tiempo de residencia ha de ir incrementándose conforme se incorpora al proceso de digestión aerobia una mayor cantidad de lodos procedentes de decantación primaria (Mahamud et al, 1996).

- Digestión aerobia a temperaturas termófilas

La digestión aerobia termófila es un proceso de estabilización de lodos en el cual reacciones biológicas aerobias que tienen lugar a temperaturas del orden de 55°C ($\pm 10^\circ\text{C}$) destruyen los componentes orgánicos biodegradables del biosólido. Según esta definición, el proceso podría ser equiparable al compostaje, pero existen diferencias suficientes que justifican la existencia de una nomenclatura propia para los dos procesos. Así por ejemplo, en los procesos de digestión aerobia termófila el manejo del lodo es en forma líquida, con un contenido en sólidos entre el 3% y el 5% (Haubry, 1992; Tchobanoglous et al., 1991) mientras que para las operaciones de compostaje es preciso llevar a cabo una deshidratación previa del lodo hasta alcanzar contenidos en sólidos del 30-35% como mínimo (Cadenas, 1993).

El compostaje se refiere al proceso por el cual componentes de residuos biodegradables son biológicamente descompuestos bajo condiciones controladas por microorganismos (principalmente bacterias y hongos) en condiciones aeróbicas (Rothenberger y Zurbrügg, 2006, traducción propia) (Figura 13).

El producto final obtenido en el proceso de compostaje se puede utilizar como enmienda orgánica en el suelo, con el fin de mejorar la estructura del suelo, aumentar la capacidad de intercambio catiónico, eliminar patógenos y así, aumentar el crecimiento de las plantas (Chefetz et al., 1996, citado por Avendaño, 2003).

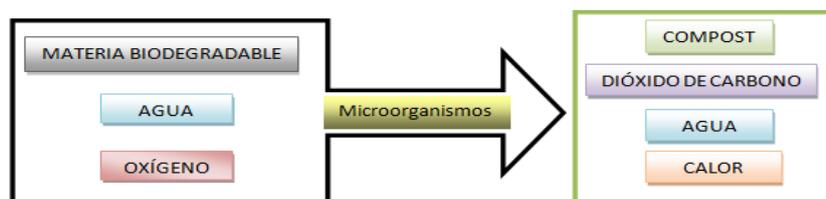


Figura 13: Ecuación del compostaje. Fuente: elaboración propia.

Existen dos fases principales: la fase activa, o de descomposición, y la fase de maduración (figura 14).

En la fase activa, a medida que la temperatura en la pila de compost aumenta, los microorganismos termófilos, que funcionan a temperaturas superiores a 45°C, comienzan a predominar. La temperatura en la pila de compost normalmente aumenta rápidamente hasta 55-65°C en 24-72h de la formación de la pila, lo que se mantiene durante varias semanas. En la fase activa termófila, las temperaturas son suficientemente elevadas como para eliminar patógenos y semillas de malas hierbas, y descomponer los compuestos fitotóxicos (compuestos orgánicos tóxicos para las plantas). Patógenos habitualmente eliminados en esta fase son *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis*, y *Clostridium botulinum*. Durante esta fase el oxígeno debe ser suministrado a través de aireación pasiva o forzada, o volteando la pila de compost (Cooperband, 2002, traducción propia).

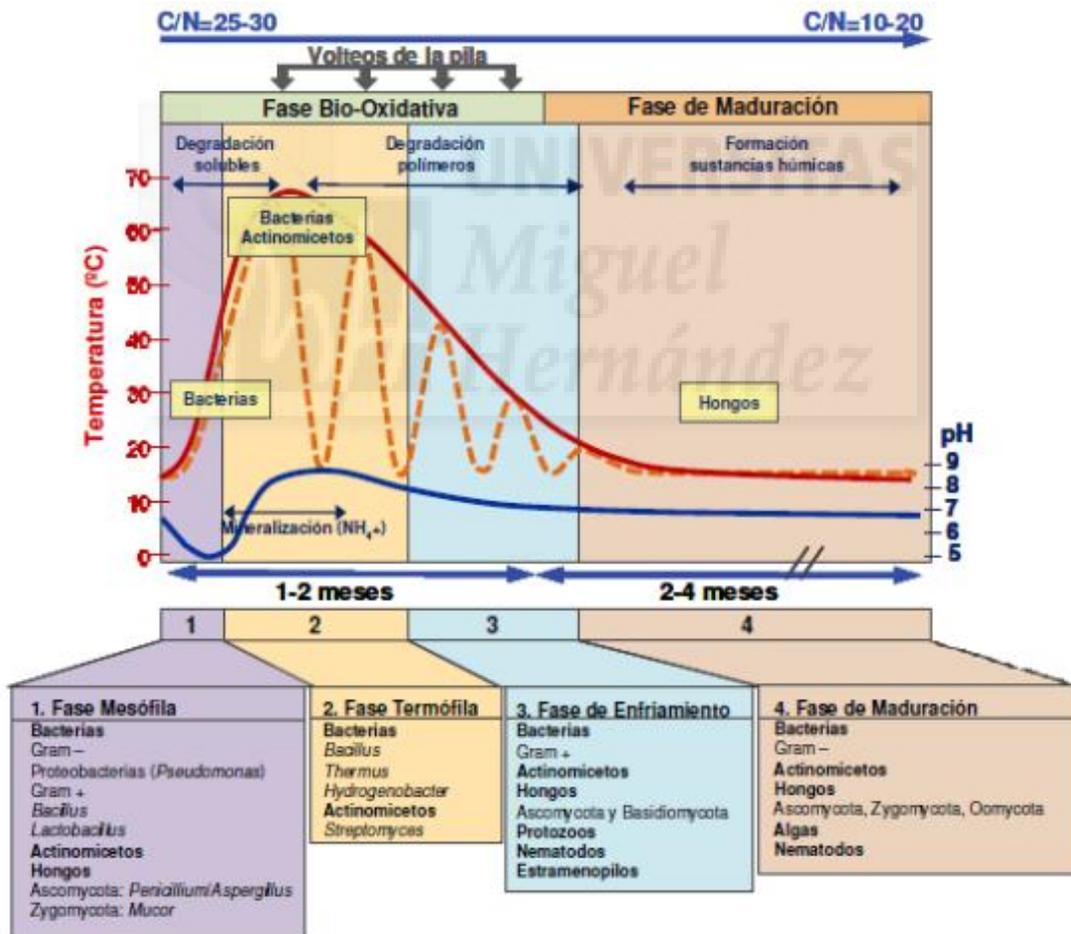


Figura 14. Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje.

Fuente: Moreno y Mormeneo, 2008.

A medida que la fase activa disminuye, las temperaturas disminuyen gradualmente hasta alrededor de 38°C. Los microorganismos mesofílicos recolonizan la pila, y el compost entra en la fase de maduración. La ratio de consumo de oxígeno disminuye hasta el punto en el que el compost puede ser almacenado sin volteo. Durante la maduración, los materiales orgánicos continúan descomponiéndose y son convertidos en sustancias húmicas biológicamente estables (compost maduro). La curación es una etapa crítica y a veces descuidada del compostaje. Una larga fase de maduración es necesaria si el compost es inmaduro. Esto puede ocurrir si la pila ha recibido muy poco oxígeno o muy poca o demasiada humedad. Composts inmaduros pueden contener altos niveles de ácidos orgánicos, alta proporción C/N, valores de pH extremos o altos contenidos salinos, los cuales pueden dañar o matar plantas si el compost es aplicado al suelo. No hay una duración determinada para la maduración. Prácticas habituales en operaciones de compostaje comercial oscilan entre uno y cuatro meses. Las pilas de compostaje doméstico necesitan entre seis y doce masas para madurar (Cooperband, 2002:2, traducción propia).

Toda la materia orgánica, tarde o temprano, se descompone. Sin embargo esta velocidad de degradación dependerá de una serie de variables que podemos clasificar en dos grandes grupos. Entre los parámetros de seguimiento del proceso de compostaje se encuentran: temperatura (Gordillo y Chávez, 2010), humedad (Seco y Ferrer, 1998; Negro, 2000), pH, aireación (Soliva, 2004) y espacio de aire libre. Entre los relativos a la naturaleza del sustrato: tamaño de partícula (Abad y Puchades, 2002), relaciones C/N y C/P, nutrientes (Biddlestone y Gray, 1991), materia orgánica y conductividad eléctrica. (Márquez, et al. 2008)

Cuando los lodos a tratar provienen de la depuración de aguas residuales urbanas y de aguas de origen industrial, se considera que una buena alternativa para conseguir un producto con suficiente estabilidad química y un nivel suficientemente bajo de patógenos consiste en acoplar un proceso de digestión aerobia termófila con una digestión anaerobia (Haubry, 1992). Otros trabajos (Fuchs, 1993, citado por Mahamud et al, 1996), indican que es posible conseguir mediante digestión aerobia termófila una garantía simultánea de estabilización y desinfección.

Algunos factores que controlan el proceso de digestión aeróbica son (Gutiérrez, 1986):

- Concentración de los sólidos volátiles biodegradables.
- Temperatura
- Mezclado.
- Características de los sólidos.

- Concentración de microorganismos.
- Requerimiento de oxígeno.
- Concentración de nutrientes.
- Tipo de microorganismos presentes.
- Condiciones fisiológicas de los microorganismos,
- Tiempo de retención.

En el caso de la temperatura, su principal efecto sobre el desarrollo de un cultivo bacteriano, es su influencia sobre la rapidez de las reacciones químicas dentro de los límites biológicos; por cada 10°C de aumento, se duplica la rapidez de las reacciones.

El pH del medio afecta igualmente a la velocidad de desarrollo. Para la mayor parte de las bacterias patógenas, el pH óptimo está ligeramente por encima de la neutralidad, entre 7.2 y 7.6.

Otras causas que pueden impedir el crecimiento bacteriano definitivo en el cultivo, son el agotamiento de uno o más nutrientes, la acumulación de productos tóxicos o el establecimiento de equilibrios desfavorables (por ejemplo, un pH inadecuado) (Gutiérrez, 1986).

La digestión aerobia, en comparación con la digestión anaerobia, presenta una serie de ventajas y desventajas que se presentan a continuación:

Ventajas:

- Bajo coste inicial, sobre todo para pequeñas instalaciones (Mahamud et al, 1996).
- Control de operación simple (Hachec, 1984).
- El sobrenadante es menos problemático que en el caso de los procesos anaerobios, ya que tiene un contenido de DBO más bajo (Mahamud et al, 1996).
- Adecuadamente diseñado, no emite olores desagradables (Macías y Guadalajara, 2013), además de ser un producto biológicamente estable, que puede ser fácilmente eliminado (Gutiérrez, 1986)
- Amplio intervalo de aplicación (Mahamud et al, 1996).
- Los lodos digeridos aerobicamente tienen un valor fertilizante más alto que los digeridos anaerobicamente (Hachec, 1984).
- Buena desinfección del lodo (en el caso de procesos termófilos) (Mahamud et al, 1996)
- Reduce la masa total de lodo (Macías y Guadalajara, 2013).

Desventajas:

- Aplicable generalmente a EDAR de tamaño reducido con una capacidad de tratamiento por debajo de 17.000 m³/día (Tchobanoglous et al., 1991) aunque se ha utilizado con éxito en plantas mayores. Instalaciones típicas pueden tratar caudales de agua del orden de 3.000-6.000 m³/día (Mahamud et al, 1996).
- Elevados costes de mantenimiento debido a la gran incidencia del gasto energético (Trapote, 2011).
- Generalmente menor reducción de sólidos volátiles que el proceso de digestión anaerobia (Mahamud et al, 1996). Además la eficiencia de disminución de sólidos varía con las fluctuaciones de temperatura (Hachec, 1984).
- Puede precisar la adición de álcali para reducir la bajada del pH (Mahamud et al, 1996).
- Potencial de dispersión de patógenos a través de los aerosoles (Macías y Guadalajara, 2013).
- Pueden producirse espumas (Mahamud et al, 1996).
- Algunos lodos aparentemente no se deshidratan fácilmente por filtración al vacío después de la digestión aerobia (Hachec, 1984).
- Las bajas temperaturas afectan negativamente su rendimiento (Mahamud et al, 1996).

1.5. DIGESTION ANAEROBIA

La valorización de la materia orgánica, mediante metanización (también llamada fermentación o digestión anaerobia), consiste en la descomposición biológica de la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Tras esta digestión, se obtienen dos productos. Por un lado, un producto líquido o sólido que contiene los componentes difíciles de degradar junto con el nitrógeno, fósforo, azufre y otros elementos minerales presentes inicialmente en la biomasa (López, 2015). Por otro lado, un producto gaseoso, denominado “biogás”, constituido mayoritariamente por metano y dióxido de carbono, que se puede emplear como combustible para la producción de calor y electricidad (García y García, 2002). La composición del biogás (Tabla 7) dependerá de la composición del sustrato biodegradado.

En las tecnologías existentes de digestión anaerobia para residuos existe dos tipos de procesos: vía húmeda y vía seca, en función de la cantidad de agua aportada al proceso. En la digestión húmeda se diluye el residuo hasta una concentración máxima del 15% ST (materia seca) y se utiliza un reactor de mezcla completa. Esta configuración confiere al reactor un elevado grado de

simplicidad, pero implica una gran complejidad en el proceso de pretratamiento y consumo de agua. En la digestión seca se trabaja con residuos con una concentración entre el 20 y 40% ST. La mayor complejidad del reactor se compensa con una mayor simplicidad del sistema de pretratamiento, menores pérdidas de materia orgánica en este y la posibilidad de trabajar con residuos separados mecánicamente o sin separar (Campos, 2012).

Tabla 7. Componentes del biogás en función del sustrato utilizado. (*)Terpenos, ésteres...
Fuente: Elías, 2005.

Componente	Residuos ganaderos	Residuos agrícolas	Fangos de depuradora	Residuos municipales	Gas de vertedero
Metano	50-80%	50-80%	50-80%	50-70%	45-60%
Dióxido de carbono	30-50%	30-50%	20-50%	30-50%	40-60%
Agua	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno	0-2%	0-2%	0-5%	0-2%	0-0,2%
Sulfuro de hidrógeno	0-1%	100-700ppm	0-1%	0-8%	0-1%
Amoníaco	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas	0,1-1%
Monóxido de carbono	0-1%	0-1%	0-1%	0-1%	0-0,2%
Nitrógeno	0-1%	0-1%	0-3%	0-1%	2-5%
Oxígeno	0-1%	0-1%	0-1%	0-1%	0,1-1%
Constituyentes en cantidades trazas, compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas	0,01-0,6% (*)

El proceso de generación de biogás por la fermentación anaerobia de la materia orgánica, es un proceso biológico en el que una flora bacteriana degrada los compuestos orgánicos en compuestos elementales, desprendiendo en este metabolismo, entre otros compuestos, biogás (Colomer y Gallardo, 2007), tal y como se observa en la figura 15.

Se identifican cinco grandes poblaciones bacterianas, las cuales actúan catalizando tres procesos consecutivos (López, 2015) (Figura 13):

- **Hidrólisis:** Las enzimas extracelulares bacterianas solubilizan los sólidos biodegradables. La tasa de solubilización está relacionada con tamaño de sólidos y con el grado de agitación.
- **Acidogénesis** (formación de ácidos): La materia orgánica solubilizada es transformada en ácidos orgánicos (ácido acético, propiónico y butírico con trazas de valérico, isovalérico y caproico). El pH pasa de 7 a 5. No existe reducción apreciable de DBO a DQO. Las bacterias implicadas son facultativas y muy resistentes a las condiciones ambientales.
- **Metanogénesis** (formación de metano), fermentación metánica o alcalina: Los organismos metánicos sólo fermentan unos pocos compuestos. El

metano puede producirse a partir de todos los ácidos volátiles pero se obtiene principalmente de la reducción del CO_2 y de la fermentación del ácido acético. Las bacterias metánicas son estrictamente anaerobias y muy sensibles a las condiciones ambientales, por lo que la etapa metánica es la fase limitante del proceso de digestión.

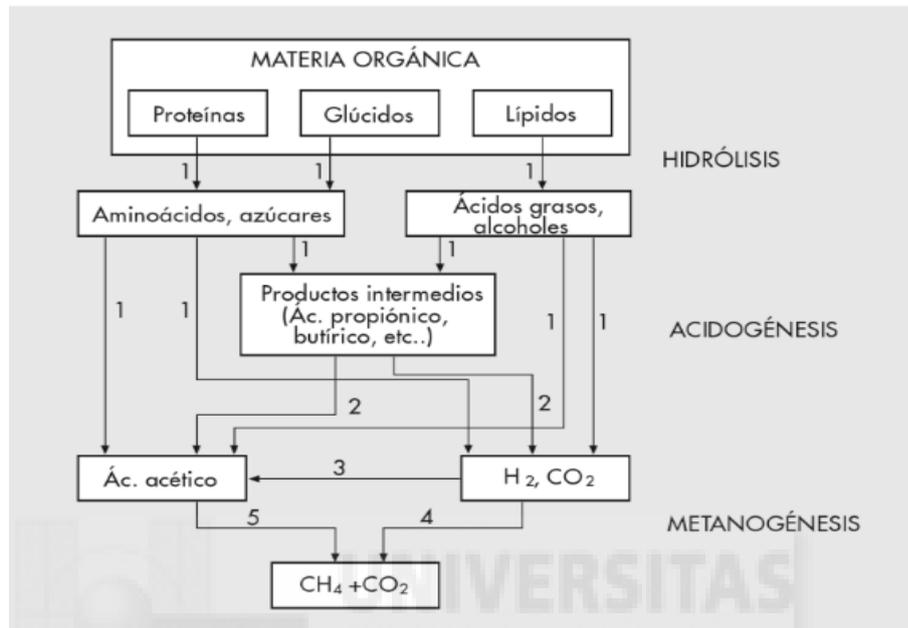


Figura 15. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones bacterianas: 1) Bacterias hidrolíticas-acidogénicas; 2) Bacterias acetogénicas; 3) Bacterias homoacetogénicas; 4) Bacterias metanogénicas hidrogenófilas; 5) Bacterias metanogénicas acetoclasticas. Fuente: Elías, 2005.

Los factores de control en la digestión anaerobia, que determinan la eficacia del proceso son:

- La **temperatura**: termofílica, $>37\text{-}65^\circ\text{C}$, y mesofílica, $12\text{-}37^\circ\text{C}$. A mayor temperatura, mayor tasa de producción de metano. Trabajando en el rango termofílico se asegura la destrucción de patógenos, la eliminación de malas hierbas y de huevos y larvas de insectos, presentando interés para el tratamiento de residuos que han de ser aplicados a suelos y cultivos, que requieran cierto grado de higienización. Sin embargo, la digestión termofílica es muy sensible a los cambios térmicos y exige mayor control, debido a que a altas temperaturas el nitrógeno amoniacal se comporta como inhibidor (Elías, 2005).
- La **concentración de sólidos**: Un proceso acelerado requiere asegurar una concentración en continuo, siendo habituales entre 4 y 7% de sólidos. Es importante homogeneizar adecuadamente los fangos, requiriéndose para ello agitación que asegura una mezcla idónea (López, 2015).

- El **pH y alcalinidad**: En cada fase del proceso los microorganismos presentan máxima actividad en un rango de pH diferenciado: hidrolíticos entre 7,2 y 7,4; acetogénicos entre 7 y 7,2; y metanogénicos entre 6,5 y 7,5; siendo de vital importancia, en el mantenimiento del pH, el sistema formado por las diferentes formas del carbono inorgánico, en equilibrio. Se admite que una alcalinidad comprendida entre 2 y 3 g CaCO₃ / L es suficiente para la regulación del pH en el reactor (Campos, 2012).
- Los **ácidos volátiles**: El porcentaje de reducción de la materia volátil, es función del tiempo de digestión y del porcentaje de materia volátil en la materia biodegradable fresca. El proceso dependerá del tipo de alimentación del digestor (intermitente o continua) (López, 2015).
- **H₂S**: La forma H₂S en la fase líquida origina problemas de toxicidad e inhibición para los microorganismos presentes en el medio (López, 2015)
- **O₂**: Elevadas concentraciones de O₂ inhiben el proceso metanogénico. (López, 2015)
- **NH₃**: La forma NH₃ causa severos problemas de toxicidad en los procesos anaerobios por lo que es importante que el equilibrio NH₃ + H₂O ↔ NH₄⁺ esté desplazado hacia la derecha (López, 2015: 464). Las concentraciones a partir de las cuales el amoníaco libre es un inhibidor no están definidas nítidamente, variando entre 200 mg N/L y 700 mg N/L. Las diferencias son debidas a aclimatación de las bacterias y al hecho que dicha concentración depende del pH y la temperatura (Elías, 2005).
- **CO₂**: La composición del biogás está directamente relacionada con la alcalinidad, el pH del sistema y el equilibrio entre las reacciones que forman parte de la digestión. De hecho, parte del CO₂ formado como producto en las reacciones anaerobias abandona el reactor como bicarbonato o carbonato (López, 2015).
- **Potencial redox**: El potencial redox debe ser suficientemente bajo para asegurar el desarrollo de poblaciones metanogénicas estrictas, requiriéndose potenciales de oxidación-reducción inferiores a -300mV (Campos, 2012).
- **Ácidos grasos volátiles (AGV)**: Son producidos durante la etapa acidogénica y son degradados por las bacterias metanogénicas. Éstos tienden a reducir el pH, efecto contrarrestado por las bacterias metanogénicas, que producen alcalinidad en forma de CO₂ y HCO₃⁻. Concentraciones por encima de lo normal son el resultado de la acumulación consecuencia de desequilibrios del proceso causados por la variación en la temperatura, sobrecarga orgánica, compuestos tóxicos, etc, que desequilibran la relación óptima de velocidades de las diferentes reacciones. En estos casos, la etapa metanogénica no es capaz de eliminar los ácidos grasos volátiles con suficiente rapidez.

Como resultado, los ácidos se acumulan, pudiendo resultar tóxicos para la etapa formadora de metano, disminuyendo el pH, pudiendo llegar a valores tan bajos que la hidrólisis/acetogénesis puede ser inhibida (López, 2015).

- **Agitación/mezclado:** Mantener un cierto grado de agitación en el medio en digestión favorece el mezclado y homogeneización del sustrato de alimentación con el de digestión, permite distribuir uniformemente el calor para mantener una isoterminia suficientemente correcta, evita la formación de espumas o la sedimentación y favorece la transferencia de gases, que pueden ser atrapados en forma de burbujas en el sustrato (Elías, 2005).
- **H₂:** Cuando la concentración de hidrógeno en el gas producido es muy baja (5-50ppm) existe una preferencia a la formación de acético. Cuando aumenta la concentración de H₂ disminuye la proporción de acético formada y aumenta la proporción de ácidos de cadena larga (López, 2015).

En un sistema anaerobio, la DQO (Demanda Química de Oxígeno) puede considerarse un parámetro conservativo (Elías, 2005). Esto es:

$$DQO_{\text{influyente}} = DQO_{\text{efluente}} + DQO_{\text{biogás}}$$

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 0,35m³ de CH₄ por kg de DQO eliminada, a P=1atm t T=0°C.

El sistema de digestión anaerobia presenta una serie de ventajas e inconvenientes inherentes que se resumen a continuación:

Ventajas:

- Importante reducción de sólidos volátiles (entre un 40 y un 60%) (WEF, 1992; Amorena, 1994)
- Bajos costes de operación si se recupera el metano producido. (Mahamud et al., 1996).
- Reducción de la materia sólida (Trapote, 2011)
- Es el método más rentable económicamente para plantas que traten por encima de 7.500 m³ /día y se puede aplicar a plantas cuyo intervalo de tamaños abarca más de dos órdenes de magnitud (WEF, 1992).
- Eliminación de organismos patógenos, si se utiliza una digestión termofílica (Elías, 2005).

- Lodos utilizables para agricultura, pudiendo aplicarse generalmente en mayor cantidad que los correspondientes biosólidos obtenidos mediante digestión aerobia (Crohn, 1995). Además, el producto final es rico en ciertos nutrientes (Trapote, 2011).
- Reducción de olores (Flotats y Solé, 2008).
- Proceso excedentario en energía (Mahamud et al., 1996).
- Durante el proceso de digestión se eliminan los elementos patógenos y ciertos organismos parasitarios (Trapote, 2011).
- Reducción de gases de efecto invernadero (Campos, 2012).

Inconvenientes:

- Elevado volumen de inversión preciso para llevar a cabo su instalación (Mahamud et al., 1996).
- Los microorganismos presentes en el proceso de digestión son muy sensibles a los cambios que se producen en él (Trapote, 2011).
- Posibilidad de depósitos minerales en el equipo, dificultades de limpieza y posible formación de espumas (Mahamud et al., 1996).
- Se necesitan elevados tiempos de retención para estabilizar la materia orgánica: de 15 a 30 días. Esto limita grandemente la velocidad con que el proceso puede ajustarse a las variaciones de carga, temperatura, etc. (Trapote, 2011).
- Potencial producción de olores (Mahamud et al., 1996).
- La fracción sólida requiere un compostaje o tratamiento adicional (Flotats y Solé, 2008).
- Peligrosidad de los gases inflamables producidos (Mahamud et al., 1996).
- Se necesita desarrollar y mantener un mercado para el fertilizante líquido (Flotats y Solé, 2008).
- Presenta sobrenadantes con elevadas DBO, DQO, sólidos en suspensión y NH_3 (Mahamud et al., 1996).
- Si el residuo contiene alto porcentaje en metales pesados, ni la digestión anaerobia ni el compostaje pueden obtener un producto de calidad para agricultura (Elías, 2012)
- Puede presentar problemas de "digestión ácida" ya que los microorganismos productores de metano son de crecimiento lento (Mahamud et al., 1996).

2. OBJETIVOS

Este trabajo pretende evaluar las posibles alternativas a la gestión actual de los lodos provenientes de fosas sépticas en municipios rurales, de manera que se considere a este producto como un recurso en vez de un residuo. Este objetivo general se estudiará a partir de muestras reales de lodos fecales del municipio turolense de San Agustín. Los objetivos específicos que se han planteado son los siguientes:

- i. Estudiar la viabilidad de esos lodos para su valorización y explotación, a través de la digestión anaerobia y estabilización aerobia.
- ii. Conocer el estado de estabilización del digestato obtenido antes y después de su estabilización aerobia, a partir de la evaluación de su fitotoxicidad.



3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Diseño experimental

El diseño experimental se ha basado en el desarrollo preliminar de opciones de tratamiento de bajo coste que pudieran realizarse en un hipotético futuro. Así pues, se han establecido dos líneas de tratamiento, divididas en varias fases: una primera línea, en la que se establece un tratamiento anaerobio, y una segunda línea de estabilización aerobia (figura 16).

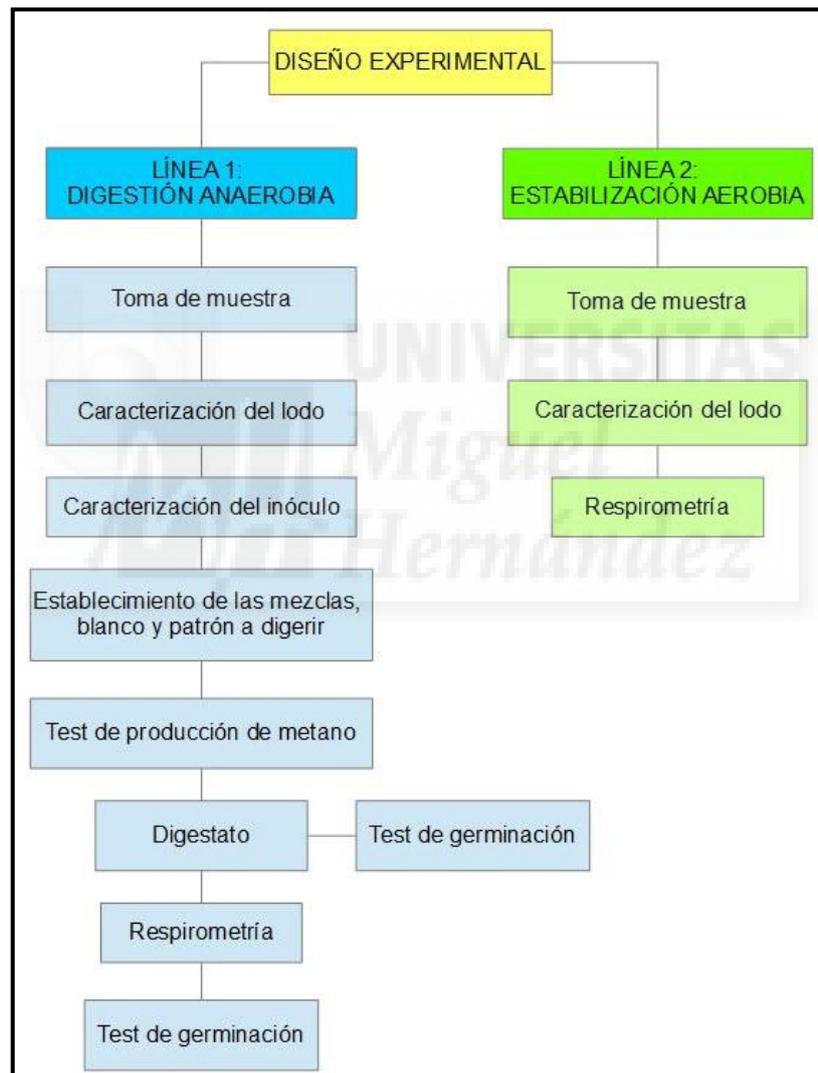


Figura 16. Esquema del diseño experimental. Fuente: Elaboración propia.

- **Línea 1: Digestión Anaerobia.**

Fase 1: Toma de muestra

Se tomaron aproximadamente 5kg de muestra de la fosa séptica municipal de San Agustín, catalogada como fosa 1 en la figuray se almacenó en un recipiente de tereftalato de polietileno (PET) opaco y de color negro, transportándose en nevera con bloques refrigerados para evitar, en la medida de lo posible, que continuara degradándose antes de su caracterización en el laboratorio de la Universitat Autònoma de Barcelona. La muestra fue tomada de la primera trampilla de las tres existentes (Anexo I), correspondiente a la primera cámara de la fosa municipal. Se intentó tomar una muestra mixta de las tres cámaras, pero fue imposible debido a la inexistencia de lodos en las dos últimas cámaras. Para ello se utilizaron guantes de nitrilo, adecuados para muestras biológicas, así como un recogedor metálico, de acero galvanizado. Esta muestra se nombrará como “muestra 1”.

Fase 2: Caracterización inicial del lodo

Se realizó una caracterización del lodo (figura 17) proveniente de la fosa municipal, a través de parámetros como el pH, conductividad, humedad, sólidos totales, sólidos volátiles, DQO y densidad.

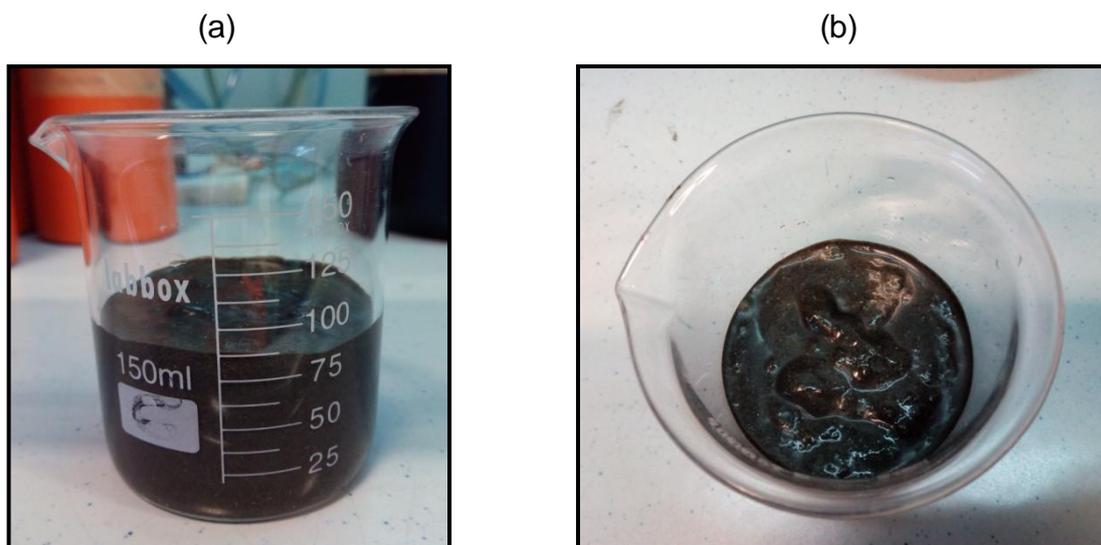


Figura 17 a) Fango séptico visto de frente; b) Fango visto desde arriba. Fuente: Fotografías de la autora.

En la tabla 8 se pueden observar las características iniciales del lodo muestreado.

Tabla 8. Principales características del lodo de fosa séptica empleado en el experimento de digestión anaerobia.

PARÁMETROS	MUESTRA 1
pH	7,5
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Extracto (1:10): 323 Directa: 2400
Sólidos Totales (%)	13,24 \pm 0,23
Sólidos Volátiles (%)	72,03 \pm 1,50
Humedad (%)	86,76 \pm 0,23
DQO (mg/l)	4290 \pm 8,63
Densidad (g/l)	1033,33 \pm 2,05

Comparando los datos obtenidos con la composición típica de diferentes tipos de lodos, la muestra estudiada presenta características similares a la de los lodos de tanques sépticos, es decir, un porcentaje de sólidos totales que varían entre 0,1 y 13% (con un valor típico de 3,4%), un porcentaje de sólidos volátiles del 63% y un pH cercano a la neutralidad, siendo 6,9 su valor típico (Romero, 2002). La cantidad de sólidos volátiles nos indican la cantidad de materia orgánica de un sustrato. Por ello, podemos considerar que nuestra muestra tiene un buen contenido en materia orgánica para ser degradado, superando los niveles medios para ese tipo específico de lodo residual.

La conductividad eléctrica indica el contenido total en sales solubles en el residuo. Al aplicarse al suelo, estas sales incrementarán la propia conductividad del mismo. Así pues, la conductividad puede constituir un factor limitante si se sobrepasan valores por encima de los cuales la presión osmótica en el medio sea tal que la raíz no pueda extraer agua o nutrientes del suelo. Los valores en los lodos analizados en diferentes EDAR de España oscilaron entre 2.000 y 12.000 $\mu\text{S/cm}$ (2-12 dS/m), medidas obtenidas siguiendo el método analítico de Norma UNE-EN-13038 (En pasta saturada), aunque la mayoría de las muestras presentaron rangos entre 5.000 y 6.000 $\mu\text{S/cm}$ (CEDEX, 2009). En nuestro caso, la muestra de lodo séptico se caracterizó por tener conductividades bajas, en comparación con los lodos de EDAR.

Si se compara con lodos primarios y digeridos, nuestro fango séptico quedaría a medio camino entre ambos tipos de lodos, puesto que el lodo primario suele tener mayor cantidad de materia orgánica (60-80%) y, en cambio, el lodo digerido como ya ha sido sometido a un proceso de

degradación anaerobia presenta valores más bajos (35-65%). Además este último presenta valores típicos de pH más cercanos a la neutralidad (7,2-7,8) (Romero, 2002).

Fase 3: Caracterización inicial del inóculo

Se realizó una caracterización del inóculo (figura 18) que se mezclaría con el lodo fecal para el test de producción de metano. Para ello, el inóculo a utilizar debía ser fresco y provenir de algún reactor anaerobio (Angelidaki et al., 2009). Dicho inóculo fue fango recirculado de la Estación Depuradora de Aguas Residuales Riu Sec, de Sabadell. Se trata de una planta físico-química, inaugurada en 1992, que consta de un tratamiento primario y un tratamiento biológico, con digestión anaerobia de lodos, así como un tratamiento de biorreactores de membrana (MBR). Esta estación da servicio a una población de 200.000 habitantes equivalentes, de Sabadell y Sant Quirze del Vallés (Ajuntament de Sabadell, 2012). Además, para acondicionar el fango, éste debía ser desgasificado para disminuir o, incluso agotar, el material orgánico biodegradable residual presente en él (Angelidaki et al., 2009), para lo que se incubó en estufa a 37°C durante cuatro días.

Los parámetros analizados fueron el pH, la conductividad, los sólidos totales, los sólidos volátiles, la humedad y la densidad (Tabla 9).

Tabla 9. Principales características del inóculo empleado para el experimento de digestión anaerobia del lodo de fosa séptica.

PARÁMETROS	INÓCULO
pH	6,97
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Directa: 9570
Sólidos Totales (%)	2,03 \pm 0,01
Sólidos Volátiles (%)	74,10 \pm 0,19
Humedad (%)	97,98 \pm 0,01
Densidad (g/l)	998,08 \pm 1,14

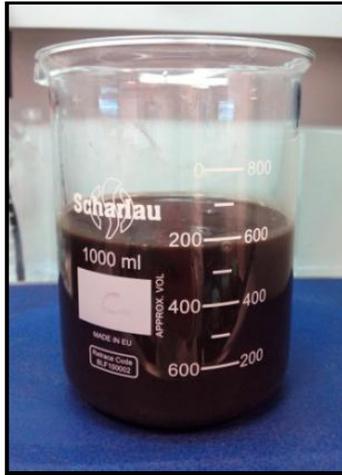


Figura 18. Inóculo para el test de digestión anaerobia, consistente en fango de recirculación de la EDAR Riu Sec. Fuente: Fotografía de la autora.

Fase 4: Establecimiento de las mezclas, blanco y patrón a digerir anaeróticamente

Se establecieron dos proporciones diferentes de mezcla inóculo:lodo (aproximadamente 2,5:1 y 1,5:1), calculándose la cantidad de ambos que serían necesarios para realizar el test de biodegradabilidad anaerobia. Esta relación se calculó en base a los sólidos volátiles del inóculo y de la muestra de lodo. Se preparó asimismo un blanco, sólo con inóculo, y un control utilizando celulosa como sustrato para asegurar el buen estado del inóculo. Esta celulosa es trata de un sustrato utilizado en ensayos de este tipo cuando la muestra se trata de restos de poda, residuos agrícolas o biorresiduos municipales. El ensayo con un control da una idea de la respuesta del inóculo hacia sustratos estándares (Angelidaki et al., 2009).

En todos los casos, a la hora de calcular las mezclas, se estableció como requisito que la cantidad de inóculo introducido en las botellas fuera de 550g:

- Para la relación aproximada de 1,5:1 (inóculo:muestra) se calculó que eran necesarios 550g de inóculo y 55g de muestra.
- Para la relación 2,5:1 (inóculo:muestra) se calculó que eran necesarios 550g de inóculo y 35g de muestra.
- Para el blanco, fueron necesarios únicamente 550g de inóculo.
- Para el control, se añadió 1,65g de celulosa a los 550g de inóculo.

Para conocer el volumen final real de muestra y de inóculo que se iban a introducir en las botellas metálicas, fue necesario calcular las densidades de ambos sustratos. Teniendo en cuenta éstas, las botellas quedaron de la siguiente manera:

Relación aproximada de 1,5:1

551,10ml inóculo + 53,23 ml muestra

→ 604,33ml volumen ocupado + 395,67 ml volumen libre

Relación aproximada de 2,5:1

551,10ml inóculo + 33,88 ml muestra

→ 584,98 ml volumen ocupado + 415,02 ml volumen libre

Fase 5: Test de producción de metano

El test anaerobio se realizó en unas botellas metálicas de un litro de capacidad, con un tapón acondicionado para poder tomar medidas de la presión interior. Se prepararon tres botellas para cada ensayo, con el objetivo de garantizar la reproducibilidad del ensayo, y una vez cerradas se les inyectó nitrógeno gas para desplazar el oxígeno existente en las mismas, asegurando las condiciones anaerobias necesarias para el test. A continuación, se colocó un papel en la salida de aire de la botella, para evitar posibles salpicaduras, y se abrió para dejarlas sin presión. Las botellas se conservaron en una estufa a 37°C hasta la finalización del test (figura 19a) que, aunque idealmente suele durar 21 días, en el caso que nos ocupa duró alrededor de 60 días. Esa diferencia depende del periodo de latencia de los microorganismos presentes en los diferentes sustratos y que son los responsables de la producción de biogás.

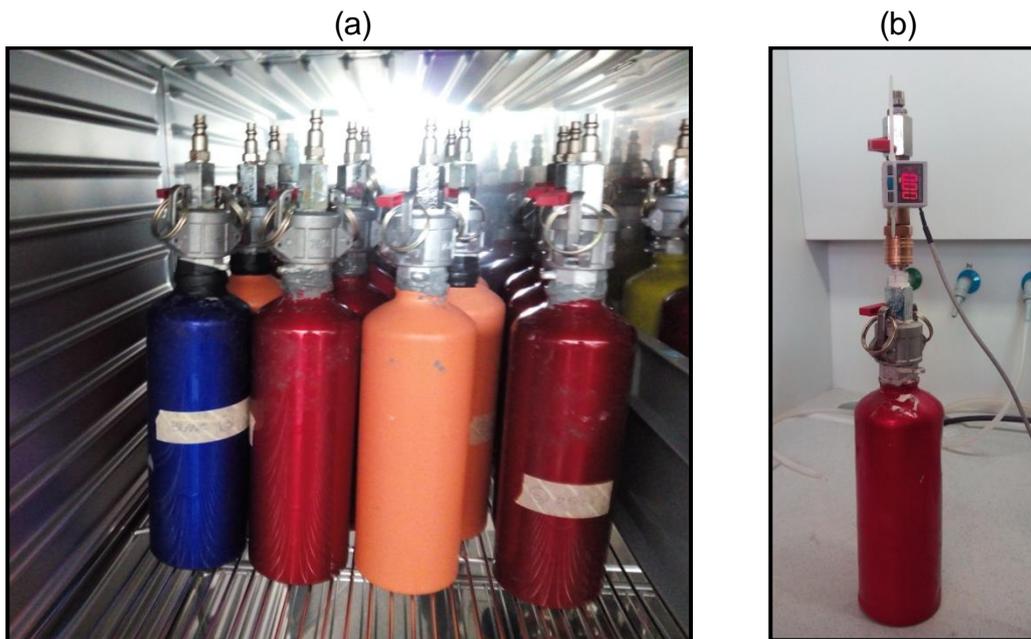


Figura 19 a) Botellas para la digestión anaerobia en estufa; b) Manómetro digital para medir la presión de cada botella. Fuente: Fotografías de la autora.

La medida de presión de cada una de las botellas se registró a diario o cada pocos días durante el tiempo que duró el ensayo, midiéndose con un manómetro digital (figura 19b), cuyo valor venía expresado en bares. En algunas de estas mediciones también se determinó el porcentaje de metano en el biogás por cromatografía de gases.

Una vez obtenidos los valores de biogás producido, equivalente a la presión medida para cada botella, se calculó el biogás acumulado para cada día, con el propósito de conocer el biogás total producido durante todo el ensayo.

Fase 6: Respirimetría

El digestato obtenido tras la digestión anaerobia se sometió a una respirometría para conocer su grado de biodegradabilidad, a partir del consumo de oxígeno en el proceso de respiración de los microorganismos presentes en el mismo. Para ello se tuvo en cuenta dos indicadores, el IRD (Índice Respirométrico Dinámico), basado en la velocidad de consumo de oxígeno (O_2 consumido por unidad de masa y por unidad de tiempo), normalmente referido al valor medio de las 24h de máximo consumo; y el AT_4 , que muestra el consumo acumulado de oxígeno a un tiempo fijado (O_2 consumido por unidad de masa), en este caso 4 días. Sería el equivalente a la medida de DBO5 utilizada en el campo de las aguas residuales (Barrena et al., 2013). Además, se determinó la humedad del digestato de cada una de las relaciones empleadas de inóculo:lodo y, en consecuencia, los sólidos totales.

Para mejorar la porosidad del lodo fue necesario utilizar un agente estructurante. (Figura 20a). Como estructurante se utilizaron trozos rectangulares de aproximadamente 4cm x 2cm de bayeta (Spontex). Se ha comprobado que es un material adecuado para utilizar en respirometría con lodos, ya que actúa como un estructurante estándar como la madera, regulando la humedad de la mezcla al ser un material absorbente, pero sin degradarse durante el proceso.

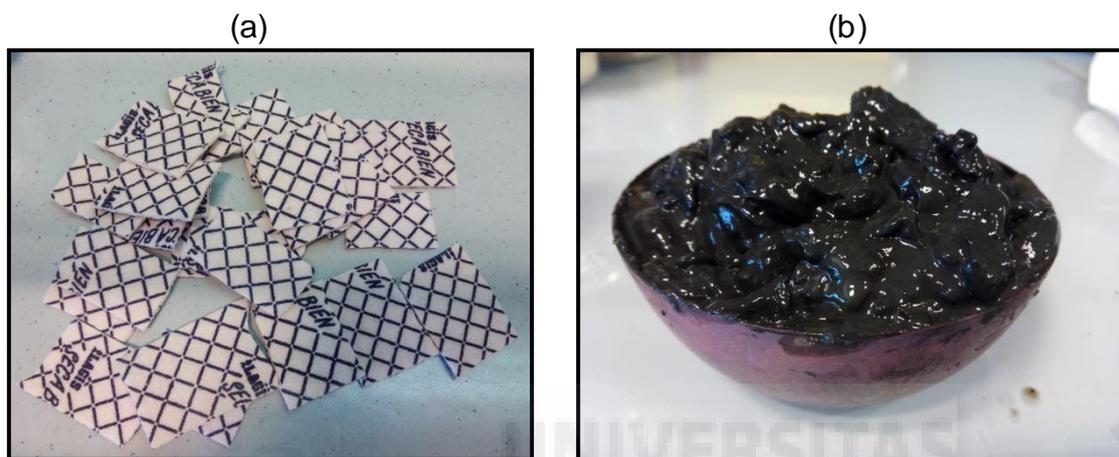


Figura 20 a) Agente estructurante utilizado para la respirometría; b) Digestato centrifugado. Fuente: Fotografía de la autora.

En el caso del digestato, al haberse mezclado el lodo con el inóculo, que era líquido, fue necesario centrifugarlo a 9.000rpm durante 15 minutos para tener una consistencia adecuada y necesaria para realizar la respirometría (figura 20b).

La cantidad utilizada fueron 100g, compuesta por 90g de digestato centrifugado y 10 g de bayeta, que se añadieron a cada matraz Erlenmeyer, de 500ml. A cada matraz se le introdujo una malla de plástico con un tubo por el que entraba y salía el caudal de aire y se cerró con un tapón horadado, de goma, con varios agujeros. Finalmente se le colocaron un par de pesas o anillos estabilizadores (figura 21a) para evitar que el matraz volcase al introducirse en el baño termostatzado (figura 21b).

El ensayo respirométrico se realizó a temperatura constante de 37 °C y utilizando un caudal constante de 20 ml/min, que mantuvo el nivel de oxígeno en rangos adecuados para el desarrollo del proceso. La duración del ensayo fue de 4 días.

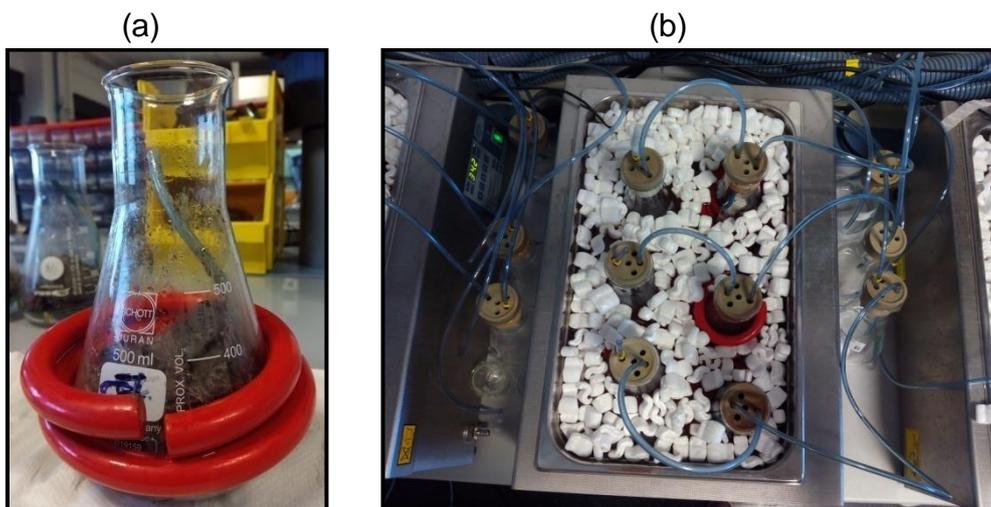


Figura 21 a) Erlenmeyer con anillos estabilizadores; b) Baño para realizar respirometrías.
Fuente: Fotografía de la autora.

Fase 7: Test de germinación

Se realizó una prueba de fitotoxicidad a través de un test de germinación del digestato tanto antes de la respirometría, es decir, tras la digestión anaerobia, como después de la respirometría para conocer si el digestato necesitaba alguna estabilización previa a su empleo agrícola. Para ello se utilizaron semillas de “pepino Ashley” y “rabanito medio-largo rojo punta blanca-cumbre” (figura 22a y b).



Figura 22a) Semilla de pepino Ashley; b) Semilla de rabanito medio-largo rojo punta blanca-cumbre. Fuente: Fotografías de la autora.

- **Línea 2: Estabilización aerobia.**

Fase 1: Toma de muestra

Se tomó aproximadamente 1kg de muestra de la fosa séptica municipal de San Agustín. Esta muestra se nombrará como “muestra 2”.

Fase 2: Caracterización inicial del lodo de la fosa séptica 1 (muestra 2).

Se realizó una caracterización del lodo proveniente de la fosa municipal, a través de parámetros como el pH, conductividad, humedad, sólidos totales, sólidos volátiles y alcalinidad (Tabla 10). Para la muestra 2, ambas conductividades se midieron a 20,0°C.

Tabla 10. Principales características del lodo de fosa séptica empleado en el experimento de estabilización aerobia.

PARÁMETROS	MUESTRA 2
pH	7,5
Conductividad (µS/cm)	Extracto (1:10): 408,6 Directa: 1901
Sólidos Totales (%)	11,95 ± 0,39
Sólidos Volátiles (%)	64,42 ± 0,85
Humedad (%)	88,05 ± 0,39
Alcalinidad (g CaCO ₃ /l)	AT: 0,729 AP: 0,343 Al: 0,386

Al analizar la muestra 2, recogida prácticamente un mes después de la muestra 1, se comprobó que había algunas diferencias entre los parámetros analizados. El parámetro que ha variado más es el contenido de sólidos volátiles, que se ha visto reducido en un 10,6%, mientras que los sólidos totales han experimentado un descenso del 9,7%. Este hecho puede ser consecuencia de la propia heterogeneidad del residuo y del muestreo realizado. Es posible que, a pesar de seguir el mismo protocolo de toma de muestra, al no haber diferenciación entre la línea de agua y la de lodos, hay muchas posibilidades de que parte del agua o de las espumas se mezclen con el fango, provocando que los parámetros de caracterización sean diferentes.

Fase 3: Respirometría de la muestra 2

Se procedió del mismo modo que en la línea 1. La única diferencia fue que no se realizó ningún centrifugado, al tratarse de muestra fresca y no ser muy líquida. En este caso se realizaron 3 réplicas.

3.2. Métodos analíticos utilizados

▪ Conductividad y pH

Para la medición del pH y de la conductividad se realizaron dos métodos diferentes:

- I. Medición directa con un pHímetro portátil y conductímetro.
- II. Medición del extracto, compuesto por 10 g de muestra + 50 ml de agua destilada.

En el caso del inóculo, la medición de ambos parámetros se realizó de únicamente de manera directa, sin necesidad de preparar ningún extracto.

▪ Humedad, sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV)

Para el cálculo de la humedad, sólidos totales y sólidos volátiles, se utilizó un método de desecación, que consistió en lo siguiente:

- I. Pesar en una balanza de precisión, de tres decimales, tres cápsulas metálicas o cerámicas (crisol), numerándolas con lápiz y apuntando el peso para cada una de ellas. Este valor se designará como "P₁".
- II. Añadir a cada cápsula una porción de muestra, intentando que cada cápsula tenga la misma cantidad de lodo. En este caso, fue alrededor de 40 g. Apuntar el peso, que se denominará "P₂". La muestra pesada "P₃" es la diferencia entre P₂ y P₁.
- III. Introducir las cápsulas con muestra en la estufa, durante 24h, a 105°C. Tras este tiempo, se deben sacar y dejar enfriar en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente. A continuación, se volverán a pesar y el valor obtenido se nombrará como "P₄". La cantidad de muestra tras la estufa, denominada "P₅", es la diferencia entre P₄ y P₁.
- IV. Introducir las cápsulas anteriores en la mufla, durante 2h, a 550°C. Tras ello, se deben sacar y dejar enfriar en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente. Se pesarán de nuevo y el valor obtenido se designará como "P₆". La muestra existente tras pasar por la mufla, P₇, es la diferencia entre P₆ y P₁.
- V. Con los datos obtenidos, se calculará el porcentaje de sólidos totales, la humedad, los sólidos volátiles y los sólidos no volátiles, tanto para cada muestra como la media del triplicado, utilizando las siguientes fórmulas:

- %Humedad = $[(P_3 - P_5) / P_3] * 100$
- % Sólidos totales (ST) = 100 - % Humedad
- % Sólidos volátiles (SV) = $[(P_5 - P_7) / P_5] * 100$
- % Sólidos no volátiles (cenizas) (SNV) = 100 - %SV

▪ **Alcalinidad**

Para la medida de la alcalinidad se tomaba una muestra de digesto de 70 ml y se centrifugaba a 9000 rpm durante 15 min, el sobrenadante se filtraba con papel de filtro. Se tomaban 40 ml de la solución filtrada, se medía el pH inicial y se realizaba una titulación en dos pasos utilizando una solución de ácido sulfúrico 0,5 N. Los valores de pH a alcanzar eran 5,75 y 4,3.

Una titulación hasta pH 5,75 nos da el valor de la alcalinidad debida a los bicarbonatos e iones carbonato, expresada en g CaCO₃ / l de solución. Realizando una titulación hasta pH 4,3 la mayor parte del bicarbonato se ha convertido en CO₂ y también gran parte de los ácidos grasos que suelen estar presentes en los procesos de digestión anaerobia, por lo que obtenemos la alcalinidad debido a estos últimos (Ferrer, 2008).

El primer valor obtenido corresponde a la alcalinidad parcial (PA) y el segundo valor corresponde a la alcalinidad total (TA). De la diferencia de ambos obtenemos la alcalinidad intermedia (IA). El ratio de alcalinidad, definido como el cociente entre la alcalinidad intermedia y la alcalinidad parcial es un buen indicador de la concentración de ácidos grasos en el efluente. El ratio de alcalinidad será el parámetro a controlar, ya que esta relación es un indicador estable de la presencia de AGV y presenta mayor sensibilidad que la alcalinidad total (Martín-González et al., 2013).

▪ **Cálculo de densidades**

Para calcular la densidad del inóculo, se llenó una probeta de 250ml con inóculo y se pesó, repitiéndose en tres ocasiones. En el caso de la muestra de lodo séptico, se siguió el mismo protocolo, con la única diferencia de que, en este caso, la probeta utilizada fue de 25ml.

▪ **Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

Para la determinación de la Demanda Química de Oxígeno (en adelante, DQO) del lodo séptico (muestra 1), se utilizó el kit LCK 114, de HACH LANGE, cuyo rango de DQO varía entre 150 y 1.000 mg/l O₂. Para ello, se agitó el tubo, se añadieron 2ml de muestra y, tras agitarlo, se digirió durante 2h a 148°C.

Tras este tiempo, se volvió a agitar, dejándolo enfriar hasta poder medir su concentración. Dado que se esperaba que el valor quedara fuera del rango de concentraciones del kit utilizado, se realizaron dos diluciones de la muestra (1:10 y 1:100), preparando dos repeticiones de DQO para cada una de ellas. En este caso, el valor de la DQO de la muestra real será:

$$DQO_{\text{muestra inicial}} = DQO_{\text{dilución}} \times \text{Factor de dilución}$$

▪ **Caracterización del biogás**

Para la caracterización del biogás producido durante el test anaerobio, se utilizó un cromatógrafo de gases, modelo hp 5890, con una columna Q, 3 x 1/8" de Supelco, utilizando helio como gas portador a una presión de 340 KPa y un detector de Conductividad Térmica (TCD). El método específico para dióxido de carbono y metano requería un volumen de muestra de 100 µl de biogás y un tiempo de análisis de tres minutos. La temperatura del inyector se fijó a 150 °C y la temperatura del detector a 180 °C, con una temperatura de horno de inicio de 70 °C durante 3 minutos, sin rampa de temperatura.

▪ **Volumen de biogás**

Para calcular el volumen de biogás producido se utilizó la siguiente expresión:

$$\text{Biogás} = (\Delta P \cdot V_{ca} \cdot T_{amb}) / (1,013 \cdot T_{med})$$

Siendo:

ΔP : presión de la botella, medida en bares.

V_{ca} : Volumen del espacio vacío, es decir, del biogás generado, expresado en ml.

T_{amb} : Temperatura ambiental, expresada en grados Kelvin. La temperatura que se utiliza dependerá de si se quiere expresar en condiciones normales (273 K) o condiciones estándar (298 K).

T_{med} : Temperatura del medio, expresada en grados Kelvin. En este caso, será el equivalente a 37°C, que corresponde con la temperatura de la estufa donde se incuban las botellas, es decir, 310 K.

▪ **Test de germinación**

El protocolo para el test de germinación se diseñó tomando como referencia un artículo sobre evaluación de la madurez y estabilidad de compost (Komilis y Tziouvaras, 2009) y otro sobre evaluación de la ecotoxicidad de nanopartículas (Barrena et al., 2009), siguiéndose finalmente los pasos detallados a continuación:

- I. Se vació el contenido de los dos Erlenmeyer y se le quitaron los trozos de bayeta, asegurándose de conservar todo el digestato posible que se hubiera adherido a ellos.
- II. Se estableció una relación de 1g de base seca por 10 ml de agua para el extracto que se utilizaría en las placas. Para 90g de muestra, con un contenido de ST del 10,48%, tenemos 9,432g muestra (base seca) y, por tanto, eran necesarios 94,32 ml de agua destilada. Esta mezcla se agitó durante 30 minutos, se centrifugó a 10.000rpm durante 15 minutos y se filtró con papel de filtro.
- III. Se montaron un total de 24 placas de Petri (Tabla 11). En cada una de ellas se dispuso un papel de filtro en forma circular, cuyo diámetro coincidiera con el de la placa, y se añadieron 10ml de extracto. En el caso del blanco, se añadió ese mismo volumen pero de agua destilada.

Tabla 11. Diseño de placas de Petri para el test de germinación.

Nº placas	Procedencia del digestato	Tipo de semilla	Nº semillas
3	Antes de respirometría	Pepino	10
3	Antes de respirometría	Rábano	15
6	Tras respirometría	Pepino	10
6	Tras respirometría	Rábano	15
3	Blanco	Pepino	10
3	Blanco	Rábano	15

- IV. Se calculó el índice de germinación (IG) a partir de estas relaciones (Barrena et al., 2009):

Elongación de raíz relativa (E):

$$E = \frac{(\text{Media de la longitud de las semillas con extracto})}{(\text{Media de la longitud de las semillas con agua destilada})} \cdot 100$$

Germinación de semillas relativo (G):

$$\frac{(\text{Semillas germinadas con extracto})}{(\text{Semillas germinadas con agua})} \cdot 100$$

Índice de germinación (IG):

$$IG = \frac{(\text{Elongación de raíz relativa})}{(\text{Germinación de semillas relativo})} \cdot 100$$

3.3. Métodos estadísticos empleados

A la hora de expresar los resultados de los diferentes ensayos, además de calcular en muchos casos los promedios de las réplicas, se utilizó la desviación estándar como medida estadística de dispersión, para poder tener una mejor visión del conjunto de datos obtenidos más acordes con la realidad, para poderlos interpretar y analizar correctamente.

Los resultados finales de producción de biogás se mostraron en una gráfica en la que, la desviación estándar para cada día y el intervalo de confianza para un $\alpha = 0,05$ de los datos obtenidos, se expresó mediante barras de error.

Para el análisis de datos procedentes del experimento se usaron los siguientes programas informáticos:

- Hoja de cálculo Microsoft® Excel 2007.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Potencial de biogás del lodo de San Agustín

Una vez preparado el dispositivo necesario para el test de digestión anaerobia, se incubaron las botellas durante casi 60 días. En la figura 23 se presenta el volumen acumulado de biogás producido en cada ensayo, expresándose el valor medio de las réplicas en l biogás/kgSV, habiéndoles restado el valor del blanco. El test estándar tiene una duración de 21 días tras la fase de latencia. Como se puede observar, en nuestro caso la fase de latencia duró aproximadamente 20 días, tiempo que los microorganismos necesitaron para aclimatarse a las condiciones del medio hasta comenzar a producir biogás y, en consecuencia, que ello se reflejara en un incremento de la presión medida. Además, el control funcionó correctamente, lo que indicó que el inóculo utilizado estaba bien.

Es importante destacar que, a pesar de que, para cada relación, cada una de las réplicas siguió una evolución diferente, como muestran las barras de error entre los 20 y los 40 días de proceso, al final del proceso todas llegaron al mismo punto, produciendo la misma cantidad de biogás acumulado.

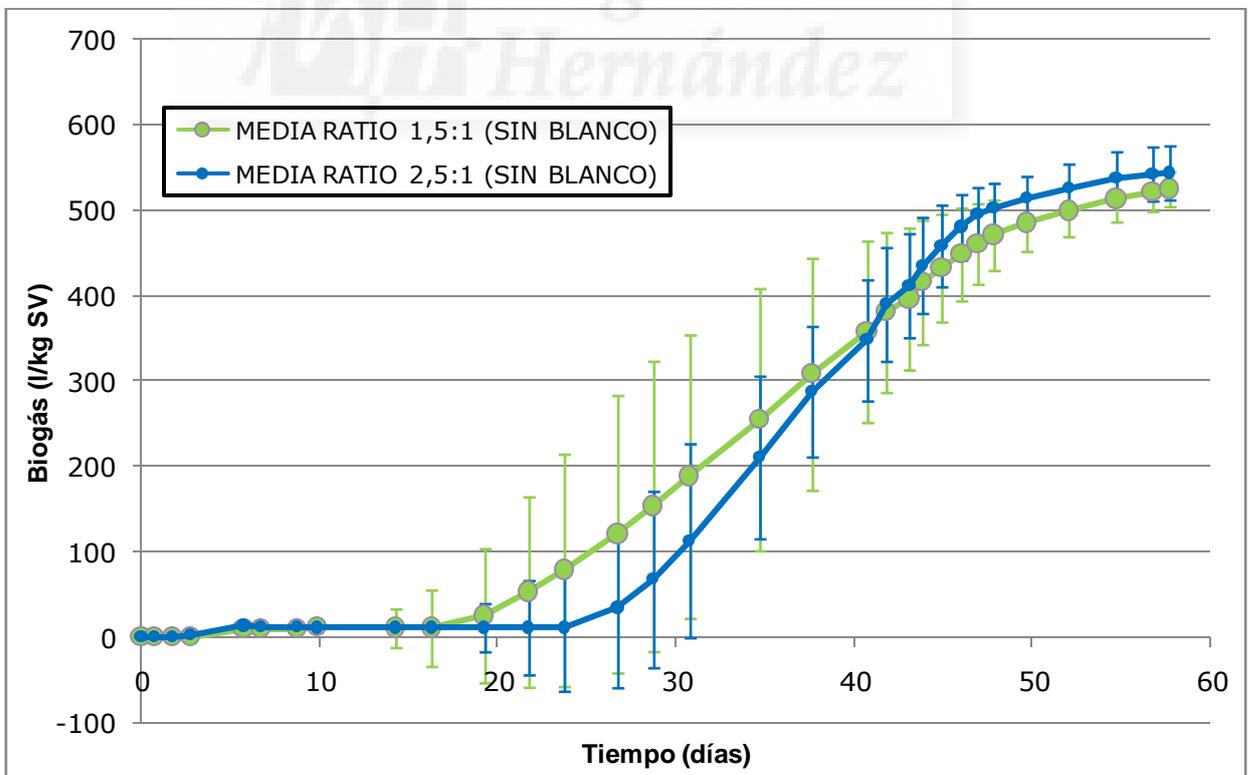


Figura 23. Volumen acumulado de biogás medio producido para cada relación, a partir del lodo séptico municipal de San Agustín.

En la tabla 12 se muestran los datos obtenidos tras la realización del test de biodegradabilidad anaerobia para cada una de las proporciones estudiadas. Está representada la producción de biogás promedio producido por tres réplicas para cada ensayo, a excepción de una botella 'blanco' que se descartó ya que tuvo pérdidas y su evolución distó mucho de los otros dos blancos. Los valores que aquí se indican corresponden al biogás neto, habiéndole restado el biogás producido por el inóculo (blanco).

Tras analizar estos datos, se determinó que la relación 1,5:1 (inóculo: lodo), producía mayor cantidad de biogás (2.750,8 ml) frente a los 1.814,3 ml de la ratio 2,5:1. Esto es lógico, ya que la primera contenía mayor cantidad de lodo séptico por volumen de inóculo. Sin embargo, los valores absolutos no son útiles para poder comparar muestras. De hecho, al expresar dichos valores en litros de biogás/kgSV vemos que esos valores fueron prácticamente los mismos, que es lo que debería ocurrir si no existen problemas de inhibición.

Por último, el valor global de producción media de biogás entre ambas relaciones fue de 535 ± 10 l biogás/ kg SV, con un contenido de metano de $77,98 \pm 0,30$ %.

Tabla 12. Producción de biogás acumulado tras la digestión anaerobia

PARÁMETROS	Relación 1,5:1	Relación 2,5:1
Biogás acumulado (l)	2,75	1,81
Cantidad de muestra (kg)	0,055	0,035
Sólidos Totales (%)	13,24 \pm 0,23	13,24 \pm 0,23
Sólidos Volátiles (%)	72,03 \pm 1,50	72,03 \pm 1,50
CH₄ (%)	78,19 \pm 0,73	77,77 \pm 1,86
Producción biogás (l biogás/ kg SV)	525 \pm 20	544 \pm 32
Producción biogás (m³ biogás/ kg SV)	0,525 \pm 0,02	0,544 \pm 0,03
Producción biogás (l CH₄/ kg SV)	409 \pm 16	423 \pm 25

Al comparar los valores obtenidos para nuestra muestra, con los valores de producción de otros residuos orgánicos (Tabla 13), se observa que los valores son semejantes a los de otros lodos y, en ocasiones, superiores. En el caso de los residuos agroindustriales, el potencial máximo suele variar desde 0,15 hasta 0,90m³de biogás/kg SV y son los residuos ricos en grasas los que proporcionan altos rendimientos en biogás. Sin embargo, éstos requieren elevados tiempos de retención (AINIA, 2012). Además, el biogás producido por nuestro lodo séptico es superior a otras deyecciones que provienen de animales cuyos valores oscilan entre 220 l biogás/kg SV (terneros y vacas) y los 450 l biogás/kg SV en el caso de las gallinas (figura 24).

Tabla 13. Valores de producción de biogás y metano para diferentes residuos. Fuente: Elaboración propia. ^cEn continuo; ^d En discontinuo; Ent: entrada al sistema; Degr:degradados; ¹modificado a partir de Sánchez et al., 2014; ²modificado a partir de Cucurull et al., 2008; ³modificado a partir de Hobson, 1990; ⁴modificado de Flotats, 2000.

Residuo	Producción de biogás	CH ₄ (%)	Referencia
Lodo	116 l CH ₄ / kg SV degr ^d		Kim et al., 2003 ¹
Lodo	318 l CH ₄ / kg SV degr ^c		Sosnowskiet al., 2008 ¹
Lodo	269 l CH ₄ / kg SV degr ^c		La CourJansenet al., 2004 ¹
Lodo	390 l CH ₄ / kg SV ^c		Zupancicet al., 2008 ¹
Lodo	322 l CH ₄ / kg SV ^d		Silvestre et al., 2011 ¹
Lodo	322 l CH ₄ / kg SV ent ^c		Kabouriset al., 2009 ¹
Lodo	267 l CH ₄ /kg DQO ^c		Parryet al., 2009 ¹
Lodo	900 mL/h ^c		Sutoet al., 2006 ¹
Lodo	325 l CH ₄ /kg SV ^d		Davidssonet al., 2008 ¹
Lodo	271 l CH ₄ /kg SV ent ^c		Davidssonet al., 2008 ¹
Lodo	278 l CH ₄ /kg SV ent ^c		Luostarinet al., 2009 ¹
Lodo	500 l CH ₄ /kg SV ^d		Buendíaet al., 2009 ¹
Lodo EDAR en rango mesofílico	320 l biogás /kg SV	65	Rimkuset al., 1982 ²
Lodo EDAR en rango mesofílico	390 l biogás /kg SV		Oleset al., 1997 ²
Lodo EDAR en rango mesofílico	540 l biogás /kg SV	66-67	Dohanyoset al., 2004 ²
Lodo EDAR en rango termofílico	400 l biogás /kg SV	65	Rimkuset al., 1982 ²
Lodo EDAR en rango termofílico	710 l biogás /kg SV	66-67	Dohanyoset al., 2004 ²
Deyección Terneros	220-300 l biogás /kg SV	55-60	Elías, 2005 ³
Deyección Vacas	220-400 l biogás /kg SV	55-60	Elías, 2005 ³
Deyección Porcino engorde	300-400 l biogás /kgSV	68-70	Elías, 2005 ³
Deyección Gallinas ponedoras	350-450 l biogás /kg SV	65-70	Elías, 2005 ³
Residuos de fruta	250-500 l biogás /kg SV	ND	AINIA, 2012
Restos alimentos	500-600 l biogás /kg SV	70-80	AINIA, 2012
Paja	350-450 l biogás /kg SV	ND	AINIA, 2012
Aceite usado	970,6 l biogás /kg SV	77,1	DAM, 2009
Residuos de cocinas, restaurantes	600-790 l CH ₄ /kg SV		Kübler et al, 1999 ⁴
FORM separado en origen	240-280 l CH ₄ /kg SV		Kübler et al, 1999 ⁴
FORM separada en origen	200-300 l CH ₄ /kg SV		Ahring et al, 1992 ⁴
FORM recogida selectiva	477 l CH ₄ /kg SV		Mata et al, 1991 ⁴
FORM separación mecánica	117-254 l CH ₄ /kg SV		Cecchi et al, 1990 ⁴
Papel periódico	84-100 l CH ₄ /kg SV		Clarkson, 1999 ⁴

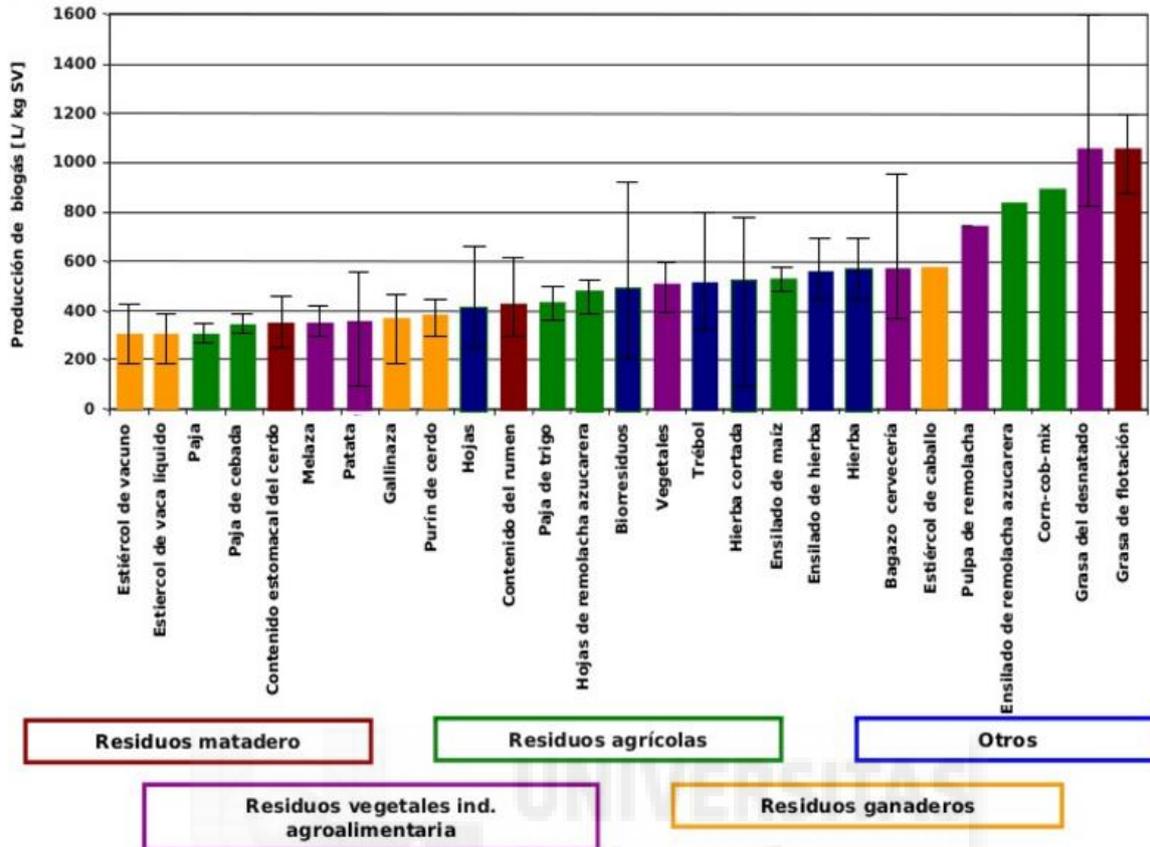


Figura 24. Potencial máximo de biogás de diferentes residuos. Fuente: Pascual, 2011.

Estos resultados indican que nuestra muestra tiene suficiente potencial para degradarse anaeróbicamente.

4.2. Potencial de biodegradabilidad aerobia mediante respirometría dinámica del lodo de San Agustín

La respirometría puede ser utilizada para clasificar la biodegradabilidad de los residuos orgánicos en tres categorías principales (Barrena, 2013):

- Residuos de biodegradabilidad alta (actividad respirométrica superior a $5 \text{ g O}_2\text{kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$) donde se incluyen residuos como FORM o FORSU, lodo fresco de EDAR y residuos de la industria cárnica;
- Residuos de biodegradabilidad moderada (actividad respirométrica entre $2 \text{ y } 5 \text{ g O}_2\text{kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$), donde se incluyen RSU recogidos en masa, lodos digeridos de EDAR y algunos residuos ganaderos;

- c) Residuos de biodegradabilidad baja (actividad respirométrica por debajo de $2 \text{ g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$), por ejemplo algunos residuos ganaderos y de la industria alimentaria.

Concretamente hablando de lodos, los frescos son los albergan el más alto grado de biodegradabilidad. Presentan un IRD promedio de $7 \text{ g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$, en un rango de 5 a 8, $1 \text{ g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$, si bien se han reportado en la literatura lodos con un IRD superior a $14 \text{ g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$. Los lodos digeridos presentan un IRD promedio de $2,56 \text{ g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$, en un rango de 3,73 a $1,64 \text{ g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$, y se consideran moderadamente biodegradables (Sánchez et al., 2014).

En la tabla 14, se muestran los valores de índice respirométrico obtenido tras el ensayo de respirometría dinámica de la muestra 2. Los resultados indican que el lodo de San Agustín se caracterizaría por presentar biodegradabilidad moderada-alta, situando dicho potencial del lodo séptico entre el de lodos frescos y lodos digeridos. Además, estos valores también nos indican que el material fresco no es estable, al presentar un pico de consumo sobre las 10h y manteniéndose elevado durante todo el ensayo (figura 25), lo que hará que se requiera un tratamiento previo a su disposición final.

Tabla 14. Valores de Índice Respirométrico para lodo séptico fresco (muestra 2).

	Media \pm σ
IRD (MS) ($\text{g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MS h}^{-1}$)	$2,8 \pm 0,2$
IRD (MO) ($\text{g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$)	$4,4 \pm 0,3$
AT₄ (MS) ($\text{g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$)	204 ± 18
AT₄ (MO) ($\text{g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$)	317 ± 29

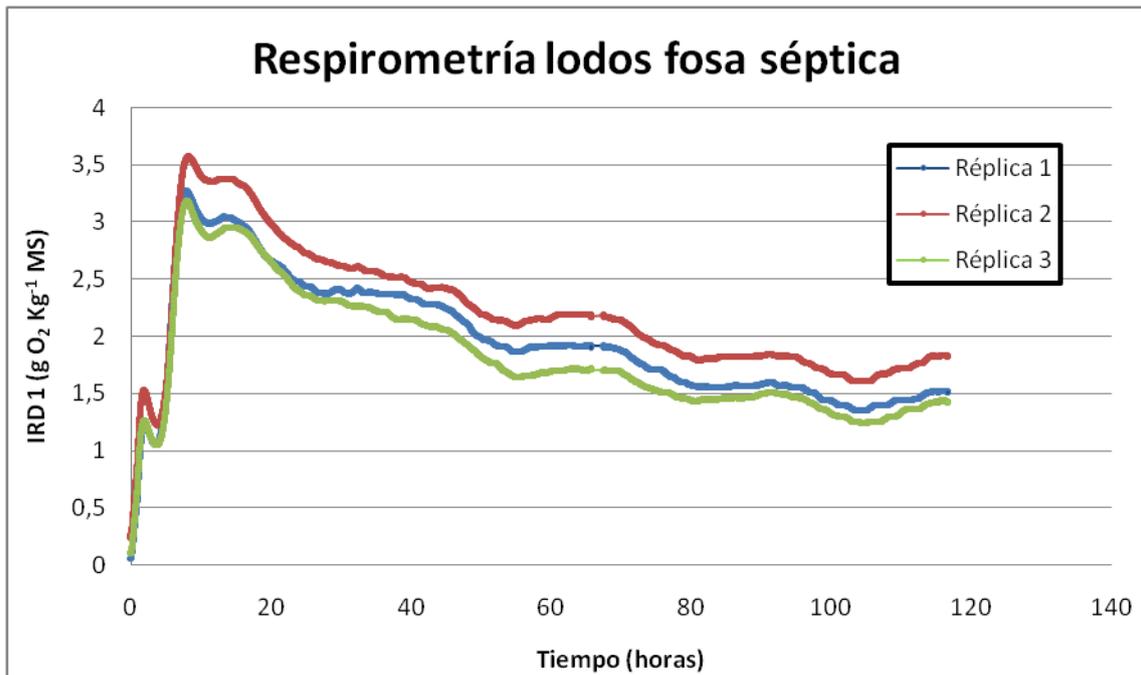


Figura 25. Respirometría de la muestra 2 del lodo de fosa séptica municipal de San Agustín.

4.3. Evaluación de la estabilización y fitotoxicidad del lodo resultante de la digestión anaerobia (digestato).

Tras someter el lodo séptico a un proceso de digestión anaerobia, se hace necesario evaluar el grado de estabilidad del digestato, así como su fitotoxicidad si se pretende darle un uso, por ejemplo, como enmienda orgánica y aplicarlo en un suelo, para conocer los posibles impactos asociados. Dicha evaluación se determinó mediante un ensayo respirométrico y un test de germinación.

4.3.1. Ensayo respirométrico para evaluar la estabilización del digestato

Los resultados de la caracterización del digestato y de la respirometría a la que se le sometió se muestran en la tabla 15. Se observa que la humedad ha aumentado con respecto al lodo inicial a causa de la mezcla de la muestra con el inóculo (Tabla 8). Sin embargo, los sólidos totales y volátiles han disminuido como consecuencia de la degradación de la materia orgánica durante el proceso de digestión anaerobia.

Esto en la práctica se traduciría en una menor cantidad de lodo a manejar con el consiguiente ahorro en las operaciones posteriores de deshidratación y gestión (Sánchez et al., 2014). En nuestro caso la reducción de sólidos volátiles ha sido del 7,89% en el caso de la relación 2,5:1 y del 10,58% en la relación

1,5:1, pasando en este último caso de un contenido de SV del 72,03% al 64,41%. (Tablas 8 y 15).

Tabla 15. Valores de Índice Respirométrico para el digestato de lodo de fosa séptica.

Respirometría del digestato	
	Media ± σ
Humedad (%)	90,55 ± 0,13
Sólidos Totales (%)	9,45 ± 0,13
Sólidos Volátiles (%)	66,35 ± 0,46
IRD (MS) (g O₂ kg⁻¹MS h⁻¹)	0,6 ± 0,0
IRD (MO) (g O₂ kg⁻¹MO h⁻¹)	1,1 ± 0,1
AT₄(MS) (g O₂ kg⁻¹MS h⁻¹)	41 ± 6
AT₄(MO) (g O₂ kg⁻¹MO)	82 ± 11

Por otro lado, si comparamos estos resultados con los obtenidos en la respirometría del lodo fresco, se aprecia que el índice respirométrico también se ha reducido (Figura 26). La digestión anaerobia es responsable de la biodegradación de la materia orgánica lábil y, en consecuencia, produce una disminución significativa en la actividad respirométrica de los lodos (Barrena, 2013). En el caso estudiado, el IRD se ha visto reducido en un 75% (MO) y el AT₄ en un 74%. Sin embargo es ligeramente superior de 1 mg O₂/ g SV·h, reconocido como límite de estabilidad para métodos respirométricos dinámicos (Barrena, 2006). Aunque este valor se encuentra en el límite, y podría considerarse prácticamente un material estable, sería conveniente alargar la fase de degradación porque aún puede contener materia orgánica susceptible de degradarse biológicamente.

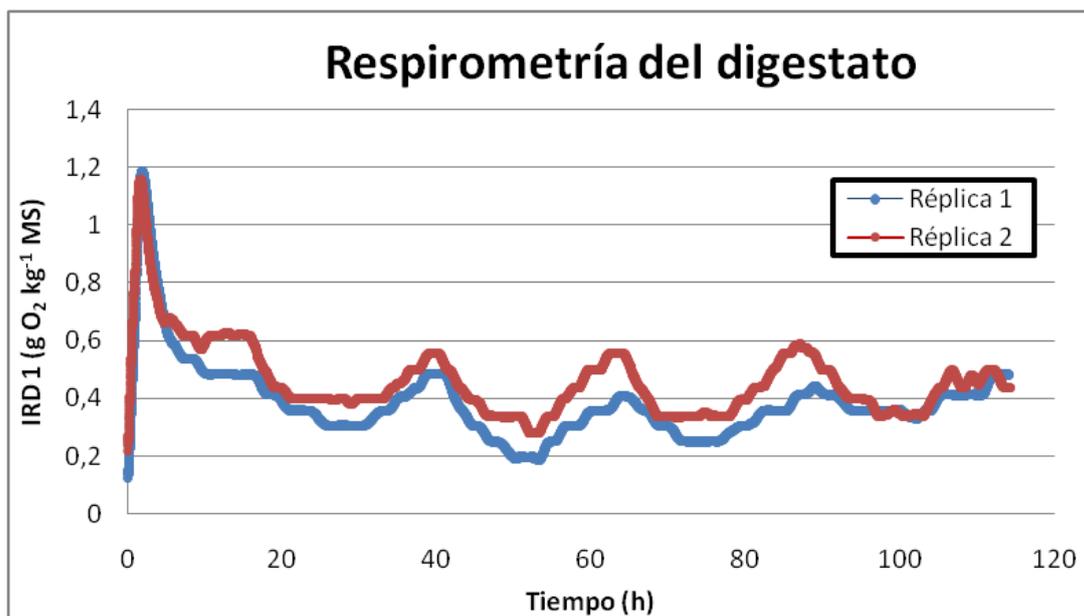


Figura 26. Respirometría del digestato tras someter al lodo séptico a una digestión anaerobia.

Todo ello implica que, dependiendo del caso, el tratamiento mediante digestión anaerobia más un proceso de compostaje sería suficiente para estabilizar nuestro residuo inicial. A pesar de que la simulación mediante respirometría se realiza a rango de temperatura mesófilo, someter al digestato a un compostaje conseguiría, al alcanzar altas temperaturas, higienizar el residuo y eliminar los posibles patógenos presentes previamente. Sin embargo, sería necesaria una determinación de la concentración de metales pesados para confirmar que cumplen con la legislación vigente si su destino final fuera la aplicación agrícola del mismo.

Asimismo es importante destacar que, en general, el lodo a la salida del digestor contiene una fracción de materia orgánica que no ha sido degradada en el digestor y por tanto es más resistente a la biodegradación. Por ello, el proceso de compostaje debería permitir la degradación de entre el 33 y el 56% de los sólidos volátiles de un lodo digerido, es decir, pasar de un 50-55% a un 35-40% (Sánchez et al., 2014). Además, dado que el digestato obtenido continua teniendo una alta humedad, se debería mejorar el deshidratado del lodo y aumentando así la materia seca de partida.

4.3.2. Evaluación de la fitotoxicidad mediante el índice de germinación.

Como se ha dicho anteriormente, si la disposición final del lodo tratado por cualquiera de las dos vías fuera su uso en agricultura, es necesario evaluar su fitotoxicidad. A continuación, se muestran los resultados del índice de germinación del digestato, antes y después de la respirometría (Tabla 16).

Tabla 16. Valores del índice de germinación (IG), porcentaje de germinación de semillas relativo (G) y porcentaje de elongación de raíz relativa (E).

	Digestato antes de la respirometría			Digestato tras la respirometría								
				Réplica 1			Réplica 2			Media ± 6		
	%G	%E	%IG	%G	%E	%IG	%G	%E	%IG	%G	%E	%IG
Pepino	0	0	0	85,19	24,23	20,64	96,30	20,89	20,11	90,75 ± 7,86	22,56 ± 2,36	20,38 ± 0,37
Rábano	2,33	2,37	0,06	90,70	44,27	40,16	90,70	43,47	39,42	90,70 ± 0,00	43,87 ± 0,57	39,79 ± 0,52

Tal y como se puede observar el índice de germinación del digestato tras la digestión anaerobia es prácticamente 0% tanto para el pepino como para el rábano, lo que indica la presencia de sustancia fitotóxicas en el mismo produciendo efectos tóxicos sobre el crecimiento de las plantas si se aplicara directamente como fertilizante en el suelo. Ello refuerza los datos anteriormente

mostrados de índices respirométricos, donde se hacía patente la necesidad de someter el digestato a un tratamiento adicional de estabilización.

Tras realizar una respirometría, que simula una estabilización aerobia y, en cierta manera, el proceso de compostaje, se observa que el IG ha aumentado considerablemente para ambos tipos de semillas. Además, este índice es superior en el caso del rábano, lo que nos muestra que esta especie vegetal es menos sensible a las sustancias tóxicas presentes en el digestato que en el caso del pepino. Tanto en el caso del rábano como del pepino, se produce la germinación de las semillas en un alto porcentaje de las mismas, sin embargo éstas no crecen adecuadamente. Ello se ve reflejado en el índice de germinación (IG) que es del 20,38 para el pepino, y 39,79 para el rábano. Zucconi et al. (1981) estableció el siguiente criterio de interpretación: valores de $IG \geq 80\%$ indicarían que no hay sustancias fitotóxicas o están en muy baja concentración; si el $IG \leq 50\%$ indicaría que hay una fuerte presencia de sustancias fitotóxicas y si se obtiene un valor entre 50% y 80% se interpretaría como la presencia moderada de estas sustancias (Varnero et al., 2007). Por tanto, el digestato analizado presenta sustancias fitotóxicas que dificultan el crecimiento de estas especies vegetales en dicho sustrato.

Para conseguir la estabilidad del digestato estudiado sería necesario alargar el tiempo de maduración del mismo durante el proceso de compostaje ya que una respirometría de una semana de duración no es suficiente para simular un proceso de degradación completa ni evidentemente la etapa de maduración. Sin embargo es importante resaltar como una sola semana de "tratamiento" el índice de germinación ha aumentado notablemente.

4.4. Propuestas de tratamiento para el lodo séptico de San Agustín

Como se ha indicado anteriormente, el lodo séptico estudiado tiene potencial para degradarse anaerómicamente, por lo que una de las posibles alternativas de tratamiento sería una digestión anaerobia en la que, además, se generara biogás que fuera susceptible de uso en el propio municipio.

Desde un punto de vista económico, un estudio comparativo entre la digestión aerobia y la anaerobia, contemplando los gastos de primera instalación y los gastos de mantenimiento y explotación, permite establecer que (Trapote, 2011):

- Para poblaciones superiores a 25.000h-e, el proceso anaerobio es más económico.
- Para poblaciones inferiores a 15.000h-e, es más económica la digestión aerobia.

- Entre los 15.000 y 25.000 h-e, la elección entre una y otra solución no vendrá determinada por condiciones económicas.

Debido al escaso número de habitantes que habitualmente reside en el núcleo de San Agustín y, por consiguiente, el poco volumen de lodo séptico generado, se puede plantear una co-digestión de éstos con otro tipo de residuos, para obtener mayor volumen de biogás, gestionando a su vez mayor cantidad de residuos utilizando una misma instalación. Además, en el proceso de digestión anaerobia a menudo se dan procesos de sinergia que comportan una producción de biogás más alta en la digestión conjunta con otro sustrato que la suma de las digestiones por separado (Mata *et al.*, 1989).

El término co-digestión se utiliza para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen. 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 con la co-digestión de lodos de depuradora y la fracción orgánica de residuos municipales (Tabla 17), la mezcla de estos últimos con aguas residuales urbanas, y la co-digestión de fangos de depuradora y residuos de frutas y verduras (IDAE, 2007).

Tabla 17. Caracterización relativa de diferentes residuos para utilizar en co-digestión. Fuente: Flotats *et al.*, 2001.

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

Las ventajas de la co-digestión anaerobia radican en aprovechar la complementariedad química de los sustratos (mayor estabilidad y producción de biogás), compensar la estacionalidad en la disponibilidad de sustratos, integrar los procesos de valorización (compartir instalaciones de reciclaje), la integración de metodologías de gestión de los sustratos y el ahorro de costes de inversión y mantenimiento (Pascual, 2010). En el caso de la digestión anaerobia de lodos, en ocasiones se añaden cosustratos al lodo con el objetivo de incrementar el

biogás producido mientras que otras veces se busca mejorar la digestión de otros residuos añadiéndoles lodo (Sánchez et al., 2014).

Una posible medida para implantar la co-digestión sería promover una campaña que conllevara la separación de la fracción orgánica en el propio municipio y digerir conjuntamente el lodo séptico y la fracción orgánica recogida selectivamente (FORSU), siempre y cuando la legislación vigente lo permita, ya que se trata de un sustrato universal al estar disponible en la mayoría de los lugares y es altamente compatible con la digestión anaeróbica de lodos. La co-digestión de estos dos sustratos presenta la ventaja de compensar la alta relación C/N que presenta la FORSU. Además, ésta, con un elevado contenido en materia orgánica y una humedad relativamente baja en comparación con los lodos, hace que la mezcla equivalga a una dilución de la FORSU y que con un pequeño aumento del caudal de los lodos incluso se duplique el contenido de materia orgánica susceptible de convertirse en biogás (Cucurull et al., 2008).

También podría servir para tratar residuos de granjas situadas en el municipio, o en sus alrededores, o, incluso, digerir lodos de fosas sépticas de localidades cercanas, reduciéndose en muchos casos la distancia que recorren los gestores privados y que provoca un aumento en las facturas a las que tienen que hacer frente las arcas municipales.

Sin embargo, la instalación de un sistema de digestión anaeróbica de lodos no es barata, ya que implica toda una serie de operaciones previas y posteriores (Cucurull et al., 2008, traducción propia).

Viendo el potencial de biodegradabilidad de la muestra, otra opción de tratamiento y valorización del lodo sería un proceso de estabilización aerobia, como podría ser un proceso de compostaje directamente a partir de la muestra fresca, ya que viendo el consumo de oxígeno, se desprende que el lodo de San Agustín tiene potencial para degradarse aeróbicamente también. De hecho, las respirometrías se utilizan también como simulador de este proceso. Sin embargo, debido al elevado contenido en humedad, el proceso podría ser ineficiente, provocando que no se alcanzaran las temperaturas deseadas (Sánchez et al., 2014), además de implicar una reducida porosidad. Por ello, se haría necesario el uso de un estructurante que mejorara la estructura de nuestra muestra y que fuera de fácil acceso en el municipio. Dado que en San Agustín más del 50% de los campos se destinan al cultivo de cereales de grano (36,8%) y frutales (13,6%) (IAEST, 2016), se podría utilizar como estructurante o bien paja o residuos de poda de frutales, siempre y cuando la mezcla tenga unas características físico-químicas y biológicas adecuadas como la relación C/N, humedad, balance energético correcto, porosidad, pH o tamaño de partícula, requiriéndose en este último caso, en ocasiones, una trituración previa del material vegetal.

Con respecto a la aplicación agrícola, los lodos que han estado digeridos están más estabilizados. Si además los lodos provienen, en exclusiva, de aguas urbanas (como ocurre en San Agustín) y al proceso de digestión anaerobia le sigue uno de compostaje, con una deshidratación mecánica previa, el producto obtenido será de más calidad (Cucurull et al., 2008, traducción propia).

Si se decidiera optar por su aplicación agrícola, se deberá conocer previamente la conductividad del suelo para el cálculo de la dosis de lodos a aplicar, ya que la mayoría de los cultivos responden adecuadamente a suelos con valores entre 100 y 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e, incluso, algunas especies soportan hasta 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sin embargo, por encima de 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se hace imposible el cultivo (CEDEX, 2009). También sería necesario conocer si el material está higienizado y el contenido de metales pesados. Además, un inconveniente que a veces puede surgir, reside en la dificultad para encontrar terrenos y cultivos aptos para la aplicación en lugares próximos a los centros de producción de los fangos, pudiendo resultar antieconómico debido a los altos costes del transporte. Los factores que condicionan el empleo de los fangos en la agricultura son: olores, meteorología, topografía, hidrogeología y suelo (Trapote, 2011). Hay que recordar que en el municipio estudiado, el 50,2% del territorio es zona agrícola (2.838,5 ha), y la mayor parte de las explotaciones (57,9%) tienen una extensión de entre las 5 y las 50 ha, por lo que habría suficiente área de acogida para el producto final generado.

5. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

De los resultados obtenidos se puede concluir que:

El lodo residual procedente de la fosa séptica de San Agustín (Teruel), tiene suficiente potencial para degradarse tanto aeróbica como anaeróbicamente.

La digestión anaerobia del lodo en la proporción 1,5:1 (inóculo: lodo) produjo la mayor cantidad de biogás, siendo ésta similar a la producida por otros lodos e incluso mayor que la producida por residuos ganaderos encontrada en otros trabajos.

Se observó que tanto el lodo fresco como el digestato son materiales con potencial de biodegradabilidad aerobia, siendo el lodo fresco un material más biodegradable e inestable que el digestato, tal y como se pudo observar en las respirometrías dinámicas realizadas.

La estabilización aerobia del digestato redujo notablemente la fitotoxicidad de este material, pero no se alcanzaron los valores establecidos del test de germinación para la aplicación de este material al suelo sin producir efectos perjudiciales sobre las plantas.

Por lo tanto, las posibles alternativas que se podrían llevar a cabo en dicho municipio para gestionar y tratar *in situ* los lodos sépticos que generan sus habitantes serían diversas, proponiéndose las siguientes:

- Digestión anaerobia, incluyéndose la posibilidad de co-digerir los lodos con otros sustratos, para aumentar el biogás generado en una hipotética instalación de generación de energía.
- Estabilización aerobia, que podría realizarse como una segunda fase tras la digestión anaerobia o, directamente, sobre la muestra fresca. Esta última sería, a priori, la opción más económica. Además de reducir el volumen de residuos, se conseguiría un subproducto susceptible de aplicación agrícola en el propio término municipal, siempre y cuando no se sobrepasaran los límites legalmente establecidos para algunas sustancias, como los metales pesados, y, en el caso de optar por un rango de temperaturas termófilo, como ocurre con el compostaje, la higienización del material eliminaría los posibles patógenos presentes en el lodo.

A partir de la investigación realizada, se haría necesario un trabajo futuro que tratara aspectos no recogidos en la misma, debido a la falta de tiempo y

que sería importante abordar para que las alternativas propuestas tuvieran una base más sólida. Se propone lo siguiente:

- Analizar la concentración de metales pesados y de microorganismos patógenos de los materiales finales, para comprobar si sería legalmente posible su posible aplicación agrícola.
- Estudiar y comparar los datos obtenidos con el biogás que se produciría si mezcláramos el lodo séptico con otros sustratos, como restos de comida o lodos de origen animal, para confirmar si el proceso de co-digestión podría ser una buena alternativa, en caso de optar por la digestión anaerobia como opción de tratamiento.
- Llevar a la práctica, mediante planta piloto, la mejor alternativa de las dos que se han estudiado.

También se podrían llevar a cabo a partir de este trabajo unas futuras líneas de investigación que podrían consistir en lo que se expone a continuación:

- Estudiar la viabilidad del proceso de vermicompostaje para el tratamiento de lodos sépticos.
- Estudiar la viabilidad del tratamiento de lodos sépticos mediante la larva de mosca negra soldado (*Hermetia illucens*).
- Impacto del residuo final en las especies económicamente aprovechables, es decir, especies que no sean de consumo humano pero que sean importantes para la economía del municipio, o incluso para consumo de animales: carrascas truferas, cereal para animales, etc.
- Uso de lodos digeridos por cualquiera de las alternativas propuestas para la recuperación de suelos del propio término municipal, reduciendo su erosión, aumentando la materia orgánica, etc., para hacer frente a los problemas reales que se están produciendo en la actualidad en el municipio.

6. BIBLIOGRAFIA Y ANEXOS

Abad, M. y Puchades, R. (2002). *Compostaje de residuos orgánicos generados en la Hoya de Buñol (Valencia) con fines hortícolas*. Asociación para la promoción socio-económica interior Hoya de Buñol.

AINIA (2012). Energía renovable a partir de los residuos de la industria alimentaria: BIOGÁS. Boletín monográfico. FIAB.

Amorena, A. (1994), Valorización Agrícola de los Fangos de Depuradora en la Comarca de Pamplona. Jornadas Técnicas: Biosólidos y Aguas Depuradas Como Recursos. R. Mujeriego y L. Sala (Eds.). Pag. 53-66. Sant Feliu de Guíxols, Gerona.

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A.J. y Van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water science and technology*, 59(5), 927-934.

Avendaño. D. A. (2003). *El proceso de compostaje*. Tesis Doctoral, Pontificia Universidad Católica de Chile.

Barrena, R. (2006). Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso. Tesis doctoral. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona.

Barrena, R., Casals, E., Colón, J., Font, X., Sánchez, A. y Puntès, V. (2009). Evaluation of the ecotoxicity of model nanoparticles. *Chemosphere*, 75(7), 850-857.

Barrena, R. et al. (2013). La respirometría como herramienta para la clasificación de la biodegradabilidad de residuos orgánicos. Resultados de la experiencia de 10 años. En: V Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Mendoza (Argentina), 15 y 16 de octubre de 2013.

Bassan, M., Dodane, P.H. y Strande, L. (2014). Mecanismos de tratamiento. En: Strande et al. (ed): *Manejo de lodos fecales. Un enfoque sistémico para su implementación y operación*. Londres: IWA Publishing.

Biddlestone, A.J. y Gray, K.R. (1991). Aerobic processing of solid organic wastes for the production of a peat alternative: a review. *Process Biochemistry*, 26 (5), 275-279.

Cadenas, A., Cañellas, N., Amengual, A. y Calafat, J. (1993). Planta Experimental de Compostaje de Lodos. *Ingeniería Química*, 291: 104-106, junio de 1993.

Campos, E., Elías, X. y Flotats, X. (2012). *Procesos biológicos: la digestión anaerobia y el compostaje*. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.

CEDEX (2009) *Caracterización de los Lodos de Depuradoras Generados en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Colomer, F.J. y Gallardo, A. (2007, reimpresión 2010). *Tratamiento y gestión de residuos sólidos*. Valencia: Editorial Universitat Politècnica de València.

Comunidad Económica Europea (1986). Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, L 181, 4 de julio de 1986.

Comunidad Europea (2008). Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. Diario Oficial de la Unión Europea, núm. 312, de 22 de noviembre de 2008, páginas 3-30.

Cooperband, (2002). *The Art and Science of Composting*. Center for integrated agricultural systems. University of Wisconsin-Madison.

Crohn, D.M. (1995), Sustainability of Sewage Sludge Land Application to Northern Hardwood Forests. *Ecological Applications*, 5(1), 53-62.

Cucurull, D., Fuentes, S., Ruano, L., y Mata, J. (2008). *La gestió de fangs de les estacions depuradores d'aigües residual*. Barcelona: Diputació de Barcelona.

Dégremont (1980). *Manual técnico del agua*. Bilbao. Pp 105-473, 749-781.

Del Romero, L y Valera, A. (2013) *Territorios abandonados: paisajes y pueblos olvidados de Teruel*. Rolde de Estudios Aragoneses e Instituto de Estudios Turolenses.

Elías, X. (2005). *Tratamiento y valorización energética de residuos*. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.

Falcón, C. (2006). *Manual de Tratamiento de Aguas Residuales*. México D.F.: Editorial LIMUSA.

Ferrer, I. (2008). Study of the effect of process parameters on the thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge, evaluation of a thermal sludge pre-

treatment and overall energetic assessment, PhD Thesis, Universitat Autònoma De Barcelona. Departament D'Enginyeria Química.

Flotats, X. (2000). La digestió anaeròbia com alternativa de tractament o com procés previ al procés de compostatge. *4ª Jornada Tècnica sobre la gestió de Residus Municipals: Residus orgànics municipals i compostatge*. Barcelona: UPC.

Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65

Flotats, X. y Solé, F. (2008). Situación actual en el tratamiento de los residuos orgánicos: aspectos científicos, económicos y legislativos. En: Moreno, J. *Compostaje*. Madrid: Mundi-Prensa Libros. Pp: 44-74.

Gobierno de Aragón (2009). Plan de Gestión Integral de Residuos 2009-2015. (Boletín Oficial de Aragón, nº 94, de 20 de mayo de 2009).

Gobierno de Aragón (2008). Decreto 148/2008, de 22 de julio, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Catálogo Aragonés de Residuos. Boletín Oficial de Aragón, Núm. 121, de 08 de agosto de 2008.

Gobierno de Aragón (2014). Ley 11/2014, de 4 de diciembre, de Prevención y Protección Ambiental de Aragón. Boletín Oficial de Aragón, Núm. 241, de 10 de diciembre de 2014.

Gobierno de España (1990). Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 262, de 1 de noviembre de 1990, páginas 32339-32340)

Gobierno de España (2007). Real Decreto 661/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial. (Boletín Oficial del Estado, núm. 126, de 26 de mayo de 2007, páginas 22846 a 22886)

Gobierno de España (2011). Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 181, de 29 de julio de 2011, páginas 85650-85705.

Gobierno de España (2013). Real Decreto 815/2013, de 18 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 251, de 19 de octubre de 2013, pp. 85173-85276)

Gordillo, F., y Chávez, E. (2010). Evaluación comparativa de la calidad del compost producido a partir de diferentes combinaciones de desechos agroindustriales azucareros. Guayaquil (Ecuador): Escuela Superior Politécnica del Litoral.

Gutiérrez Ortega, B.E (1986). Estudio sobre digestión aerobia de lodos en reactores de laboratorio semicontinuos. Monterrey: Universidad Autónoma de Nueva León.

Hachec R. (1984). Digestión aerobia de lodos activados de desecho. Tesis profesional. México D.F.: Instituto Politécnico Nacional.

Haubry, A., Bonnin, C. y Prévot, C. (1992). Aerobic and Anaerobic Sludge Treatment Disinfection Techniques. *Sludge 2000 Conference*, Paper 8, Cambridge.

Hernández, A. (1994). *Depuración de Aguas Residuales*. 3a Edición. Colección Seinor. Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.

Herrero, O. (2013). Gestión de Lodos, normativa y destino final: aplicación agrícola. En: *La gestión de lodos de depuradoras urbanas (EDARs 2013)*. Cátedra Mariano López Navarro. Zaragoza: Universidad de Zaragoza.

IDAE (2007). *Biomasa, digestores anaerobios*. Madrid: Ministerio de Industria, turismo y comercio.

Komilis, D. P., y Tziouvaras, I. S. (2009). A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. *Waste Management*, 29(5), 1504-1513.

López, F. (2013). Aspectos generales de la gestión de lodos de EDAR en Aragón. En: *La gestión de lodos de depuradoras urbanas (EDARs 2013)*. Cátedra Mariano López Navarro. Zaragoza: Universidad de Zaragoza.

López, J.V. (2015). *La gestión de residuos municipales*. Madrid: Fundación Conde Del Valle De Salazar y UPM.

Macías, J. G. L., y Guadalajara, J. (2013). Los Lodos de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, ¿ Problema o Recurso?. Guadalajara (México). Academia de Ingeniería de México.

Mahamud, M., Gutiérrez, A., y Sastre, H. (1996). Biosólidos generados en la depuración de aguas (I): Planteamiento del problema. *Ingeniería del agua* 3.2 (1996): 47-62.

Mahamud, M., Gutiérrez, A. y Sastre, H. (1996): Biosólidos generados en la depuración de aguas:(II). Métodos de tratamiento." *Ingeniería del agua* 3.3 (1996): 45-54

- Márquez, P. B., Blanco, M. J. D., y Capitán, F. C. (2008). Factores que afectan al proceso de compostaje. *Compostaje*, 93.
- Martín, I., Rodríguez, J. B., et al. (2006). *Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población. Mejora de la calidad de los efluentes*. Instituto Tecnológico de Canarias. 126pp.
- Martín-González L., Font X., Vicent T. 2013. Alkalinity ratios to identify process imbalances in anaerobic digesters treating source-sorted organic fraction of municipal wastes.. *Biochemical Engineering Journal*, 2013, Vol.76, pp.1-5.
- Mata, J.; Cecchi, F. (1989). «Joint anaerobic digestion of sewage sludge and sorted organic fraction of municipal solid waste to attain the energetic autonomy in wastewater treatment plants». Workshop of the FAO-CNRE: Biogas Production Technologies. Zaragoza, 10-13 de abril.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2013). Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 142, de 14 de junio de 2013, páginas 44966-44973.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2015). Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022. *Boletín Oficial del Estado*, Núm. 297, 12 de diciembre de 2015.
- Moreno, J., y Mormeneo, S. (2008). Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: Moreno, J. *Compostaje*. Madrid: Mundi-Prensa Libros. 111-140.
- Negro, M. J., et al. (2000). Producción y gestión del compost. Madrid: CSIC.
- Oropeza, N. (2006). Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos conciencia*, 1, 51-58.
- Pascual, A. (2010). La producción de biogás a partir de residuos ganaderos. *Valorización energética de residuos ganaderos y bienestar animal*. Valencia: 9 de noviembre de 2010.
- Pascual, A. (2011). La digestión anaerobia de subproductos ganaderos. *Jornada Centro de Tecnologías Limpias*. Valencia: 9 de marzo de 2011.
- Pérez, M. D., y Moreno, J. (2008). Residuos urbanos. En: Moreno, J, y Moral R. (Ed.). *Compostaje* (pp. 467-488). Madrid: Mundi Prensa Libros SA.
- Romero, J. A. (2002): *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de Diseño*, Escuela Colombiana de Ingeniería. Segunda Edición, Colombia: Pág. 758 -760, 841

Rothenberger, S. y Zurbrügg, C. (2006). *Decentralised Composting for Cities of Low- and Middle- Income Countries*. Dhaka, Bangladesh: Waste Concern.

Sánchez, A., Artola, A., Barrena A., Dios, M., García-Gil, J.C., López, R., Pérez-Murcia, M.D., Puig, I., Soto, M. y Gea, T. (2014). De residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. I. Recursos orgánicos. 4. Residuos urbanos. (Ed.) Moreno, J., Moral, R., García-Morales, J.L., Pascual, J.A., Bernal, M.P. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. p. 356.

Seco, A. y Ferrer, J. (1998). *Residuos sólidos. Gestión y tratamiento*. Valencia: Editorial UpPV.

Soliva, M., y Huerta, O. (2004). Compostaje de lodos resultantes de la depuración de aguas residuales urbanas. CENEAM/MIMAM, Escola Superior d' Agricultura de Barcelona. Barcelona: UPC.

Tchobanoglous G. et al. (1991), *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, and Reuse*. 3a Edición. Nueva York: McGraw-Hill.

Trapote, A. (2011). *Depuración de aguas residuales urbanas*. Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante.

Unión Europea (2009). Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de abril de 2009, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables y por la que se modifican y se derogan las Directivas 2001/77/CE y 2003/30/CE *Diario Oficial de la Unión Europea*, núm. 140, de 5 de junio de 2009, páginas 16 a 62)

Unión Europea (2010). Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación). *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 334/17, 17 de diciembre de 2010.

Varnero, M. T., Rojas, C., & Orellana, R. (2007). Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 7(1), 28-37.

Water Environment Federation-WEF (1992). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. WEF Manual of Practice No. 8. ASCE Manual and Report on Engineering Practice No. 76. Water Environment Federation, Alexandria.

FUENTES:

AEMET. Valores climatológicos normales. En línea: <http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos> Consulta: [5-junio-2016]

Instituto Aragonés de Estadística (IAEST). 2016. Estadística local de Aragón. En línea: <http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Institutos/InstitutoAragonesEstadistica/AreasGenericas/ci.EstadisticaLocal.detalleDepartamento> Consulta: [21 – junio – 2016].

Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente (2013). Anuario Estadístico. Años de 2008 a 2013. En línea: <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/> Consulta: [13-mayo-2016]



ANEXOS



ANEXO I

