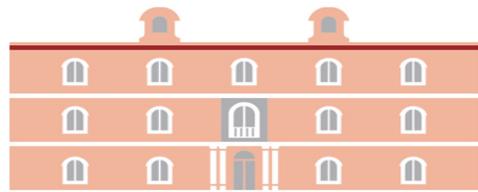




Universidad
Politécnica
de Cartagena



industriales
etsii UPCT

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CARTAGENA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA INDUSTRIAL

TRABAJO FIN DE GRADO

GRADO EN INGENIERÍA EN TECNOLOGÍAS INDUSTRIALES

ESTRATEGIAS DE CODIGESTIÓN: EMPLEO DE BIOSÓLIDOS INDUSTRIALES PARA POTENCIAR LA COGENERACIÓN EN INSTALACIONES DEPURADORAS CONVENCIONALES. ESTUDIO DE VIABILIDAD EN UN ÁREA CONCRETA.

MARÍA PILAR ROJAS MARTÍNEZ

bajo la dirección de

M.L. BELÉN ELVIRA RENDUELES

Co- dirección: Ernesto Sánchez Sánchez

A mi familia, siempre detrás de cada paso.

“Nunca sabremos el valor del agua hasta que el pozo esté seco.”

Thomas Fuller.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, a la directora de este trabajo, la doctora María Luisa Belén Elvira Rendueles, por la continua disposición tanto de su conocimiento en la materia de la digestión anaerobia como de su experiencia personal.

A la Estación depuradora de aguas residuales (EDAR) Cabezo Beaza (HIDROGEA), especialmente a su jefe de planta, Ernesto Sánchez Sánchez, por facilitarme el acceso a los datos de control de proceso.

A la planta de residuos sólidos urbanos (RSU) El Gorguel, por permitirme conocer sus procesos en persona y suministrarme los datos necesarios sobre su producción.

Al laboratorio del centro tecnológico de la energía y el medio ambiente (CETENMA), por proporcionarme datos sobre la caracterización de los lixiviados.

A mis compañeros de clase durante estos cuatro años, en especial a Ana García por tantas horas y horas de trabajo compartidas, por tu cercanía y apoyo en todos y cada uno de los momentos que hemos pasado. Juntas empezamos este camino y juntas lo seguimos.

A mis amigos, por su ánimo y alegría constantes.

A mi novio, por el tiempo robado y su apoyo durante todo este tiempo.

ÍNDICE

1. Introducción.	1
2. Objetivos.	3
3. Antecedentes Bibliográficos.	4
3.1. Depuración de agua residual urbana. Estaciones depuradoras de agua residual convencionales.	
Evolución histórica de las 3 líneas de tratamiento.	4
3.1.1. Estaciones depuradoras de agua residual.	12
3.1.2. Líneas de tratamiento de una EDAR.	14
3.1.2.1. Línea de agua. Calidad del agua.	14
3.1.2.2. Línea de fangos. Problemática.	16
3.1.2.3. Línea de gas. Potencial de Biogás.	20
3.1.3. Resumen evolutivo de las tres líneas de tratamiento.	23
3.2. El proceso de la digestión anaerobia. Fundamentos y descripción de las etapas del proceso.	
Tipos de digestores. Parámetros ambientales y operacionales que influyen en el rendimiento de los digestores.	25
3.2.1. Historia de la digestión anaerobia.	27
3.2.2. Etapas de la digestión anaerobia.	28
3.2.3. Problemas y limitaciones del proceso de digestión anaerobia.	33
3.2.4. Tipos de digestores.	35
3.2.5. Parámetros ambientales y operacionales que influyen en el rendimiento de los digestores.	38
3.3. Codigestión. Fundamentos. Tipos de cosustratos. Características de complementariedad entre cosustratos. Métodos de ensayo.	46
3.3.1. Fundamentos de la Codigestión.	47
3.3.2. Codigestión en estaciones depuradoras de aguas residuales.	48
3.3.3. Tipos de sustratos y características de complementariedad.	49
3.3.4. Técnicas de Codigestión.	56
3.3.5. Métodos de ensayo.	62
3.4. Eficiencia Energética en el proceso y su Marco Legislativo.	63
3.4.1. Legislación y medidas institucionales.	64
3.5. Estudios que evidencian el uso de cosustratos para potenciar la producción de biogás.	66
3.5.1. Diseño de un modelo semiempírico de codigestión anaerobia.	67
3.5.2. Proyecto SOSTAQUA.	68

Índice.

3.5.3. Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás.	69
3.6. Estudio del análisis de otros potenciales cosustratos industriales alternativos en el área de la comarca de Cartagena.	72
3.6.1. Residuos aprovechables para la producción de biogás.	72
3.6.2. Disponibilidad de materias primas en áreas cercanas a la EDAR Cabezo Beaza.	73
3.6.3. Codigestión de residuos ganaderos y lodos de depuradora.	75
3.6.4. Potenciales productoras de residuos ganaderos.	75
4. Materiales y métodos.	77
4.1. EDAR Cabezo Beaza. Descripción de la planta y el proceso. Producción actual de biogás.	77
4.1.1. Base de datos de partida. Datos de parámetros de control operacionales de los digestores 2010-2014.	82
4.2. El vertedero El Gorguel. Descripción de la planta y el proceso. Producción actual de biogás.	84
4.2.1. Análisis de los componentes del FORSU y de los Lixiviados. Potencial de metanización.	90
4.2.1.1. Características de tratamiento de la planta.	90
4.2.1.2. Ensayos de eficiencia del cosustrato.	91
4.3. Método de cálculo para la estimación del rendimiento del biogás.	92
4.4. Proceso seguido para el estudio de potenciales empresas productoras de residuos aprovechables para la producción de biogás mediante codigestión en el área de Cartagena.	93
4.4.1. Definición de una zona geográfica.	93
4.4.2. Búsqueda de empresas.	93
4.4.3. Localización de las empresas.	93
4.4.4. Búsqueda de autorizaciones ambientales.	94
4.4.5. Elaboración de rutas.	94
5. Resultados.	95
5.1. Evolución de la producción de biogás en la EDAR Cabezo Beaza.	95
5.1.1. Datos EDAR Cabezo Beaza 2011-2014.	95
5.1.2. Datos EDAR Cabezo Beaza 2011-2014: Parámetros de caracterización de los lodos a digestión.	98
5.1.3. Datos EDAR Cabezo Beaza 2011-2014: Composición del biogás generado.	100
5.1.4. Rendimiento anual de la producción de biogás en base al porcentaje de materia	

Índice.

volátil eliminada conforme al método de cálculo de Morenilla <i>et al</i> , 2010.	102
5.1.5. Datos anuales de funcionamiento de la planta EDAR Cabezo Beaza de importancia en la valorización energética de los fangos mediante digestión anaerobia.	105
5.1.6. Valores anuales que reflejan el rendimiento y funcionamiento de los digestores en el periodo completo del estudio 2011-2014.	113
5.1.7. Evolución de los parámetros ambientales y operacionales de los digestores en la EDAR Cabezo Beaza en el periodo 2011-2014.	114
5.1.8. Evolución de los parámetros ambientales y operacionales de los digestores en la EDAR Cabezo Beaza y producción de biogás en el periodo 2011-2014.	116
5.1.9. Evolución de parámetros ambientales y operacionales en la EDAR Cabezo Beaza y producción de biogás en el periodo 2011-2014 que se modifican con la codigestión de residuos procedentes del Gorguel.	121
5.2. Potenciales empresas productoras de residuos aprovechables para la producción de biogás mediante codigestión en el área de Cartagena.	125
5.2.1. Agrourbana Carthago SL.	125
5.2.2. Agropecuaria Los Titos.	127
5.2.3. Domingo Legaz Cervantes.	128
5.2.4. Miguel Guillén Guerrero.	128
5.2.5. Fernando y Juan Miguel Francés Muñoz.	129
5.2.6. Agropecuaria El Escobar SA.	130
5.2.7. Josefa García García y Mariano Urrea García.	132
5.2.8. Granja Venta Seca.	133
5.2.9. Antonio García Vivancos.	133
5.2.10. Agropecuaria Los Cholas SL.	135
5.2.11. Sistemas Integrales Sanitarios.	136
5.2.12. Análisis comparativo de idoneidad de empresas productoras de cosustratos compatibles con los lodos de la EDAR Cabezo Beaza en base a criterios de cercanía, producción y compatibilidad.	138
6. Discusión.	139
6.1. Introducción.	139
6.2. Producción de biogás y rendimiento en la EDAR Cabezo Beaza durante el periodo 2011-2014.	140
6.3. Tiempos de retención y rendimiento reales de los digestores.	141

Índice.

6.4. Evolución temporal de los parámetros ambientales y operacionales.	142
6.5. Codigestión.	144
6.5.1. Cosustratos procedentes de residuos ganaderos en el área de Cartagena.	150
7. Conclusiones.	154
8. Bibliografía.	157
ANEXO. Análisis económico (Lixiviado RSU El Gorguel- EDAR Cabezo Beaza).	161

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 3.1. Clasificación del agua residual.	6
Figura 3.2. Principales parámetros utilizados para caracterizar un agua residual.	11
Figura 3.3. Líneas de funcionamiento en una EDAR convencional.	14
Figura 3.4. Generación y tratamiento de lodos.	17
Figura 3.5. Potencial energético del biogás procedente de lodos de plantas depuradoras.	22
Figura 3.6. Etapas de la digestión anaerobia.	32
Figura 3.7. Esquema de reactores sin retención interior de biomasa.	36
Figura 3.8. Esquema de reactores con retención interior de biomasa.	37
Figura 3.9. Influencia de la temperatura en la digestión anaerobia.	43
Figura 3.10. Eliminación de sólidos volátiles y producción volumétrica de gas para un reactor anaerobio continuo de mezcla completa, en función del tiempo de retención hidráulico.	44
Figura 3.11. Producción de gas por unidad de carga en función de la velocidad de carga orgánica.	45
Figura 3.12. Caracterización relativa para la codigestión de diferentes residuos orgánicos.	48
Figura 3.13. Características de los residuos orgánicos agroindustriales.	51
Figura 3.14. Potencial de biogás procedente de lodos EDAR.	53
Figura 3.15. Potencial de biogás procedente de FORSU.	53
Figura 3.16. Potencial de biogás de vertedero.	54
Figura 3.17. Potencial de biogás de diversos residuos agroindustriales.	55
Figura 3.18. Producción de metano a partir de residuos ganaderos.	56
Figura 3.19. Producción de metano a partir de la digestión anaerobia de diferentes subproductos animales (ensayos en discontinuo).	58
Figura 3.20. Características relativas entre residuos ganaderos y pesqueros.	58
Figura 3.21. Biodegradabilidad anaerobia.	61
Figura 3.22. Reducción de sólidos para las diferentes muestras.	62

Índice.

Figura 3.23. Diferentes mezclas utilizadas en el estudio.	67
Figura 3.24. Resultados obtenidos en el estudio SOSTAQUA.	68
Figura 3.25. Riqueza del biogás en el digestor en monoetapa-fango.	70
Figura 3.26. Evolución del CH ₄ y CO ₂ en el digestor en monoetapa- FORSU.	70
Figura 3.27. Evolución de CH ₄ y CO ₂ en el digestor en monoetapa fango-FORSU.	71
Figura 3.28. Comparación en función de la producción de biogás de tres digestores anaerobios en monoetapa con diferentes sustratos.	71
Figura 3.29. Características físico-químicas que presentan los purines de cerdo.	73
Figura 3.30. Potencial de producción de metano presentado por los purines.	74
Figura 4.1. Visión aérea de la EDAR Cabezo Beaza.	77
Figura 4.2. Caudales anuales de agua bruta a tratar en la EDAR Cabezo Beaza.	78
Figura 4.3. Biogás y cogeneración en EDAR Cabezo Beaza.	79
Figura 4.4. Reactores de mezcla completa (RMC), con agitación y recirculación de fangos.	81
Figura 4.5. Vista aérea de la planta RSU El Gorguel.	86
Figura 4.6. Flujograma de gestión de RSU.	87
Figura 4.7. Detalla de pozo vertical y antorcha en planta RSU El Gorguel.	88
Figura 4.8. Área de tratamiento de lixiviados en planta RSU El Gorguel.	89
Figura 4.9. Cálculo del rendimiento de los digestores.	93
Figura 5.1. Variación mensual de los caudales medios de agua residual a tratar en m ³ /día y mes para el período en estudio (2011-2014) de la EDAR Cabezo Beaza.	97
Figura 5.2. Variación mensual de los caudales medios de fangos mixtos a digestión en m ³ /día y mes para el periodo en estudio (2011-2014) de la EDAR Cabezo Beaza.	97
Figura 5.3. Variación mensual de los caudales medios de biogás Nm ³ /día y mes para el periodo en estudio (2011-2014) de la EDAR Cabezo Beaza.	98
Figura 5.4. Evolución del pH de los digestores en el periodo 2011-2014.	114
Figura 5.5. Evolución de la temperatura de los digestores en el periodo 2011-2014.	114
Figura 5.6. Evolución de la alcalinidad de los digestores en el periodo 2011-2014.	115
Figura 5.7. Evolución de los ácidos grasos volátiles de los digestores en el periodo 2011-2014.	115
Figura 5.8. Evolución del índice ALC/AGV de los digestores en el periodo 2011-2014.	116
Figura 5.9. Correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2011.	116
Figura 5.10. Correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2012.	117

Índice.

Figura 5.11. Correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2013.	117
Figura 5.12. Correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2014.	116
Figura 5.13. Correlación entre el caudal medio mensual de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2011.	118
Figura 5.14. Correlación entre el caudal medio mensual de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2012.	118
Figura 5.15. Correlación entre el caudal medio mensual de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2013.	119
Figura 5.16. Correlación entre el caudal medio mensual de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2014.	120
Figura 5.17. Correlación entre el valor medio mensual de AGV en el digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2011.	120
Figura 5.18. Correlación entre el valor medio mensual de AGV en el digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2012.	123
Figura 5.19. Correlación entre el valor medio mensual de AGV en el digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2013.	123
Figura 5.20. Correlación entre el valor medio mensual de AGV en el digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2014.	124
Figura 5.21. Valores medios mensuales de Índices de alcalinidad (relación ALC/AGV) para los cuatro años de la serie estudiada 2011-2014.	124
Figura 5.22. Finca Los Mesegueres.	125
Figura 5.23. Producción de estiércoles y purines Agrourbana Carthago SL.	126
Figura 5.24. Paraje Los Titos-Los Cánovas.	126
Figura 5.25. Datos de la explotación Agropecuaria Los Titos.	127
Figura 5.26. Paraje La Almazara, Pedanía de las Palas.	127
Figura 5.27. Paraje Loma de la Beata.	128
Figura 5.28. Paraje Corverica-Casa del Fraile.	129
Figura 5.29. Paraje “La Canal”.	130
Figura 5.30. Datos de la explotación Agropecuaria El Escobar.	131
Figura 5.31. Paraje Lomas de la Beata.	131
Figura 5.32. Datos de la explotación Josefa García y Mariano Urrea.	132

Índice.

Figura 5.33. Datos de la explotación Granja Venta Seca.	133
Figura 5.34. Paraje El Chorlito.	134
Figura 5.35. Datos de la explotación Antonio García Vivancos.	134
Figura 5.36. Paraje Los Cholas.	135
Figura 5.37. Datos de la explotación Agropecuaria Los Cholas SL.	135
Figura 5.38. Vista aérea Sistemas Integrales Sanitarios.	136
Figura 5.39. Residuos generados por la empresa (SIS).	137
Figura 6.1. Evolución de las temperaturas en España durante el año 2014.	143
Figura 6.2. Codigestión entre residuos ganaderos y lodos en Europa.	152
Figura A.1. Estándares de referencia de consumos de los vehículos de flota.	162

ÍNDICE DE TABLAS.

Tabla 4.1. Volúmenes anuales y caudales medios diarios de agua bruta a tratar en la EDAR Cabezo Beaza.	78
Tabla 4.2. Valores medios mensuales y total anual de los parámetros de control de los digestores en 2011.	82
Tabla 4.3. Valores medios mensuales y total anual de los parámetros de control de los digestores en 2012.	83
Tabla 4.4. Valores medios mensuales y total anual de los parámetros de control de los digestores en 2013.	83
Tabla 4.5. Valores medios mensuales y total anual de los parámetros de control de los digestores en 2014.	84
Tabla 4.6. Características generales de la planta RSU El Gorguel.	90
Tabla 4.7. Datos de partida de parámetros de lixiviado para el control de la codigestión.	90
Tabla 4.8. Datos de partida de parámetros de FORSU para el control de la codigestión.	91
Tabla 5.1. Valores medios mensuales de caudal de agua bruta, fango a digestión y caudal de biogás generado en m ³ /día. (AÑO 2011).	95
Tabla 5.2. Valores medios mensuales de caudal de agua bruta, fango a digestión y caudal de biogás generado en m ³ /día. (AÑO 2012).	95
Tabla 5.3. Valores medios mensuales de caudal de agua bruta, fango a digestión y caudal de biogás generado en m ³ /día. (AÑO 2013).	96
Tabla 5.4. Valores medios mensuales de caudal de agua bruta, fango a digestión y caudal	

Índice.

de biogás generado en m ³ /día. (AÑO 2014).	96
Tabla 5.5. Valores medios mensuales de parámetros de caracterización de los fangos a digerir (AÑO 2011).	98
Tabla 5.6. Valores medios mensuales de parámetros de caracterización de los fangos a digerir (AÑO 2012).	99
Tabla 5.7. Valores medios mensuales de parámetros de caracterización de los fangos a digerir (AÑO 2013).	99
Tabla 5.8. Valores medios mensuales de parámetros de caracterización de los fangos a digerir (AÑO 2014).	100
Tabla 5.9. Valores medios mensuales de composición del biogás. (AÑO 2011).	100
Tabla 5.10. Valores medios mensuales de composición del biogás. (AÑO 2012).	101
Tabla 5.11. Valores medios mensuales de composición del biogás. (AÑO 2013).	101
Tabla 5.12. Valores medios mensuales de composición del biogás. (AÑO 2014).	102
Tabla 5.13. Cálculo del rendimiento medio mensual de producción de biogás de los digestores en el año 2011 basado en la eficiencia del porcentaje de eliminación de materia volátil del digestor.	102
Tabla 5.14. Cálculo del rendimiento medio mensual de producción de biogás de los digestores en el año 2012 basado en la eficiencia del porcentaje de eliminación de materia volátil del digestor.	103
Tabla 5.15. Cálculo del rendimiento medio mensual de producción de biogás de los digestores en el año 2013 basado en la eficiencia del porcentaje de eliminación de materia volátil del digestor.	103
Tabla 5.16. Cálculo del rendimiento medio mensual de producción de biogás de los digestores en el año 2014 basado en la eficiencia del porcentaje de eliminación de materia volátil del digestor.	104
Tabla 5.17. Valores medios diarios en cada mes de funcionamiento (AÑO 2011).	105
Tabla 5.18. Valores medios mensuales, máximo y mínimo de funcionamiento (AÑO 2011).	106
Tabla 5.19. Valores medios diarios en cada mes de funcionamiento (AÑO 2012).	107
Tabla 5.20. Valores medios mensuales, máximo y mínimo de funcionamiento (AÑO 2012).	108
Tabla 5.21. Valores medios diarios en cada mes de funcionamiento (AÑO 2013).	109
Tabla 5.22. Valores medios mensuales, máximo y mínimo de funcionamiento (AÑO 2013).	110
Tabla 5.23. Valores medios diarios en cada mes de funcionamiento (AÑO 2014).	111
Tabla 5.24. Valores medios mensuales, máximo y mínimo de funcionamiento (AÑO 2014).	111
Tabla 5.25. Datos anuales de funcionamiento y rendimiento de los digestores para la obtención de biogás en la EDAR Cabezo Beaza durante el periodo 2011-2014.	113
Tabla 5.26. Datos reales de funcionamiento y rendimiento del digestor en el periodo 2011-2014.	113

Índice.

Tabla 5.27. Parámetros de entrada a codigestión Fase 1, 2 y 3 usando un volumen de lixiviado correspondiente al 8 %, 10% y 15% respectivamente del volumen medio diario de fangos de la serie 2011-2014.	121
Tabla 5.28. Valores paramétricos de la mezcla fango + lixiviado en los digestores.	121
Tabla 5.29. Rendimiento del digestor en la Fase 1, añadiendo un 8% de lixiviado.	122
Tabla 5.30. Rendimiento del digestor en la Fase 2, añadiendo un 10% de lixiviado.	122
Tabla 5.31. Rendimiento del digestor en la Fase 3, añadiendo un 15% de lixiviado.	122
Tabla 5.32. Análisis comparativo de idoneidad de empresas productoras de cosustratos compatibles con lodos de la EDAR Cabezo Beaza.	138
Tabla A.1. Precio del gasóleo A en las suministradoras de Cartagena.	161

1. INTRODUCCIÓN.

La conciencia actual de defensa del medio ambiente y el desarrollo sostenible, ha fomentado la aparición de nuevas fuentes de aprovechamiento energético, a base de energías renovables, así como de políticas legales apoyando el uso de estas tecnologías.

La producción de biogás responde a este modelo, siendo además un método de reciclaje de residuos orgánicos biodegradables y, cuando se aprovecha como combustible, un importante consumidor de gases de efecto invernadero al retirar el metano de la atmósfera (IDAE, 2011).

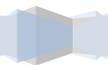
Por otro lado, el actual modelo de consumo de la sociedad ha generado un notable aumento de la producción y complejidad de los residuos. Ello implica la necesidad de aplicar medidas estratégicas de planificación para reducir el volumen de los mismos, de cara a reducir su impacto ambiental.

La digestión anaerobia aplicada a residuos orgánicos es una opción adecuada de gestión y valorización económica gracias al aprovechamiento del biogás producido y a la estabilización del residuo, además permite generar una corriente de biogás. Se trata, por tanto, de una técnica que reúne esfuerzos para una gestión energética y de residuos racional.

En el entorno de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) existen diferentes alternativas enfocadas al alcance de la eficiencia energética de la planta, ya sea tanto mejorando el proceso de digestión anaerobia como incrementando el rendimiento en la producción de biogás. Unas implican modificar el proceso, otras sólo se basan en la optimización de la digestión anaerobia.

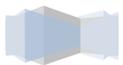
El proceso de digestión anaerobia en la EDAR Cabezo Beaza, se caracteriza por un nivel medio bajo de acetato y baja temperatura de trabajo, que genera un biogás de alta riqueza en metano el cual es usado en cogeneración en la misma planta para atender la demanda interna de electricidad y el calor necesario en el digestor.

En el presente trabajo, se contempla la opción de utilizar estrategias de mejora de la producción de biogás en la EDAR Cabezo de Beaza, de forma que se mejore el proceso, por encima de su rendimiento teórico. La vía más efectiva para la consecución de este objetivo es la codigestión. Para ello debe buscarse un cosustrato accesible que incremente los niveles de acetato y se adapte a las condiciones ambientales, microbiológicas y operacionales existentes en la EDAR Cabezo Beaza.



1. Introducción.

La estrategia a utilizar para mejorar la producción de biogás en la EDAR, está referida a la implantación de un sistema de cogeneración entre los lodos generados en el propio proceso de digestión anaerobia de la EDAR utilizando como cosustrato una cantidad determinada de lixiviado procedente del vertedero de residuos sólidos urbanos El Gorguel. También se contempla la posibilidad de utilizar residuos ganaderos generados en zonas cercanas a la planta de depuración para realizar la marcada codigestión junto con los lodos.

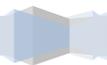


2. Objetivos.

2. OBJETIVOS.

Este trabajo fin de grado tiene como objetivos:

1. Realizar un análisis de situación de la producción de biogás en el periodo comprendido entre los años 2011 y 2014 en la EDAR Cabezo Beaza.
2. Desarrollar un estudio de viabilidad de la introducción de procesos de codigestión para potenciar la producción de biogás en la EDAR Cabezo Beaza.
3. Analizar el efecto del cosustrato FORSU o LIXIVIADO en el proceso de digestión anaerobia de forma que implique un incremento en el rendimiento de cogeneración de la planta.



3. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS.

3.1 Depuración de agua residual urbana. Estaciones depuradoras de agua residual convencionales. Evolución histórica de las 3 líneas de tratamiento.

La generación de aguas residuales es una consecuencia inevitable de las actividades humanas. Estas actividades modifican las características de las aguas de partida, contaminándolas e invalidando su posterior aplicación para otros usos. La Ley de Aguas de 1985 —y sus posteriores modificaciones— define la contaminación del agua como «la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o introducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica.

El vertido de aguas residuales sin depurar provoca deterioros en el medio ambiente, afectando tanto a ecosistemas acuáticos como riparios y supone riesgos para la salud pública. Por ello, es necesario el tratamiento de estas aguas antes de su vertido.

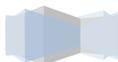
Las aguas residuales, en primera aproximación, pueden concretarse en los cuatro grupos que se detallan a continuación.

- **Aguas de Escorrentía.**

Son las aguas procedentes de la escorrentía superficial provocada por las precipitaciones atmosféricas, aguas de limpieza de calles y drenajes. Se caracterizan por grandes aportaciones intermitentes de caudal, y por una contaminación importante durante los primeros 15-30 minutos en caso de precipitaciones. Las cargas contaminantes se incorporan al agua al atravesar la atmósfera y por el lavado de superficies y terrenos. El proceso de tratamiento de las aguas de lluvia ocasiona algunas dificultades en las depuradoras, sobre todo, en las de pequeñas dimensiones, como consecuencia de las enormes diferencias entre los caudales medios de tiempo seco y los caudales de lluvia. Los principales problemas que pueden encontrarse son:

- a) Excesivos caudales que la planta no tiene capacidad para absorber.
- b) Aporte de gran cantidad de arenas.
- c) Aporte de gran cantidad de productos voluminosos, pudiendo llegar a obstruir rejillas o tamices.

La contaminación provocada por las aguas de escorrentía viene, por tanto, originada por:



3. Antecedentes Bibliográficos.

- Elementos de la contaminación atmosférica: lluvias ácidas.
- Restos de la actividad humana y asociada (papeles, colillas, excrementos de animales,...), restos de la recogida y evacuación de basuras, etc. .
- Residuos del tráfico (aceites, grasas, hidrocarburos, compuestos fenólicos y de plomo, etc.).
- Arenas, residuos vegetales y biocidas (insecticidas, herbicidas, abonos,..).
- Contaminación aportada por las aguas de drenaje (aguas salobres, fugas de alcantarillado, etc.).

- **Aguas Negras o Urbanas.**

Engloba las aguas procedentes de los vertidos de la actividad humana doméstica, actividades comerciales, industriales y agrarias, incluyendo las aguas de drenaje y escorrentía. Entre los compuestos químicos presentes en esta agua podemos encontrar: urea, albúmina, proteínas, ácido acético, bases jabonosas, almidones, aceites de origen animal, vegetal y mineral, hidrocarburos, gases (sulfhídrico, metano, etc.), sales (bicarbonatos, sulfatos, fosfatos, nitritos, nitratos, etc.) así como microorganismos y restos vegetales y animales.

- **Aguas Industriales.**

Son las aguas procedentes de actividades relacionadas con la industria (preparación de materias primas, elaboración y acabado de productos, así como la transmisión de calor y frío). Además de los componentes característicos de las aguas urbanas, pueden aparecer en los vertidos de aguas industriales las sustancias propias de cada actividad industrial (tóxicos, iones metálicos, productos químicos, detergentes, hidrocarburos, productos radiactivos, etc.). La gran variedad y cantidad de compuestos vertidos por este tipo de actividad, obliga a una investigación propia para cada tipo de industria, pues no existe similitud alguna entre los vertidos procedentes de industrias de alimentación, química, agrícola, metalúrgica, etc.



3. Antecedentes Bibliográficos.

- Aguas de origen agropecuario.

Son aguas procedentes de actividades agrícolas y ganaderas. La contaminación de este tipo de aguas es muy importante, dada la alta concentración que puede llegar a tener. Además de contener sustancias similares a los vertidos de origen doméstico, pueden contener productos característicos de la actividad agraria tales como: fertilizantes, biocidas, estiércol, etc. En cuanto a los fertilizantes, resaltar que antes eran de origen orgánico y hoy han sido casi sustituidos por abonos de origen inorgánico, tales como sulfatos, nitratos, fosfatos, etc., de especial incidencia en la contaminación de aguas. Excepto en el caso de vertidos procedentes de granjas de ganadería intensiva, la contaminación de origen agropecuario suele ser difusa en el territorio y afectar a los suelos y acuíferos bajo el área afectada. Esta característica la convierte en una contaminación de muy difícil tratamiento, siendo preferible la prevención. Los residuos de origen agropecuario requieren estudios específicos para su tratamiento.

Por otro lado, para clasificar un agua se usan parámetros físicos, químicos y biológicos. Según la cantidad de estos componentes el agua residual se clasifica en fuerte, media o débil. La siguiente figura muestra datos típicos de la concentración y composición del agua residual.

Figura 3.1. Clasificación del agua residual.

Parámetro	CONCENTRACIÓN (mg/l)		
	Fuerte	Media	Débil
Sólidos en suspensión	300	200	100
Fijos (inorgánicos)	70	50	30
Volátiles (orgánicos)	230	150	70
DBO	300	200	100
DQO	750	500	250
Nitrógeno total	65	40	20
Nitrógeno amoniacal	50	25	12
Fósforo total	20	10	6
Aceites y grasa	150	100	50

3. Antecedentes Bibliográficos.

El grado de contaminación de las aguas residuales se determina en el laboratorio mediante el análisis de unos parámetros que son estimadores de la alteración de la calidad del agua cuando es sometida a diferentes procesos. Los parámetros que normalmente se miden son:

- **Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO).**

Se define como la cantidad de oxígeno disuelto consumida por un agua residual durante los procesos biológicos que sufre la materia orgánica presente en el agua residual en determinadas condiciones y en un tiempo dado. El parámetro de contaminación orgánica más ampliamente empleado es la DBO que a 5 días consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica.

- **Demanda Química de oxígeno (DQO).**

Hace referencia a la cantidad de oxígeno disuelto consumida por un agua residual durante el proceso de oxidación química provocado por un agente químico fuertemente oxidante. El dicromato potásico proporciona excelentes resultados en este sentido.

- **Sólidos Totales (Orgánicos e Inorgánicos).**

Se entiende por sólidos totales (ST) el contenido total de materia sólida, tanto orgánica como inorgánica, contenida en el agua. Los sólidos totales pueden clasificarse en:

- a) Sólidos Disueltos (SD) los cuales no sedimentan y se encuentran en el agua en estado iónico o molecular.
- b) Sólidos en Suspensión (SS) que pueden ser:
 - Sedimentables, debido a su peso pueden sedimentar fácilmente. Constituyen una medida de la cantidad de fango que se depositará en las depuradoras durante el proceso de decantación.
 - No sedimentables, los cuales no sedimentan fácilmente debido a su peso o por su estado coloidal. Los sólidos orgánicos (proteínas, hidratos de carbono, grasas, etc.) proceden de la actividad humana, siendo su origen animal y/o vegetal. Entre sus componentes se encuentran carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, azufre, fósforo y potasio. Se caracterizan por ser degradables y descomponerse mediante reacciones químicas o acciones enzimáticas de los microorganismos. Los sólidos inorgánicos, por su parte, son sustancias inertes y no degradables, tales como minerales, arenas, tierras, etc.



3. Antecedentes Bibliográficos.

- **Microorganismos.**

Entre los microorganismos presentes en el agua, pueden citarse: virus, bacterias, protozoos, algas, hongos, etc. En función de la posibilidad que tienen los microorganismos para captar oxígeno, como elemento básico energético de su vida, podemos clasificarlos en:

- a) **Aerobios:** se caracterizan por captar de forma directa el oxígeno disuelto en el agua. Constituyen del 60-65% de los microorganismos presentes en las aguas residuales.
- b) **Anaerobios:** se caracterizan por obtener el oxígeno por descomposición de la materia orgánica. Representan del 10-25% de los microorganismos existentes en un agua residual.
- c) **Facultativos:** estos organismos pueden adaptarse a las condiciones aerobias o anaerobias, dependiendo de la existencia o no de oxígeno disuelto en las aguas. Constituyen el 10-30%. Si bien existen microorganismos patógenos que pueden perjudicar la salud del hombre, existen otros que colaboran con la naturaleza ayudando a un continuo reciclado, reutilización de la materia y completando los ciclos del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre. En cuanto a los organismos macroscópicos, que son visibles, como gusanos, insectos, etc., también intervienen en la descomposición biológica de la materia orgánica.

- **Temperatura.**

La temperatura del agua es un parámetro muy importante dada su influencia, tanto sobre el desarrollo de la vida acuática como sobre las reacciones químicas y velocidades de reacción. La temperatura condiciona pues los procesos de depuración biológica y de nitrificación, por tanto su control es determinante. Un cambio brusco de temperatura puede provocar un aumento en la mortalidad de la vida acuática. Por otro lado, temperaturas anormalmente elevadas pueden dar lugar a la proliferación de plantas acuáticas y hongos.

- **pH.**

Las aguas urbanas constituyen un medio adecuado para la supervivencia de microorganismos pues tienen un pH próximo a 7. Incrementos o descensos en el valor del pH de las aguas son indicadores de la aparición de vertidos industriales. Este parámetro sirve pues como indicador de vertidos industriales. Por otro lado, es necesario controlar el pH, manteniéndolo en niveles entre 6.2 y 8.5, para que no se produzcan problemas de inhibición en los procesos biológicos.

3. Antecedentes Bibliográficos.

- **Oxígeno Disuelto.**

Debido a la gran importancia del oxígeno para el desarrollo de los seres vivos, se le considera un parámetro fundamental para la definición y control de las aguas residuales. El incremento de oxígeno en el agua puede ser debido a:

- Captación del oxígeno a través de la superficie de interfase agua – aire
- Acción fotosintética, debida principalmente a las algas verdes
- Descenso de temperatura
- Procesos de dilución.

A su vez, la cantidad de oxígeno en el agua puede disminuir debido a:

- Respiración de los microorganismos, algas y organismos macroscópicos.
- Aumento de la temperatura
- Reacciones químicas.
- Acción enzimática de los microorganismos. Dado que evita la formación de olores desagradables en las aguas residuales, es deseable y conveniente disponer de cantidades suficientes de oxígeno disuelto.

- **Nitrógeno.**

Es un elemento esencial para el crecimiento de los vegetales (algas y plantas superiores), razón por la cual se dice que es un nutriente. Puesto que es un elemento básico para la síntesis de proteínas, será preciso conocer datos sobre la presencia y cantidades del mismo en las aguas, para valorar la posibilidad de tratamiento de las aguas residuales mediante procesos biológicos. Cuando el contenido de nitrógeno sea insuficiente, será preciso añadirlo para hacer tratable el agua residual. La presencia de nitrógeno puede ser en forma de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitritos y nitratos.

- **Fósforo.**

El fósforo es un elemento vital para el desarrollo de los microorganismos presentes en el agua y para el proceso de depuración biológica ya que actúa como nutriente. La presencia del fósforo en el agua, bien en forma disuelta (fosfatos o polifosfatos) o en suspensión, tiene su origen en los vertidos urbanos



3. Antecedentes Bibliográficos.

(detergentes, fosas sépticas, etc.), y en los vertidos de la industria agroalimentaria (abonos, piensos, etc.).

- **Cloruros.**

El ion cloruro está presente siempre en las aguas urbanas. La presencia de este parámetro en los colectores o en la depuradora indica la introducción de agua de mar dentro de la red de saneamiento, en el caso de zonas costeras. El incremento de salinidad de las aguas puede inhibir la acción de los microorganismos en las depuradoras. La presencia de cloruros en aguas naturales se debe además a la disolución de suelos y rocas que lo contengan y que están en contacto con el agua. Otra fuente de cloruros es la descarga de aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales en las aguas superficiales.

- **Grasas.**

El término grasa engloba las grasas animales, los aceites, tanto de origen animal, vegetal como mineral, y las ceras presentes en las aguas residuales. Cuando se presentan en estado líquido a temperaturas normales se denominan aceites, mientras que los que se presentan en estado sólido reciben el nombre de grasas. La presencia de grasas y aceites en el agua residual puede provocar problemas tanto en la red de alcantarillado como en las plantas de tratamiento. Si no se elimina el contenido en grasa antes del vertido del agua residual, puede interferir con la vida biológica en aguas superficiales y crear películas y acumulaciones de materia flotante desagradables.

- **Color.**

Históricamente, la palabra condición se usó junto con composición y concentración para describir el agua residual. La condición se refiere a la edad del agua residual. Se determina cualitativamente por su color y olor. El agua residual reciente suele ser gris; pero cuando los compuestos orgánicos se descomponen por las bacterias, el oxígeno disuelto del agua residual se reduce a cero y el color cambia a negro. En esta condición se dice que el agua es séptica.

- **Olor.**

Los olores son debidos a los gases producidos por la descomposición de la materia orgánica. El agua residual reciente tiene un olor peculiar desagradable, pero más tolerable que el del agua séptica. El olor

3. Antecedentes Bibliográficos.

más característico es el del sulfuro de hidrógeno producido por los microorganismos anaerobios que reducen los sulfatos a sulfitos.

- **Metales pesados.**

Las marcas de metales como el níquel, magnesio, plomo, cromo, cadmio, cinc, cobre, hierro y mercurio son importantes constituyentes de muchas aguas. Algunos de ellos son necesarios para el desarrollo de la vida biológica y en su ausencia se podría limitar el crecimiento de las algas. Por otro lado, la presencia de estos metales en cantidades excesivas interfiere en los usos posteriores del agua, por ello se deben evitar y controlar las concentraciones de dichos metales.

Figura 3.2. Principales parámetros utilizados para caracterizar un agua residual.

Sólidos en suspensión	Residuos domésticos e industriales (curtidos)
Color	Residuos domésticos e industriales (textiles)
Olor	Agua residual en descomposición y residuos industriales (química)
Aceites y grasas	Residuos domésticos e industriales (ganadería)
Tensoactivos	Residuos domésticos e industriales
Pesticidas	Residuos agrícolas
Cloruros	Agua de suministro y residuos industriales
Nitrógeno	Residuos domésticos, agrícolas y ganadería
Fósforo total	Residuos domésticos (detergentes) e industriales (agrícolas)
Materia orgánica	Residuos domésticos e industriales (ganadería, láctea y papelera)
Metales pesados	Residuos industriales (galvánicos)

Fuente. “Estación depuradora de aguas residuales”. Universidad Politécnica de Cataluña.



3.1.1. Estaciones depuradoras de agua residual.

Una EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales) puede definirse como un complejo de instalaciones en las que el agua residual proveniente de los núcleos urbanos o grandes industrias, más el agua proveniente de las lluvias (agua de escorrentía) transportada por las alcantarillas, colectores y emisarios, es sometida a una serie de procesos físicos, químicos y biológicos para la eliminación de la contaminación e impurezas, garantizando la calidad de agua requerida según los usos previstos para ella, pudiendo rehusarse en actividades y/o en servicios que no requieran calidad de agua potable.

Las EDAR son necesarias para evitar los siguientes efectos:

- Tapizamiento de la vegetación aledaña a los cauces receptores con residuos sólidos que lleva el agua residual como plásticos, utensilios, restos alimenticios, etc.
- Acumulación de sólidos sedimentables en suspensión en el fondo y las orillas del cauce.
- Alto consumo de oxígeno disuelto en el cauce por descomposición de materia orgánica y compuestos con amoníaco; causando así, la formación de malos olores.
- Entrada de grandes cantidades de microorganismos patógenos.
- Contaminación química.
- Aumento de eutrofización por la presencia de fósforo y nitrógeno.

Si las aguas residuales no son tratadas correctamente y llegan a los cauces receptores, se producen los efectos anteriores; por estas razones es imprescindible la presencia de las EDAR, siendo éstas una fuente de salud y empleo absolutamente necesaria.

Así, los objetivos de una depuradora se concretan en los siguientes:

- Eliminación de residuos, aceites, grasas, flotantes, arenas, etc, y evacuación a punto de destino final adecuado.
- Eliminación de materiales decantables orgánicos o inorgánicos.
- Eliminación de materia orgánica.
- Eliminación de compuestos amoniacales y que contengan fósforo (en aquellas que viertan a zonas sensibles).
- Transformar los residuos retenidos en fangos estables y que éstos sean correctamente dispuestos.

3. Antecedentes Bibliográficos.

En función del tipo de agua tratada se distinguen dos tipos de EDAR principales: las urbanas, las cuales reciben aguas residuales mayoritariamente de una aglomeración humana y en menor cantidad de pequeñas industrias; y las industriales, que reciben aguas residuales de una o varias industrias pesadas.

El agua residual urbana en la mayor parte de España está formada por la reunión de las aguas residuales procedentes del alcantarillado municipal, de las industrias asentadas en el casco urbano y en la mayor parte de los casos de las aguas de lluvia que son recogidas también por el alcantarillado. La mezcla de las aguas fecales con las aguas de lluvia suelen producir problemas en una EDAR, sobre todo en caso de tormentas, por lo que en las actuaciones urbanas recientes se están separando las redes de aguas fecales de las redes de aguas de lluvia.

No todas las EDAR son iguales ni cumplen las mismas especificaciones. Habitualmente las autoridades que tienen encomendadas competencias medioambientales, definen primero los usos que van a tener los cauces para así establecer las necesidades o situaciones críticas de los vertidos. Así se distinguen, en general, dos grandes líneas en España:

- a) La Directiva de la Unión Europea que establece los plazos para construir depuradoras y los tamaños de población que deben contar con una. Así mismo establece mecanismos y frecuencias de muestreo y análisis de las aguas residuales. El control se basa en los parámetros sólidos en suspensión, DBO5, DQO, fósforo y nitrógeno. Existe la transposición a la legislación española de esta Directiva y un Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales.
- b) La Conserjería de Aguas correspondiente a la cuenca donde se vierte emite una autorización de vertido en la que se pueden reflejar valores límite de vertido. Una vez claros los límites de calidad del vertido y las garantías que éste debe cumplir se tiene en cuenta una amplia gama de variables tales como:
 - Tamaño de la población servida. Industrias presentes, tipo de contaminación.
 - Oscilaciones de carga y caudal en el tiempo (día, semana, estacionales, etc.), equivalencia en habitantes.
 - Destino final de los residuos generados: basura y biosólidos (fangos).
 - Posible reutilización del efluente (o parte de él).
 - Nivel de profesionalización del personal requerido.
 - Orografía del terreno.
 - Coste del suelo.
 - Impacto ambiental.



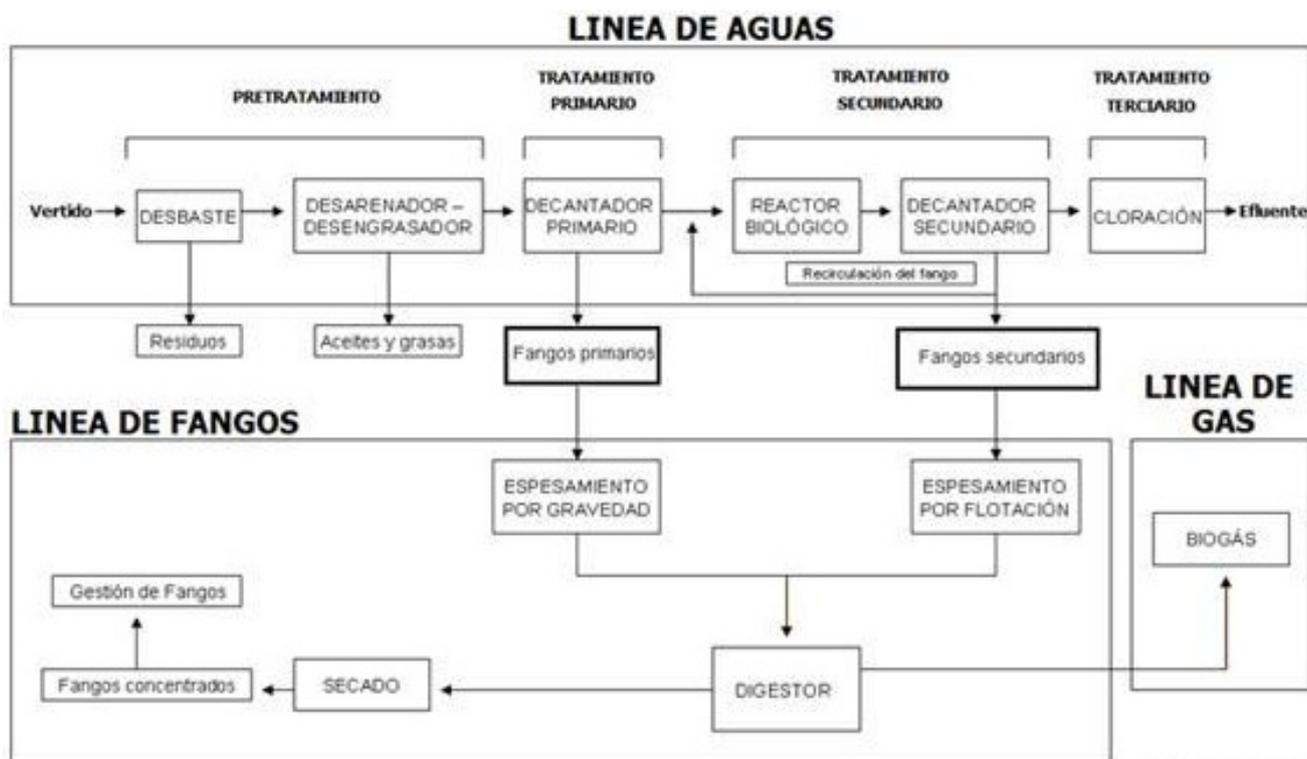
3. Antecedentes Bibliográficos.

3.1.2 Líneas de tratamiento de una EDAR.

En una EDAR convencional, existen tres líneas de tratamiento desde que el agua llega a la planta hasta que son producidos los residuos pertinentes o en su caso el biogás deseado.

En la siguiente figura se presentan los procesos de éstas tres líneas de funcionamiento que serán explicados a continuación.

Figura 3.3. Líneas de funcionamiento en una EDAR convencional.



Fuente. IAGUA.

3.1.2.1. Línea de agua. Calidad del agua.

La línea de agua es la línea principal de una EDAR, corresponde a la parte del proceso de depuración que se centra únicamente en el tratamiento de las aguas residuales.

A la entrada de la depuradora, el agua es tratada con el objetivo de mejorar su calidad tanto como sea posible y adecuadamente a la normativa vigente, ya que su destino es ser vertida a un cauce receptor. Por ello, sufre una serie de tratamientos que se exponen a continuación.

3. Antecedentes Bibliográficos.

El agua llega cargada de sólidos de un gran volumen que han de ser extraídos para que no obstruyan las bombas y maquinarias usadas en los diferentes tratamientos a la que es sometida. A esta fase se la denomina **tratamiento previo**, se divide en diferentes partes:

- Separación de grandes sólidos.
- Predesbaste
- Desbaste.

Los objetivos de esa primera fase del tratamiento serían: proteger la EDAR de la posible llegada de grandes objetos capaces de provocar obstrucción en las distintas unidades de la instalación además de separar y evacuar fácilmente las materias de gran volumen arrastradas por el agua bruta que podrían disminuir la eficacia de los tratamientos siguientes.

A continuación, el agua pasa a ser elevada por medio de bombas o tornillos sin fin, también llamados tornillos de Arquímedes. Desde aquí es impulsada hasta una altura suficiente que le permita circular por todos los elementos de la planta hasta el final, simplemente por desnivel.

Una vez acabado el tratamiento previo, se procede con el **pretratamiento** que se encarga de afinar la operación de extracción de sólidos dejando el agua limpia de materiales que se puedan ver a simple vista. Consiste en dos partes:

- Reja de finos o tamizado
- Desarenador-desengrasador.

El caudal tratado en las EDAR suele variar a lo largo del día según el consumo de agua efectuado por la población y la industria. Por este motivo, y principalmente frente a las grandes variaciones diarias de caudal que se detectan en los núcleos con un considerable componente industrial, después del pretratamiento es habitual construir un **depósito de laminación** de caudales. Aunque oscila su nivel a lo largo de la jornada, evita que estas variaciones bruscas de caudal, junto con las de grado de contaminación del agua residual, se transmitan al resto de la línea de tratamiento y estropee su funcionamiento.

Seguidamente se realiza el tratamiento **físico-químico**, su principal objetivo, como tratamiento primario, es la reducción de los sólidos en suspensión. En algunos casos como consecuencia del tratamiento, se pueden obtener reducciones importantes de fósforo, ciertos metales pesados, etc., lo cual puede llegar a constituir la razón principal para la adopción de este tipo de tratamientos.



3. Antecedentes Bibliográficos.

En primer lugar, se procede con la decantación primaria. En esta fase se separan la mayor parte de sólidos sedimentables de material flotante que no pudieron ser eliminados en etapas anteriores. Mediante una decantación física natural de los sólidos en suspensión y una flotación, también natural, de las partículas menos densas. Los sólidos se depositan en el fondo, mientras que las partículas se retiran mediante rasquetas giratorias en la superficie del decantador.

Tras la decantación anterior, se efectúan los tratamientos biológicos con el objetivo de eliminar la suciedad que el agua tiene disuelta o en suspensión. El tratamiento biológico se encarga de favorecer el crecimiento de bacterias y otros organismos propios del agua (principalmente protozoos) que se alimentan de la materia orgánica. Se mantienen en un depósito llamado reactor biológico.

A continuación, tiene lugar la decantación secundaria cuya misión es separar el fango activado del agua.

Finalmente, el agua sufre un **tratamiento terciario**. En algunos casos, el agua tratada se somete a tratamientos de afinamiento consistentes, por ejemplo, en una filtración rápida por un lecho de arena y grava, que extrae pequeños flóculos de fango, difícilmente decantables y consigue una mejoría en la calidad del agua. También se consideran tratamientos de afinamiento o terciarios la eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo), la desinfección y la regeneración del agua tratada.

3.1.2.2. Línea de fangos. Problemática.

El objetivo principal del tratamiento de aguas residuales es eliminar la contaminación del agua antes de su vertido al cauce receptor. En este proceso se generan una serie de subproductos denominados fangos o lodos donde se concentra la contaminación eliminada, y cuyo tratamiento y eliminación puede ser problemática.

Los lodos pueden definirse como una mezcla de agua y sólidos separada del agua residual, como resultado de procesos naturales o artificiales.

Estos lodos son generados en las estaciones depuradoras que reciben aguas residuales urbanas, en las fosas sépticas y en otras estaciones depuradoras de aguas residuales que traten aguas de composición similar (principalmente de la industria agroalimentaria).

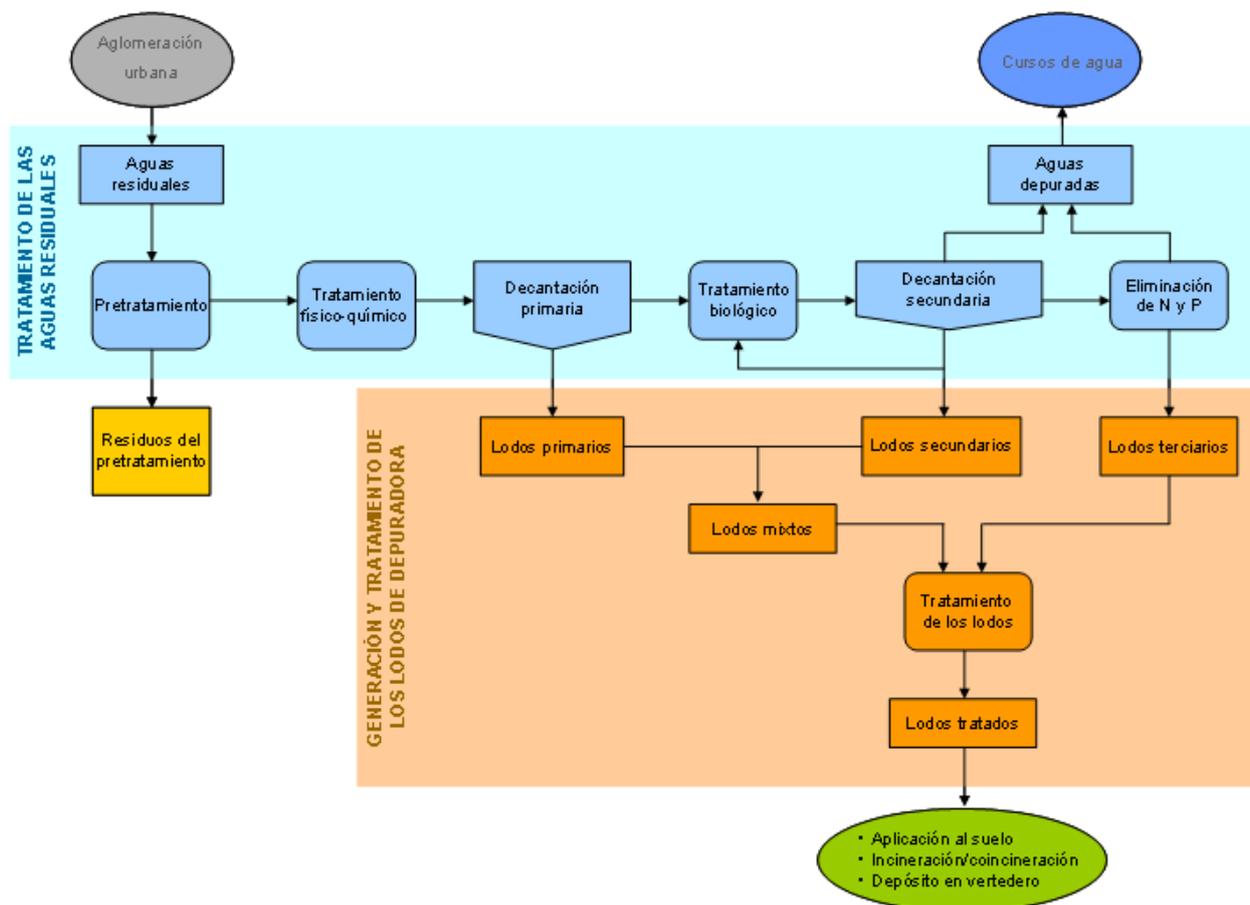
Según los datos del Registro Nacional de Lodos, en España se producen anualmente alrededor de 1.200.000 toneladas (en materia seca, m.s.) de estos lodos de depuradora. Se indica que en el año 2006 se generaron

3. Antecedentes Bibliográficos.

1.064.972 toneladas m.s de lodos, por lo que la producción de lodos se ha incrementado un 55% en el periodo 1997- 2006. Las cantidades destinadas a valorización agrícola en los últimos años pasaron, de 606.119 toneladas m.s. (2001) a 687.037 toneladas m.s. (2006), lo que significa, en términos porcentuales un notable incremento. En el año 2006 alrededor del 65% se destinaron a los suelos agrícolas y el resto en su mayor parte se eliminó en vertedero e incineración.

A continuación se muestra un esquema de la generación y tratamiento de los lodos en una EDAR.

Figura 3.4. Generación y tratamiento de lodos.



Fuente. Lodos de depuración de Aguas Residuales. MAGRAMA.

Las dos fuentes principales de producción de fangos son el tratamiento primario y secundario. Los sólidos sedimentados retirados del fondo de los decantadores primarios y secundarios son, en realidad, una mezcla acuosa de color y olor característicos llamada fango fresco.



3. Antecedentes Bibliográficos.

Los lodos se caracterizan por ser un residuo extremadamente líquido (más de un 95% de agua). Su composición es variable y depende de la carga de contaminación del agua residual inicial y de las características técnicas de los tratamientos llevados a cabo en las aguas residuales. Los tratamientos del agua concentran la contaminación presente en el agua, y por tanto, los lodos contienen amplia diversidad de materias suspendidas o disueltas. Algunas de ellas con valor agronómico (materia orgánica, nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) y en menor cantidad calcio (Ca), magnesio (Mg) y otros micronutrientes esenciales para las plantas) y otras con potencial contaminante como los metales pesados, entre ellos cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), los patógenos, y los contaminantes orgánicos. (MAGRAMA. Lodos de depuración de aguas residuales.)

En relación al tratamiento de estos fangos encaminado a reducir al máximo los problemas o inconvenientes, existen diferentes procedimientos recogidos en el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR), los cuales se concentran en reducir su contenido en agua, en patógenos y en asegurar la estabilidad de la materia orgánica.

En la mayoría de situaciones, no se dispone de información cuantitativa suficiente sobre los tratamientos de los lodos; sólo hay información cualitativa, según la cual los tratamientos aplicados pueden ser los siguientes:

Digestión anaerobia mesofílica con o sin aprovechamiento energético del metano.

En algunos casos el digestato se composte y en otros se somete a un secado térmico, que en ocasiones se destina a incineración.

Deshidratación y compostaje.

Deshidratación y secado térmico.

Deshidratación, secado térmico y compostaje.

Estabilización aerobia con o sin compostaje posterior.

Estabilización química.

Secado térmico e incineración.

Secado térmico y coincineración en cementeras.

3. Antecedentes Bibliográficos.

En algunos casos los lodos se someten a varios tratamientos que no siempre están suficientemente justificados. Todavía en alguna depuradora pequeña los lodos se someten a un almacenamiento prolongado como forma de tratamiento.

En general, los tratamientos más frecuentes son:

- La digestión anaerobia.
- La estabilización aerobia.
- El compostaje.

No todas las plantas depuradoras disponen de suficiente capacidad de almacenamiento, factor esencial en relación con el carácter estacional de las aplicaciones al suelo. Debido a ello, en algunos casos estos lodos son tratados fuera de las depuradoras en instalaciones específicas de tratamiento de residuos.

De esta forma, en lo que se refiere a la forma de gestionar los lodos, las estaciones depuradoras de aguas residuales son productoras de lodos y como tales productoras de residuos deben asegurar su correcta gestión, y pueden realizarla directamente o encargarla a gestores autorizados, todo ello conforme a lo que establece la *Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados*. La orientación de su gestión debe realizarse respetando los principios de la política de residuos relativos a la protección del medio ambiente y la salud humana y aplicando la jerarquía en las opciones de gestión, priorizando la prevención sobre el reciclado, otros tipos de valorización incluida la energética y quedando en último lugar el depósito en vertedero. En la actualidad las orientaciones sobre su gestión se recogen en el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR).

El transporte de lodos a grandes distancias bien para su tratamiento o aplicación al suelo encarece su gestión y de alguna forma puede contribuir a diluir la responsabilidad del productor de lodos. Tanto la aplicación del principio de responsabilidad del productor de lodos como del de proximidad son importantes cara a la optimización de la gestión de los mismos.

Una vez tratados, los lodos pueden ser sometidos a otras operaciones de tratamiento finalistas que aseguran un destino final adecuado y ambientalmente seguro. Los lodos pueden ser aplicados en los suelos agrícolas, conforme a lo que establece el *Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario*; incinerados en instalaciones de incineración de residuos o coincinerados en cementeras conforme al *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*, y depositados en vertederos siempre que cumplan las condiciones que se

3. Antecedentes Bibliográficos.

establecen en el *Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero*.

La regulación relativa a la utilización de lodos de depuración en el sector agrario crea el Registro Nacional de Lodos (RNL), que incluye la información que deben suministrar las instalaciones depuradoras, las instalaciones de tratamiento de lodos y los gestores que realizan la aplicación agrícola. La actualización de la información contenida en dicho Registro debe hacerse conforme a lo que establece *la Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario*.

Los lodos de depuradora de aguas residuales urbanas quedan regulados por las normas sobre residuos con la particularidad de que su aplicación como fertilizante o como enmienda orgánica debe ajustarse a las siguientes disposiciones:

- a) *Orden de 26 de octubre de 1993 sobre utilización de los lodos de depuradora en agricultura*, establece las exigencias del suministro de información al RNL sobre producción de lodos y cantidades destinadas a los suelos agrícolas.
- b) *Real Decreto 824/2005, de 8 de julio*, sobre productos fertilizantes. Regula las enmiendas orgánicas elaboradas con residuos orgánicos entre los que se incluyen los lodos de depuradora.

Según datos del Registro Nacional de Lodos ha primado como destino final su utilización agrícola (aproximadamente el 80% de los generados). Se ha logrado reducir en gran medida el depósito en vertedero (aproximadamente el 8% actualmente), y la incineración va creciendo (en torno a un 4%). Otro destino de menor importancia cuantitativa es el uso de los lodos en suelos no agrícolas.

Según lo detallado hasta ahora, actualmente la línea de tratamiento de lodos para su adecuada valorización supone un enorme gasto energético y económico en las EDAR, suponiendo alrededor del 50% del gasto total del proceso de tratamiento del agua residual (Chamorro,2013).

3.1.2.3. Línea de gas. Potencial de biogás.

La línea de gas en una EDAR es la encargada de aprovechar los gases obtenidos en la digestión anaerobia de los fangos para equipos instalados en la misma planta o incluso (si se dispone de motores) generar electricidad.

3. Antecedentes Bibliográficos.

El biogás es un gas que se obtiene por descomposición microbiológica de la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Se genera principalmente en vertederos controlados y en depósitos cerrados, denominados digestores anaerobios, en los que se mantienen determinadas condiciones de operación destinadas a optimizar la producción. Su composición depende del sustrato digerido, siendo los componentes mayoritarios el metano y el dióxido de carbono, y apareciendo en muy pequeñas proporciones ácido sulfhídrico, hidrógeno y otros gases.

En función del sustrato y el tipo de tecnología utilizada, su contenido en metano varía entre un 50 y un 70%. (PER 2011-2020. IDAE).

El metano, principal componente del biogás, es el que le aporta su característica de combustible. El valor energético del biogás, por lo tanto, estará determinado por la concentración de metano.

En una EDAR, el gas se recoge del digestor y por medio de unas tuberías se lleva hasta un gasómetro donde es almacenado. Más tarde es utilizado para alimentar las calderas de agua caliente que, mediante intercambiadores de calor agua-fango, comunicarán a éste la temperatura óptima para mantener el proceso de digestión.

En plantas depuradoras de gran tamaño, el gas producido en la digestión excede las necesidades para el calentamiento del fango, por lo que es posible emplearlo para otras finalidades. Una de estas posibilidades, la más usual hoy en día, es utilizarlo como combustible de alimentación a motores que hacen funcionar un generador de energía eléctrica para el aprovechamiento de la misma en la planta. Así el biogás será productor tanto de energía térmica como de eléctrica, lo que se conoce como cogeneración.

El IDAE (PER 2001-2020) ha realizado un estudio sobre el potencial de producción de biogás del sector lodos de estaciones depuradoras en España. La estimación del potencial energético se ha realizado por comunidades autónomas. En las estimaciones, se considera el potencial como el valor de la producción energética vía biogás que se obtiene mediante una descomposición parcial del residuo orgánico.

La estimación del potencial energético de biogás de los lodos de plantas depuradoras de aguas residuales urbanas se muestra en la figura siguiente clasificado por comunidades autónomas. Se consideran lodos potencialmente utilizables para producción de biogás los que actualmente tienen un uso agrícola, y que podrían ser susceptibles de codigestión con otros residuos que presenten este fin, y el 50% de los que actualmente van a vertedero e incineración. La reducción de la materia orgánica entrada a vertederos, según la Directiva Europea al respecto, propiciará a corto plazo sistemas de reducción del contenido orgánico, siendo la digestión anaerobia uno de los posibles y favorables tratamientos enfocados a la reducción de emisiones de CO₂.



3. Antecedentes Bibliográficos.

Se estima que el potencial total no es accesible en todos los casos, esto es, es un potencial máximo solamente realizable con el tratamiento del 100% de la materia prima. Se considera accesible aquel que puede ser objeto de gestión y tratamiento mediante digestión anaerobia. Para los lodos de plantas depuradoras urbanas se considera accesible el 75%.

Figura 3.5. Potencial energético del biogás procedente de lodos de plantas depuradoras.

	Producción (t/año) ¹	Lodos potencialmente utilizables (t/año)	Producción potencial máxima de CH ₄ (m ³ /año)	Potencial energético (ktep/año)
Andalucía	94.129	81.092	17.029.215	14,6
Aragón	31.309	20.610	4.327.995	3,7
Asturias	2.229	1.809	379.785	0,3
Baleares	55.705	53.287	11.190.270	9,6
Canarias	15.240	6.744	1.416.240	1,2
Cantabria	7.733	3.974	834.540	0,7
Castilla-La Mancha	42.482	34.003	7.140.525	6,1
Castilla y León	46.346	42.296	8.882.055	7,6
Cataluña	310.025	193.286	40.589.955	34,9
C. Valenciana	242.826	212.907	44.710.470	38,5
Extremadura	9.430	7.772	1.632.120	1,4

Galicia	41.116	30.696	6.446.055	5,5
Madrid	261.357	189.872	39.873.120	34,3
Murcia	2.731	1.867	392.070	0,3
Navarra	9.886	9.547	2.004.870	1,7
País Vasco	24.391	13.056	2.741.760	2,4
La Rioja	7.018	6.998	1.469.475	1,3
Ceuta y Melilla	1.460	730	153.300	0,1
Total	1.205.413	910.542	191.213.820	164,4

Fuente. Situación y potencial de generación de biogás. PER 2011-2020.

3. 1.3. Resumen evolutivo de las tres líneas de tratamiento.

Realizando un barrido temporal sobre la evolución de las líneas de agua, lodo y gas en una EDAR, centrándonos en las plantas de la Región de Murcia, tenemos según un artículo publicado por Pedro Simón Andreu, Carlos Lardín Mifsut y Manuel Abellán Soler lo siguiente: Antes del año 2000, la mayoría de las EDAR de la Región de Murcia eran de tipo lagunaje o estaban obsoletas, es a partir de dicho año cuando comienza la ejecución del Plan Director de Saneamiento, que ha modificado totalmente la situación de la depuración en la Región. En la actualidad se dispone de 90 depuradoras municipales que dan servicio a la totalidad de la Región, con un porcentaje superior al 97% en cuanto a población atendida. El caudal tratado es superior a los 110 Hm³ al año. En su mayor parte, el sistema de tratamiento es el de fangos activos en aireación prolongada, con eliminación de nitrógeno prácticamente en su totalidad.

El sistema de depuración por aireación prolongada es un sistema que consigue excelentes rendimientos de depuración y que tiene una gran robustez en la operación, así como gran capacidad de respuesta ante vertidos industriales, lo que le confiere una gran fiabilidad, aspecto fundamental en una zona en la que, debido a los bajos caudales circulantes cualquier posible fallo en una EDAR tendría repercusión inmediata y grave en el medio ambiente.

Además, debido a la escasez de agua en la Región, es un aspecto primordial la reutilización en regadío del agua depurada, hasta 52 EDARs cuentan con tratamientos terciarios avanzados, y se sigue trabajando para llegar a la totalidad.

De forma general en las EDAR, la línea de fangos ha pasado de ser una parte del proceso casi oculta y a la que no se le prestaba demasiada atención, a una de las fases del proceso más estudiadas en los últimos años. El motivo ha sido el gran potencial del digestor de fangos de la depuradora para generar energía eléctrica y térmica que puede reducir de una manera muy significativa los costes de explotación.

En materia de gestión de fangos existe consenso en valorar de gran importancia la **biodigestión de los fangos**, por su relevancia para las políticas de promoción de las energías renovables y la lucha contra el cambio climático (IDAE,2010). Centrándose en la faceta energética, se han identificado tendencias orientadas al aprovechamiento energético de la materia orgánica presente en las aguas residuales. *En el caso de las aguas residuales urbanas, el reto consiste en aprovechar una fuente de energía que no supera el orden de 0,1% en masa, siendo el resto agua.* Su uso ha supuesto en 2010 una reducción del 75% de los vertidos orgánicos procedentes del tratamientos de residuos biodegradables con respecto al año 1995(Ziemińsk i& Frąç; 2012).



3. Antecedentes Bibliográficos.

En las EDAR municipales, la evacuación de lodos es un problema de creciente importancia, ya que supone hasta 50% de los costos actuales de operación (Appels *et al*, 2008). La *Digestión anaerobia permite optimizar los costos de la EDAR y su huella ambiental por lo que se debe considerar un proceso importante y esencial de una EDAR moderna.*

Se produce biogás, se reduce la cantidad de sólidos a evacuar, se eliminan la mayoría de los patógenos presentes dicho lodo y disminuyen los problemas de olores asociados. Se incluye dentro del concepto de Producción Más Limpia (Torres *et al*, 2006) que es un concepto amplio que engloba términos como ecoeficiencia, minimización de residuos o prevención de la contaminación, haciendo énfasis en cómo los bienes y servicios son producidos con el menor impacto ambiental teniendo en cuenta limitantes económicas y tecnológicas.

Además, el biogás es un gas combustible que puede aprovecharse energéticamente en motores de cogeneración, calderas, turbinas, pudiendo por tanto generar electricidad, calor o ser utilizados como biocarburantes. Así mismo, también puede ser inyectado el biogás depurado en la red de gas.

En el contexto del desarrollo sostenible y en particular en el caso de las EDAR, la energía debe ser considerada no sólo en términos de reducción de los consumos, sino también en términos de producción y uso de energías "verdes". La tradicional antorcha en la que se quema el biogás en exceso ya no se puede considerar una solución válida a largo plazo. En este momento, existen una serie de soluciones comerciales que nos permiten explotar el poder calorífico del biogás. Entre las tecnologías para el uso de biogás en EDAR las más implantadas son la combustión en calderas, generando el calor necesario para mantener la temperatura de los digestores, plantas de cogeneración, produciendo calor y electricidad, y, más recientemente, microturbinas (Arespachoga *et al*. 2012). El enriquecimiento del biogás para obtener una calidad similar a la del gas natural (biometano) y su utilización como combustible de automoción o la inyección a una red de gas, es de las opciones existentes, la que más ha aumentado su potencial, con diversas experiencias exitosas a escala industrial en países como Alemania, Suecia, Suiza y Dinamarca (Pettersen *et al*. 2009). Debido a su alta eficiencia eléctrica y el reducido impacto ambiental, las pilas de combustible están llamadas a convertirse en una alternativa interesante para su implantación en EDAR (Spiegel *et al*. 1999), aunque es necesario un mayor esfuerzo en su desarrollo para que sean una opción económicamente competitiva. También parece prometedora la posibilidad de utilizar biogás purificado como combustible adicional en centrales eléctricas termo-solares. Sea cual sea el uso final, la composición de biogás generado durante la digestión anaerobia de los lodos de depuradoras puede variar mucho y presentar trazas de varias impurezas, por lo que es necesario tratar el gas antes de su utilización, eliminando

3. Antecedentes Bibliográficos.

los compuestos indeseados, principalmente sulfuro de hidrógeno (H₂S), siloxanos y agua, logrando unos estándares de calidad que dependerán fundamentalmente de los requisitos establecidos por la tecnología utilizada para la valorización, pero también permitirán incrementar el poder calorífico del recurso, homogeneizar la composición del gas y proteger los equipos de los efectos nocivos de dichos contaminantes.

3.2.-El proceso de la digestión anaerobia. Fundamentos y descripción de las etapas del proceso. Tipos de digestores. Parámetros ambientales y operacionales que influyen en el rendimiento de los digestores.

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales mediante tecnología anaerobia han sido ampliamente utilizados en los últimos años para la degradación de compuestos de muy distinta naturaleza (Huang *et al.*, 2000). El proceso está basado en una serie de reacciones microbiológicas en serie y paralelo que tienen como objetivo la transformación del contaminante en metano.

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia en ausencia de oxígeno, y mediante la acción de un grupo de bacterias orgánicas específicas, se descompone en productos gaseosos o “biogás” (CH₄, CO₂, H₂, H₂S, etc.), y en digestato, que es una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) y compuestos de difícil degradación.

El biogás contiene un alto porcentaje en metano, CH₄ entre 50-70% (IDAE. Digestores Anaerobios, Octubre 2007), por lo que es susceptible de un aprovechamiento energético mediante su combustión en motores, en turbinas o en calderas, bien sólo o mezclado con otro combustible.

El proceso controlado de digestión anaerobia es uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento y mejora del valor fertilizante de los productos tratados. La digestión anaerobia puede aplicarse, entre otros, a residuos ganaderos, agrícolas, así como a los residuos de las industrias de transformación de dichos productos. Entre los residuos se pueden citar purines, estiércol, residuos agrícolas o excedentes de cosechas, etc. Estos residuos se pueden tratar de forma independiente o conjunta, mediante lo que se denomina codigestión.



3. Antecedentes Bibliográficos.

Frente a los procesos aerobios, los tratamientos anaerobios presentan las ventajas de no necesitar aireación y de generar un biogás que puede ser recuperado y utilizado en la misma planta con finalidades energéticas, permitiendo en muchos casos la autonomía o autosuficiencia de las plantas de tratamiento. Otro aspecto ventajoso es que la generación de lodos es menor, por lo que también se reducen costes en el tratamiento y vertido de los fangos.

Por otra parte, la digestión anaerobia es un proceso complejo, que requiere cierto control para asegurar su correcto funcionamiento. Un ejemplo de esto, es la sensibilidad a las sobrecargas orgánicas que pueden llevar a la desestabilización del proceso. El biogás generado suele estar contaminado con diferentes componentes, que pueden complicar el manejo y aprovechamiento del mismo. Por último, los costes de implantación son altos por lo que las instalaciones de pequeño tamaño no suelen resultar rentables.

La digestión anaerobia también es, por tanto, un proceso adecuado para el tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica. Los beneficios asociados a esta digestión anaerobia son:

- Reducción significativa de malos olores.
- Mineralización.
- Producción de energía renovable si el gas se aprovecha energéticamente y sustituye a una fuente de energía fósil.
- Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de la reducción de emisiones incontroladas de CH_4 , (que produce un efecto invernadero 20 veces superior al CO_2).
- Reducción del CO_2 ahorrado por sustitución de energía fósil.

En cuanto al biogás producido en procesos de digestión anaerobia, puede tener diferentes usos:

- En una caldera para generación de calor o electricidad.
- En motores o turbinas para generar electricidad.
- En pilas de combustible, previa realización de una limpieza de H_2S y otros contaminantes de las membranas.
- Purificarlo y añadir los aditivos necesarios para introducirlo en una red de transporte de gas natural.
- Uso como material base para la síntesis de productos de elevado valor añadido como es el metanol o el gas natural licuado.
- Combustible de automoción.

3. Antecedentes Bibliográficos.

El biogás, además de metano tiene otra serie de compuestos que se comportan como impurezas: agua, sulfuro de hidrógeno, monóxido de carbono y compuestos orgánicos volátiles como hidrocarburos halogenados, siloxanos, etc. (IDAE, Digestores Anaerobios. Octubre 2007). Por tanto, es necesaria la limpieza del combustible, dependiendo del uso final.

3.2.1. Historia de la digestión anaerobia.

El desarrollo de la tecnología de digestión anaerobia tiene lugar a principios del siglo XIX vinculándose a la escasez de combustibles. En Europa florece después de la Segunda Guerra Mundial, siendo los tratamientos biológicos y los tratamientos terciarios los principales potenciadores de los incipientes procesos de tratamiento de residuos. A causa de la crisis energética de los setenta, la digestión anaerobia creció significativamente, orientada hacia la producción de biogás como alternativa al petróleo. En la actualidad China e India son los mayores consumidores de biogás del mundo, alcanzando gran auge en las comunidades rurales, donde se producen grandes cantidades de combustible y fertilizante a partir de residuos agropecuarios y domésticos (MITyC, 2010).

A pesar de que se trata de un proceso complejo, que exige un proyecto y una explotación adecuada y profesional, su uso para el tratamiento de los residuos orgánicos y la estabilización de biorresiduos se ha incrementado notablemente (Hansen et al., 1999; Bolzonella et al., 2003). Actualmente, el interés de estas tecnologías está estimulado, además de por el elevado precio de los combustibles fósiles, por el empobrecimiento de los suelos agrícolas en materia orgánica, por el encarecimiento de los fertilizantes minerales, y por la creciente sensibilización social hacia los problemas del medio ambiente.

Hay diferentes configuraciones de los procesos de digestión. La primera en ser estudiada fue la digestión en una fase o sencilla, es decir, aquella en la que todas las etapas de la digestión tienen lugar dentro del mismo medio común. Posteriormente comenzó el desarrollo de la digestión en dos fases, dividiéndose las etapas del proceso en dos compartimentos independientes.

Por otro lado atendiendo al contenido en humedad del sustrato a degradar se consideran dos grandes grupos: procesos húmedos o de baja concentración de sólidos y procesos secos o de alta concentración de sólidos. En los procesos anaeróbicos de baja concentración de sólidos o húmedos, la concentración de sólidos suele estar en el intervalo alrededor del 4 al 15% de sólidos totales (ST). Es un proceso muy empleado para tratar la fracción orgánica de los residuos urbanos, residuos animales y residuos agrícolas. Esta alternativa es interesante cuando se dispone de fangos de depuración de aguas residuales que se quieren estabilizar. Los sistemas en húmedo y una sola fase han estado en uso durante décadas para la

3. Antecedentes Bibliográficos.

estabilización anaerobia de los biosólidos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas (Cuetos, 2007). En los procesos anaeróbicos de alta concentración de sólidos o secos, la concentración de sólidos suele estar en el intervalo 20 – 40% de ST, así que sólo los sustratos muy secos (>50% ST) necesitan ser diluidos con agua del proceso. Esta mayor concentración de sólidos está ligada a una menor necesidad de agua. Por otra parte, la producción de gas por unidad de volumen de reactor es mayor. Esta tecnología partió de la empleada para la digestión de estiércol orgánico, demostrándose que la producción de biogás en sistemas donde los residuos eran mantenidos en su estado sólido original era similar a aquellos diluidos con agua (Cuetos, 2007).

3.2.2. Etapas de la digestión anaerobia.

La digestión anaerobia está determinada por la existencia de diversas fases consecutivas diferenciadas en el proceso de degradación del sustrato. Cada etapa presentará diferentes velocidades de reacción según la composición del sustrato y el desarrollo estable del proceso global requerirá de un equilibrio que evite la acumulación de compuestos intermedios inhibidores o la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), que podría producir una bajada del pH. Para la estabilidad del pH es importante el equilibrio CO₂-bicarbonato.

Así, los estudios bioquímicos y microbiológicos realizados hasta ahora, dividen el proceso de digestión anaerobia de la materia orgánica en tres grandes grupos tróficos y cuatro pasos de transformación:

1. Hidrólisis: Grupo I: bacterias hidrolíticas.
2. Acidogénesis: Grupo I: bacterias fermentativas o acidogénicas.
3. Acetogénesis: Grupo II: bacterias acetogénicas.
4. Metanogénesis: Grupo III: bacterias metanogénicas.

- **Hidrólisis.**

La hidrólisis de la materia orgánica polimérica hacia compuestos solubles o monómeros es el paso inicial para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos, ya que los microorganismos únicamente pueden utilizar materia orgánica soluble que pueda atravesar su pared celular. Por tanto, es el proceso de hidrólisis el que proporciona sustratos orgánicos para la digestión anaerobia.

En esta primera fase las partículas y moléculas complejas (proteínas, hidratos de carbono y lípidos) son hidrolizadas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o fermentativos, como resultado se producen compuestos solubles más sencillos (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos de

3. Antecedentes Bibliográficos.

cadena larga) que son fermentados por las bacterias acidogénicas dando lugar, esencialmente, a ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono y otros productos intermedios. Los ácidos grasos de cadena corta son transformados en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, mediante la acción de los microorganismos acetogénicos. Por último, los microorganismos metanogénicos producen metano a partir de acético, H₂ y CO₂.

La hidrólisis de biopolímeros es llevada a cabo regularmente por enzimas extracelulares (hidrolasas) las cuales se encargan de romper enlaces específicos con ayuda de moléculas de agua para obtener moléculas de polímero más pequeñas, dicho proceso ha sido descrito por McCarty y Mosey como una cinética de primer orden:

$$r_s = K_h \times S$$

donde

- r_s es la velocidad de consumo del sustrato
- S es la concentración de sustrato
- K_h es la constante de hidrólisis.

La solubilización de sustratos insolubles es un proceso complejo que depende de diferentes parámetros tales como el tamaño de partícula, el pH, la temperatura, producción de enzimas, la difusión y adsorción de las enzimas a las partículas.

La importancia de este grupo de bacterias radica en la velocidad con la que éstas solubilizan la materia particulada y se ha comprobado que dicha velocidad de hidrólisis del sustrato depende tanto del tipo, origen como de la previa adaptación del inóculo anaerobio y a su vez, la naturaleza del sustrato determina el tipo y grado de bacterias hidrolíticas presentes (Almeida *et al*; 2011).

Cualquier sustrato se compone de tres tipos básicos de macromoléculas: hidratos de carbono, proteínas y lípidos:

- Las proteínas constituyen un sustrato muy importante en el proceso de digestión anaerobia ya que además de ser fuente de carbono y energía, los aminoácidos derivados de su hidrólisis tiene un elevado valor nutricional. Las proteínas son hidrolizadas en péptidos y aminoácidos por la acción de enzimas proteolíticas llamadas proteasas. Parte de estos aminoácidos son utilizados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto son degradados a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en posteriores etapas del proceso.



3. Antecedentes Bibliográficos.

- La degradación de los lípidos en ambientes anaerobios comienza con la ruptura de las grasas por la acción de enzimas hidrolíticas denominadas lipasas produciendo ácidos grasos de cadena larga y glicerol.
- La velocidad de degradación de los materiales lignocelulósicos, compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa, es tan lenta que suele ser la etapa limitante en el proceso de hidrólisis y por tanto, de la degradación anaerobia de determinados sustratos. Esto es debido a que la lignina es muy resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaerobios, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros hidratos de carbono. (Nuria Martí, 2006)

- **Fermentación o Acidogénesis.**

La fermentación es definida como una etapa crucial en la digestión anaerobia, ya que el material orgánico soluble, proveniente de la hidrólisis es convertido principalmente a acetato, ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono, es por eso que esta etapa es conocida también como acidogénesis. Una de las principales características de esta etapa de la digestión, es la producción de hidrógeno (Almeida et al; 2011), debido a que parte de los electrones generados y que no son transferidos a bases de piridinas, son dispuestos vía reducción de protones, formando éste hidrógeno molecular. La disminución del pH en el sistema, es otra característica de la fermentación, y esta se debe a la acumulación de los ácidos orgánicos. A pesar de la gran variedad de productos derivados de la fermentación bacteriana, los ácidos grasos volátiles son uno de los principales productos de la fermentación de carbohidratos (Almeida et al; 2011).

Otro factor que influye sobre la acidogénesis son los metales pesados. Los efectos tóxicos relativos sobre la producción de acetato y butirato fueron $Cu > Zn > Cr > Cd > Pb > Ni$ y $Cu > Zn > Cr > Cd > Ni > Pb$, respectivamente (Almeida et al; 2011). Siendo el cobre el metal más tóxico y el plomo el menos tóxico para los microorganismos productores de ácidos grasos volátiles.

Los AGV son importantes intermediarios en la producción de metano, y sus concentraciones afectan a la eficiencia tanto de la fermentación, como de la metanogénesis.

Las bacterias que llevan a cabo las reacciones de hidrólisis y acidogénesis son anaerobias facultativas.

Aunque el grupo dominante en la digestión anaerobia sean bacterias, se han comunicado pequeñas poblaciones de protozoos, hongos y levaduras (Almeida *et al*; 2011).

3. Antecedentes Bibliográficos.

- **Acetogénesis.**

Los productos de fermentación son convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por la acción de las bacterias del Grupo II, las cuales son conocidas como “bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno”. Durante la segunda etapa de la digestión anaerobia, la acetogénesis, el ácido acético es producido por cualquiera de los siguientes dos mecanismos.

- Acetogénesis por hidrogenación
- Acetogénesis por deshidrogenación.

En digestión anaerobia normalmente la etapa de acetogénesis suele referirse a la acetogénesis por hidrogenación, y específicamente, a la oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y corta (volátiles), las bacterias encargadas de esta vía son las conocidas como bacterias reductoras obligadas de protones o productoras obligadas de hidrógeno OHPA. Ellas son inhibidas inclusive por una pequeña presión parcial de hidrógeno, por lo cual, sólo pueden sobrevivir en asociaciones sintróficas con microorganismos que consumen hidrógeno, como los metanógenos acetoclásticos e hidrogenotróficos, las bacterias homoacetogénicas y bacterias sulfato reductoras.

Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consume energía, en ambientes anaerobios donde la energía disponible es baja, el acoplamiento de la actividad de las bacterias OHPA con las bacterias consumidoras de H_2 (metanógenos hidrogenofílicos) permite un balance energético favorable. Este último grupo, consume el hidrógeno generado por las OHPA manteniendo una presión parcial de H_2 a un nivel adecuado para que termodinámicamente pueda darse la conversión de los AGV a acetato e hidrógeno. Esta asociación se conoce como “relación sintrófica” o “transferencia interespecífica de hidrógeno” (Almeida et al ,2011).

La sintrofia, es un caso especial de cooperación simbiótica entre dos tipos de microorganismos metabólicamente diferentes, los cuales, dependen el uno del otro para la degradación de un cierto sustrato, la mayoría de las veces por razones de conservación de energía.

La acetogénesis por deshidrogenación es el mecanismo por el cual se produce acetato como un único producto final de la reducción del dióxido de carbono más hidrógeno, debido a su analogía con la homofermentación láctica, esta vía también es conocida como homoacetogénesis.

Por tanto, la acetogénesis es una etapa fundamental en la eficacia de la producción de biogás, debido a que aproximadamente 70% del metano surge en el proceso de reducción de los acetatos (Zieminski and Frac, 2012) de los residuos degradados, que aproximadamente el 25% se transforman en acetato y el 11% en hidrógeno.

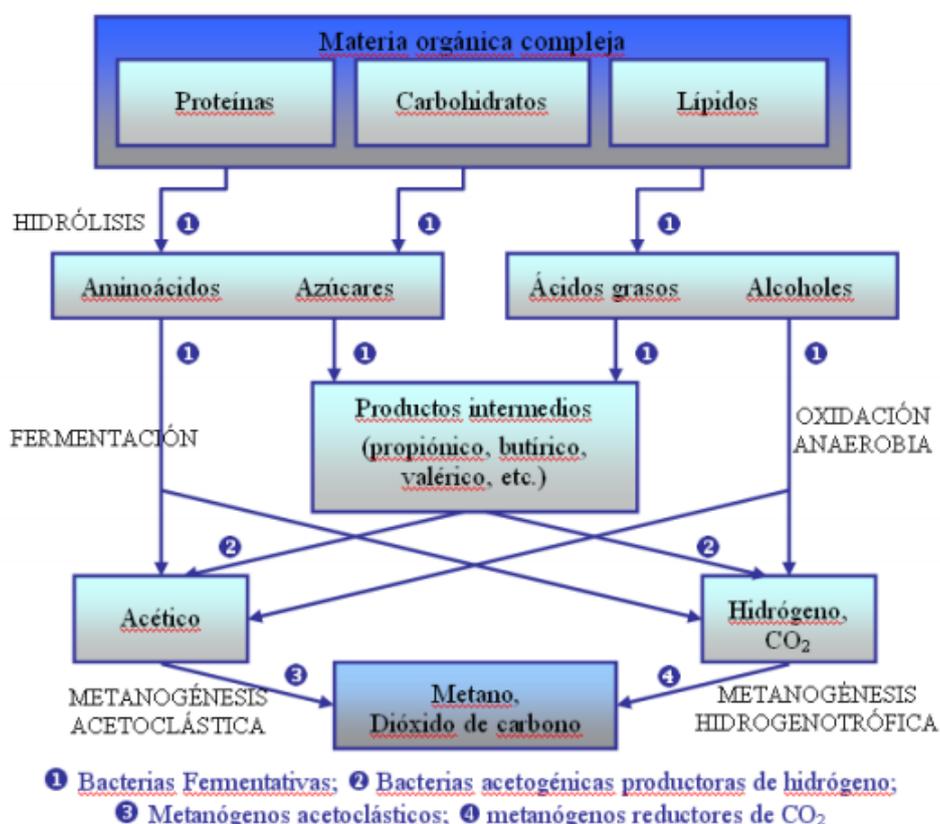


3. Antecedentes Bibliográficos.

- Metanogénesis.

Finalmente las bacterias del Grupo III o metanogénicas convierten el acetato a metano y CO₂, o reducen el CO₂ a metano. Estas Transformaciones involucran dos grupos metanogénicos que son los encargados de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetoclásticos e hidrogenotróficas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénico. Los dos tipos de metanógenos, acetoclásticos e hidrogenotróficos son esenciales para el último paso de la conversión entre materia orgánica y metano, sin embargo, los roles de estas arqueas durante esta fase del proceso son limitados (Demirel y Scherer, 2008). En reactores anaerobios el 70% del metano es obtenido por vía acetoclástica. Uno de los géneros y especies más conocidas son *Methanosarcina barkeri* y *Methanosaeta thermophila*.

Figura 3.6. Etapas de la digestión anaerobia.



3. Antecedentes Bibliográficos.

3.2.3. Problemas y limitaciones en el proceso de la digestión anaerobia.

Durante el desarrollo de las etapas de la digestión anaerobia, puede darse lugar a una serie de inconvenientes los cuales es necesario solucionar para la correcta consecución del objetivo del citado proceso. A continuación se realiza una breve descripción de ellos.

- **Reducción de la producción de metano.**

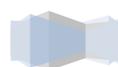
Este inconveniente puede deberse a varias causas. Primero, por la inhibición o muerte de las bacterias metanogénicas; segundo, por la falta de sustrato para las bacterias metanogénicas, ya sean acetoclásticas o hidrogenotróficas; tercero, y ligado al anterior, por la inhibición de actividad de las bacterias acidogénicas que influyen sobre las fases de hidrólisis, fermentación y acidogénesis.

Las causas subyacentes en cualquier caso son, la falta de sustrato (materia orgánica volátil en el fango llevado a digestión), condiciones de pH y temperatura inadecuadas, o la presencia de tóxicos (amoníaco, sulfuros, iones metálicos, metales pesados, biocidas) tal y como se recoge en una revisión de Ye Chen, et al. en 2007 "Inhibition of anaerobic digestion process: A review".

Para el caso específico de los metales pesados, en un artículo de A. Mudhoo, et al. en 2013, de título "Effects of heavy metals as stress factors on anaerobic digestion processes and biogas production from biomass", se estudian todas las fases de la digestión anaerobia y la afección en cada una de ellas de los metales pesados. Para la fase de hidrólisis no reporta referencias de efectos negativos de metales pesados. Sin embargo, para la fase de acetogénesis, recoge estudios en los que se determinó el orden relativo de toxicidad de los distintos metales pesados afectando a la degradación de los principales AGV. El orden de toxicidad en esta fase de la digestión es $Cd > Cu > Cr > Zn > Pb > Ni$. Finalmente, para la fase de metanogénesis, la afección de los metales pesados indica que es mayor, puesto que las bacterias son más sensibles. Además muestran una sensibilidad diferente siendo el orden de toxicidad relativa $Zn > Cr > Cu > Cd > Ni > Pb$. Hace referencia a varios estudios que determinan concentraciones de inhibición, la capacidad de adaptación a altas concentraciones de tóxico, etc.

- **Acidificación del medio.**

En cuanto a la alimentación, un sistema de digestión anaerobia con alimentación continua y estable desarrolla una dinámica poblacional compensada, donde la población de bacterias metanogénicas se desarrolla hasta un nivel tal que es capaz de consumir todos los AGV que generan las bacterias acidogénicas. Sin embargo, cuando la alimentación tiene altibajos en el tiempo, el equilibrio poblacional no es capaz de



3. Antecedentes Bibliográficos.

adaptarse y su respuesta a la variabilidad de disponibilidad de sustrato genera problemas. Cuando la alimentación presenta picos altos, las bacterias acidogénicas generan AGV a la velocidad a la que se hidroliza el sustrato entrante, mientras que las metanogénicas puede llegar el momento de no ser capaces de consumir todos los AGV generados.

La acumulación de AGV puede ser compensada por la capacidad tampón del sistema, sin embargo, si la capacidad tampón es insuficiente, el pH baja y la acidificación progresiva del medio incide en la reducción de actividad de la metanogénesis, generando un bucle de "menor consumo de AGV por las metanogénicas"- "acidificación"- "menor actividad de las metanogénicas" que desemboca en la parada completa del digestor.

Los problemas de acumulación de ácido pueden ser la causa, pero también pueden ser el efecto de la inhibición de la fase de metanogénesis por tóxicos, temperatura, pH, etc.

- **Arranque de reactores anaerobios.**

Una característica particular de los microorganismos anaerobios es su baja tasa de crecimiento; por lo tanto, al iniciar el proceso de arranque del reactor se requiere de un periodo de tiempo que dependerá de la calidad y cantidad de inóculo utilizado. Sin embargo, en los casos en que no se cuenta con inóculos adecuados, esta etapa se puede prolongar, incluso hasta condiciones críticas en las que nunca alcanza la estabilidad. Por ello, el arranque de reactores anaerobios requiere contar con herramientas apropiadas para la obtención y evaluación de los inóculos más eficientes.

- **Post-tratamientos.**

La digestión anaerobia es un proceso eficiente para la remoción de materia orgánica, pero tiene poco efecto sobre la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo), y sobre la remoción de patógenos es apenas parcial. Dependiendo de la disposición final del efluente y de la legislación local sobre la calidad mínima de vertidos, puede existir la necesidad de post-tratamientos para remover la concentración residual de la materia orgánica y de sólidos suspendidos, y para reducir la concentración de nutrientes y patógenos. Los recursos tecnológicos más utilizados incluyen procesos biológicos como Lodos Activados, Filtros Percoladores, Lagunas de Oxidación, Humedales y Plantas Acuáticas; también pueden ser utilizados procesos físicos, químicos o fisicoquímicos como Filtración en Arena, Desinfección y FloculaciónCoagulación (Van Haandel, 1994).

- **Producción de Olores.**

Una de las características más llamativas asociada con la tecnología anaerobia es la producción de malos olores, atribuida a la generación de compuestos azufrados como el H₂S en el biogás. Estos compuestos tienen un olor muy ofensivo que se ha convertido en la principal causa para que se exija el cubrimiento total

3. Antecedentes Bibliográficos.

del sistema de tratamiento y un adecuado y efectivo sistema de recolección, tratamiento y disposición del biogás y de los gases generados.

3.2.4. Tipos de digestores.

Los diseños utilizados para digestión anaerobia pueden clasificarse en función de su capacidad para mantener altas concentraciones de microorganismos en el reactor, siguiendo diferentes métodos. Según esta ordenación, existen diferentes tipos de reactores biológicos.

- **Reactor de mezcla completa sin recirculación (RMC).**

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

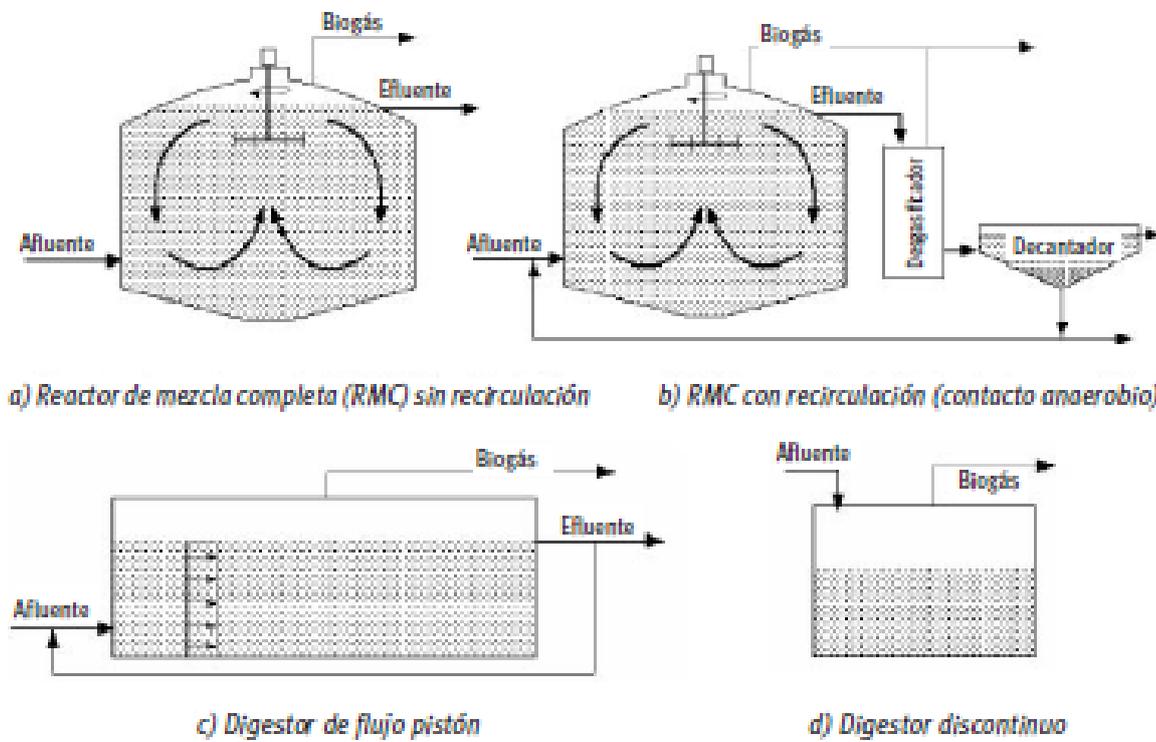
- **Reactor de mezcla completa con recirculación.**

Se ha comprobado que regulando la recirculación es posible conseguir tiempos de retención hidráulica más bajos que en un reactor simple de mezcla completa. Esto es debido al aumento del tiempo de retención de los microorganismos, gracias a su confinamiento en el sistema mediante la separación en el decantador y la recirculación. Debido a la necesaria separación de microorganismos en el decantador, este sistema sólo es aplicable a aguas residuales de alta carga orgánica (aguas residuales de azucareras, cerveceras, etc.) para las que sea posible una separación de fases líquido-sólido, con la fracción sólida consistente básicamente en flóculos biológicos. Antes del decantador se debe disponer de un sistema de desgasificación, sin el cual la decantación se puede ver impedida.



3. Antecedentes Bibliográficos.

Figura 3.7. Esquema de reactores sin retención interior de biomasa.



Fuente. Digestores anaerobios. IDAE.

- **Reactor con retención de biomasa, sin recirculación.**

Si se consigue retener bacterias en el interior de reactor, es posible reducir el tiempo de retención por debajo del reactor RMC. Los métodos de retención de biomasa son básicamente dos:

- a) inmovilización sobre un soporte (filtros anaerobios y lechos fluidizados)
- b) agregación o floculación de biomasa y su retención por gravedad (reactores de lecho de lodos).

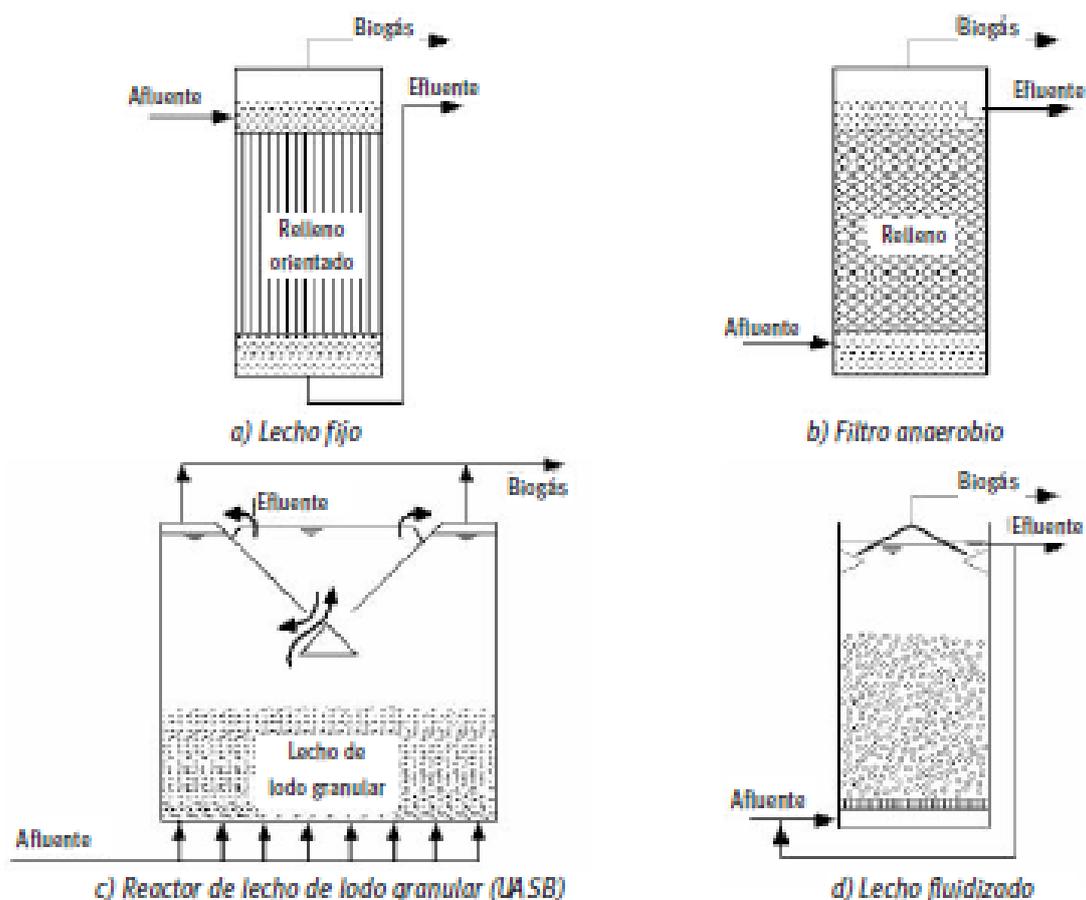
En el sistema de filtro anaerobio las bacterias anaerobias están fijadas a la superficie de un soporte inerte (formando biopelículas), columna de relleno, o atrapadas en los intersticios de éste, con flujo vertical.

En el sistema de lecho fluidizado las bacterias se encuentran fijadas, formando una biopelícula, sobre pequeñas partículas de material inerte que se mantienen fluidizadas mediante el flujo ascendente adecuado del fluido. Para mantener el caudal adecuado, que permita la expansión y fluidización del lecho, se recurre a la recirculación.

3. Antecedentes Bibliográficos.

En el reactor de lecho de lodos se favorece la floculación o agregación de bacterias entre ellas, formando gránulos o consorcios, de forma que por sedimentación se mantienen en el interior del reactor, con la velocidad ascendente adecuada del fluido.

Figura 3.8. Esquema de reactores con retención interior de biomasa.



Fuente. Digestores anaerobios. IDAE.

- **Sistemas discontinuos.**

En un sistema discontinuo la curva de evolución temporal de la producción de biogás sigue la misma tendencia que la curva típica del crecimiento de microorganismos (latencia, crecimiento exponencial, estacionalidad y decrecimiento). En este sistema se hablaría de tiempo de digestión en lugar de tiempo de retención.

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



3. Antecedentes Bibliográficos.

- **Otros sistemas.**

Los reactores expuestos pueden combinarse entre ellos con el objetivo de conseguir sistemas más eficientes. Entre estos sistemas destacan los de dos etapas y los de dos fases.

3.2.5. Parámetros ambientales y operacionales que influyen en el rendimiento de los digestores.

En el proceso de digestión anaerobia, existen una serie de variables ambientales y operacionales que limitan su desarrollo siendo de gran importancia su control continuo. Las bacterias formadoras de metano son las más sensibles a estos factores, produciéndose acumulación de productos intermedios y la desestabilización del sistema asociado a un mal funcionamiento de dichas bacterias.

En un sistema en que todas las poblaciones bacterianas estén balanceadas no debería haber acumulación de intermediarios, como: ácidos grasos volátiles (AGV), hidrógeno, monóxido de carbono, etc, y la operación sería estable (Pullammanappallil *et al.*, 2001). Sin embargo, las características del agua residual normalmente oscilan, tanto en caudal como en concentración, lo que puede producir una desestabilización del proceso, haciendo vulnerable la operación de un reactor anaerobio a las perturbaciones de la alimentación y de las condiciones ambientales. Esto es especialmente importante en reactores que operan a alta carga, en los que una perturbación puede provocar un completo fallo del equipo (Tay and Zhang, 2000).

En primer lugar, los **parámetros ambientales** que hay que controlar hacen referencia a condiciones que deben mantenerse o asegurarse para el desarrollo del proceso. Estos son:

- **pH.**

El pH debe mantenerse próximo a la neutralidad, pudiendo tener fluctuaciones entre 6,5 y 7,5 (Digestores Anaerobios. IDAE, 2007). Su valor en el digestor no solo determina la producción de biogás sino también su composición.

La metanogénesis es considerada, después de la hidrólisis, el siguiente paso limitante en la digestión anaerobia (Traversi *et al.*, 2012). Esta fase es más vulnerable a las variaciones de la temperatura, del pH y a la presencia de químicos tóxicos (Liu *et al.*, 2008). En general se aconseja que no se descienda de 6 ni se suba de 8, más o menos condiciones cercanas a la neutralidad. A pH bajos el biogás producido suele ser pobre en metano por lo que pierde sus cualidades energéticas. Si ocurre un cambio drástico de pH, los metanógenos se interrumpen y causan acumulación de AGVs; se produce una disminución del pH en el reactor y una inhibición general del proceso. El control de pH y el

3. Antecedentes Bibliográficos.

mantenimiento de un pH adecuado al proceso son cruciales para sustentar un sistema operativo estable.

- **Alcalinidad.**

La alcalinidad es una medida de la capacidad tampón del medio. Puede ser proporcionada por un amplio rango de sustancias, siendo por tanto una medida inespecífica.

En el rango de pH de 6 a 8, el principal equilibrio químico que controla la alcalinidad es el dióxido de carbono-bicarbonato. La relación de alcalinidad se define como la relación entre la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles (AGV) y la debida al bicarbonato (alcalinidad), recomendándose no sobrepasar un valor de 0,3-0,4 para evitar la acidificación del reactor (Agrowaste.Digestión Anaerobia.)

- **Potencial redox.**

Con valores recomendables inferiores a -350 mV (Agrowaste. Digestión Anaerobia. Agrowaste), ya que un ambiente reductor es adecuado al desarrollo de las bacterias metanogénicas.

- **Nutrientes.** Con valores que aseguren el crecimiento de los microorganismos.

Una de las ventajas inherentes al proceso de digestión anaerobia es su baja necesidad de nutrientes como consecuencia de su pequeña velocidad de crecimiento. El carbono y el nitrógeno son las fuentes principales de alimento de las bacterias formadoras de metano. Por tanto, la relación Carbono/Nitrógeno (C/N) tiene una gran importancia para el proceso fermentativo recomendándose un ratio 20-30 como el óptimo. (Agrowaste. Digestión Anaerobia).

- **Tipo de sustrato.**

El tiempo de desarrollo de las bacterias durante el proceso de la digestión depende del tipo de sustrato a tratar, en el caso de carbohidratos las bacterias acidogénicas se desarrollan en 5 horas, si se trata de grasas se requieren 72 horas. El tiempo de generación, en fase de acetogénesis, es de 84 y 131 h según se use propiónico o ácidos grasos respectivamente. En la fase de metanogénesis, el tiempo de generación oscila entre 15 y 85 h. Incrementar la actividad metanogénica es una vía importante para mejorar el rendimiento de los digestores anaerobios (Traversi *et al*, 2012).



3. Antecedentes Bibliográficos.

- **Tóxicos e inhibidores**, cuya concentración ha de ser la mínima posible.

Las sustancias inhibitoras son compuestos que bien están presentes en el residuo antes de su digestión o bien se forman durante el proceso fermentativo anaerobio. Estas sustancias reducen el rendimiento de la digestión e incluso pueden llegar a causar la desestabilización completa del proceso. A determinados niveles los AGV generan serios problemas de inhibición sobre todo en combinación con niveles bajos de pH. Otros problemas de inhibición son los causados por el amonio, el ácido sulfhídrico, o los ácidos grasos de cadena larga. Los pesticidas, desinfectantes o antibióticos presentes en algunos subproductos también pueden llegar a afectar el proceso según su concentración.

Una sustancia puede juzgarse inhibitoria cuando la tasa de crecimiento de alguno o algunos de los grupos microbianos involucrados es disminuido o se detiene totalmente, produciéndose un cambio adverso en la población en general (Chen et al., 2008). La inhibición en los tratamientos de degradación anaerobia es usualmente indicada por un decremento en la tasa de producción de metano y la acumulación de ácidos orgánicos (Almeida et al, 2011).

a) Inhibición por amoníaco y sulfuro.

De entre los compuestos inorgánicos más ampliamente reportados se encuentran el amoníaco y el sulfuro (Almeida *et al.*, 2011). Los desechos que típicamente contienen altas cargas de proteínas y/o urea y de sulfatos (comúnmente estiércoles), específicamente estimulan la actividad de bacterias proteolíticas y BSR durante la digestión anaerobia de tales desechos. Las actividades de estas bacterias decrecen la eficiencia del proceso debido a la liberación de NH_3 y H_2S , respectivamente, y ambos compuestos son ampliamente conocidos como inhibitorios de la actividad metanogénica (Sossa *et al.*, 2004).

En la búsqueda por entender los efectos del amoníaco sobre la población microbiana en reactores anaerobios y que afectan su rendimiento, los trabajos referidos a los mecanismos fisiológicos postulan que el amoníaco afecta la metanogénesis de dos formas:

- 1) El amoníaco inhibe directamente la síntesis de enzimas necesarias para la producción de metano.
- 2) La molécula hidrofóbica del amoníaco se difunde pasivamente dentro de la célula, causando un desequilibrio protónico y/o una deficiencia de potasio.

3. Antecedentes Bibliográficos.

b) Inhibición por cationes y metales pesados.

Los cationes de metales alcalinos y alcalino-térreos estimulan la actividad de las bacterias a bajas concentraciones. A partir de cierto nivel de concentración, pueden ocasionar toxicidad provocando una disminución de la velocidad de crecimiento.

La toxicidad de los cationes aumenta con el peso molecular, por lo que los metales pesados provocan toxicidad a menor concentración.

Los niveles de inhibición varían en función de varios factores. Si la introducción del catión en el reactor se produce de forma gradual los microorganismos pueden aclimatarse y el efecto tóxico es menor.

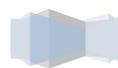
Cuando se presentan combinaciones de estos cationes, el efecto producido es más complejo. Algunos actúan antagónicamente, reduciendo la toxicidad, y otros actúan sinérgicamente aumentándola. (Pedro Bote, 2013)

La biometanización de desechos industriales conlleva el desarrollo y adaptación del proceso de forma que sea posible lidiar con la variada composición de estos materiales y las impurezas que presentan. Por ejemplo, para los desechos de la industria alimenticia, a pesar de que la materia orgánica disponible suele ser elevada, el tratamiento suele ser obstaculizado por la presencia de cationes y aniones como el Na^+ (Almeida *et al.*, 2011).

En el caso de los residuos de pescados y mariscos, el contenido de sodio puede alcanzar el mismo que el agua de mar. Trabajos previos señalan diferentes valores de inhibición para algunos cationes, mayormente se reportan Ca_2^+ , K^+ y Na^+ , los valores inhibitorios indicados son 4600 mg/l, 4800 mg/l y 7400 mg/l, respectivamente.

El sodio es esencial a bajas concentraciones, para el desarrollo de la degradación anaerobia entre 100 y 200 mg/l, siendo el contenido de sodio necesario para una inhibición en el 50% de la actividad metanogénica es entre 5600 y 8000 mg/l, el sodio es más tóxico para los microorganismos metanógenos hidrogenotróficos que para los utilizadores de acetato (Vallero *et al.*, 2003).

La toxicidad de los metales pesados es atribuida mayormente a la interrupción de la función enzimática y a la alteración de la estructura mediante la unión de los metales en los grupos prostéticos. Las concentraciones de metales pesados que causan el 50% en la disminución de la producción de metano durante la degradación anaerobia de suero indicó que los niveles de toxicidad decrecen en este orden, $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Ni}$, mientras que en la degradación anaerobia de lodos de



3. Antecedentes Bibliográficos.

depuradora se reportó un decremento en los niveles de toxicidad en este orden, Cr >Ni >Cu >Zn+(Almeida *et al.*,2011).

- c) Inhibición por compuestos orgánicos. Una gran variedad de compuestos orgánicos se ha comunicado que pueden inhibir los procesos anaerobios. Entre los compuestos orgánicos que se han reseñado como tóxicos a este proceso se incluyen alquilbencenos, nitrobencenos, bencenos halogenados, alcoholes y fenoles, alcanos, éteres, aminas, amidas, y también los ácidos grasos de cadena larga han reportado efectos adversos en la degradación anaerobia (Almeida *et al.*,2011).

Generalmente se considera que los metanógenos acetoclásticos son la clase más sensible a estos inhibidores (Almeida *et al.*,2011). La Presencia de sulfonato linear del alquilbenceno (LAS) es el surfactante aniónico más importante en agentes limpiadores de hogares e industrias, en lodos de depuradora disminuye la tasa de biogás (Rivas *et al* 2010).

Aunque, las comunidades microbiológicas anaerobias, se han estudiado ampliamente, el entendimiento que los investigadores poseen es aún limitado. La cuantificación e identificación de todas las poblaciones contribuyentes en tales sistemas, así como una descripción profunda de la relación entre ellas, su estructura, función y condiciones ambientales aún no han sido alcanzadas.

Según Ward y col., (2008), todas las causas de la inhibición pueden ser evitadas en primera instancia cuando se consideran los parámetros operacionales y de diseño y su relación y/o efecto con la microbiología del proceso, ya que los factores ambientales internos del reactor se ven fuertemente influenciados por las características del mismo. Un control sobre estas variables es imprescindible para asegurar un proceso estable.

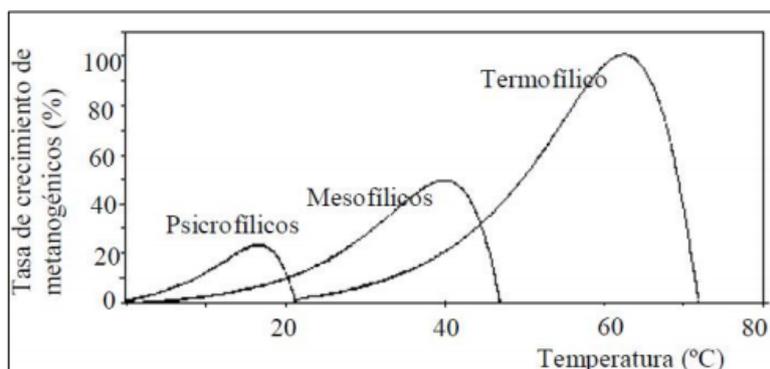
Así, **los parámetros operacionales** que hacen referencia a las condiciones de trabajo de los reactores son lo que se describen a continuación:

- **Temperatura.**

Existen tres rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos anaerobios: rango psicrófilico (temperatura ambiente), mesófilico (temperaturas en torno a los 35 °C) o termófilico (temperaturas en torno a los 55 °C). Las tasas de crecimiento y reacción aumentan conforme lo hace el rango de temperatura, pero también la sensibilidad a algunos inhibidores, como el amoníaco. En el rango termófilico se aseguran tasas superiores de destrucción de patógenos. (IDAE. Digestores anaerobios).

3. Antecedentes Bibliográficos.

Figura 3.9. Influencia de la temperatura en la digestión anaerobia.



Fuente. Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales. Septiembre 2013.

A medida que aumenta la temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión dando lugar a mayores producciones de biogás. La temperatura de operación en el digestor, está considerada uno de los principales parámetros de diseño, ya que variaciones bruscas de temperatura en el mismo, pueden provocar desestabilización en el proceso. Para garantizar una temperatura homogénea en el digestor, es imprescindible un sistema adecuado de agitación y un controlador de temperatura.

El rango mesófilo es el más utilizado a pesar de que cada vez más se está utilizando también el termófilo para conseguir una mayor velocidad del proceso y una mejor eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, el rango termófilo suele ser más inestable a cualquier cambio en las condiciones de operación y presenta además mayores problemas de inhibición del proceso por la sensibilidad a algunos compuestos, como el amoníaco.

- **Agitación.**

En función de la tipología de reactor debe transferirse al sistema el nivel de energía necesario para favorecer la transferencia de sustrato a cada población o agregados de bacterias, así como homogeneizar para mantener concentraciones medias bajas de inhibidores.

- **Tiempo de retención hidráulico (TRH) o Tiempo de Retención de Sólidos (TRS).**

El tiempo de retención es el tiempo de permanencia de un determinado residuo (líquido o sólido, respectivamente) en el digestor para que toda la sustancia orgánica se transforme en metano. El Tiempo de retención es un parámetro muy importante (L.Rodríguez,2011) que depende principalmente del tipo de reactor que se utilizará y el tipo de sustrato. Puede haber dos maneras diferentes para medir el tiempo de retención.

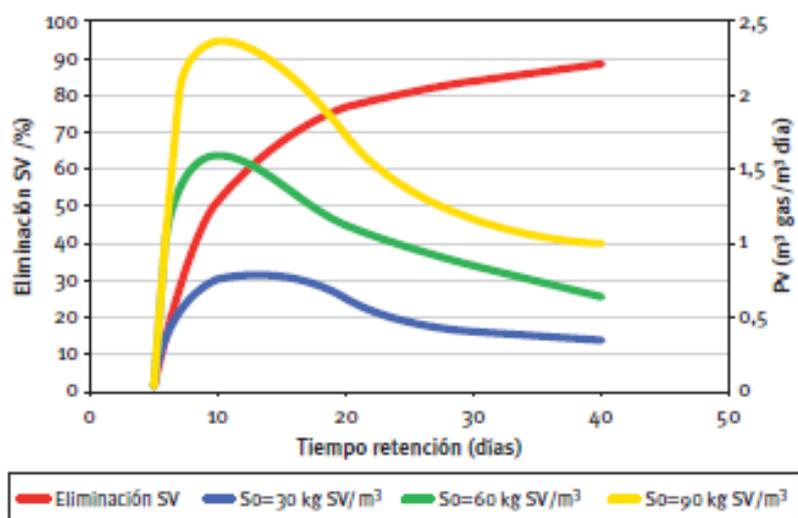
3. Antecedentes Bibliográficos.

El primero es por el tiempo de retención hidráulico (TRH) que es el tiempo promedio que un volumen líquido reside dentro del digestor; la segunda es por el tiempo de retención de sólidos : (SRT), que es el tiempo promedio en que la materia sólida reside dentro del digestor. La fracción de materia orgánica degradada aumenta con mayores tiempos de retención, sin embargo la producción de metano disminuirá después de que exceda el óptimo.

El proceso de digestión necesita de bacterias metanogénicas y necesitan tiempo suficiente para reproducirse. Si la tasa de bacterias que abandona el digestor con el efluente excede de la tasa de crecimiento de las bacterias, la población dentro del digestor va a disminuir por efecto lavado. Por lo tanto, es preciso determinar el tiempo necesario de retención de sólidos y tiempo de retención hidráulico que son adecuados para el sistema y optimizar el proceso.

El TRH Se expresa como el cociente entre el volumen y el caudal de tratamiento, es decir, el tiempo medio de permanencia del influente en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos. En la Figura se indica la tendencia general de los índices de eliminación de materia orgánica (expresada en forma de sólidos volátiles, SV) y de producción específica de gas, por unidad de volumen de reactor, en función del tiempo de retención. Notar que existe un tiempo mínimo por debajo del cual el reactor no presenta actividad, que la eliminación de materia orgánica sigue una tendencia asintótica, con una eliminación completa a tiempo infinito, y una producción de gas por unidad de volumen de reactor con un máximo para un tiempo de retención correspondiente a una eliminación de substrato entre el 40 y el 60%.

Figura 3.10. Eliminación de sólidos volátiles y producción volumétrica de gas para un reactor anaerobio continuo de mezcla completa, en función del tiempo de retención hidráulico.



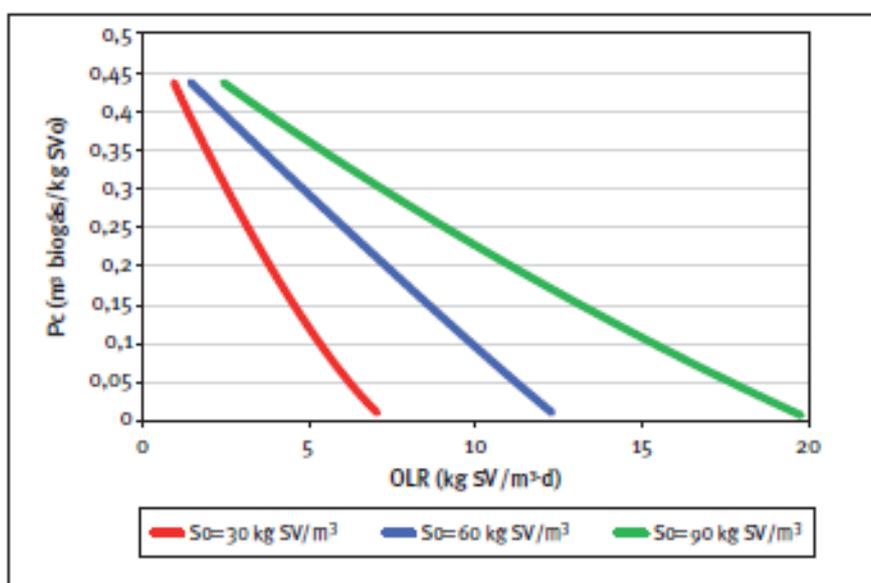
Fuente. IDAE, Digestores Anaerobios. 2007

3. Antecedentes Bibliográficos.

- Velocidad de carga orgánica, OLR en inglés.

Es la cantidad de materia orgánica introducida por unidad de volumen y tiempo. Valores bajos implican baja concentración en el influente y/o elevado tiempo de retención. El incremento en la OLR implica una reducción en la producción de gas por unidad de materia orgánica introducida debiendo encontrar un valor óptimo técnico/económico para cada instalación y residuo a tratar.

Figura 3.11. Producción de gas por unidad de carga en función de la velocidad de carga orgánica (para los datos de la figura anterior).



Fuente. IDAE, Digestores Anaerobios. 2007

Como resumen, el rendimiento de un biodigestor está ligado principalmente a la estructura de la comunidad microbiana presente en el mismo. Además, la producción de metano tiene un límite que depende también de la naturaleza de la materia dispuesta en el sistema digestor. Sin embargo, mediante la manipulación de los factores químicos, físicos y biológicos de los que se ha tratado, se puede ajustar, de un modo simple, la producción de biogás a la demanda de energía.



3.3.-Codigestión. Fundamentos. Tipos de cosustratos. Características de complementariedad entre cosustratos. Métodos de ensayo.

La descompensación de los factores que afectan al proceso de digestión puede provocar su colapso. Frecuentemente la problemática se fundamenta en un inadecuado balance de nutrientes en el medio de biodegradación. Para solucionar este tema, muchos autores han propuesto la codigestión de distintos sustratos para obtener mejores balances de nutrientes en la mezcla final.

Los beneficios de la codigestión incluyen (Sosnowski et al, 2003):

- Dilución del potencial tóxico de algunos compuestos.
- Mejora del balance de nutrientes.
- Efectos sinérgicos entre los microorganismos.
- Posibilidad de modulación de la carga orgánica biodegradable.
- Mejora del rendimiento de producción de biogás.
- Aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado.

Así la codigestión anaerobia consiste en el tratamiento conjunto de residuos orgánicos diferentes con el objetivo de:

- Aprovechar la complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de proceso más eficaces.
- Compartir instalaciones de tratamiento.
- Unificar metodologías de gestión.
- Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
- Reducir costes de inversión y explotación.

Según lo anterior, desde el punto de vista técnico, la codigestión constituye una solución viable ya que permitiendo el uso de las instalaciones existentes, incrementa en gran medida la producción de biogás, lo que se traduce en una mayor cantidad de energía producida en las unidades de cogeneración.

46

Otra ventaja de esta técnica es el hecho de optimizar la entrada de sustratos en la planta, reduciendo por tanto el volumen de residuos global no aprovechable. Dicho de otro modo, el aprovechamiento conjunto de

3. Antecedentes Bibliográficos.

dos sustratos diferentes supone no sólo la reducción de los volúmenes de ambos tipos de residuos, sino también disminuir la dependencia que tendría la planta del aporte de un único residuo del que nutrir a la instalación.

3.3.1 Fundamentos de la codigestión.

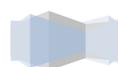
El término codigestión se utiliza para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen. La ventaja principal radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. La codigestión de residuos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

Se han conseguido buenos resultados para mezclas de residuos ganaderos con varios tipos de residuos de la industria de carne y mataderos, ricos en grasas, consiguiendo altas producciones de metano, del orden de 47 m³/t de residuo introducido (IDAE. Biomasa. Digestores anaerobios). También se han conseguido buenos resultados con la codigestión de lodos de depuradora y la fracción orgánica de residuos municipales, la mezcla de estos últimos con aguas residuales urbanas, y la codigestión de fangos de depuradora y residuos de frutas y verduras. Los residuos urbanos e industriales acostumbran a comprender altas concentraciones de materia orgánica fácilmente biodegradable, por lo cual presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos.

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

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

La codigestión no debe esconder prácticas de dilución de contaminantes, tales como metales pesados. El control de la calidad de los residuos de entrada a una planta de codigestión colectiva es más factible que en una planta individual, donde es probable la existencia de dificultad para disponer de equipos de laboratorio. Este puede ser un limitante a considerar en un escenario de plantas de codigestión individuales, a no ser que se restrinja la tipología de residuos a entrar en estas plantas.



3. Antecedentes Bibliográficos.

Figura 3.12. Caracterización relativa para la codigestión de diferentes residuos orgánicos.

Origen residuo orgánico	Residuos ganaderos	Lodos depuración	Fracción Orgánica Res. Mun.	Residuos Industria Alimentaria
Micro y macronutrientes	↑	↑	↓	↓
Relación C/N	↓	↑ ↓	↑	↑
Capacidad tampón (alcalinidad)	↑		↓	↓
Materia orgánica biodegradable	↓	↑ ↓	↑	↑

Fuente. Agencia Andaluza de Energía. Estudio Básico del Biogás.

Una publicación sobre procesos de codigestión anaerobia revela que los principales residuos utilizados son: fango de depuradora (27%), estiércol de distinto origen (25%), FORSU (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos) (21%), residuos orgánicos industriales (13%), cultivos (5%), residuos de actividades agrícolas (4%) y residuos de animales y de industrias cerámicas (4%). (Mata-Alvarez et al, 2011).

3.3.2. CODIGESTIÓN EN ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES.

Las infraestructuras de digestión anaerobia de las EDAR (Aguiló et al, 2012) son adecuadas para tratar, de forma conjunta y en la misma unidad de digestión, lodos, productos, subproductos o residuos de origen agrícola, alimentario, lixiviados de residuos sólidos urbanos e incluso industrial (con fuertes limitaciones en cuanto a contenidos contaminantes o tóxicos), incrementando de forma notable la producción de biogás.

Normalmente la digestión de lodos de depuradoras urbanas se caracteriza por:

- Generación de biogás: CH₄ (50-70%), CO₂ (30-40%), H₂ y H₂S (<5%)
- Bajo contenido en sólidos volátiles, provocando un bajo rendimiento hacia CH₄.

Por ello se considera apto para la codigestión con otros residuos producidos en su entorno físico. La codigestión en EDAR más ampliamente extendida se basa en la inserción en el sistema de digestión anaerobia de productos en forma líquida que no han de ser hidrolizados (azúcares, alcoholes, lixiviados, etc.) y pueden entrar directamente en las etapas posteriores de acidogénesis, acetogénesis o metanogénesis, de esta forma evitamos una de las fases que es la hidrólisis y una vez tenemos suficientes bacterias metanogénicas en el sistema, después de transcurrido su periodo de crecimiento y estabilización (alrededor de diez días), la respuesta del sistema en cuanto a producción de metano respecto a alimentación de

3. Antecedentes Bibliográficos.

producto es muy rápida, siendo del orden de minutos. Con la dosificación de residuos sólidos, por ejemplo para residuos alimentarios procedentes de supermercados o bien FORSU (fracción orgánica) de las estaciones de clasificación de residuos sólidos urbanos, será necesario un pretratamiento de adaptación y trituración.

Con la dosificación en forma líquida, la más extendida en EDAR, es simplemente necesaria una instalación equipada con un silo de almacenaje y una bomba dosificadora.

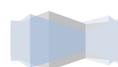
3.3.3. Tipos de sustratos y características de complementariedad.

La selección de productos es una parte clave para asegurar que el proceso de codigestión anaerobia se desarrolle de forma segura y eficaz. Los productos aptos para codigestión anaerobia con lodos de EDAR deben cumplir los siguientes requisitos.

- Formato líquido para reducir costes de inversión y problemas de operación.
- Productos de origen agrícola, alimentario y/o industrial con una elevada concentración de materia orgánica (DQO > 200.000 mg O₂·L⁻¹) fácilmente biodegradable.
- No tóxicos para el proceso de codigestión anaeróbica.
- Baja concentración de nitrógeno y fosforo.
- Baja concentración de materia no biodegradable en el proceso de codigestión anaerobia, con el fin de no incrementar la producción de lodos de la EDAR.
- Volumen suficiente de producto para garantizar la continuidad del proceso de codigestión anaerobia y permitir la operatividad del motor de cogeneración operativo todo el día.
- Centro de producción del residuo cercano a la EDAR.
- Ausencia de metales pesados, con el fin de no comprometer la idoneidad del fango digerido según el RD1310/1990 sobre la posible aplicación a suelo agrícola:
- Que el residuo no esté catalogado como residuo peligroso.
- Que no incremente el volumen de lodos final.

Se deben realizar ensayos del potencial de producción de biogás de los cosustratos para valorar el potencial de biometanización, su idoneidad para aplicarlo en la EDAR y conocer la relación idónea de mezcla con el lodo.

El cosustrato elegido no debe interferir en el buen funcionamiento de la EDAR por lo que se tiene que tener la precaución de no producir interferencias por:



3. Antecedentes Bibliográficos.

- Alto contenido en nutrientes del digestato resultante, lo que supone un aumento de la carga de nutrientes en la EDAR.
- Ajuste de la etapa nitrificación-desnitrificación (DQO:N entre 4 y 15).
- Ajuste etapa de eliminación de fósforo.

Traversi *et al.*, 2011 estudia el dominio de la población metanogénica en procesos de codigestión mesófila con lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos FORSU (triturados y previamente tratados).

En cuanto a los residuos aprovechables para la producción de biogás, existe una amplia variedad de residuos valorizables mediante la digestión anaerobia aunque no todos poseen las mismas propiedades de cara al aprovechamiento. Deben tenerse en cuenta una serie de variables características de los diferentes tipos de residuos para posibilitar el desarrollo de la digestión.

A continuación, detallan las principales características técnicas a tener en cuenta en un residuo o mezcla de residuos para su valorización energética en forma de biogás.

- **Sólidos Totales / Humedad.**

Los residuos de origen animal, especialmente el purín porcino, tiene un contenido inferior al 10% de ST mientras que otros residuos superan 20%. El agua contenida en los residuos no produce biogás y por tanto ocupa un volumen no aprovechado en el digestor. Sin embargo, resulta imprescindible para que el proceso fermentativo se desarrolle adecuadamente a nivel microbiológico. Así pues, debe alcanzar un equilibrio entre la producción de biogás asociada al aporte de sólidos y la humedad necesaria para la digestión.

- **Sólidos Volátiles / Biodegradabilidad.**

El porcentaje de sólidos volátiles respecto al de sólidos totales (% sb S.T.) de los residuos orgánicos agroindustriales suele variar entre el 70 – 95% sb S.T. Residuos con porcentaje inferior al 60% sb S.T. no suelen considerarse buenos sustratos para la digestión anaerobia (Flotats y Sarquella, 2008). Una buena digestión es clave para obtener un alto rendimiento de metano.

- **Balance C/N.**

La relación Carbono/Nitrógeno (C/N) de un residuo, o mezcla de residuos, tiene una gran importancia para el proceso fermentativo. Para una degradación óptima se recomienda un ratio 20 – 30. Valores inferiores implican un exceso de nitrógeno y posibles problemas de inhibición por amoníaco, no obstante, valores

3. Antecedentes Bibliográficos.

superiores, hasta 70 no crean problemas importantes debido a la tasa de transformación celular de los microorganismos anaerobios (Flotats, 2008).

- PH y alcalinidad.

Los microorganismos anaerobios necesitan un pH en torno a la neutralidad, entre 6,5 y 8, para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente y no se disminuya la producción de metano. El principal problema de los residuos orgánicos agroindustriales, en especial los residuos lignocelulósicos, es la caída del pH, a causa de la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV). Por lo tanto, estos residuos pueden ser una buena opción mezclados con purín porcino debido al alto contenido de nitrógeno presente en el purín, que puede neutralizar la acumulación de AGV y mantener el pH estable (Banks et al. 1998).

Figura 3.13. Características de los residuos orgánicos agroindustriales.

SUSTRATOS	HUMEDAD %	PH	RELACIÓN C/N	SÓLIDOS TOTALES %	SÓLIDOS VOLÁTILES %	SÓLIDOS VOLÁTILES % sb S.T.
Purín Porcino	92,6	8,39	5,36	7,4	4,96	67
Alperujo	55,8	5,38	31,89	44,2	40,13	90,8
Cascarilla de Arroz	12	6,5	77,4	88	80,4	91,36
Pulpa de Pera	64,6	3,45	50,64	35,4	34,65	97,88
Paja de Cereal	14	6,46	60	86	77,40	90
Res. Ind. Cárnicos	46,76	7,67	7,02	53,24	38,82	72,9
Pulpa de Remolacha	82,5	3,9	37,27	17,5	16,23	92,74
Maíz ensilado	67	3,8	70,77	33	31,68	96
Lodo Residuales	90,55	6,5	14,6	9,45	5,95	63

Fuente. X. Floats et al, 1999.

En general, los residuos más utilizados para la generación de biogás según la Agencia Andaluza de Energía, los cuales son aptos para su uso como cosustratos, se recogen en los siguientes:

- Residuos ganaderos y de granjas.

Purines de cerdo y vaca, estiércoles, gallinaza. En general, su potencial para la producción del biogás no es demasiado elevada, debido a su alto contenido en nitrógeno y a su excesiva liquidez para el proceso. No obstante, por causa de su poder contaminante de suelos y por la abundancia de recurso, sumado a la ausencia de tratamientos eficientes de valorización, los residuos ganaderos constituyen el combustible por excelencia para la generación de biogás mediante digestión anaerobia.



3. Antecedentes Bibliográficos.

- **Residuos agrícolas.**

Los restos agrícolas procedentes de cultivos de consumo, cultivos energéticos o de generación de materias primas para la industria alimentaria constituyen un sustrato apropiado, en general, para la digestión anaerobia. No obstante, la tipología del material usado, en función de la carga orgánica que posea, genera una gran variabilidad en el potencial de biogás existente en el residuo. Además, presenta la problemática de estar sometido a la estacionalidad del recurso (en general).

- **Residuos de la industria alimentaria.**

El procesado de las materias primas animales y vegetales para la elaboración de productos alimenticios genera abundantes residuos susceptibles de ser aprovechados para la producción de biogás. Las industrias lácteas, cerveceras, conserveras, azucareras y similares producen unos residuos con alta carga de materia orgánica, muy adecuados para el aprovechamiento energético. No obstante, en función del tipo de residuo, puede ser necesario un pretratamiento previo para maximizar el potencial de generación de biogás.

- **Residuos de matadero.**

Constituyen uno de los residuos con mayor potencial para la generación de biogás. Los restos de contenidos estomacales, intestinos, etc., así como los restos de depuración de los efluentes de este tipo de residuos, suponen un sustrato muy adecuado para la biometanización, aunque, generalmente, este aprovechamiento se realiza en codigestión con otros residuos.

- **Residuos pesqueros.**

Los restos de pesca y de procesamiento de productos alimentarios de la industria conservera y similar resultan ser un muy buen sustrato para la digestión anaerobia.

- **Lodos de Depuradora.**

Los tratamientos de depuración de aguas residuales generan lodos de difícil tratamiento, muy apropiados para la generación de biogás. De hecho, existen numerosas EDARs que se autoabastecen con el aprovechamiento térmico del biogás generado.

En la tabla siguiente se muestra el potencial de producción de biogás de los lodos EDAR estimado por el IDAE.

3. Antecedentes Bibliográficos.

Figura 3.14. Potencial de biogás procedente de lodos EDAR.

	Potencial total (ktep)	Potencial accesible (ktep)	Potencial disponible (ktep)
Lodos EDAR	164,4	123,3	123,3

Fuente. IDAE. PER 2011-2020

- **Residuos de plantas de biocombustibles.**

En este tipo de plantas, particularmente en las de biodiésel se generan grandes cantidades de glicerina, que es uno de los residuos con mayor potencial de generación de biogás. No obstante, existen otras formas de aprovechamiento de la glicerina, lo que supone que, a día de hoy, la glicerina procedente de las plantas de biodiésel sea un residuo dependiente, por un lado de la producción real de las plantas, y por otro lado, de la utilización del subproducto en otros aprovechamientos independientes de la producción de biogás mediante digestión anaerobia.

- **Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU).**

Los RSU constituyen una fuente de sustratos para la biometanización, suponiendo esta operación una fuente de valorización y reducción de los mismos. No obstante, hay una gran variabilidad en el potencial de producción de biogás por parte de estos residuos, en función de las operaciones de separación previas que se hayan realizado previamente. La utilización de FORSU previo tratamiento para generar biogás supone una posibilidad de reducir el volumen de residuos existente.

Figura 3.15. Potencial de biogás procedente de FORSU.

	Potencial total (ktep)	Potencial accesible (ktep)	Potencial disponible (ktep)
FORS	778,1	311,2	124,5

Fuente. IDAE. PER 2011-2020.



3. Antecedentes Bibliográficos.

- Biogás de vertedero.

Existen vertederos que cuentan con sistemas de aprovechamiento del biogás, mediante la colocación de una red de tuberías y chimeneas que reconducen el biogás que se genera hasta los motores para generación eléctrica. De este modo se aprovecha de forma pasiva la emisión gaseosa de la fermentación de los vertidos para la generación de un biogás con bajo contenido en metano.

Figura 3.16. Potencial de biogás de vertedero.

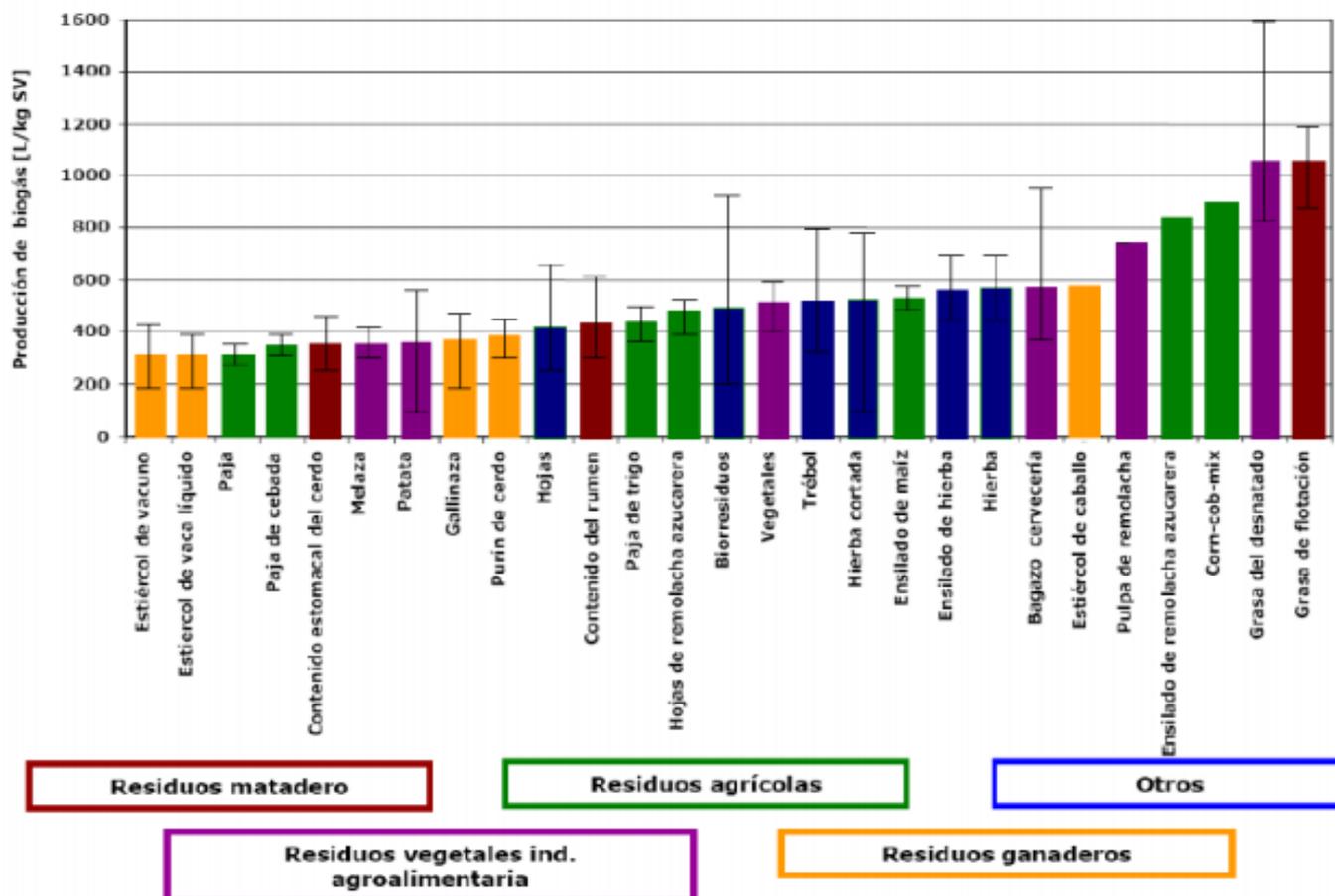
	Potencial total (ktep)	Potencial accesible (ktep)	Potencial disponible (ktep)
Biogás vertedero	957,9	208,8	145,6

Fuente. IDAE. PER 2011-2020.

En la siguiente figura, se muestra un gráfico en el que se indica el potencial de diversos tipos de residuos agroindustriales para la producción de biogás mediante digestión anaerobia. Definiéndose los subproductos y residuos que forman el grupo de las materias primas agroindustriales como los que provienen de la agricultura, pesca y ganadería, de la industria alimentara y de otras industrias similares, tales como: industrias de biodiesel, bioetanol y biorrefinerías. (El sector del biogás agroindustrial en España. MAGRAMA. 2010). Se puede notar que la potencialidad para la generación del biogás aumenta a medida que lo hace el porcentaje de grasas en el residuo.

3. Antecedentes Bibliográficos.

Figura 3.17. Potencial de biogás de diversos residuos agroindustriales.



Fuente. AAE. Estudio básico del biogás.

Los residuos presentan potenciales de producción variables, pero normalmente elevados cuando contienen un elevado contenido de lípidos. Son de destacar la elevada potencialidad de producción para los aceites vegetales y la baja producción para los lodos residuales de plantas depuradoras, básicamente por su baja concentración en materia orgánica (alto contenido en agua).

Un aspecto relevante en este sentido es el contenido en Nitrógeno de los residuos, ya que la urea y otros compuestos nitrogenados en altas concentraciones inhiben el desarrollo de la reacción por parte de las bacterias metanogénicas, lo que supone un inconveniente de cara al proceso. Por ello, es fundamental establecer una mezcla de residuos que, en codigestión, puedan compensar las carencias de uno y otro tipo.



3.3.4. Técnicas de codigestión.

- Codigestión de Residuos Ganaderos y Agroindustriales.

Los residuos ganaderos son los residuos orgánicos que se producen en mayor cantidad (en España se producen del orden de cincuenta y dos millones de toneladas de purines) (AAE. Estudio básico del biogás.) y la digestión anaerobia es un proceso idóneo para llevar a cabo del tratamiento de estos residuos.

Sin embargo, la producción de metano que se obtiene de dichos residuos no es cuantiosa.

Según la AAE:

Figura 3.18. Producción de metano a partir de residuos ganaderos.

	$m^3 CH_4/t$ residuo	$m^3 CH_4/t$ SV
Purín de porcino	11,8	347
Purín de vacuno	17,7	196
Gallinaza	54,4	272

Fuente. AAE. Estudio básico del biogás.

El aprovechamiento energético de dichos residuos genera importantes beneficios ambientales.

- Reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero como consecuencia de la gestión de los estiércoles mediante sistemas convencionales.
- Eliminación de un residuo con alto potencial contaminante, debido a su contenido en nitrógeno.
- Sustitución del consumo de combustibles fósiles, lo que favorece la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero que se derivan del uso de éstos.

Este doble efecto sólo se consigue si se optimiza tanto la producción como el uso de la energía obtenida en forma de biogás. Para obtener dicho efecto se empleará la codigestión de los citados Residuos Ganaderos con la adición de Residuos Agroindustriales.

- Codigestión de residuos ganaderos y residuos de la industria aceitera.

En la industria aceitera, importante en nuestro entorno por su abundancia y potencialidad, uno de los principales residuos generados en el proceso de extracción de aceite de oliva es el alperujo, constituido por una mezcla de alpechines y restos de aceituna. La fermentación del alperujo por sí solo presenta diversos problemas debidos a:

3. Antecedentes Bibliográficos.

- Alto contenido en materia orgánica (lípidos, principalmente) que afectan negativamente al proceso de digestión anaerobia.
- Alta concentración de compuestos tóxicos (polifenoles).
- Baja concentración de nutrientes esenciales (N).
- Baja alcalinidad.

Potencialmente, la codigestión del alperujo con los purines resultaría viable desde el punto de vista económico, ya que se compensarían las carencias de cada uno de estos residuos para la biometanización. No sería necesario el aporte de nutrientes o la adición de reactivos químicos para mejorar la capacidad tampón del sistema. Para conseguir dicha eficiencia en el proceso de codigestión, el alperujo debe pasar un proceso previo de pretratamiento térmico.

- **Codigestión de residuos ganaderos y residuos hortofrutícolas.**

Otra de las posibilidades de codigestión existentes es la del aprovechamiento de los residuos hortofrutícolas, procedente de industrias como las de elaboración de mermeladas, zumos y otros alimentos procesados, junto con los purines.

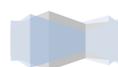
La industria de los zumos es un claro ejemplo de producción de grandes cantidades de residuos hortofrutícolas. Presentan altas concentraciones de grasas, aceites, azúcar y proteínas, lo que les da un alto potencial para la producción de metano.

Para conseguir la máxima eficacia en el proceso destinado a la codigestión anaerobia, los residuos hortofrutícolas utilizados deben pasar un previo proceso de pretratamiento. En dicho proceso encontramos dos tipologías existentes:

- Pretratamiento mecánico: Trituración.
- Pretratamiento biológico: Compost maduro y un cultivo de hongos. Pretratamiento enzimático con residuos cárnicos.

- **Codigestión de residuos ganaderos y residuos de matadero.**

La codigestión de residuos ganaderos y residuos de mataderos en sistemas de mezcla completa es una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como en el mesofílico, en base al contenido graso de los residuos animales. Codigiriendo mezclas de varios tipos de residuos de industrias cárnicas y mataderos, pueden conseguirse altas producciones de metano, del orden de 47 m³ /m³ de residuo introducido (Brinkman, J., 1999).



3. Antecedentes Bibliográficos.

Dichos residuos procedentes de matadero para su correcto empleo deben superar un proceso previo de pasteurización o esterilización cuando estos vayan a ser utilizados en tierras agrícolas. Este proceso, como se comentó anteriormente, mejora el rendimiento de producción de metano, aumentándolo hasta cuatro veces con respecto al producido mediante el uso de dichos residuos no pasteurizados (Rutledge, 2004). Este incremento en la productividad es debido a que tras el tratamiento de pasteurización en el que el residuo se mantiene un cierto tiempo a altas temperaturas, los lípidos quedan más accesibles para la digestión anaerobia. En la siguiente tabla se observan las producciones de metano para diferentes subproductos animales con y sin pretratamiento previo de esterilización según estudios realizados en ensayos en discontinuo por el Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering (JTI).

Figura 3.19. Producción de metano a partir de la digestión anaerobia de diferentes subproductos animales (ensayos en discontinuo).

Residuo	Producción CH ₄ (m ³ /t)
Subproductos animales pasteurizados	225
Subproductos animales no pasteurizados	56
Mezclas de residuos de matadero	160
Residuos domésticos	130
Purines*	13

*Purines con contenido en sólidos volátiles (SV) del orden de 60-80 kg/t purin

Fuente. AAE. Estudio básico del biogás.

- **Codigestión de residuos ganaderos y residuos pesqueros.**

Dicho proceso de codigestión presenta buenos resultados debido a la disparidad de características que presentan dichos sustratos:

Figura 3.20. Características relativas entre residuos ganaderos y pesqueros.

	Humedad	Sólidos Volátiles
Residuos ganaderos	↑	↓
Residuos pesqueros	↓	↑

Fuente. AAE. Estudio básico del biogás.

3. Antecedentes Bibliográficos.

El efecto de inhibición de la actividad metanogénica específica es un hecho presente y a tener en cuenta en los procesos de codigestión en los que se tiene como cosustrato residuos pesqueros debido a la presencia de altas concentraciones de sal.

- **Codigestión de residuos ganaderos y residuos de la industria láctea.**

La codigestión con los residuos de la industria láctea resulta en la actualidad relativamente desconocida, pese a que se conoce la potencialidad de este tipo de sustrato para la producción de biogás. Actualmente se encuentra en desarrollo un proyecto de investigación, dentro de las actuaciones incluidas en el marco de Probiogás, sobre este tipo de codigestión, que se está desarrollando en la planta de COVAP situada en el Valle de los Pedroches (Córdoba).

- **Codigestión de residuos ganaderos y residuos de la fabricación de biodiésel.**

La producción de biodiésel a partir de aceites vegetales o grasas animales produce una gran cantidad de glicerina como subproducto (aproximadamente un 10% (AAE) de la materia que entra en la planta para la fabricación de biodiésel), por lo que se estima que en los próximos años habrá un excedente de glicerina a bajo precio en Europa. Dicho residuo presenta unas características muy favorables para ser usado como co-sustrato en procesos de codigestión con residuos orgánicos debido a las siguientes propiedades:

- Presenta un pH adecuado para la digestión anaerobia.
- Alta biodegradabilidad (Alto contenido de sólidos volátiles).
- Compensa el efecto inhibitorio causado por el nitrógeno amoniacal presente en los residuos tratados.
- Elevado contenido en Carbono que permite regular la relación C/N en la mezcla, evitando fenómenos de inhibición debidos al Nitrógeno.

- **Codigestión de residuos ganaderos y lodos de tratamiento de aguas residuales.**

Los residuos urbanos, en general, presentan altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable (lípidos, carbohidratos y proteínas), por lo que presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos, lo que los hace ser buenos cosustratos de ser usados en procesos de codigestión anaerobia.

Los lodos de depuradoras contienen los nutrientes necesarios para el desarrollo de los microorganismos anaerobios así como la presencia de un alto contenido de nitrógeno, estando las relaciones de C:N entre 6:1 y 16:1 (Stroot et al., 2001), pero mayoritariamente en forma orgánica por lo que no resulta tan problemático para el proceso de digestión anaerobia. Como

3. Antecedentes Bibliográficos.

contraposición, los lodos presentan altos niveles de contaminación debidos a metales pesados, por lo que dicho proceso de biometanización es aconsejable según la AAE para lodos que contengan valores superiores a:

- 1,5 mg/kg de Cadmio
- 75 mg/kg de Cobre
- 50 mg/kg de Níquel
- 140 mg/kg de Plomo
- 300 mg/kg de Zinc
- 1 mg/kg de Mercurio
- 140 mg/kg de Cromo

- **Codigestión de residuos ganaderos y FORSU.**

Para lograr un buen proceso de biometanización a partir del uso de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, estos deben pasar una etapa previa de pretratamiento donde a través de un equipo mezclador-homogenizador coloca en suspensión acuosa la fracción orgánica donde un sistema mecánico separa las impurezas de dicha suspensión. Tras dicho proceso la fracción orgánica se traslada a un cilindro de carga y de aquí a un tanque desde donde llega al digestor.

Dichos residuos sólidos urbanos presentan un alto contenido de nitrógeno, siendo la C/N de 15/1.

La obtención de biogás en las plantas conocidas que realizan este tipo de codigestión se sitúa en unos valores comprendidos entre 26,7-58,7 m³ /t mezcla, presentando un contenido de metano en el biogás superior al 65%.

- **Codigestión de lodos de EDAR y FORSU.**

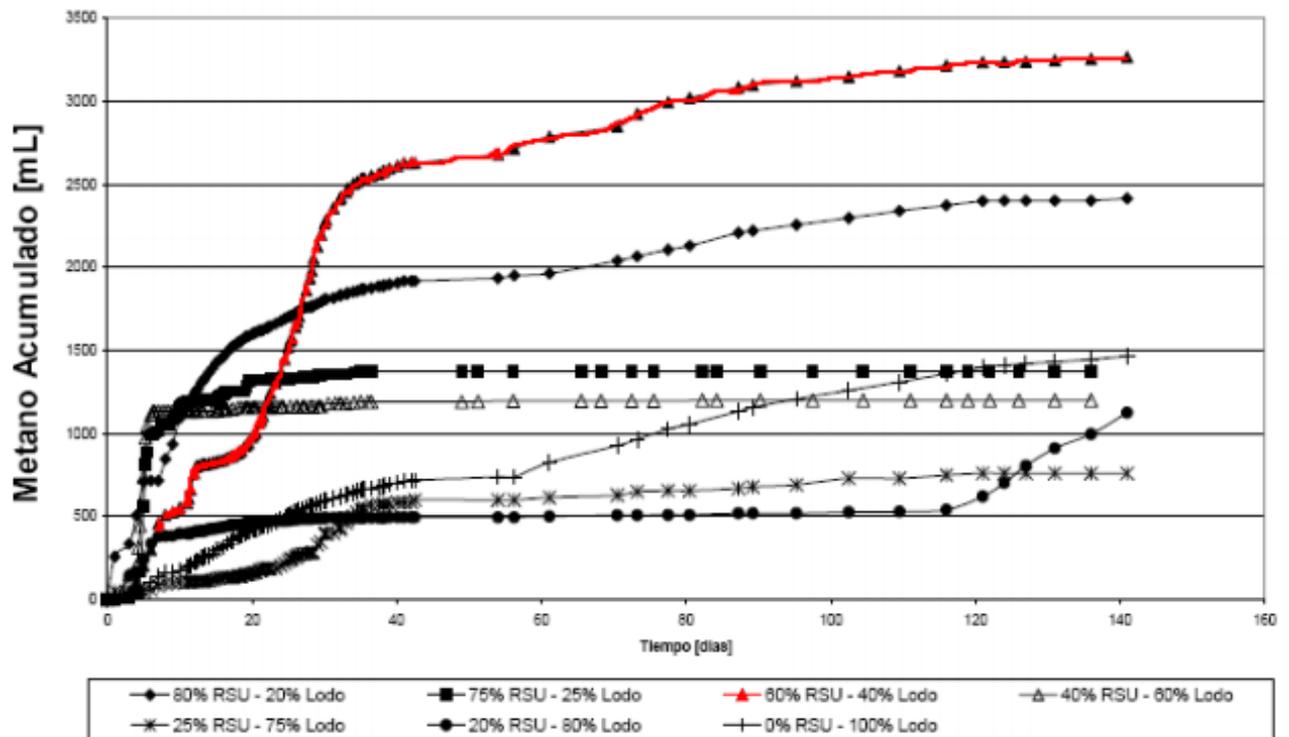
La digestión anaerobia de los residuos sólidos urbanos es una alternativa beneficiosa frente a las comunes como la incineración de los mismos. Dichos residuos presentan deficiencias en los nutrientes necesarios para llevar a cabo el proceso de digestión por lo que con la adición de lodos predigeridos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales se aportará el nitrógeno y los nutrientes necesarios. Dichos lodos presentan unos valores de C:N entre 6:1 y 16:1 (Stroot et al., 2001).

Las mezclas deben contener las razones óptimas de carbono/nitrógeno para la digestión anaerobia, estando dichos valores entre 20:1-30:1. Según estudios realizados a escala de laboratorio se concluyó que la relación RSU/lodos para la mayor producción de biogás y una mayor degradación de sólidos está en valores de 60/4059. La mezcla entre RSU (residuo sólido) y lodos (residuo diluido)

3. Antecedentes Bibliográficos.

permite obtener un producto que permite un mejor manejo y degradabilidad, además de diluir y contrarrestar el efecto de inhibidores y aportar los nutrientes necesarios (Schmidt et al., 1999). A continuación se incluye la gráfica en la que se aprecian los resultados obtenidos:

Figura 3.21. Biodegradabilidad anaerobia.



Fuente. AAE. Estudio básico del biogás.

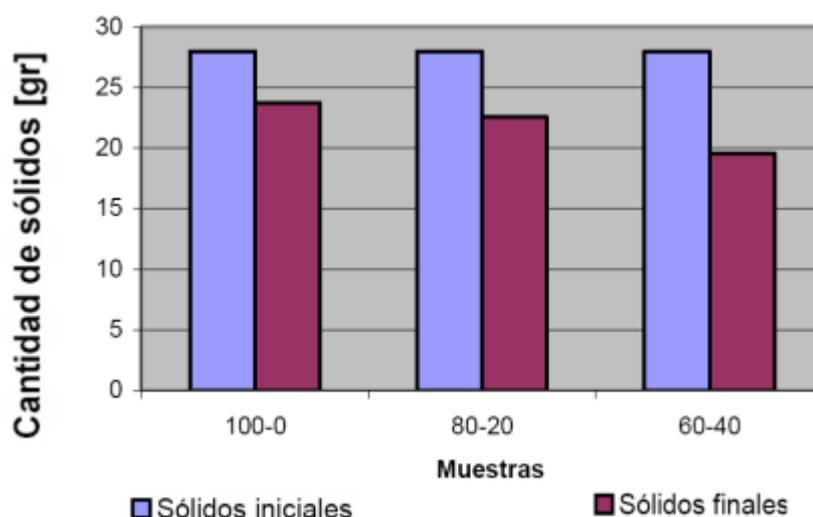
Biodegradabilidad anaerobia.

La mayor reducción de sólidos se obtiene de la razón RSU/lodos de 60/40, como se aprecia en la siguiente imagen:



3. Antecedentes Bibliográficos.

Figura 3.22. Reducción de sólidos para las diferentes muestras.



Fuente. AAE. Estudio básico del biogás.

3.3.5. Métodos de ensayo.

- Ensayo de simulación de codigestión anaerobia en **continuo** a escala laboratorio: Banco de digestores (Miravet Valero, G.2010).

El ensayo en continuo consiste en la simulación de un proceso real de codigestión, donde diariamente se carga los substratos y se descarga lodo digerido, siempre considerando adecuados el tiempo de residencia, carga orgánica, temperatura del proceso, etc. Para ello se utiliza el banco de digestión anaerobia formado por un reactor en continuo a escala laboratorio. Dicho ensayo puede ser realizado en paralelo con un reactor control (blanco) en el que se utiliza como alimentación únicamente lodo fresco de EDAR, lo que permite estudiar las posibles mejoras que conlleva la adición al mismo de uno o varios cosustratos.

- Ensayo en **discontinuo** (batch) de potencial de biogás a escala laboratorio.

El potencial máximo de producción de biogás de un residuo orgánico se determina experimentalmente mediante un ensayo discontinuo a escala de laboratorio en el que el material objeto de estudio se biodegrada completamente en condiciones anaerobias controladas. Estos ensayos son necesarios para evaluar posibles residuos a incorporar a una nueva planta de biogás que contemple codigestión. Con este ensayo es posible conocer el potencial máximo real de biogás de un

3. Antecedentes Bibliográficos.

residuo concreto, también permite evidenciar problemas de fermentación debidos a sustancias inhibidoras.

3.4 Eficiencia Energética en el proceso y su Marco Legislativo.

Las EDAR son instalaciones intensivas en el uso de energía, por lo que su contribución al cambio climático no puede despreciarse. Además, debe tenerse en cuenta que su consumo energético se irá incrementando paulatinamente como consecuencia tanto del mayor volumen de agua tratada como de la implementación de las nuevas tecnologías destinadas a obtener efluentes de mayor calidad. (Francesc Hernández, 2011).

Mejorar su eficiencia energética y reducir el impacto ambiental de sus lodos es necesario. El mayor reto en la actualidad se dirige a conseguir la autosuficiencia energética, además así cumplen un papel fundamental en la gestión de residuos de los municipios.

Los pasos para conseguirla corresponden a la digestión o codigestión anaerobia de los lodos generados. Como se ha comentado con anterioridad, realizando un control de parámetros se puede incrementar la producción de biogás y reducir la cantidad de lodo final. Si además se mejora la eficiencia energética del resto de procesos de la EDAR, podrían cubrirse en gran medida los consumos energéticos de la planta con el biogás generado en la misma.

En un contexto de desarrollo sostenible, la energía en las EDAR debe ser considerada no sólo en términos de reducción del consumo, sino también en términos de producción y uso de energías “verdes”. (Mar Castro-García et al, ca.2011)

Entre las tecnologías para el uso de biogás en EDAR las más implantadas son la combustión en calderas, generando calor necesario para mantener la temperatura de los digestores, plantas de cogeneración, produciendo calor y electricidad y por último, microturbinas (Arepacochaga et al. 2012).

Mediante la cogeneración es posible producir energía mecánica y térmica a partir de biogás de digestión, se satisfacen así dos objetivos básicos: uno económico y otro medioambiental. Con este proceso se produce energía eléctrica reduciendo los costes de explotación y produciendo calor utilizado de nuevo en los procesos de la digestión.

El enriquecimiento del biogás para obtener una calidad similar a la del gas natural (biometano) y su utilización como combustible de automoción o la inyección a una red de gas, es de las opciones existentes, la

3. Antecedentes Bibliográficos.

que más ha aumentado su potencial, con diversas experiencias exitosas a escala industrial en países como Alemania, Suecia, Suiza y Dinamarca (Petterson et al.2009).

Debido a su alta eficiencia eléctrica y el reducido impacto ambiental, las pilas de combustible están llamadas a convertirse en una alternativa interesante para su implantación en EDAR (Spiegel et al. 1999), aunque es necesario un mayor esfuerzo en su desarrollo para que sean una opción económicamente competitiva. También parece prometedora la posibilidad de utilizar biogás purificado como combustible adicional en centrales eléctricas termo-solares.

La mitigación del calentamiento global es una de las principales prioridades en las políticas energéticas y medioambientales de la UE, por otra parte, la producción y el uso del biogás permiten crear muchos beneficios económicos y ambientales en las zonas limítrofes y las perspectivas indican que durante los próximos años su aprovechamiento estará fuertemente promovido desde la administración. (Mar Castro-García et al, ca.2011)

3.4.1 Legislación y medidas institucionales.

De forma general, se puede decir que todas las medidas de optimización energética en el sector de saneamiento están avaladas por la estrategia “20/20/20” en materia de clima y energía de la Unión Europea (COM, 2010). Esta estrategia plantea los objetivos siguientes para el horizonte 2020.

- Reducir al menos un 20% las emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con los niveles de 1990 (o en un 30% si se dan las condiciones para ello).
- Incrementar un 20% el porcentaje de las fuentes de energía renovables en el consumo final de energía.
- Incrementar en un 20% la eficacia energética.

En España, el Segundo Plan de Acción Nacional de Eficiencia Energética 2011-2020 (IDAE, 2011) tiene como objetivo **fomentar la sustitución de tecnologías existentes en las instalaciones de potabilización, abastecimiento, depuración y desalación de agua por otras tecnologías más eficientes.**

Se pueden diferenciar dos tipos de medidas institucionales para apoyar la eficiencia energética, de tipo económico y de tipo político o regulatorio.

3. Antecedentes Bibliográficos.

Las medidas de tipo económico en la depuración consisten en ayudas a las inversiones que los explotadores deben llevar a cabo. Una de las ayudas fiscales más comunes para fomentar la generación energética del biogás es la aplicación de una prima sobre la generación de energía renovable. En España, el Real Decreto 661/2007 regulaba la venta de electricidad procedente del biogás en régimen especial diferenciando entre la naturaleza del residuo y la tecnología de conversión energética. Con este Real Decreto, la electricidad generada en los sistemas de cogeneración de las EDAR podía entregarse a la red, recibiendo una remuneración económica por parte de la compañía eléctrica. Sin embargo, debido a la situación económica y financiera de la actualidad, y por la situación de déficit en tarifas del sistema eléctrico español, este Real Decreto se ha suspendido con el Real Decreto-ley 1/2012, del 27 de enero. La medida no afecta a las instalaciones en marcha ni a aquellas ya inscritas en los prerregristros, pero sí a las instalaciones futuras las cuales ya no pueden beneficiarse de la tratada medida.

Las medidas de tipo político pasan por estimular el diseño y gestión de las depuradoras basándose en la optimización del consumo energético. El control del proceso y la eficiencia energética de las plantas se debe incorporar en los pliegos de concursos públicos de ejecución o en los contratos de concesión. Las administraciones y las empresas de saneamiento tienen a su disposición las normas UNE 216501:2009 de Auditoría Energética e ISO 50001 de Sistemas de Gestión Energética que contribuyen a realizar un control y un uso más eficiente de la energía.

Uno de los problemas actuales que no fomentan la inversión en mejoras energéticas es la corta duración de determinados contratos de explotación. Plazos de 2-4 años no permiten rentabilizar iniciativas propias del explotador y por otra parte, la administración pública, propietaria de las instalaciones carece del criterio técnico y/o de fondos para acometer iniciativas que se amorticen a mayor plazo (IDAE, 2010).

Por otro lado, la optimización de la digestión anaerobia se ve fomentada por la modificación de la legislación sobre la valorización de fangos (actuales Directivas 86/278 y Real Decreto 1310/1990). Sólo podrán valorizarse en agricultura aquellos lodos que tengan muy bajos niveles en metales pesados, validados desde el punto de vista microbiológico y con bajos niveles de contaminantes orgánicos, por lo que sólo se podrán aplicar aquellos que hayan sufrido un tratamiento térmico, lo que fomentará la implantación de determinados pretratamientos. También la legislación cada vez más restrictiva sobre la disposición de residuos urbanos y fangos de depuradora, promueve la codigestión.



3.5. Estudios que evidencian el uso de cosustratos para potenciar la producción de biogás.

Como se ha tratado anteriormente, la codigestión consiste en emplear una mezcla de diferentes tipos de residuos (cosustratos), de forma que se optimice la producción de biogás a obtener por la planta.

La principal ventaja radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. Además de incrementar el potencial de producción de biogás, la adición de cosustratos fácilmente biodegradables confiere una estabilidad adicional al sistema.

Otra ventaja de esta técnica es el hecho de optimizar la entrada de sustratos en la planta, reduciendo por tanto el volumen de residuos global no aprovechable. Dicho de otro modo, el aprovechamiento conjunto de dos sustratos diferentes, por ejemplo, purines de cerdo y residuos hortofrutícolas, supone no sólo la reducción de los volúmenes de ambos tipos de residuos, sino también disminuir la dependencia que tendría la planta del aporte de un único residuo del que nutrir a la instalación. (AAE, 2011)

Una práctica muy extendida por Europa se basa en mezclar sustratos de bajo potencial metanogénico pero de características muy favorables al proceso de digestión anaeróbica, como los residuos de la ganadería, con otros sustratos de gran poder energético disponibles en menor cantidad, como los residuos de mataderos, de la industria agroalimentaria o cultivos herbáceos energéticos. El desconocimiento del efecto a largo plazo de la introducción de los cosustratos en un sistema con una inercia tan elevada como un digestor anaerobio, hace que sea imprescindible la realización de ensayos previos que permitan simular el comportamiento de estos residuos en el digestor, así como trabajar en la dosificación óptima del cosustrato, o combinación de diversos sustratos que maximice la producción de biogás. (econoticias, 26/03/2013).

A través de diversos estudios y ensayos se permite detectar sinergias entre residuos que maximizan la producción de biogás de la mezcla con respecto al uso de los sustratos por separado, así como determinar la idoneidad de los residuos para su codigestión y las dosis puntuales máximas admisibles por los digestores. Este hecho permite elaborar unas “dietas” que garanticen un mayor aprovechamiento energético del sistema. (Aguas de Valencia, 2013).

En este apartado se van a describir una serie de estudios y ensayos realizados en base a la codigestión anaerobia con los que se demuestra la eficacia de la utilización de cosustratos en la generación de biogás.

3. Antecedentes Bibliográficos.

3.5.1. Diseño de un modelo semiempírico de codigestión anaerobia. Calos Santolaria Capdevila. Universidad de Zaragoza.

Desde la Universidad de Zaragoza se ha realizado un estudio para seleccionar la mejor mezcla de codigestión, evaluando distintas mezclas con purín porcino teniendo en cuenta el rendimiento o producción de metano por unidad de sólidos volátiles, desarrollando también un modelo matemático para estimar el potencial de producción de metano y la producción máxima teórica de metano a partir de la mezcla óptima de cosustratos. Se optó por codigerir purín porcino con residuos orgánicos agroindustriales debido a la complementariedad de las composiciones, aumentando la concentración de materia orgánica y la relación C/N del purín solo. Sabiendo, además, que la codigestión proporciona una estabilidad al proceso de digestión e incrementa considerablemente la producción de metano.

Según los resultados obtenidos, el proceso de codigestión incrementó considerablemente la producción de metano respecto a la producción solo con purín, debido al mayor aporte de sólidos volátiles.

En la siguiente figura, se muestran los resultados que fueron obtenidos en este estudio en función de la mezcla.

Figura 3.23. Diferentes mezclas utilizadas y resultados del estudio.

MEZCLA	PROPORCIÓN		POTENCIAL DE METANO (m ³ CH ₄ /kgSV)	SV APORTADOS (gSV/kg)	PRODUCCION METANO (m ³ /t.residuo)	% DE AUMENTO DE METANO
	Purín (%)	Cosustrato (%)				
M1	95	5	0,261	67,197	17,534	2,5
M2	70	30	0,094	246,983	23,364	36,68
M3	87,5	12,5	0,290	86,721	25,182	47,31
M4	93	7	0,2879	100,317	28,883	68,96
M5	85	15	0,3362	66,514	22,363	30,82
M6	60	40	0,377	156,486	59,055	245,47
M7	93	7	0,429	73,313	31,507	84,3
M8	80	20	0,339	51,596	17,51	2,43

Fuente. Universidad de Zaragoza.



3. Antecedentes Bibliográficos.

3.5.2. Proyecto SOSTAQUA. Aguas de Barcelona (Agbar).

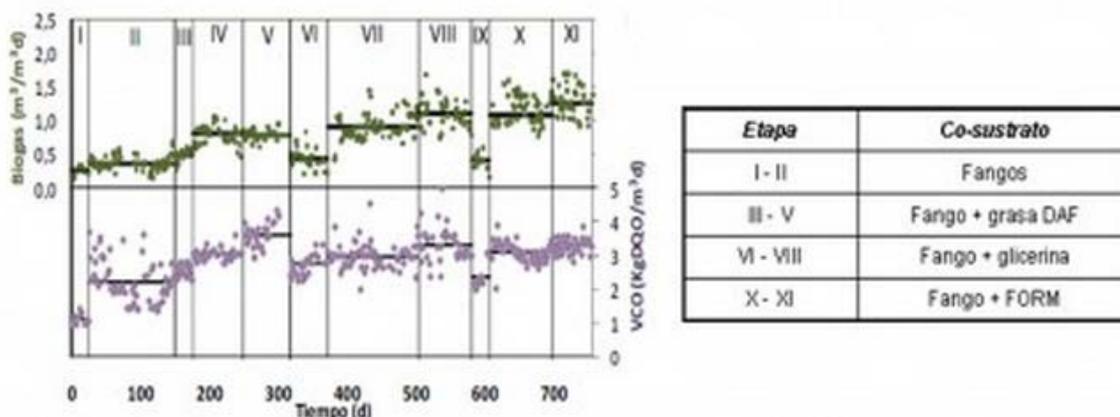
Se trata de un proyecto de investigación de una duración de 4 años con el que se pretende asegurar la autosostenibilidad del ciclo urbano del agua mediante la potenciación de las fuentes de agua no convencionales, la valorización de los residuos obtenidos y la minimización de la demanda energética externa al ciclo, así como la evaluación del riesgo sanitario-ambiental que comporta.

Una de las partes del tratado proyecto versa sobre: “CODIGESTIÓN CON OTROS RESIDUOS ORGÁNICOS VALORIZADOS Y COMPATIBLES CON LODOS DE DEPURACIÓN”.

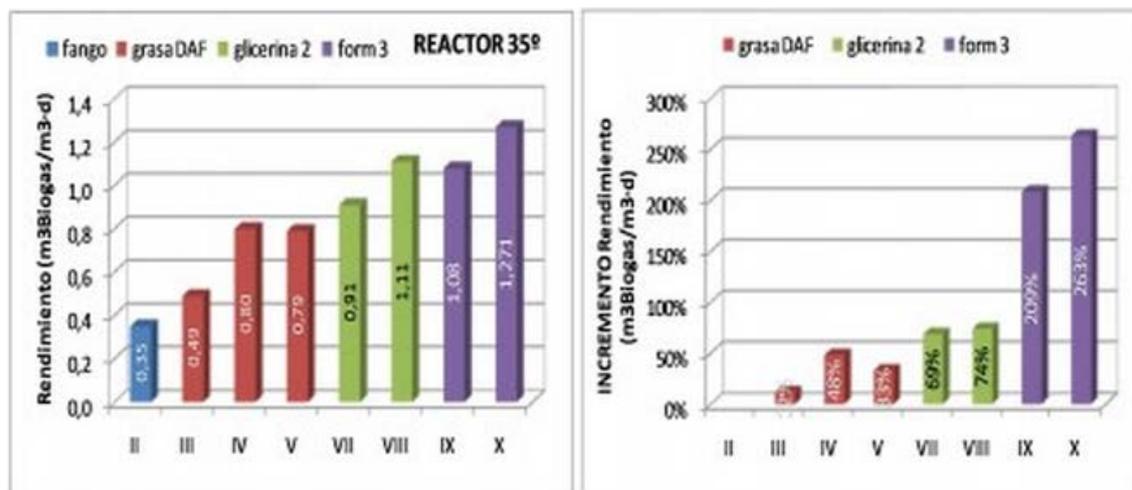
El objetivo de este estudio ha sido optimizar la digestión anaeróbica de lodos de EDAR, mediante la estrategia de codigestión de los lodos con otros residuos orgánicos compatibles. La optimización se ha analizado en régimen mesofílico y termofílico, siempre que la composición de la mezcla permitiera el desarrollo del proceso a las respectivas temperaturas.

En el proceso de determinación del efecto de la adición de cosustratos, se ha comprobado que la codigestión mesófila y termófila de mezclas distintas de fango-cosustrato (grasa DAF, glicerina y FORM) incrementan la producción volumétrica de biogás respecto a la digestión anaeróbica del fango solo. En las siguientes figuras se resumen algunos de los resultados obtenidos para la codigestión mesófila (35°C).

Figura 3.24. Resultados obtenidos en el estudio SOSTAQUA.



3. Antecedentes Bibliográficos.



Fuente. <http://www.sostaqua.com/theproject/objectives.php>

En los gráficos se observa el aumento de rendimiento provocado por la codigestión de diferentes sustratos en distintos periodos en los que se varió la carga orgánica (VCO) y se mantuvo siempre el tiempo de residencia (THR). Cabe señalar de estas gráficas el notable incremento en el rendimiento de la producción de biogás al utilizar como cosustratos fango más FORSU.

3.5.3. Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás. Universidad Politécnica de Madrid. María Estela Montes Carmona.

Se trata de una tesis doctoral en la que se realizaron una serie de ensayos destinados al análisis de la digestión y codigestión anaerobia en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales. En una de las partes de esta tesis se analizan de forma comparativa tres sistemas de digestión en monoetapa mesofílica utilizando como sustratos: fango, fracción orgánica de los Residuos Sólidos y la mezcla de ambos (codigestión).

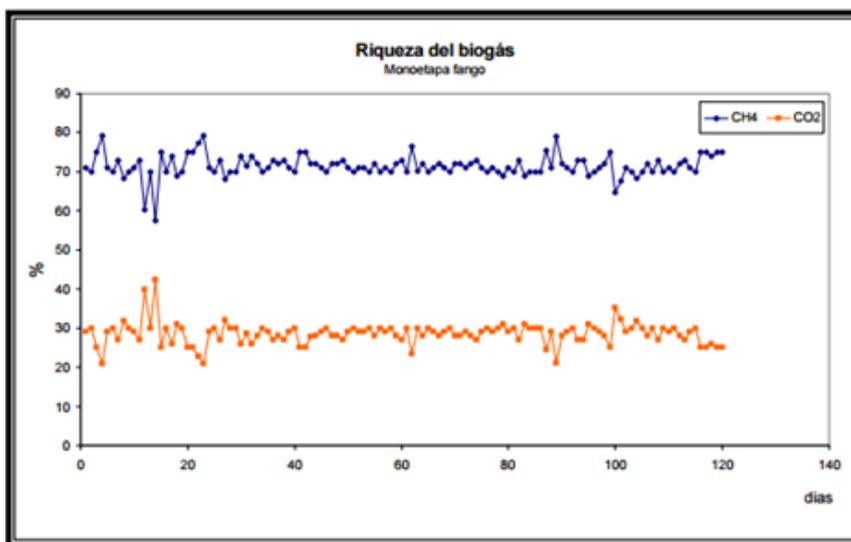
A continuación se resumen algunos de los resultados que se obtuvieron con respecto a la riqueza del biogás producido con esos tres sustratos.

- Digestor en monoetapa solo fango. Se advierte un equilibrio en los datos obtenidos tanto para el metano como para el dióxido de carbono, con unos valores promedio de 71.47% para el CH₄ y 28.53% para el CO₂.



3. Antecedentes Bibliográficos.

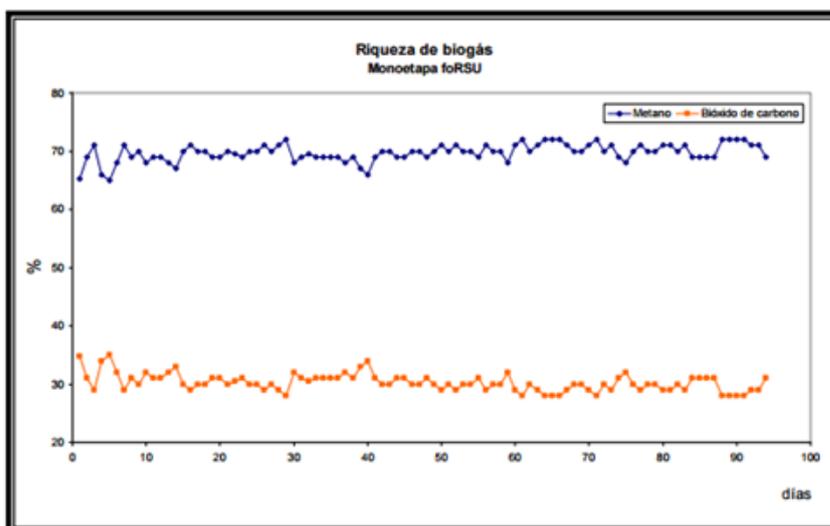
Figura 3.25. Riqueza del biogás en el digester en monoetapa-fango.



Fuente. Universidad Politécnica de Madrid.

- Digestor en monoetapa solo FORSU.

Figura 3.26. Evolución del CH4 y CO2 en el digester en monoetapa- FORSU.



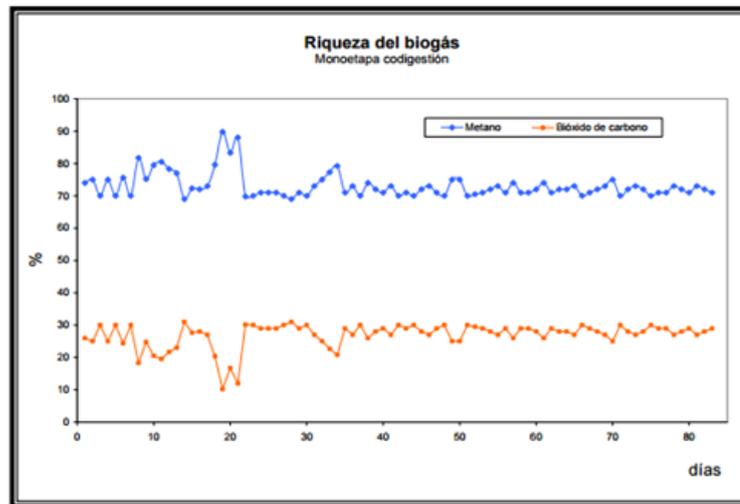
Fuente. Universidad Politécnica de Madrid.

- Digestor en monoetapa codigestión de fango y FORSU.

Se aprecia un equilibrio en los datos obtenidos tanto para el CH4 como para el CO2, con unos valores promedio de 72.79% y 27.21% respectivamente.

3. Antecedentes Bibliográficos.

Figura 3.27. Evolución de CH₄ y CO₂ en el digestor en monoetapa fango-FORSU.



Fuente. Universidad Politécnica de Madrid.

En la figura siguiente se muestran los valores obtenidos en cada uno de los ensayos expuestos.

Figura 3.28. Comparación en función de la producción de biogás de tres digestores anaerobios en monoetapa con diferentes sustratos.

Parámetros	Fango	foRSU	Codigestión
Biogás caudal (l/d)	11.11	10.73	12.31
Biogás (m ³ /Kg DQO _{elim})	0.734	1.240	0.836
Biogás (m ³ /Kg DQO _{entrada})	0.201	0.287	0.261
Biogás (m ³ /Kg STV _{elim})	0.714	1.290	0.871
% CH ₄	71.47	69.83	73.09
% CO ₂	28.53	30.17	26.91
I _{biogás} / I _{sustrato} . día	5.69	5.09	5.61

Fuente. Universidad Politécnica de Madrid.



3. Antecedentes Bibliográficos.

Se debe tener en cuenta que al digester con sustrato solo fango se añadió 1kg de fango; al digester de sustrato FORSU, se añadió 1kg de FORSU; y para el caso de la codigestión, 0.5 kg de cada sustrato.

Como se puede observar respecto a la producción de biogás, bajo las condiciones en que se realizaron los ensayos, la codigestión fue el que presentó un mayor caudal a una mayor riqueza de metano.

En conclusión, tras la lectura y análisis de estos estudios, se puede decir que el proceso de codigestión anaerobia presenta grandes ventajas en cuanto a la producción de biogás en comparación con la digestión individual. Mediante la unión de las características de diferentes sustratos, siempre que sean compatibles, se consigue aumentar tanto la calidad como la cantidad del biogás generado incrementando así el rendimiento del proceso.

3.6. Estudio del análisis de otros potenciales cosustratos industriales alternativos en el área de la comarca de Cartagena.

3.6.1. Residuos aprovechables para la producción de biogás.

Como ha sido tratado en el apartado 3.3, existe un campo variado de residuos valorizables mediante la codigestión anaerobia, los cuales deben presentar una serie de características para hacer posible el desarrollo del procedimiento, entre ellas destacan:

- Volumen de residuo disponible.
- Potencial contaminante del residuo.
- Potencial de producción de biogás.
- Contenido en metano del biogás generado.
- Relación Carbono-Nitrógeno del residuo.
- Alcalinidad.
- Subproductos inhibidores generados en la reacción.
- Cantidad de sólidos volátiles del residuo.
- Necesidad de pretratamiento.

3. Antecedentes Bibliográficos.

3.6.2. Disponibilidad de materias primas en áreas cercanas a la edar cabezo beaza.

Los purines de cerdo y vaca, estiércoles y gallinaza conforman los denominados residuos ganaderos y de granja según la Agencia Andaluza de la Energía (AAE).

Su potencial para la producción de biogás no es demasiado alto, debido a su elevado contenido en nitrógeno y a su excesiva liquidez para el proceso. Por otro lado, a causa de su poder contaminante de suelos y por la abundancia del recurso, así como por la ausencia de otros tratamientos eficientes de valorización; los residuos ganaderos constituyen el combustible por excelencia para la generación de biogás mediante digestión anaerobia.

Una variable adicional en el sector ganadero es el tiempo de almacenaje de los purines antes de su digestión, tiempos de almacenaje superiores a 3 meses pueden reducir su potencial de producción en más de 70% (Bonmatí *et al*, 2001) puesto que durante el almacenaje se produce una fermentación incontrolada con emisión de metano a la atmósfera. (IDAE. Digestores anaerobios).

En cuanto a codigestión, los residuos ganaderos (en concreto los purines de cerdo) pueden ser una buena base para su desarrollo ya que, generalmente presentan un contenido en agua más elevado que la mayoría de residuos industriales, una mayor capacidad tampón y aportan una amplia variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de microorganismos anaerobios.

Figura 3.29. Características físico-químicas que presentan los purines de cerdo.

	MÍN	MÁX	MEDIA
Sólidos Totales – ST (%)	1,4	16,9	6,4
Sólidos Volátiles – SV – sobre ST (%)	44,5	76,4	65,5
N – Amoniacal (mg/L)	1.673,8	7.558,4	4.383,5
N – Orgánico (mg/L)	396,4	3.672,3	1.529,3
SST (%)	0,4	15,5	4,8
SST/ST (%)	30,5	96,2	67,2
SSV (%)	0,3	11,5	3,8
SSV/SV (%)	50,1	99,3	78,8
SSV SOBRE SST (%)	56,5	97,5	78,6
DQO (mg/L)	8.660,0	186.084,3	71.591,7
DQO/SV (g DQO/g SV)	1,22	2,39	1,69
Fósforo – P (mg/L)	90,9	6.255,4	1.406,9
Potasio – K (mg/L)	1.657,0	7.791,3	4.929,7
Alcalinidad parcial (pH=5,75)	0,9	23,2	11,0
Alcalinidad total (pH=4,3)	1,3	45,2	19,2
Relación alcalinidad (RA)	0,2	0,7	0,4
	MÍN	MÁX	MEDIA
Cobre – Cu (mg/L)	7,6	170,3	41,3
Zinc – Zn (mg/L)	7,6	120,8	63,4
pH	6,6	8,7	7,7

Fuente. Estudio básico del biogás. AAE



3. Antecedentes Bibliográficos.

Un aspecto importante a tener en cuenta es el contenido de nitrógeno de los residuos, ya que la urea y otros compuestos nitrogenados en altas concentraciones inhiben el desarrollo de la reacción por parte de las bacterias metanogénicas. (Estudio básico del biogás. AAE)

Por otro lado, el potencial de biogás puede incrementarse realizando determinados pretratamientos, éstos variarían en función del tipo de residuo utilizado.

Como ha sido tratado en otros apartados, el proceso de digestión anaerobia consta de una velocidad limitada a la correspondiente a su etapa más lenta, la cual depende de la composición del residuo. Así, el pretratamiento permite que dicha velocidad aumente, esto se debe a que tras él, los residuos disminuyen el tamaño de las partículas, mejoran la solubilización, acondicionan la pureza en materia orgánica, disminuyen la masa de residuo digerido y obtienen un incremento en su biodegradabilidad (Estudio básico del biogás, AAE).

En concreto, en los **residuos ganaderos** los pretratamientos físico-químicos suponen un beneficio para la fase de hidrólisis, debido a la reducción en el tamaño de las partículas.

Figura 3.30. Potencial de producción de metano presentado por los purines. SV: Sólidos Volátiles. DQO: Demanda química de oxígeno.

	Purines frescos		Purines envejecidos	
	CH ₄ /SV ₁ (L/kg)	CH ₄ /DQO ₁ (L/kg)	CH ₄ /SV ₁ (L/kg)	CH ₄ /DQO ₁ (L/kg)
Purines no tratados térmicamente	347,5	209,7	96,1	62,3
Purines tratados térmicamente	557,5	304,1	67,7	40,1
% Incremento	60,4	45,0	-29,5	-35,6

Fuente. Estudio Básico del Biogás. AAE

En la figura anterior se muestra el potencial en la producción de biogás por parte de los purines frescos y envejecidos, tratados y no tratados térmicamente.

Se deriva del análisis de la figura que, para aumentar la potencialidad en la producción de biogás por parte de los purines, es conveniente tratarlos térmicamente cuando están frescos, procediendo a utilizarlos para la digestión de forma inmediata, pues se produce un descenso muy notable cuando los purines se envejecen.

3. Antecedentes Bibliográficos.

3.6.3. Codigestión de residuos ganaderos y lodos de depuradora.

Los residuos urbanos, en general, presentan altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable (lípidos, carbohidratos y proteínas), por lo que presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos, lo que los hace compatibles con dichos cosustratos para ser usados en procesos de codigestión anaerobia.

Los lodos de depuradora contienen los nutrientes necesarios para el desarrollo de los microorganismos anaerobios así como la presencia de un alto contenido en nitrógeno, estando las relaciones de C:N entre 6:1 y 16: 1 (Stroot *et al*, 2011) como se ha comentado en anteriores apartados.

Existen varios estudios que evidencian el uso de la codigestión de purines con lodos de depuradora para mejorar el proceso de digestión anaerobia. El trabajo realizado por X.Floats en 1999 de título "Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. Efecto del amonio" ha estudiado la digestión termofílica de lodos procedentes de la estación depuradora biológica de aguas residuales de Lleida, España. El estudio se ha llevado a cabo para dos niveles de mezcla purines/lodos (80/20 y 60/40) y una temperatura de 49°C.

En estudio concluye con la comprobación de que los índices de producción de gas mediante la codigestión lodos/purines presentan valores superiores frente a la digestión individual de los sustratos por separado, además se comprueba que disminuyen los efectos de la inhibición del proceso por elevada concentración de nitrógeno amoniacal.

3.6.4. Potenciales productoras de residuos ganaderos.

En primer lugar señalar que todas las empresas estudiadas tienen caracterizada su actividad en cuanto a la producción y gestión de Residuos Peligrosos según la Ley 22/2011 de 28 de julio, o el Real Decreto 833/1988 de 20 de julio de residuos y suelos contaminados como:

Pequeño productor de residuos peligrosos (menos de 10 t/año).

Por otro lado, para todas las explotaciones analizadas: La capacidad de almacenamiento de la actividad será como mínimo la suficiente para almacenar la producción de purín de 3 meses, que permita la gestión adecuada de los mismos, según lo establecido en el apartado B1.1 del artículo 5 del Real Decreto 321/2000,



3. Antecedentes Bibliográficos.

de 3 de marzo, por el que se establecen normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas y sus modificaciones posteriores.

Con este tiempo máximo de 3 meses, se evita la fermentación natural de los purines durante el almacenaje.

Con estas bases, las potenciales productoras que han sido estudiadas en las zonas cercanas a la EDAR Cabezo Beaza, las cuales serán descritas en el apartado de alternativas de futuro son las siguientes:

- Agrourbana Carthago SL.
- Agropecuaria Los Titos.
- Domingo Legaz Cervantes.
- Miguel Guillén Guerrero.
- Fernando y Juan Miguel Francés Muñoz.
- Agropecuaria El Escobar SA.
- Josefa García y Mariano Urrea García.
- Granja Venta Seca.
- Antonio García Vivancos.
- Blas Saura Espinosa.
- Pujante Herrero SA.
- Agropecuaria Los Cholas SL.

4. MATERIALES Y MÉTODOS.

4.1.-EDAR Cabezo Beaza. Descripción de la planta y el proceso. Producción actual de biogás.

La EDAR de Cabezo Beaza depura las aguas residuales y pluviales correspondientes al núcleo urbano de Cartagena y otras poblaciones pequeñas cercanas atendiendo a una población de 210000 habitantes equivalentes, en el polígono industrial anexo del mismo nombre.

Figura 4.1. Visión aérea de la EDAR Cabezo Beaza.



Fuente. http://www.inima.es/es/edar_cabezo_beaza_murcia

La capacidad actual de la planta depuradora es de 35000m³/día.

En 2010, se trató un volumen anual de 9,4Hm³. Durante el año 2011 se trató un volumen de agua bruta cercano a los 9 Hm³, lo que equivale a un caudal medio diario de 23.680 m³/día. Durante el año 2012 se trató un volumen de agua bruta cercano a los 7,63 Hm³, lo que equivale a un caudal medio diario de 21212 m³/día. Durante el año 2013 se trató un volumen similar de agua bruta cercano a los 7,7 Hm³, lo que



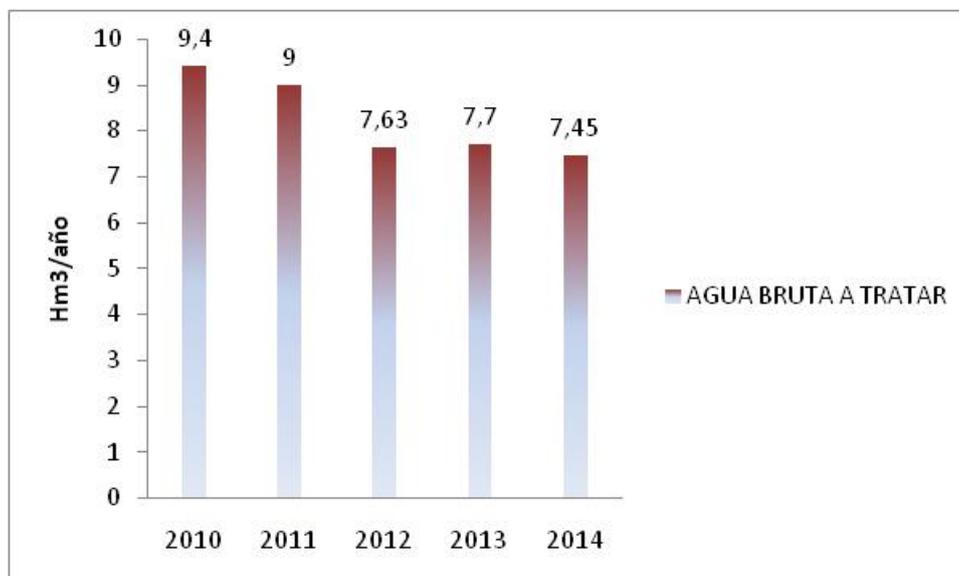
4. Materiales y Métodos.

equivale a un caudal medio diario de 214488 m³/día. Durante el año 2014 se trató un volumen de agua bruta algo inferior, cercano a los 7,45 Hm³, lo que equivale a un caudal medio diario de 20713 m³/día.

Tabla 4.1. Volúmenes anuales y caudales medios diarios de agua bruta a tratar en la EDAR Cabezo Beza.

Año	Agua bruta a tratar	Caudal medio diario.
	Hm ³ /año	m ³ /día
2010	9.4	26111
2011	9	23680
2012	7.63	21212
2013	7.7	21448
2014	7.45	20713

Figura 4.2. Caudales anuales de agua bruta a tratar en la EDAR Cabezo Beza.



La EDAR dispone de un depósito de laminación de 10.000 metros cúbicos, en la cabecera de la Estación Depuradora, dicho depósito recogerá todas las aguas residuales, incluso las de lluvia, y las enviará de manera constante a la EDAR, regulando las variaciones de caudal. Posteriormente se bombea el agua con un caudal constante hacia el pretratamiento.

4. Materiales y métodos.

LÍNEA DE FANGOS.

Está constituida por las siguientes unidades unitarias de proceso:

- Bombeo de fangos primarios y secundarios.
- Pretratamiento.
- Decantación primaria: Espesador por concentración de fangos primarios.
- Decantación secundaria: Espesador por flotación de fangos secundarios.
- Reactor biológico tipo flujo pistón: Digestión anaerobia para la estabilización de los fangos.
- Espesador de fangos digeridos.
- Laberinto de cloración.
- Deshidratación de fangos.

SISTEMA DE COGENERACIÓN.

La EDAR, tiene instalados 2 motogeneradores de combustión interna de 250KW de potencia mecánica de la marca GUASCOR y el modelo FGDL 180/55º los cuales funcionan solo para atender la demanda interna de electricidad de la planta así como de calor utilizado en el digestor.

Figura 4.3. Biogás y cogeneración en EDAR Cabezo Beaza.



Fuente. <http://www.esamur.com/jornadas/ponencias/ponencia119.pdf>

4. Materiales y Métodos.

La configuración habitual de funcionamiento de los equipos es de 1+1, teniendo así una unidad en funcionamiento y una en reserva.

LÍNEA DE BIOGÁS.

Esta línea está compuesta por los siguientes sistemas:

- Dos digestores anaerobios de 22 m de diámetro y 3500 m³ de volumen unitario.
- Dos gasómetros de 1040 m³ de volumen unitario.
- Una antorcha de 676 m³/h de capacidad.
- Una unidad de tratamiento del biogás.
- Tres surpresores de biogás para alimentar la motogeneración.
- Tres suspresores para alimentar las calderas.
- Dos calderas de agua de 300000 kcal/h.
- Equipo de recirculación de agua caliente.
- Equipo de recirculación de fango del digestor.
- Dos intercambiadores de calor agua-fango.
- Dos equipos motogeneradores de la marca GUASCOR y el modelo FGDL 180/55.
- Dos intercambiadores de calor de los gases de escape de tipo pirotubular.
- Dos aerorefrigeradores de los circuitos de alta y baja temperatura.

DATOS OPERATIVOS DE LOS DIGESTORES ANAEROBIOS.

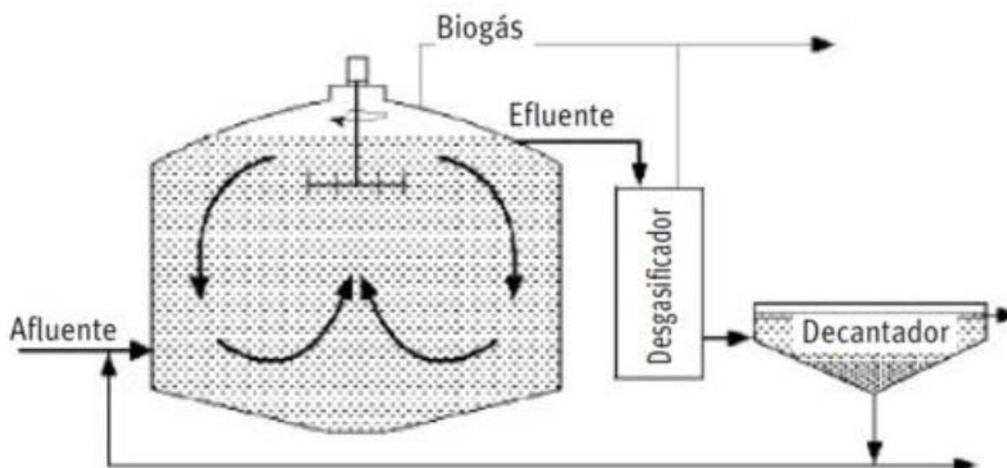
Los reactores que utiliza la planta en cuestión son Reactores de mezcla completa (RMC), monoetapa sin retención de masa y con agitación y recirculación de fangos.

Se alimentan mediante dos líneas independientes, se agita alto caudal a baja presión permanentemente, introduciendo el fango en proceso por dos toberas laterales opuestas de menor diámetro que las tuberías que le dan entrada, generando así un aumento de velocidad necesario para obtener la energía de agitación.

El fango se recoge del centro para cerrar el ciclo.

4. Materiales y métodos.

Figura 4.4. Reactores de mezcla completa (RMC), con agitación y recirculación de fangos.



Fuente. Digestores anaerobios. IDAE.

Los fangos son espesados (por gravedad para los primarios y flotación para los biológicos), se procede a un tamizado (“quitapelos”) antes del espesador primario y, tras la mezcla de los dos tipos de fango, pasan a un triturado en continuo de los mismos antes de su entrada a los digestores.

La línea de calefacción es de menor caudal, pero debe vencer la presión de la altura del digestor (se puede tomar fango a tres alturas diferentes), enviar a intercambiador de calor y devolver a media altura del digestor.

Pasa el secuestro de SH_2 en el digestor se añade ocasionalmente cloruro férrico, y en caso de reajuste de pH, sosa.

PARÁMETROS DE CONTROL DEL PROCESO.

- Parámetros de control del digestor:
pH, temperatura $^{\circ}\text{C}$ (del fango en digestión o en línea de calefacción), alcalinidad (mg/l CaCO_3), Materia seca % ST, materia volátil % SSV, índice de alcalinidad (relación ácidos grasos/alcalinidad), ácidos grasos(acidez acetato; expresado como mg/ ICH_3COOH) .
- Parámetros de control de la alimentación de lodos mixtos al digestor:
pH, materia seca %ST y materia volátil %SSV.



4. Materiales y Métodos.

- Parámetros de control de composición y calidad del biogás:
Metano(% CH₄); dióxido de carbono (%CO₂) y sulfídrico (SH₂ ppm).

4.1.1.-Base de datos de partida.

DATOS DE PARÁMETROS DE CONTROL OPERACIONALES DE LOS DIGESTORES 2010-2014.

En las siguientes tablas se presentan los valores medios mensuales de parámetros de control de los digestores en el periodo 2011-2014 que se analizan en la planta de la EDAR Cabezo Beaza y que han sido cedidos por la planta, con la aprobación de HIDROGEA SA para el desarrollo de este trabajo.

Dichos parámetros son pH, porcentaje de materia sólida a digestión (%MS_d), porcentaje de materia volátil (%SV_d), alcalinidad (Alc_d), índice de alcalinidad (Ia_d) y temperatura del digestor (THA_d).

El subíndice 'd' indica que los parámetros son referentes al digestor.

Tabla 4.2. Valores medios mensuales y total anual de los parámetros de control de los digestores en 2011.

	Año	pH _d	MS _d	SV _d	Alc _d	Vold	Ia _d	TRAd
		uds	%	%	mg/l CaCO ₃	mg/l CH ₃ COOH	ác. Vol./alc.	°C
Enero	2011	6,79	2,84	66,12	1965,00	317,50	0,16	18,19
Febrero	2011	6,83	3,42	66,60	1723,00	355,25	0,21	19,25
Marzo	2011	6,88	3,59	66,61	1766,40	361,60	0,21	19,39
Abril	2011	6,94	3,62	67,47	1788,75	241,75	0,14	22,28
Mayo	2011	7,12	3,56	66,13	1692,80	252,40	0,15	24,28
Junio	2011	7,13	3,23	63,24	1858,00	240,00	0,13	26,89
Julio	2011	7,11	2,93	62,88	1716,25	232,50	0,14	29,12
Agosto	2011	7,23	2,88	60,67	1847,40	131,00	0,07	29,43
Septiembre	2011	7,34	3,52	57,17	1853,75	97,00	0,05	29,64
Octubre	2011	7,14	3,84	54,42	1503,20	93,60	0,05	27,18
Noviembre	2011	6,95	3,81	60,73	1824,00	193,00	0,11	24,23
Diciembre	2011	6,89	3,75	60,92	1754,60	264,20	0,15	21,73
Total Año		84,34	40,96	752,94	21293,15	2779,80	1,56	291,60
Media Mensual		7,03	3,41	62,74	1774,43	231,65	0,13	24,30

4. Materiales y métodos.

Tabla 4.3. Valores medios mensuales y total anual de los parámetros de control de los digestores en 2012.

	Año	pHd	MSd	SVd	Alcd	Vold	Iad	TRAd
		uds	%	%	mg/l CaCO ₃	mg/l CH ₃ COOH	ác. Vol./alc.	°C
Enero	2012	6,83	3,26	65,53	1490,50	321,75	0,22	19,24
Febrero	2012	6,85	3,28	65,58	1682,50	335,50	0,01	18,68
Marzo	2012	6,72	3,37	67,65	1562,40	353,20	0,23	19,91
Abril	2012	6,85	3,06	65,81	1410,40	302,00	0,21	22,38
Mayo	2012	6,95	3,04	64,49	1399,25	295,50	0,21	24,70
Junio	2012	6,99	3,18	63,48	1192,50	296,00	0,25	27,51
Julio	2012	6,96	2,86	59,43	1020,00	152,80	0,13	29,15
Agosto	2012	7,03	2,96	57,23	1312,20	119,40	0,09	29,58
Septiembre	2012	7,02	2,90	58,36	1317,50	137,00	0,11	29,43
Octubre	2012	6,93	3,12	58,65	1340,40	145,80	0,11	27,57
Noviembre	2012	6,85	2,22	61,63	1253,50	232,75	0,19	22,09
Diciembre	2012	6,75	2,18	65,52	1224,75	205,00	0,17	19,95
Total Año		82,72	35,43	753,35	16205,90	2896,70	1,93	290,19
Media Mensual		6,89	2,95	62,78	1350,49	241,39	0,16	24,18

Tabla 4.4. Valores medios mensuales y total anual de los parámetros de control de los digestores en 2013.

	Año	pHd	MSd	SVd	Alcd	Vold	Iad	TRAd
		uds	%	%	mg/l CaCO ₃	mg/l CH ₃ COOH	ác. Vol./alc.	°C
Enero	2013	6,70	2,75	67,92	1406,75	313,50	0,22	18,83
Febrero	2013	6,82	2,80	68,21	1251,25	272,50	0,22	19,86
Marzo	2013	6,88	3,50	67,66	1287,00	282,00	0,22	21,81
Abril	2013	6,95	3,04	67,27	1153,00	134,00	0,12	21,70
Mayo	2013	6,97	3,04	63,45	1201,25	142,75	0,13	23,05
Junio	2013	7,00	3,08	65,89	1464,00	164,25	0,12	27,53
Julio	2013	7,14	3,66	63,49	1845,50	129,00	0,07	29,27
Agosto	2013	7,03	3,91	66,31	1459,00	143,60	0,10	30,04
Septiembre	2013	7,17	2,82	63,75	1276,25	172,00	0,14	28,63
Octubre	2013	7,00	2,78	65,31	876,40	152,00	0,18	27,01
Noviembre	2013	7,04	3,28	66,18	1000,00	128,00	0,13	22,94
Diciembre	2013	6,76	2,93	66,09	1017,40	173,60	0,17	20,60
Total Año		83,45	37,58	791,54	15237,80	2207,20	1,80	291,27
Media Mensual		6,95	3,13	65,96	1269,82	183,93	0,15	24,27



4. Materiales y Métodos.

Tabla 4.5. Valores medios mensuales y total anual de los parámetros de control de los digestores en 2014.

	Año	pHd	MSd	SVd	Alcd	Vold	Iad	TRAd
		uds	%	%	mg/l CaCO ₃	mg/l CH ₃ COOH	ác. Vol./alc.	°C
Enero	2014	6,75	3,02	65,39	980,00	194,50	0,20	19,67
Febrero	2014	6,73	3,39	65,30	905,25	243,75	0,27	20,90
Marzo	2014	6,80	2,33	65,97	999,20	185,80	0,19	22,52
Abril	2014	6,78	2,12	66,27	878,00	193,75	0,23	25,33
Mayo	2014	6,81	2,64	64,27	958,90	218,85	0,23	25,69
Junio	2014	7,01	3,28	60,39	1044,90	281,50	0,14	28,53
Julio	2014	6,94	2,52	61,06	988,25	250,00	0,25	30,83
Agosto	2014	7,05	2,63	60,99	1123,25	102,50	0,09	27,91
Septiembre	2014	6,98	2,47	61,19	1114,60	84,40	0,08	31,35
Octubre	2014	6,80	2,03	60,33	931,00	102,75	0,11	28,40
Noviembre	2014	6,73	2,19	63,33	852,50	193,25	0,23	24,68
Diciembre	2014	6,77	2,28	66,52	811,25	217,75	0,27	21,90
Total Año		82,16	30,89	760,98	11587,10	2268,80	2,28	307,71
Media Mensual		6,85	2,57	63,42	965,59	189,07	0,19	25,64

Es necesario detallar que los datos, cálculos y resultados del presente trabajo se han realizado tomando los valores medios de los parámetros para los dos digestores de que dispone la planta.

Esto es posible ya que según el trabajo *Estrategias de mejora del balance energético de la digestión anaerobia de fangos de depuradoras urbanas: La importancia de las metanosarcinas* realizado por Belén Elvira Rendueles; se ha comprobado estadísticamente por medio del procedimiento Correlaciones Bivariadas del paquete estadístico SPSS 20, que para el análisis de los parámetros de control de la digestión anaerobia para la EDAR Cabezo Beaza puede usarse el valor medio del parámetro de ambos digestores.

4.2.- El vertedero El Gorguel. Descripción de la planta y el proceso. Producción actual de biogás.

Para potenciar la producción de biogás se propone usar lixiviado de la fracción orgánica FORSU procedente del vertedero municipal El Gorguel.

La planta de tratamiento de residuos sólidos urbanos El Gorguel se encuentra situada en el Paraje El Gorguel (Escombreras) en el término municipal del Cartagena. Se clasifica según el Real Decreto 1481/2011 como Vertedero de Residuos No Peligrosos.

4. Materiales y métodos.

La cantidad total de residuos a verter planificada en la Autorización Ambiental Integrada emitida en 2008 es de 152 237 toneladas al año con un incremento previsto del 1% anual.

La capacidad total del vertedero es de 1 229 020 m³, siendo dicho valor el volumen total de los vasos de vertido.

La planta cuenta con los siguientes procesos de almacenamiento, valorización o eliminación de residuos.

- Vertedero de residuos no peligrosos.
- Recuperación de residuos urbanos.
- Planta de compostaje.
- Planta de gestión de residuos voluminosos.

A continuación se enumeran los recursos recuperados a partir de los residuos así como su destino, es decir, la actividad que aprovecha como materia prima estos recursos recuperados.

- Gas. Realizando el aprovechamiento energético del biogás generado o, en su caso, combustión del mismo.
- Residuos valorizables. Tratados en empresas recuperadoras.
- Compost. Destinado a otras empresas que lo utilizan o, en su caso, lo someten a posteriores operaciones de acondicionamiento.

El complejo de El Gorguel está compuesto por la planta de tratamiento de RSU, el vertedero de El Gorguel (vertedero de rechazos clausurado), el vertedero de Mina Regente (vertedero de rechazos en fase de sellado) y la ampliación del vertedero de Mina Regente. Éste último consta de dos vasos:

- El vaso 1 (Dos Amigos) está en explotación actualmente.
- El vaso 2 (Tocatarpa) se encuentra en construcción.

La planta de tratamiento de RSU se divide en las siguientes áreas productivas:

- Área de control y pesaje de residuos.
- Área de tratamiento de RSU.
- Área de fermentación y compostaje.
- Área de afino de compost.
- Área de tratamiento de enseres voluminosos.



4. Materiales y Métodos.

- Generación de energía eléctrica a partir de biogás.
- Área de tratamiento de lixiviados.
- Instalaciones auxiliares.

Figura 4.5. Vista aérea de la planta de RSU El Gorguel.



DESCRIPCIÓN DEL PROCESO.

En primer lugar se realiza la aceptación de los residuos, previamente solicitado su vertido por escrito. Una vez el Jefe de Planta permite el acceso de los vertidos, se procede a su pesaje y se receptiona el residuo en el área de descarga correspondiente, según su naturaleza.

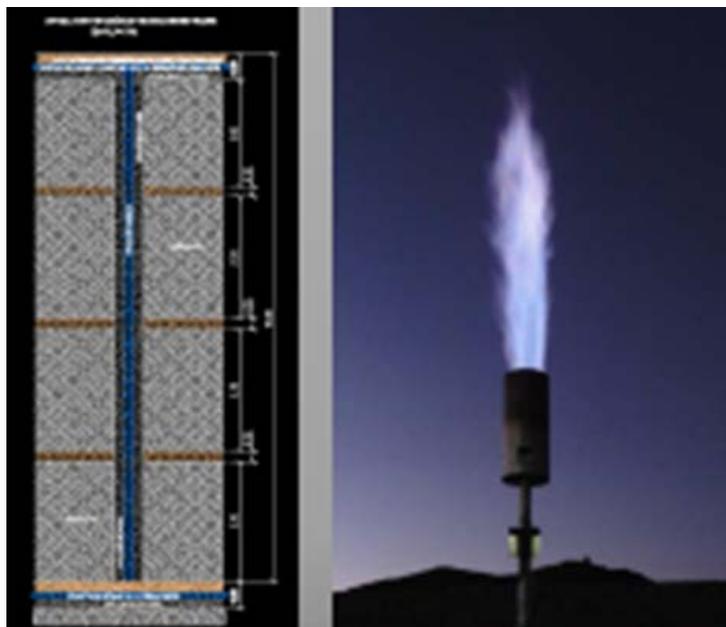
Triaje primario. Manualmente se recupera cartón, cajas de PEAD, enseres voluminosos, baterías, neumáticos y otros materiales que por sus características puedan causar paros posteriormente.

Trommel clasificador. Por un lado, de la materia orgánica, se recuperan metales férricos mediante un separador electromagnético y la materia orgánica se envía al proceso de compostaje. Por otro lado los envases metálicos se hacen pasar por un tamiz de 120x120 mmR para su clasificación. El rechazo del trommel se dirige al triaje secundario.

4. Materiales y Métodos.

- **Generación de energía eléctrica a partir de biogás.**

Figura 4.7.Detalle de pozo vertical y antorcha en planta RSU El Gorguel.



La composición del biogás producido en la planta a partir de los diferentes vertederos de rechazo es aproximadamente de 40% CH₄, 35%CO₂ y 1.5 %O₂.

- **Extracción, conducción y acondicionamiento del biogás.**

El vertedero Mina Regente consta de 45 pozos verticales de 20m de profundidad media. En la ampliación de este mismo vertedero se están realizando pozos horizontales durante la explotación. Existen conducciones superficiales en tuberías de PEAD y picajes para controlar la cantidad de caudal y la calidad.

Con una soplante se extrae y se filtra el gas con carbono activo para eliminar el Si (contamina aceite y almacena sedimentos en la cámara de combustión).

- **Valorización en Motor de Combustión Interna Alternativa acoplado a un alternador.**

La planta consta de tres motores con las características siguientes:

- Motor 1: Jenbacher J320GS-C121: Potencia 1063 kW
- Motor 2. Jenbacher J3312GF: Potencia 625kW
- Motor 3. Guascor FGLD360: Potencia 475 kW

Está previsto sustituir los motores 2 y 3 por un único motor similar al motor 1 (para junio de 2015).

Existe la posibilidad de instalar hasta tres motores de 3MW.

4. Materiales y métodos.

- **Eliminación controlada alternativa en antorcha.**

Se emplea cuando el motor está fuera de servicio para minimizar emisiones. Por cada kg de CH₄ se producen 25kg de CO₂.

- **Área de tratamiento de lixiviados.**

Para el tratamiento de lixiviados la planta dispone de una línea de biodestillación. De este proceso se obtiene tanto agua tratada para su reutilización en las instalaciones como residuo condensado que se estabiliza y se elimina mediante su depósito en el vertedero controlado.

Figura 4.8. Área de tratamiento de lixiviados en planta RSU El Gorguel.



En este proceso tienen lugar las siguientes operaciones:

- Proceso térmico (evaporación y condensación). Se realiza la separación del agua contenida y del residuo condensado.
- Stripping y scrubber: Se eliminan los contaminantes que contiene aún el agua (amoníaco y amonio).
- Reactor biológico. Se consiguen unos parámetros adecuados de DQO y DBO.



4. Materiales y Métodos.

4.2.1. Análisis de los componentes del FORSU Y de los LIXIVIADOS. Potencial de metanización.

4.2.1.1. CARACTERÍSTICAS DE TRATAMIENTO DE LA PLANTA.

Tabla 4.6. Características generales de la planta RSU El Gorguel.

Planta El Gorguel	TONELADAS/AÑO	TONELADAS/DIA
Volumen de residuos tratados al año	125000	342.46
Materia orgánica	25000	68.49
Lixiviados	18750	51.37

LIXIVIADO. Datos de partida.

El lixiviado procedente de la planta RSU en cuestión, se caracteriza analíticamente (datos cedidos por la empresa y realizados en el laboratorio de valorización de residuos del CETENMA) obteniendo los siguientes parámetros:

- Conductividad: 41000 $\mu\text{s}/\text{cm}$
- % Materia Seca: 2.5%
- % Materia Volátil: 1.64 % (supone el 65.6 % de la materia orgánica total).
- pH: 8.7
- Nitrógeno Amoniacal N-NH_4 : 3150 mg/l

Tabla 4.7. Datos de partida de parámetros de lixiviado para el control de la codigestión.

2011-2014	Lixiviado
PARÁMETROS DE ENTRADA	
Caudal diario ($\text{m}^3/\text{día}$)	
%MS	2,50
%SV	65,60
Caudal de fangos ($\text{m}^3/\text{día}$)	22,5
Carga ($\text{Kg SV}/\text{m}^3/\text{día}$)	0,6
% Humedad	
DQO (ppm)	7540,00
ALC ($\text{mg CaCO}_3/\text{l}$)	1130,00
AGV (mg/l)	1200,00
AGV/ALC	1,06
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{CM}$)	41000,00
N-Nh_4 (ppm)	3150,00
pH (unidades)	8,70

4. Materiales y métodos.

Tabla 4.8. Datos de partida de parámetros de FORSU para el control de la codigestión.

2011-2014	FORSU
PARÁMETROS DE ENTRADA	
Caudal diario (m ³ /día)	
%MS	
%SV	28,00
Caudal de fangos (m ³ /día)	
Carga (Kg SV/m ³ /día)	
% Humedad	61,20
DQO (ppm)	7540,00
ALC (mg CaCO ₃ /l)	1130,00
AGV (mg/l)	1200,00
AGV/ALC	1,06
Conductividad (microS/CM)	4950,00
N-Nh ₄ (ppm)	98,00
pH (unidades)	7,38

4.2.1.2. Ensayos de eficiencia del cosustrato.

Los ensayos de eficiencia del cosustrato se realizan en tres fases.

- **Fase 1.** Siguiendo las recomendaciones de Morenilla *et al.*, 2010 se propone añadir a los lodos mixtos un volumen de lixiviado equivalente al 8% del volumen diario de lodos añadidos al digestor e incrementar el porcentaje de sólidos volátiles en 1 % en una fase inicial para ver cómo se comporta el digestor suponiendo que los parámetros de digestión, en principio, no se modifican. Se recalculan todos los datos de los parámetros de control de los digestores para la mezcla lodo+lixiviado al 8%. Se parte de los valores medios de dichos parámetros del lixiviado analizados en el CETENMA. Con estos valores y los datos teóricos de eliminación de SSV del 57% y un tiempo de retención teórico de kg SSV de 1.5, se recalcula el rendimiento teórico del biogás producido.
- **Fase 2.** Se propone añadir a los lodos mixtos un volumen de lixiviado equivalente al 10% del volumen diario de lodos añadidos al digestor.
Se comprueba la estabilidad del proceso (toxicidad e índice IAD), incremento de la producción de biogás y cálculo del rendimiento.
- **Fase 3.** Se propone añadir a los lodos mixtos un volumen de lixiviado equivalente al 15 % del volumen diario de lodos añadidos al digestor.



4. Materiales y Métodos.

Comprobaciones: Análisis del incremento del porcentaje de sólidos volátiles en el digestor, Estabilidad del proceso (índice IAD), Incremento de la producción de biogás y, por último, cálculo del rendimiento.

4.3. Método de cálculo para la estimación del rendimiento del biogás.

El proceso seguido para la estimación del rendimiento de biogás de los digestores es el marcado por Morenilla *et al.*, 2010.

Los cálculos efectuados partiendo de los datos presentados en las tablas anteriores son los siguientes.

$$g/kg \text{ Entrada de Fango} = (\%Msf * \%Svf)/10$$

$$\frac{g}{kg} \text{ Salida de Fango} = \frac{\%Msd * \%Svd}{10}$$

%Eliminación MV =

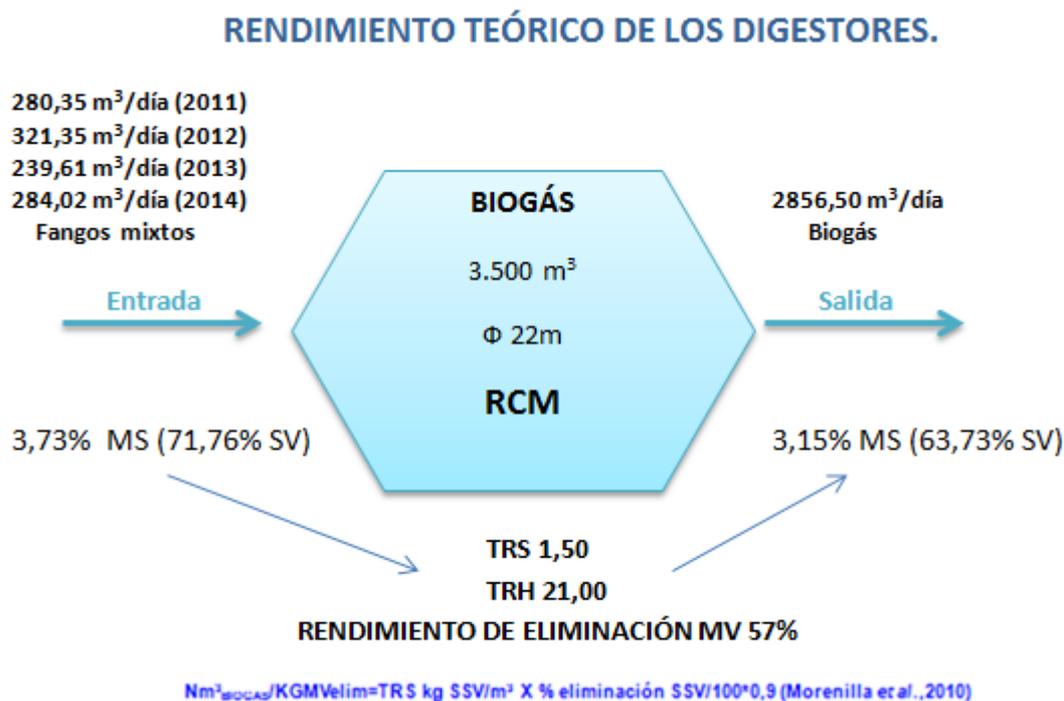
$$(((g/kg \text{ Entrada de Fango} - g/kg \text{ Salida de Fango}) * 100)/g)/kg \text{ Salida de Fango}$$

$$(Nm^3)/kg \% \text{ Eliminación MV} = (1.5 * \% \text{ Eliminación MV}/100) * 0.9$$

MV kgMV/(m³ Fango) =

$$((\text{Media Mensual Fangos } m^3 \text{ día} * \text{Media Mensual Entrada de Fango } g/kg)/1000g)/kg$$

Figura 4.9. Cálculo del rendimiento de los digestores.



4.4. Proceso seguido para el estudio de potenciales empresas productoras de residuos aprovechables para la producción de biogás mediante codigestión en el área de cartagena.

Procedimiento a seguir:

- 4.4.1. **Definición de una zona geográfica** con un radio de 50 km alrededor de la EDAR Cabezo Beaza, con el objetivo de definir una posible área en la que los costes por transporte de residuos permitan la rentabilidad del proceso en estudio.

Para que una planta de digestión anaerobia sea rentable es imprescindible la garantía en el suministro de materia prima, tanto en tiempo como en calidad, de ello se deriva el estudio de las rutas de transporte y distancias efectuado.

- 4.4.2. **Búsqueda de empresas** generadoras de residuos ganaderos dentro de la zona definida, por medio del uso de la plataforma virtual de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM, <http://www.carm.es>) en su registro de Explotaciones Ganaderas.

- 4.4.3. **Localización de las empresas** utilizando el Sistema de Información Geográfica (**SIG**) destacado en la Región de Murcia (**Cartomur**, <http://iderm.imida.es/cartomur>). El proceso de ubicación se ha

4. Materiales y Métodos.

llevado a cabo a través de coordenadas UTM, indicando las mismas en la aplicación del nombrado SIG.

Cartomur es el visor cartográfico de la Región de Murcia en el que está disponible toda la producción digital que ofrece el Servicio de Cartografía de la CARM, para su visualización, comparación e impresión. Ofrece multitud de herramientas de gestión para facilitar la navegación entre las capas disponibles: vectoriales, ortoimágenes, modelos digitales de elevaciones, cartografía urbana. Además, se permite la medida de distancias y áreas y la búsqueda por callejero, topónimos y coordenadas.

En el desarrollo del proceso de análisis, se han utilizado las capas de ortoimágenes así como las de cartografía urbana.

4.4.4. **Búsqueda de las autorizaciones ambientales** respectivas para cada una de las empresas seleccionadas en el directorio de la CARM, en la zona de actividades ganaderas.

Obtención de las diferentes características de las empresas destacando entre ellas las producciones de residuos y sus cantidades de nitrógeno, dicha información se ha obtenido de las propias autorizaciones ambientales.

4.4.5. **Elaboración de rutas** partiendo desde cada empresa hasta la Estación Depuradora Cabezo Beaza, tratando así de determinar la distancia real que habría que recorrer en caso de llevar a cabo el traslado de residuos entre ambas zonas.

5. RESULTADOS.

5.1. Evolución de la producción de biogás en la EDAR Cabezo Beaza.

5.1.1 Datos EDAR Cabezo Beaza 2011-2014.

Tabla 5.1. Valores medios mensuales de caudal de agua bruta, fango a digestión y caudal de biogás generado en m³/día. (AÑO 2011).

	Año	QB <i>m³/día</i>	Fmx <i>m³/día</i>	gas <i>m³/día</i>
Enero	2011	25799,81	330,65	2685,94
Febrero	2011	24565,86	334,46	2897,36
Marzo	2011	26201,65	308,65	3142,23
Abril	2011	25155,93	328,37	3273,47
Mayo	2011	24597,10	308,13	3380,52
Junio	2011	24346,20	279,90	3331,73
Julio	2011	21157,06	252,23	2247,10
Agosto	2011	20053,61	174,97	2726,10
Septiembre	2011	20031,33	189,33	2754,77
Octubre	2011	23683,90	260,52	3071,19
Noviembre	2011	25606,80	291,73	3309,77
Diciembre	2011	22964,13	305,26	2760,26
Total Año		284163,38	3364,18	35580,42
Media Mensual		23680,28	280,35	2965,03

Tabla 5.2. Valores medios mensuales de caudal de agua bruta, fango a digestión y caudal de biogás generado en m³/día. (AÑO 2012).

	Año	QB <i>m³/día</i>	Fmx <i>m³/día</i>	gas <i>m³/día</i>
Enero	2012	21195,61	351,97	3594,19
Febrero	2012	21712,52	363,76	3441,07
Marzo	2012	21759,74	380,42	3719,13
Abril	2012	21243,07	371,40	3641,53
Mayo	2012	21668,29	437,23	4118,52
Junio	2012	21433,00	391,10	3761,70
Julio	2012	18867,42	236,65	2751,52
Agosto	2012	18205,19	185,06	2044,90
Septiembre	2012	20434,83	193,60	2226,00
Octubre	2012	23124,74	294,42	2625,48
Noviembre	2012	23911,57	329,30	2075,43
Diciembre	2012	20999,55	321,32	2617,42
Total Año		254555,53	3856,22	36616,90
Media Mensual		21212,96	321,35	3051,41



5. Resultados.

Tabla 5.3. Valores medios mensuales de caudal de agua bruta, fango a digestión y caudal de biogás generado en m³/día. (AÑO 2013).

	Año	QB	Fmx	gas
		m ³ /día	m ³ /día	m ³ /día
Enero	2013	20148,58	309,55	3116,48
Febrero	2013	21592,07	268,11	2717,29
Marzo	2013	23175,94	326,68	3616,81
Abril	2013	23801,47	284,10	3155,06
Mayo	2013	22820,32	260,10	2945,16
Junio	2013	21590,40	223,47	3795,70
Julio	2013	19446,58	199,74	2675,84
Agosto	2013	18151,52	149,42	1934,32
Septiembre	2013	21182,60	201,70	2263,81
Octubre	2013	21738,71	173,90	2195,23
Noviembre	2013	21409,37	224,77	2209,70
Diciembre	2013	22321,71	253,77	2378,23
Total Año		257379,26	2875,30	33003,63
Media Mensual		21448,27	239,61	2750,30

Tabla 5.4. Valores medios mensuales de caudal de agua bruta, fango a digestión y caudal de biogás generado en m³/día. (AÑO 2014).

	Año	QB	Fmx	gas
		m ³ /día	m ³ /día	m ³ /día
Enero	2014	21709,68	295,23	2949,45
Febrero	2014	21107,64	327,39	2729,98
Marzo	2014	20354,84	369,81	3254,44
Abril	2014	20666,67	377,87	3061,37
Mayo	2014	20419,35	260,00	3373,13
Junio	2014	20000,00	234,50	3146,17
Julio	2014	17645,16	223,19	2447,52
Agosto	2014	16327,68	154,03	2013,00
Septiembre	2014	20602,80	267,57	2236,80
Octubre	2014	23801,68	297,45	2167,39
Noviembre	2014	23322,17	301,93	2338,97
Diciembre	2014	22605,61	299,26	2193,10
Total Año		248563,28	3408,23	31911,30
Media Mensual		20713,61	284,02	2659,27

5. Resultados.

Figura 5.1. Variación mensual de los caudales medios de agua residual a tratar en m³/día y mes para el periodo en estudio (2011-2014) de la EDAR Cabezo Beaza.

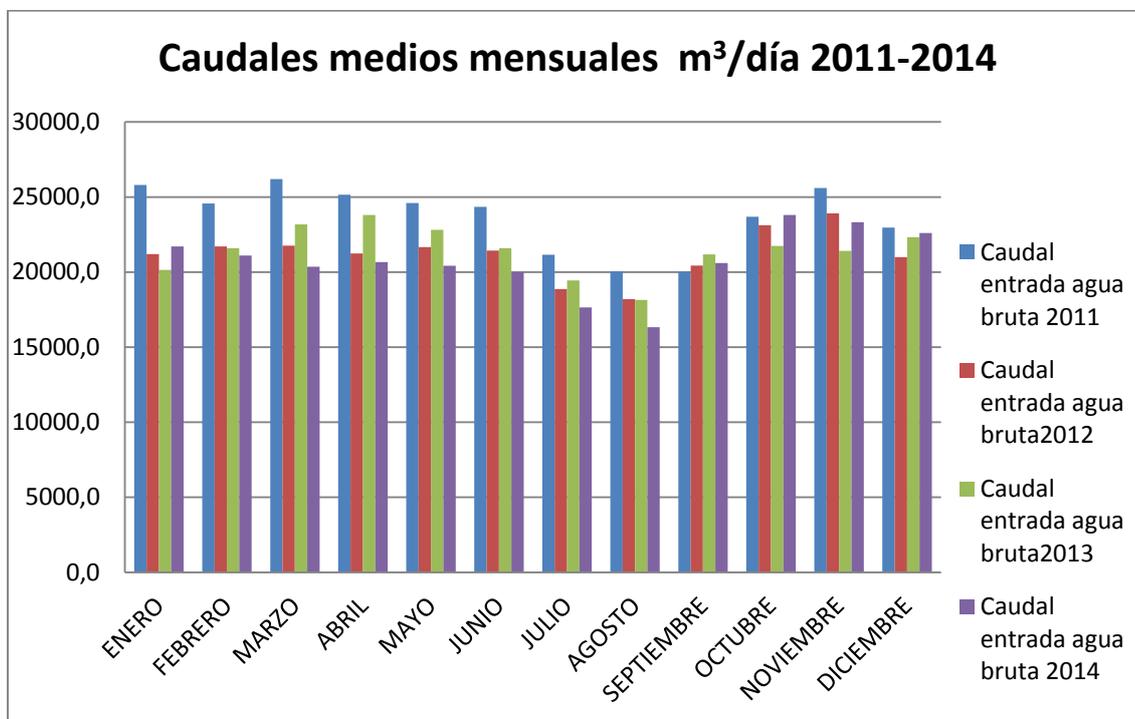
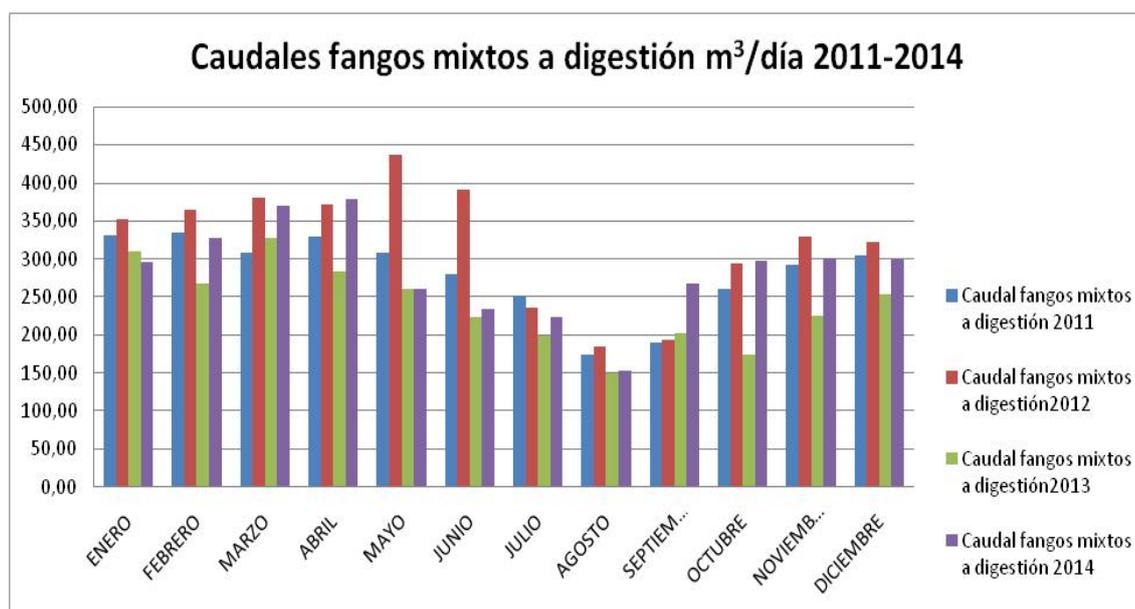
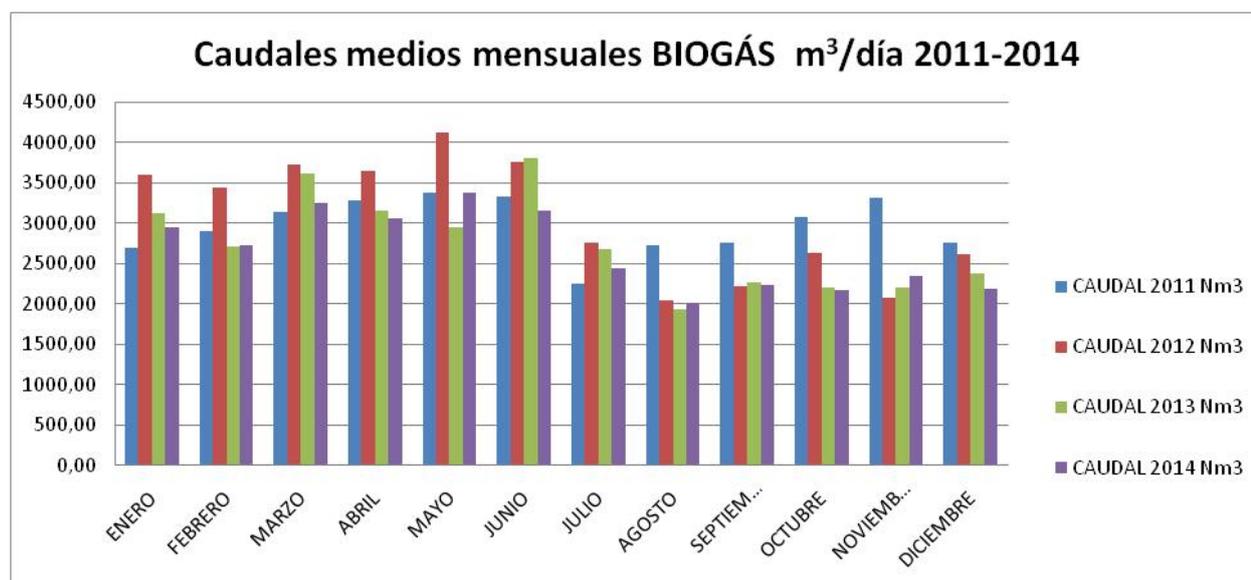


Figura 5.2. Variación mensual de los caudales medios de fangos mixtos a digestión en m³/día y mes para el periodo en estudio (2011-2014) de la EDAR Cabezo Beaza.



5. Resultados.

Figura 5.3. Variación mensual de los caudales medios de biogás Nm³/día y mes para el periodo en estudio (2011-2014) de la EDAR Cabezo Beaza.



5.1.2. Datos EDAR Cabezo Beaza 2011-2014: Parámetros de caracterización de los lodos a digestión.

Tabla 5.5. Valores medios mensuales de parámetros de caracterización de los fangos a digerir (AÑO 2011).

	Año	pH _f	MS _f	SV _f
		uds	%	%
Enero	2011	4,91	3,38	60,51
Febrero	2011	5,16	3,43	60,55
Marzo	2011	6,31	4,44	74,27
Abril	2011	6,34	4,78	76,55
Mayo	2011	6,10	4,29	74,59
Junio	2011	6,26	3,16	74,68
Julio	2011	5,98	4,07	73,32
Agosto	2011	4,69	3,52	59,60
Septiembre	2011	6,06	4,60	65,20
Octubre	2011	5,78	4,75	67,68
Noviembre	2011	4,89	4,07	58,25
Diciembre	2011	5,85	4,07	77,25
Total Año		68,32	48,56	822,46
Media Mensual		5,69	4,05	68,54

5. Resultados.

Tabla 5.6. Valores medios mensuales de parámetros de caracterización de los fangos a digerir (AÑO 2012).

	Año	pH _f	MS _f	SV _f
		uds	%	%
Enero	2012	4,98	3,68	61,68
Febrero	2012	6,23	4,00	74,34
Marzo	2012	5,87	4,56	75,15
Abril	2012	6,11	3,99	74,60
Mayo	2012	6,17	3,95	73,88
Junio	2012	6,35	3,07	72,26
Julio	2012	6,33	2,48	58,48
Agosto	2012	6,20	3,79	71,05
Septiembre	2012	6,25	3,79	69,28
Octubre	2012	4,84	2,98	55,57
Noviembre	2012	6,21	2,77	70,53
Diciembre	2012	6,18	3,29	76,44
Total Año		71,70	42,35	833,24
Media Mensual		5,98	3,53	69,44

Tabla 5.7. Valores medios mensuales de parámetros de caracterización de los fangos a digerir (AÑO 2013).

	Año	pH _f	MS _f	SV _f
		uds	%	%
Enero	2013		4,10	75,49
Febrero	2013		4,05	77,72
Marzo	2013		5,13	74,76
Abril	2013		3,70	79,79
Mayo	2013		3,93	75,24
Junio	2013		4,54	79,00
Julio	2013		3,77	75,51
Agosto	2013		4,94	74,80
Septiembre	2013		3,73	77,39
Octubre	2013		4,35	75,85
Noviembre	2013		3,55	75,61
Diciembre	2013		3,54	74,57
Total Año			49,31	915,73
Media Mensual			4,11	76,31



5. Resultados.

Tabla 5.8. Valores medios mensuales de parámetros de caracterización de los fangos a digerir (AÑO 2014).

	Año	pH _f	MS _f	SV _f
		uds	%	%
Enero	2014		3,39	75,77
Febrero	2014		3,26	74,93
Marzo	2014		2,83	75,86
Abril	2014		2,78	73,85
Mayo	2014		3,90	75,00
Junio	2014		3,37	73,00
Julio	2014		2,94	74,00
Agosto	2014		2,96	61,00
Septiembre	2014		3,50	75,00
Octubre	2014		3,19	68,90
Noviembre	2014		3,21	3,21
Diciembre	2014		3,21	3,21
Total Año			38,54	733,72
Media Mensual			3,21	61,14

5.1.3. Datos EDAR Cabezo Beaza 2011-2014: Composición del biogás generado.

Tabla 5.9. Valores medios mensuales de composición del biogás. (AÑO 2011).

	Año	CH ₄	CO ₂	SH ₂
		%	%	ppm
Enero	2011	58,80	17,20	697,00
Febrero	2011	61,20	14,80	764,00
Marzo	2011	79,33	15,67	872,50
Abril	2011	80,00	15,00	531,00
Mayo	2011	79,00	16,00	577,50
Junio	2011	80,00	15,00	437,00
Julio	2011	78,60	16,40	754,00
Agosto	2011	72,00	23,00	478,40
Septiembre	2011	81,50	13,50	186,25
Octubre	2011	80,00	15,00	412,00
Noviembre	2011	61,80	14,20	627,00
Diciembre	2011	81,20	13,80	744,00
Total Año		893,43	189,57	7080,65
Media Mensual		74,45	15,80	590,05

5. Resultados.

Tabla 5.10. Valores medios mensuales de composición del biogás. (AÑO 2012).

	Año	CH ₄	CO ₂	SH ₂
		%	%	ppm
Enero	2012	81,50	13,50	716,25
Febrero	2012	84,00	11,00	862,60
Marzo	2012	80,80	14,20	539,00
Abril	2012	79,00	16,00	566,50
Mayo	2012	80,50	14,50	561,25
Junio	2012	79,00	16,00	647,00
Julio	2012	82,75	12,25	611,50
Agosto	2012	83,20	11,80	252,80
Septiembre	2012	83,75	11,50	666,25
Octubre	2012	83,20	11,80	577,00
Noviembre	2012	74,25	20,75	792,50
Diciembre	2012	85,50	9,50	908,75
Total Año		977,45	162,80	7701,40
Media Mensual		81,45	13,57	641,78

Tabla 5.11. Valores medios mensuales de composición del biogás. (AÑO 2013).

	Año	CH ₄	CO ₂	SH ₂
		%	%	ppm
Enero	2013	81,50	18,50	745,00
Febrero	2013	77,33	22,67	803,33
Marzo	2013	77,43	22,57	479,14
Abril	2013	81,56	18,44	266,89
Mayo	2013	78,75	21,25	410,88
Junio	2013	66,17	33,83	481,00
Julio	2013	75,64	24,36	387,82
Agosto	2013	73,00	27,00	346,20
Septiembre	2013	75,43	24,57	479,71
Octubre	2013	74,10	25,90	469,10
Noviembre	2013	75,43	24,57	503,71
Diciembre	2013	73,00	27,00	691,56
Total Año		909,33	290,67	6064,34
Media Mensual		75,78	24,22	505,36



5. Resultados.

Tabla 5.12. Valores medios mensuales de composición del biogás. (AÑO 2014).

	Año	CH ₄	CO ₂	SH ₂
		%	%	ppm
Enero	2014	75,11	24,89	493,00
Febrero	2014	75,00	25,00	560,00
Marzo	2014	75,60	24,40	582,00
Abril	2014	73,67	26,33	682,50
Mayo	2014	77,00	23,00	470,00
Junio	2014	69,17	30,83	401,50
Julio	2014	66,14	33,86	416,43
Agosto	2014	66,67	33,33	100,00
Septiembre	2014	68,86	31,14	245,43
Octubre	2014	67,75	32,25	458,13
Noviembre	2014	68,00	32,00	527,78
Diciembre	2014	65,71	34,29	700,00
Total Año		848,68	351,32	5636,76
Media Mensual		70,72	29,28	469,73

5.1.4. Rendimiento anual de la producción de biogás en base al porcentaje de materia volátil eliminada conforme al método de cálculo de Morenilla et al. 2010.

Tabla 5.13. Cálculo del rendimiento medio mensual de producción de biogás de los digestores en el año 2011 basado en la eficiencia del porcentaje de eliminación de materia volátil del digestor.

	Año	MV	Rendimiento MV2011	Rendimiento MV2011	Rendimiento MV2011	Biogás
		Kg MV/m ³ fango digerido	g /kg entrada fango	g /kg salida fango	%eliminación MV	Nm ³ /kg %elim MV
Enero	2011		20,47	18,76	9,07	0,12
Febrero	2011		20,77	22,76	24,76	0,33
Marzo	2011		33,01	23,88	38,23	0,52
Abril	2011		36,59	24,40	49,98	0,67
Mayo	2011		31,97	23,51	35,98	0,49
Junio	2011		23,58	20,39	15,62	0,21
Julio	2011		29,87	18,42	62,19	0,84
Agosto	2011		20,96	17,45	20,11	0,27
Septiembre	2011		30,02	20,11	49,25	0,66
Octubre	2011		32,12	20,89	53,76	0,73
Noviembre	2011		23,70	23,16	2,32	0,03
Diciembre	2011		31,44	22,85	37,61	0,51
Total Año			334,49	256,59	398,88	5,38
Media Mensual		7,81	27,87	21,38	36,26	0,45

5. Resultados.

Tabla 5.14. Cálculo del rendimiento medio mensual de producción de biogás de los digestores en el año 2012 basado en la eficiencia del porcentaje de eliminación de materia volátil del digestor.

	Año	MV	Rendimiento MV2012	Rendimiento MV2012	Rendimiento MV2012	Biogás
		Kg MV/m ³ fango digerido	g /kg entrada fango	g /kg salida fango	%eliminación MV	Nm ³ /kg %elim MV
Enero	2012		22,70	21,34	6,37	0,09
Febrero	2012		29,72	21,52	38,08	0,51
Marzo	2012		34,27	22,80	50,26	0,68
Abril	2012		29,78	20,16	47,76	0,64
Mayo	2012		29,14	19,61	48,60	0,66
Junio	2012		22,17	20,19	9,81	0,13
Julio	2012		14,50	16,97	-14,54	-0,20
Agosto	2012		26,91	16,95	58,79	0,79
Septiembre	2012		26,28	16,92	55,35	0,75
Octubre	2012		16,54	18,29	-9,58	-0,13
Noviembre	2012		19,55	13,68	42,90	0,58
Diciembre	2012		25,18	14,30	76,04	1,03
Total Año			296,74	222,73	409,84	5,53
Media Mensual		7,95	24,73	18,56	34,15	0,46

Tabla 5.15. Cálculo del rendimiento medio mensual de producción de biogás de los digestores en el año 2013 basado en la eficiencia del porcentaje de eliminación de materia volátil del digestor.

	Año	MV	Rendimiento MV2013	Rendimiento MV2013	Rendimiento MV2013	Biogás
		Kg MV/m ³ fango digerido	g /kg entrada fango	g /kg salida fango	%eliminación MV	Nm ³ /kg %elim MV
Enero	2013		30,92	18,69	65,47	0,88
Febrero	2013		31,46	19,08	64,83	0,88
Marzo	2013		38,32	23,66	61,94	0,84
Abril	2013		29,51	20,44	44,40	0,60
Mayo	2013		29,54	19,31	52,95	0,71
Junio	2013		35,90	20,28	77,02	1,04
Julio	2013		28,46	23,27	22,32	0,30
Agosto	2013		36,93	25,90	42,61	0,58
Septiembre	2013		28,85	17,96	60,61	0,82
Octubre	2013		32,99	18,15	81,79	1,10
Noviembre	2013		26,85	21,69	23,82	0,32
Diciembre	2013		26,36	19,35	36,23	0,49
Total Año			376,08	247,77	634,00	8,56
Media Mensual		7,51	31,34	20,65	52,83	0,78

5. Resultados.

Tabla 5.16. Cálculo del rendimiento medio mensual de producción de biogás de los digestores en el año 2014 basado en la eficiencia del porcentaje de eliminación de materia volátil del digestor.

	Año	MV	Rendimiento MV2014	Rendimiento MV2014	Rendimiento MV2014	Biogás
		Kg MV/m ³ fango digerido	g /kg entrada fango	g /kg salida fango	%eliminación MV	Nm ³ /kg %elim MV
Enero	2014		25,68	19,75	30,01	0,41
Febrero	2014		24,41	22,15	10,22	0,14
Marzo	2014		21,47	15,40	39,40	0,53
Abril	2014		20,56	14,03	46,51	0,63
Mayo	2014		29,25	16,95	72,57	0,98
Junio	2014		24,61	19,78	24,45	0,33
Julio	2014		21,76	15,40	41,28	0,56
Agosto	2014		18,07	16,01	12,88	0,17
Septiembre	2014		26,25	15,09	73,92	1,00
Octubre	2014		21,96	12,27	79,02	1,07
Noviembre	2014		22,13	13,85	59,79	0,81
Diciembre	2014		22,12	15,18	45,71	0,62
Total Año			278,27	195,86	535,74	7,23
Media Mensual		6,59	23,19	16,32	44,64	0,60

5. Resultados.

5.1.5. Datos anuales de funcionamiento de la planta EDAR Cabezo Beaza de importancia en la valorización energética de los fangos mediante digestión anaerobia.

Tabla 5.17. Valores medios diarios en cada mes de funcionamiento (AÑO 2011).

2011	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Caudal entrada agua bruta (m ³ /d)	25799,81	24565,86	26201,65	25155,93	24597,10	24346,20	21157,06	20053,61	20031,33	23683,90	25606,80	22964,13
FANGOS												
Caudal fangos mixtos a digestión (m ³ /d)	330,65	334,46	308,65	328,37	308,13	279,90	252,23	174,97	189,33	260,52	291,73	305,26
ST fangos mixtos a digestión (%)	3,38	3,43	4,44	4,78	4,29	3,16	4,07	3,52	4,60	4,75	4,07	4,07
SV fangos mixtos a digestión (%)	60,51	60,55	74,27	76,55	74,59	74,68	73,32	59,60	65,20	67,68	58,25	77,25
ST fangos digeridos (%)	2,84	3,42	3,59	3,62	3,56	3,23	2,93	2,88	3,52	3,84	3,81	3,75
SV fangos digeridos (%)	66,12	66,60	66,61	67,47	66,13	63,24	62,88	60,67	57,17	54,42	60,73	60,92
DIGESTORES												
pH (uds)	6,83	6,85	6,72	6,85	6,95	6,99	6,96	7,03	7,02	8,09	6,85	6,75
Temperatura (°C)	18,19	19,25	19,39	22,28	24,28	26,89	29,12	29,43	29,64	27,18	24,23	21,73
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	1965,00	1723,00	1766,40	1788,75	1692,80	1858,00	1716,25	1847,40	1853,75	1503,20	1824,00	1754,60
Ácidos volátiles (mg/l CH ₃ COOH)	317,50	355,25	361,60	241,75	252,40	240,00	232,50	131,00	97,00	93,60	193,00	264,20
Ratio ác. Vol./alc. (ác. Vol./alc.)	0,16	0,21	0,21	0,14	0,15	0,13	0,14	0,07	0,05	0,05	0,11	0,15
BIOGÁS												
Caudal Nm ³ (m ³ /d)	2685,94	2897,36	3142,23	3273,47	3380,52	3331,73	2247,10	2726,10	2754,77	3071,19	3309,77	2760,26
CH ₄ (%)	58,80	61,20	79,33	80,00	79,00	80,00	78,60	72,00	81,50	80,00	61,80	81,20
CO ₂ (%)	17,20	14,80	15,67	15,00	16,00	15,00	16,40	23,00	13,50	15,00	14,20	13,80
SH ₂ (ppm)	697,00	764,00	872,50	531,00	577,50	437,00	754,00	478,40	186,25	412,00	627,00	744,00

5. Resultados.

Tabla 5.18. Valores medios mensuales, máximo y mínimo de funcionamiento (AÑO 2011).

EDAR CABEZO BEAZA 2011	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Caudal entrada agua bruta (m ³ /d)	23680,28	25799,81	20031,33
FANGOS			
Caudal fangos mixtos a digestión (m ³ /día)	280,35	334,46	174,97
ST fangos mixtos a digestión (%)	4,05	4,78	3,16
SV fangos mixtos a digestión (%)	68,54	77,25	59,60
ST fangos digeridos (%)	3,41	3,75	2,84
SV fangos digeridos (%)	62,74	67,47	54,42
DIGESTORES			
pH (uds)	6,99	7,03	6,72
Temperatura (°C)	24,30	29,64	18,19
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	1774,43	1965,00	1503,20
Ácidos volátiles (mg/l CH ₃ COOH)	231,65	361,60	93,60
Ratio ác. Vol./alc.(ác. Vol./alc.)	0,13	0,21	0,05
BIOGÁS			
Caudal Nm ³ (m ³ /d)	2965,03	3380,52	2247,10
CH ₄ (%)	74,45	81,50	58,80
CO ₂ (%)	15,80	23,00	13,50
SH ₂ (ppm)	590,05	872,50	186,25

5. Resultados.

Tabla 5.19. Valores medios diarios en cada mes de funcionamiento (AÑO 2012).

2012	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Caudal entrada agua bruta (m ³ /d)	21195,61	21712,52	21759,74	21243,07	21668,29	21433,00	18867,42	18205,19	20434,83	23124,74	23911,57	20999,55
FANGOS												
Caudal fangos mixtos a digestión (m ³ /d)	351,97	363,76	380,42	371,40	437,23	391,10	236,65	185,06	193,60	294,42	329,30	321,32
ST fangos mixtos a digestión (%)	3,68	4,00	4,56	3,99	3,95	3,07	2,48	3,79	3,79	2,98	2,77	3,29
SV fangos mixtos a digestión (%)	61,68	74,34	75,15	74,60	73,88	72,26	58,48	71,05	69,28	55,57	70,53	76,44
ST fangos digeridos (%)	3,26	3,28	3,37	3,06	3,04	3,18	2,86	2,96	2,90	3,12	2,22	2,18
SV fangos digeridos (%)	65,53	65,58	67,65	65,81	64,49	63,48	59,43	57,23	58,36	58,65	61,63	65,52
DIGESTORES												
pH(uds)	6,83	6,85	6,72	6,85	6,95	6,99	6,96	7,03	7,02	6,93	6,85	6,75
Temperatura (°C)	19,24	18,68	19,91	22,38	24,70	27,51	29,15	29,50	29,43	27,57	22,09	19,95
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	1490,50	1682,50	1562,40	1410,40	1399,25	1192,50	1020,00	1312,20	1317,50	1340,40	1253,50	1224,75
Ácidos volátiles (mg/l CH ₃ COOH)	321,75	335,50	353,20	302,00	295,50	296,00	152,80	119,40	137,00	145,80	232,75	205,00
Ratio ác. Vol./alc (ác. Vol./alc.)	0,22	0,01	0,23	0,21	0,21	0,25	0,13	0,09	0,11	0,11	0,19	0,17
BIOGÁS												
Caudal Nm ³ (m ³ /d)	3594,19	3441,07	3719,13	3641,53	4118,52	3761,70	2751,52	2044,90	2226,00	2625,48	2075,43	2617,42
CH ₄ (%)	81,50	84,00	80,80	79,00	80,50	79,00	82,75	83,20	83,75	83,20	74,25	85,50
CO ₂ (%)	13,50	11,00	14,20	16,00	14,50	16,00	12,25	11,80	11,50	11,80	20,75	9,50
SH ₂ (ppm)	716,25	862,60	539,00	566,50	561,25	647,00	611,50	252,80	666,25	577,00	792,50	908,75

5. Resultados.

Tabla 5.20. Valores medios mensuales, máximo y mínimo de funcionamiento (AÑO 2012).

EDAR CABEZO BEAZA 2012	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Caudal entrada agua bruta (m ³ /d)	21212,96	23911,57	18205,19
FANGOS			
Caudal fangos mixtos a digestión (m ³ /d)	321,35	437,23	185,06
ST fangos mixtos a digestión (%)	3,53	4,56	2,48
SV fangos mixtos a digestión (%)	69,44	76,44	55,57
ST fangos digeridos (%)	2,95	3,64	2,18
SV fangos digeridos (%)	62,78	68,42	57,23
DIGESTORES			
pH (uds)	6,89	8,09	6,72
Temperatura (°C)	24,18	29,50	18,68
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	1350,49	1682,50	1020,00
Ácidos volátiles (mg/l CH ₃ COOH)	241,39	353,20	119,40
Ratio ác. Vol./alc. (ác. Vol./alc.)	0,16	0,22	0,01
BIOGÁS			
Caudal Nm ³ (m ³ /d)	3051,41	4118,52	2044,90
CH ₄ (%)	81,45	85,50	74,25
CO ₂ (%)	13,57	20,75	9,50
SH ₂ (ppm)	641,78	908,75	252,80

5. Resultados.

Tabla 5.21. Valores medios diarios en cada mes de funcionamiento (AÑO 2013).

2013	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Caudal entrada agua bruta (m ³ /d)	20148,58	21592,07	23175,94	23801,47	22820,32	21590,40	19446,58	18151,52	21182,60	21738,71	21409,37	22321,71
FANGOS												
Caudal fangos mixtos a digestión (m ³ /d)	309,55	268,11	326,68	284,10	260,10	223,47	199,74	149,42	201,70	173,90	224,77	253,77
ST fangos mixtos a digestión (%)	4,10	4,05	5,13	3,70	3,93	4,54	3,77	4,94	3,73	4,35	3,55	3,54
SV fangos mixtos a digestión (%)	75,49	77,72	74,76	79,79	75,24	79,00	75,51	74,80	77,39	75,85	75,61	74,57
ST fangos digeridos (%)	2,75	2,80	3,50	3,04	3,04	3,08	3,66	3,91	2,82	2,78	3,28	2,93
SV fangos digeridos (%)	67,92	68,21	67,66	67,27	63,45	65,89	63,49	66,31	63,75	65,31	66,18	66,09
DIGESTORES												
pH (uds)	6,70	6,82	6,88	6,95	6,97	7,00	7,14	7,03	7,17	7,00	7,04	6,76
Temperatura (°C)	18,83	19,86	21,81	21,70	23,05	27,53	29,27	30,04	28,63	27,01	22,94	20,60
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	1406,75	1251,25	1287,00	1153,00	1201,25	1464,00	1845,50	1459,00	1276,25	876,40	1000,00	1017,40
Ácidos volátiles (mg/l CH ₃ COOH)	313,50	272,50	282,00	134,00	142,75	164,25	129,00	143,60	172,00	152,00	128,00	173,60
Ratio ác. Vol./alc. (ác. Vol./alc.)	0,22	0,22	0,22	0,12	0,13	0,12	0,07	0,10	0,14	0,18	0,13	0,17
BIOGÁS												
Caudal Nm ³ (m ³ /d)	3116,48	2717,29	3616,81	3155,06	2945,16	3795,70	2675,84	1934,32	2263,81	2195,23	2209,70	2378,23
CH ₄ (%)	81,50	77,33	77,43	81,56	78,75	66,17	75,64	73,00	75,43	74,10	75,43	73,00
CO ₂ (%)	18,50	22,67	22,57	18,44	21,25	33,83	24,36	27,00	24,57	25,90	24,57	27,00
SH ₂ (ppm)	745,00	803,33	479,14	266,89	410,88	481,00	387,82	346,20	479,71	469,10	503,71	691,56

5. Resultados.

Tabla 5.22. Valores medios mensuales, máximo y mínimo de funcionamiento (AÑO 2013).

EDARCABEZO BEAZA 2013	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Caudal entrada agua bruta(m ³ /d)	21448,27	23801,47	18151,52
FANGOS			
Caudal fangos mixtos a digestión (m ³ /d)	239,61	326,68	149,42
ST fangos mixtos a digestión (%)	4,11	5,13	3,54
SV fangos mixtos a digestión (%)	76,31	79,79	74,57
ST fangos digeridos (%)	3,13	3,91	2,75
SV fangos digeridos (%)	65,96	68,21	63,49
DIGESTORES			
pH (uds)	6,95	7,17	6,70
Temperatura (°C)	24,27	30,04	18,83
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	1269,82	1845,50	876,40
Ácidos volátiles (mg/l CH ₃ COOH)	183,93	313,50	0,07
Ratio ác. Vol./alc. (ác. Vol./alc.)	0,15	0,22	0,07
BIOGÁS			
Caudal Nm ³ (m ³ /d)	2750,30	3795,70	1934,32
CH ₄ (%)	75,78	81,50	66,17
CO ₂ (%)	24,22	33,83	18,50
SH ₂ (ppm)	505,36	803,33	266,89

5. Resultados.

Tabla 5.23. Valores medios diarios en cada mes de funcionamiento (AÑO 2014).

2014	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Caudal entrada agua bruta (m ³ /d)	21709,68	21107,64	20354,84	20666,67	20419,35	20000,00	17645,16	16327,68	20602,80	23801,68	23322,17	22605,61
FANGOS												
Caudal fangos mixtos a digestión (m ³ /d)	295,23	327,39	369,81	377,87	260,00	234,50	223,19	154,03	267,57	297,45	301,93	299,26
ST fangos mixtos a digestión (%)	3,39	3,26	2,83	2,78	3,90	3,37	2,94	2,96	3,50	3,19	3,21	3,21
SV fangos mixtos a digestión (%)	75,77	74,93	75,86	73,85	75,00	73,00	74,00	61,00	75,00	68,90	3,21	3,21
ST fangos digeridos (%)	3,02	3,39	2,33	2,12	2,64	3,28	2,52	2,63	2,47	2,03	2,19	2,28
SV fangos digeridos (%)	65,39	65,30	65,97	66,27	64,27	60,39	61,06	60,99	61,19	60,33	63,33	66,52
DIGESTORES												
pH (uds)	6,75	6,73	6,80	6,78	6,81	7,01	6,94	7,05	6,98	6,80	6,73	6,77
Temperatura (°C)	19,67	20,90	22,52	25,33	25,69	28,53	30,83	27,91	31,35	28,40	24,68	21,90
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	980,00	905,25	999,20	878,00	958,90	1044,90	988,25	1123,25	1114,60	931,00	852,50	811,25
Ácidos volátiles (mg/l CH ₃ COOH)	194,50	243,75	185,80	193,75	218,85	281,50	250,00	102,50	84,40	102,75	193,25	217,75
Ratio ác. Vol./alc. (ác. Vol./alc.)	0,20	0,27	0,19	0,23	0,23	0,14	0,25	0,09	0,08	0,11	0,23	0,27
BIOGÁS												
Caudal Nm ³ (m ³ /d)	2949,45	2729,98	3254,44	3061,37	3373,13	3146,17	2447,52	2013,00	2236,80	2167,39	2338,97	2193,10
CH ₄ (%)	75,11	75,00	75,60	73,67	77,00	69,17	66,14	66,67	68,86	67,75	68,00	65,71
CO ₂ (%)	24,89	25,00	24,40	26,33	23,00	30,83	33,86	33,33	31,14	32,25	32,00	34,29
SH ₂ (ppm)	493,00	560,00	582,00	682,50	470,00	401,50	416,43	100,00	245,43	458,13	527,78	700,00

5. Resultados.

Tabla 5.24. Valores medios mensuales, máximo y mínimo de funcionamiento (AÑO 2014).

EDAR CABEZO BEAZA 2014	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Caudal entrada agua bruta (m ³ /d)	20713,61	23801,68	16327,68
FANGOS			
Caudal fangos mixtos a digestión (m ³ /d)	284,02	377,87	154,03
ST fangos mixtos a digestión (%)	3,21	3,90	2,78
SV fangos mixtos a digestión (%)	72,73	75,86	61,00
ST fangos digeridos (%)	3,09	3,39	2,12
SV fangos digeridos (%)	63,42	66,52	60,33
DIGESTORES			
pH (uds)	6,85	7,05	6,73
Temperatura (°C)	25,64	30,83	19,67
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	965,59	1123,25	811,25
Ácidos volátiles (mg/l CH ₃ COOH)	189,07	281,50	84,40
Ratio ác. Vol./alc. (ác. Vol./alc.)	0,19	0,27	0,08
BIOGÁS			
Caudal Nm ³ (m ³ /d)	2659,27	3373,13	2013,00
CH ₄ (%)	70,72	77,00	65,71
CO ₂ (%)	29,28	23,00	34,29
SH ₂ (ppm)	469,73	700,00	100,00

5. Resultados.

5.1.6. Valores anuales que reflejan el rendimiento y funcionamiento de los digestores en el periodo completo del estudio 2011-2014.

Tabla 5.25. Datos anuales de funcionamiento y rendimiento de los digestores para la obtención de biogás en la EDAR Cabezo Beaza durante el periodo 2011-2014.

	DA 2011	DA 2012	DA 2013	DA 2014	DA 2011/2014
PARÁMETROS DE ENTRADA					
Caudal agua bruta(m ³ /día)	23680,28	21212,96	21448,27	20713,61	21763,78
%MS	4,05	3,53	4,11	3,21	3,73
%SV	68,54	69,44	76,31	72,73	71,76
Fangos (m ³ /día)	280,35	321,35	239,61	284,02	281,33
Carga (Kg SV/m ³ día)	7,81	7,95	7,51	6,59	7,47
PARÁMETROS DE SALIDA					
DIGESTOR					
%MS	3,41	2,95	3,13	3,09	3,15
%SV	62,74	62,78	65,96	63,42	63,73
Tiempo de retención (días)	21,00	21,00	21,00	21,00	21,00
Temperatura media (°C)	24,31	24,18	24,27	25,64	24,60
Temperatura máxima (°C)	31,25	31,20	30,04	30,83	30,83
Temperatura mínima (°C)	14,60	17,10	18,83	19,67	17,55
pH	6,99	6,89	6,95	6,95	6,95
AGV (mg/l)	231,65	241,39	183,93	189,07	211,51
ALC(mg CaCO ₃ /l)	1802,63	1350,49	1269,82	965,59	1347,13
AGV/ALC	0,13	0,16	0,15	0,19	0,16
TRS teórico	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
TRH teórico	21,00	21,00	21,00	21,00	21,00
BIOGÁS					
Caudal(m ³ /día)	2965,03	3051,41	2750,30	2659,27	2856,50
%CH ₄	74,45	81,45	75,78	70,72	75,60
%CO ₂	15,80	13,57	24,22	29,28	20,72
SH ₂ ppm	590,05	641,78	505,36	469,73	551,73
RENDIMIENTO					
m ³ /Kg MV elim	0,45	0,46	0,78	0,60	0,57

Tabla 5.26. Datos reales de funcionamiento y rendimiento del digestor en el periodo 2011-2014.

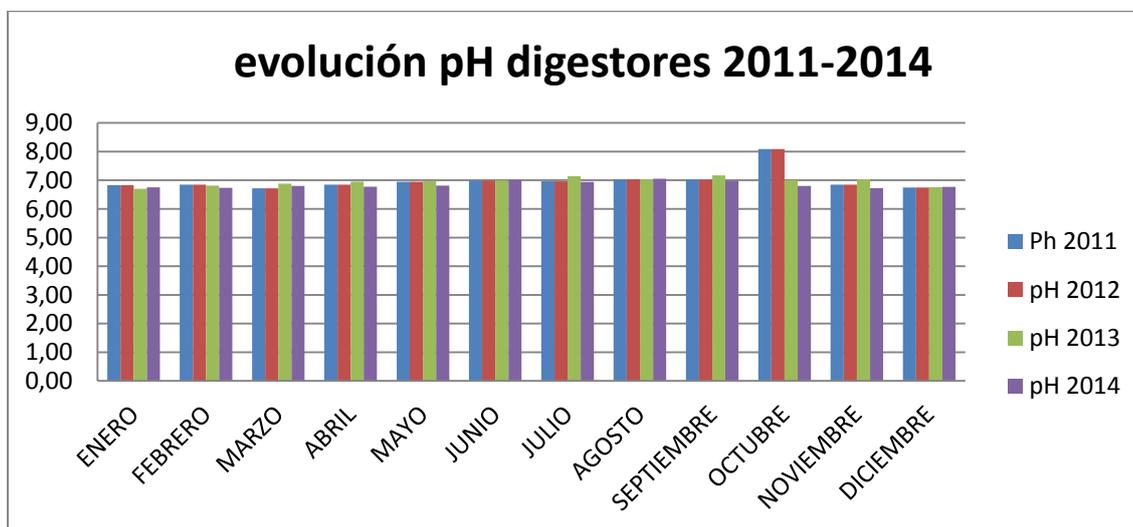
AÑO	2011	2012	2013	2014	2011-2014
TRS Digestor Real	1,27	1,25	0,71	1,00	1,00
Caudal biogás Teórico	3504,63	3657,00	5843,44	3971,84	4272,84
Rendimiento Digestor Real	0,38	0,38	0,37	0,40	0,38



5. Resultados.

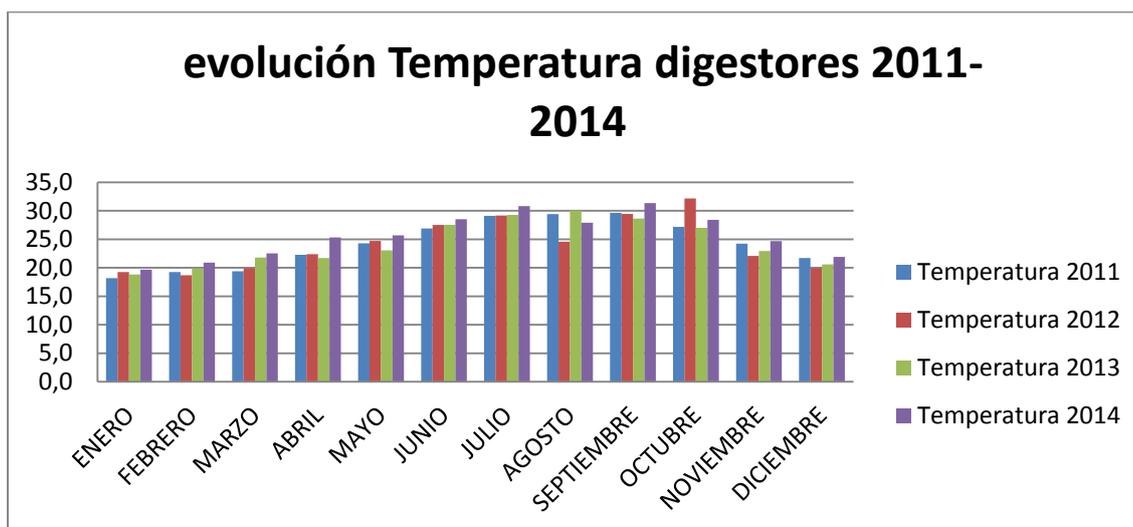
5.1.7. Evolución de los parámetros ambientales y operacionales de los digestores en la EDAR Cabezo Beaza en el periodo 2011-2014.

Figura 5.4. Evolución del pH de los digestores en el periodo 2011-2014.



El pH de los digestores a lo largo del periodo analizado se mantiene en valores medios mensuales cercanos a la neutralidad, con excepción del mes de octubre para los años 2011 y 2012 que registran valores medios de 8.

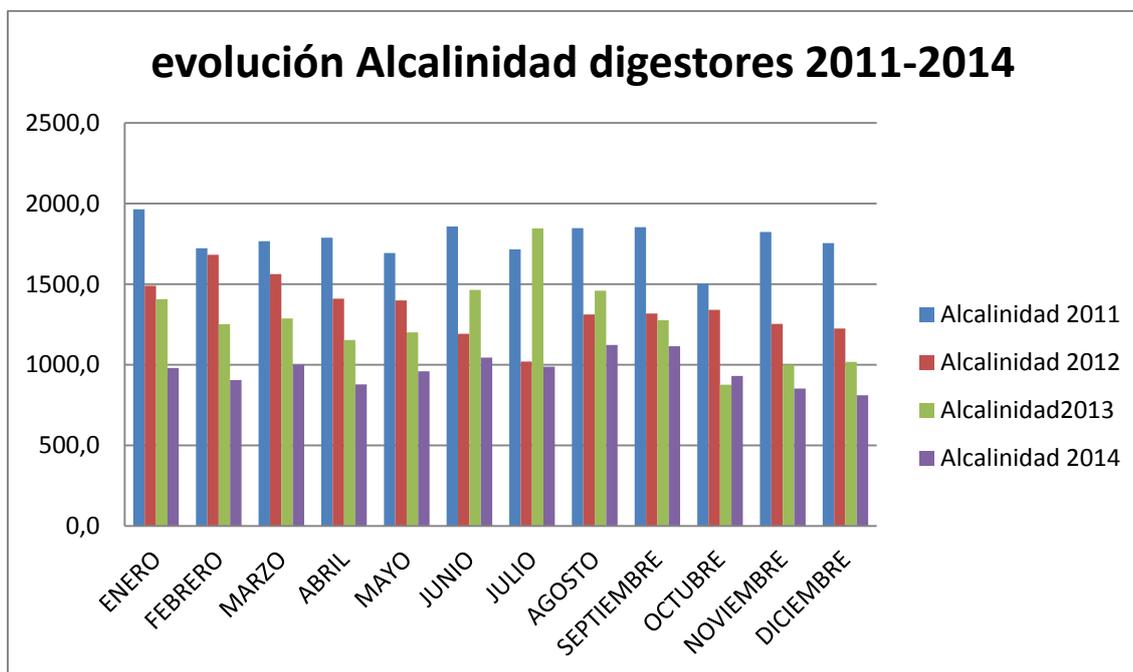
Figura 5.5. Evolución de la temperatura de los digestores en el periodo 2011-2014.



Los valores medios mensuales de temperatura de los digestores son generalmente conformes a la época estacional y temperatura media ambiental de la zona. Es de destacar un comportamiento algo anómalo en el año 2012 donde las temperaturas medias máximas se registraron en el mes de octubre.

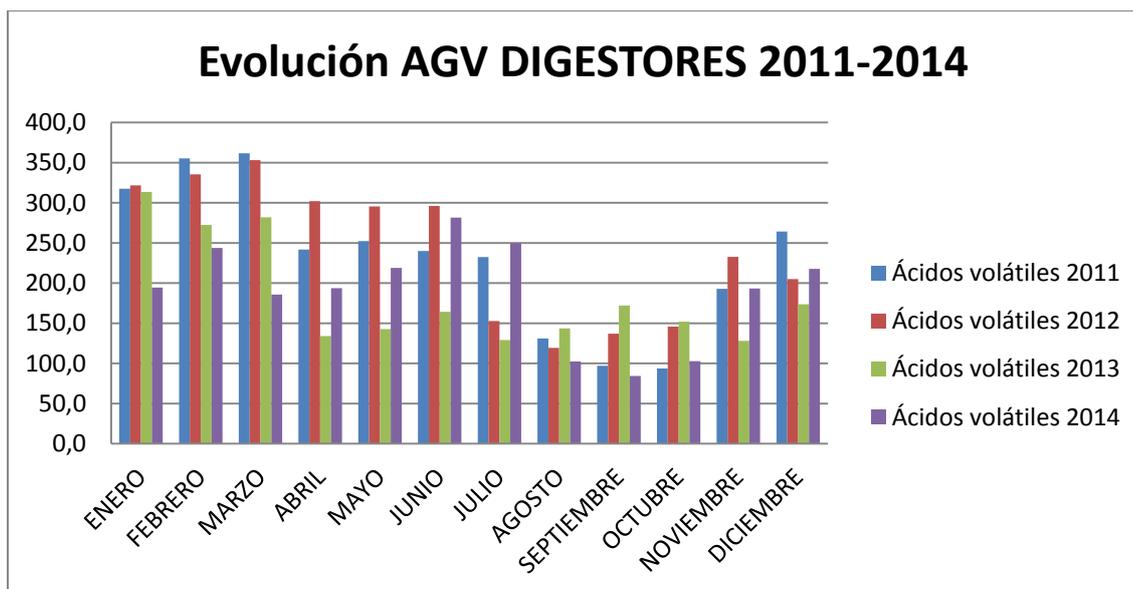
5. Resultados.

Figura 5.6. Evolución de la alcalinidad de los digestores en el periodo 2011-2014.



Los valores medios mensuales de la alcalinidad de los digestores han sido máximos en el año 2011 y mínimo en el 2014 pero con muy pocas fluctuaciones a lo largo del año. En 2013 los máximos aparecen en la época estival al contrario que en 2012 que dicha época presenta valores mínimos.

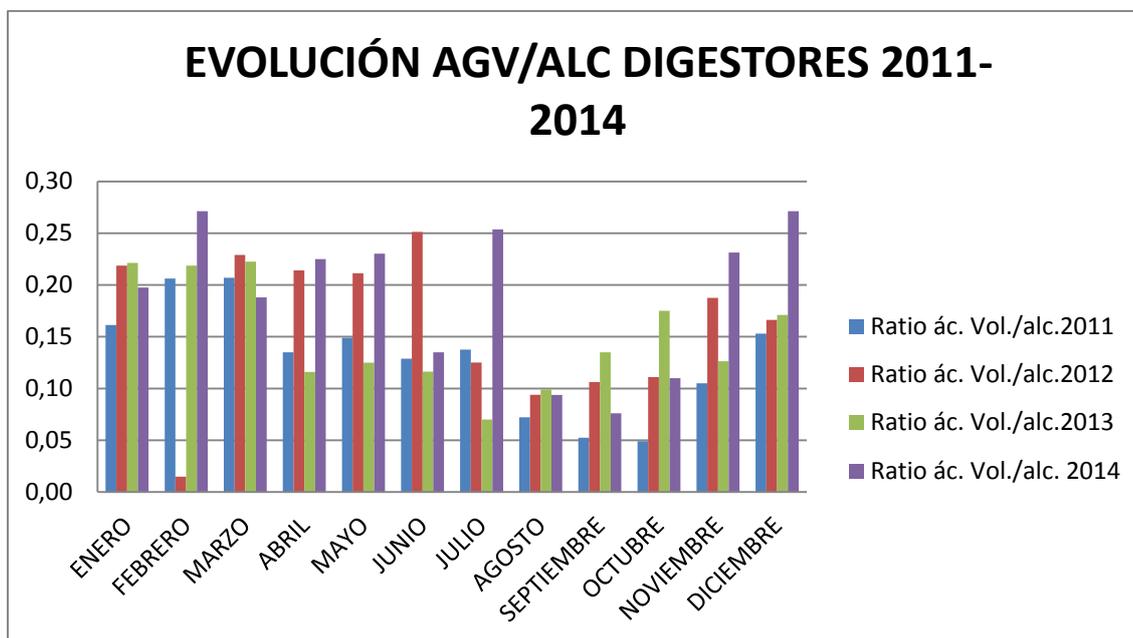
Figura 5.7. Evolución de los ácidos grasos volátiles de los digestores en el periodo 2011-2014.



En general los valores medios mensuales de los AGV presentan sus máximos en la época invernal y los valores mínimos en la época estival, con excepción del año 2013.

5. Resultados.

Figura 5.8. Evolución del índice ALC/AGV de los digestores en el periodo 2011-2014.

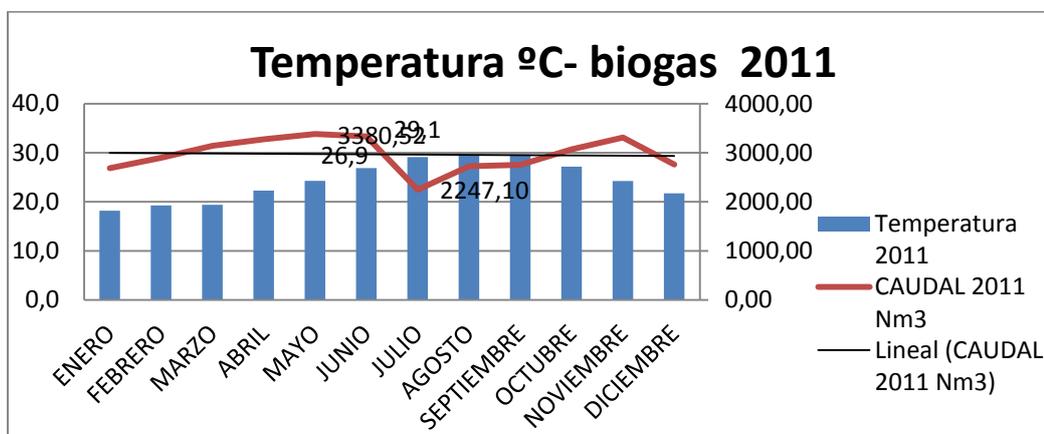


Los valores medios mensuales de los índices de alcalinidad de los digestores se registran en la época estival que no superan el valor de 0,1, con excepción de julio de 2014 que registra un valor de 0,25.

5.1.8. Evolución de los parámetros ambientales y operacionales de los digestores en la EDAR Cabezo Beaza y producción de biogás en el periodo 2011-2014.

TEMPERATURA Y BIOGÁS PRODUCIDO.

Figura 5.9. Correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2011.

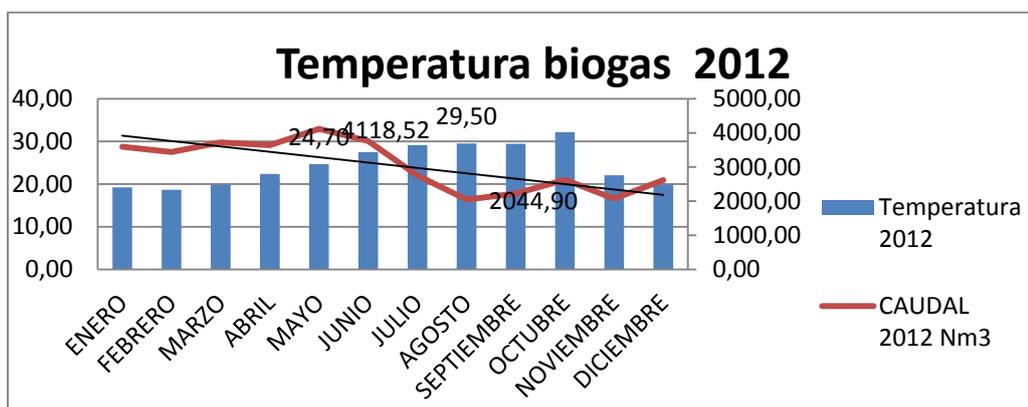


El valor máximo del caudal de biogás es de 3380,52 Nm³ en el mes de junio con una temperatura media del digestor de 26 °C.

5. Resultados.

El valor mínimo del caudal de biogás es de 2247,10 Nm³ en el mes de julio con una temperatura media del digestor de 29,1 °C.

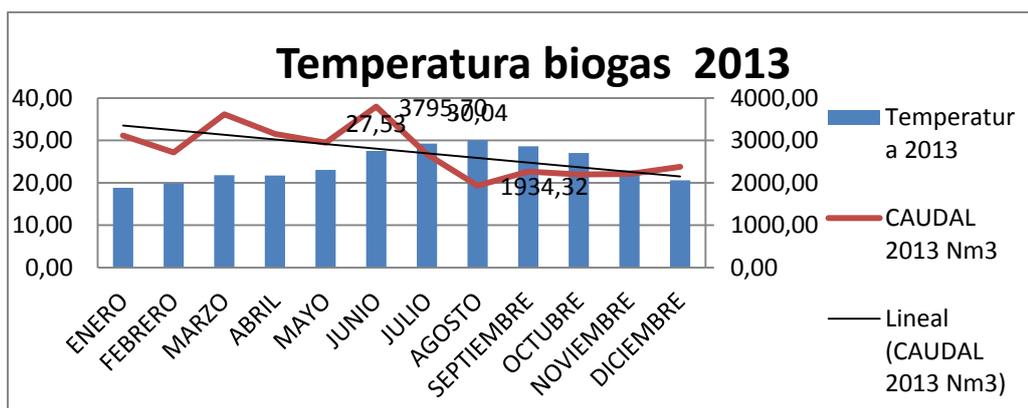
Figura 5.10. Correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2012.



El valor máximo del caudal de biogás es de 4118,52Nm³ producido en el mes de Mayo con una temperatura media del digestor de 24,7 °C.

El valor mínimo de caudal de biogás 2044,90 Nm³ en el mes de Agosto con una temperatura media del digestor de 29,5 °C.

Figura 5.11. Correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2013.



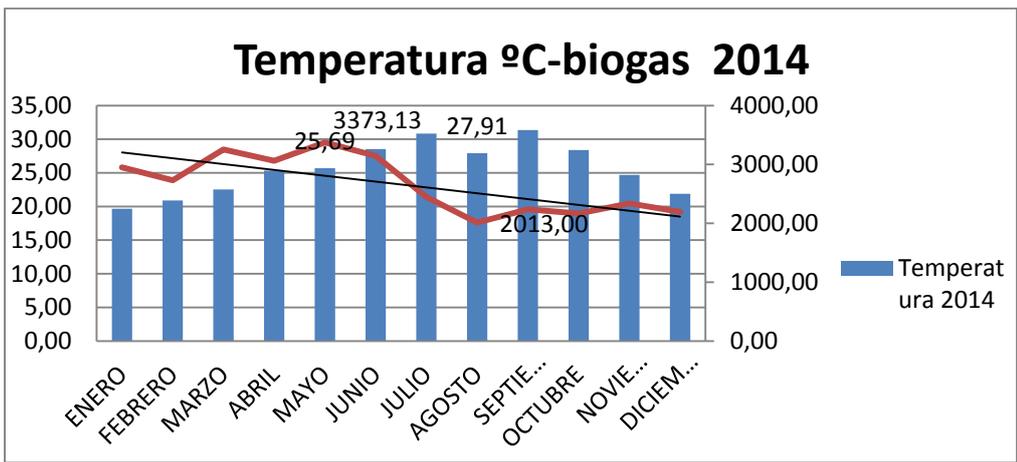
El valor máximo de caudal de biogás 3795,7Nm³ recogido en el mes de junio con una temperatura media del digestor de 27,53 °C.



5. Resultados.

El valor mínimo caudal biogás 1934,32 Nm³ en el mes de Agosto con una temperatura media del digestor de 30,045 °C.

Figura 5.12. Correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2014.

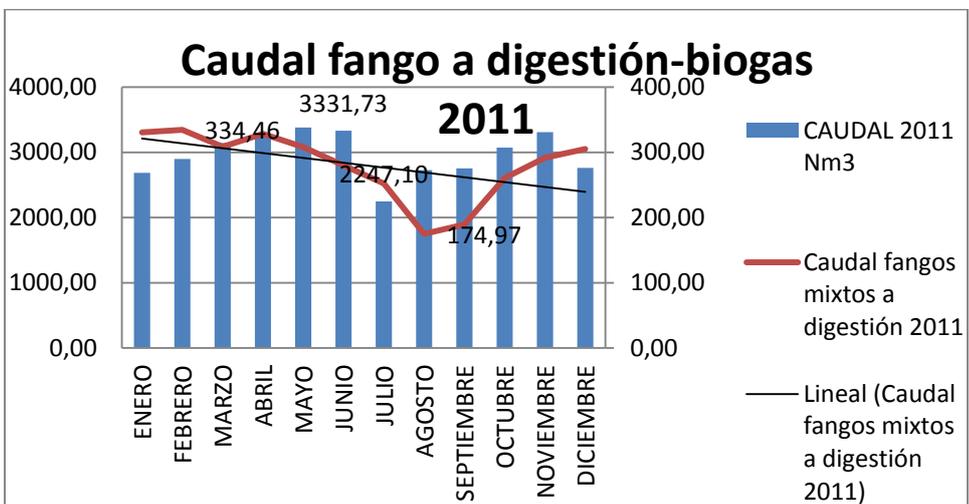


El valor máximo de caudal de biogás asciende a 3373,13Nm³ en el mes de mayo con una temperatura media del digestor de 25,6 °C.

El valor mínimo de caudal de biogás 1934 Nm³ en el mes de Agosto con una temperatura media del digestor de 27,91 °C.

CAUDAL DE FANGOS A DIGESTIÓN Y BIOGÁS PRODUCIDO.

Figura 5.13. Correlación entre el caudal medio mensual de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2011.



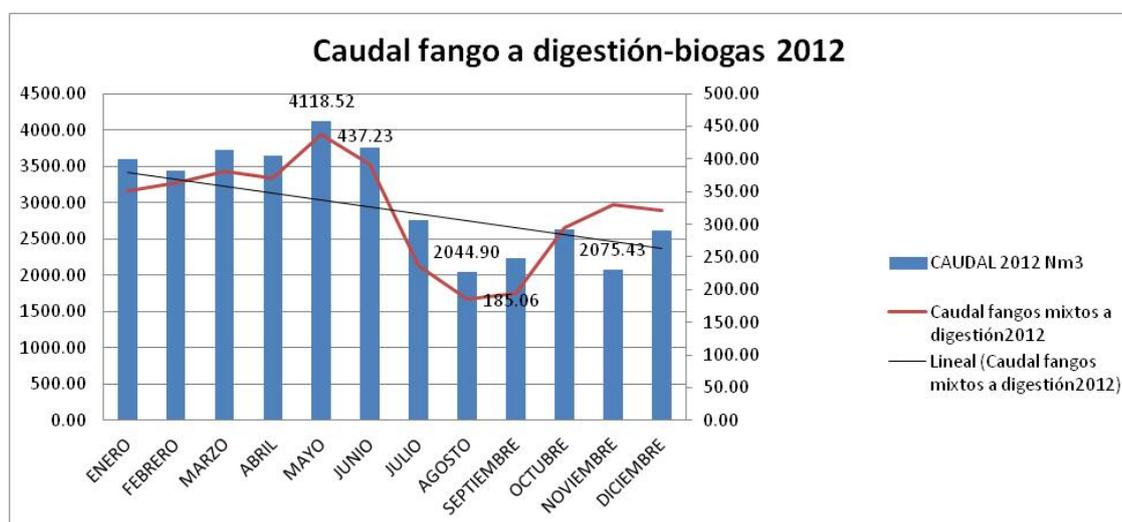
5. Resultados.

El valor máximo del caudal de biogás es 3373,13Nm³ dándose en el mes de mayo con una temperatura media del digestor de 25,6 °C.

El valor máximo de caudal de fangos a digestión es de 334,73m³ correspondiente al mes de marzo con una temperatura media de 19,4 °C

El valor mínimo del caudal de biogás es 2018 Nm³ recogido en el mes de julio con una temperatura media del digestor de 29,1 °C; y el valor mínimo de caudal de fangos a digestión corresponde al mes de agosto con 174,97m³ y una temperatura media de 29,4 °C

Figura 5.14. Correlación entre el caudal medio mensual de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2012.

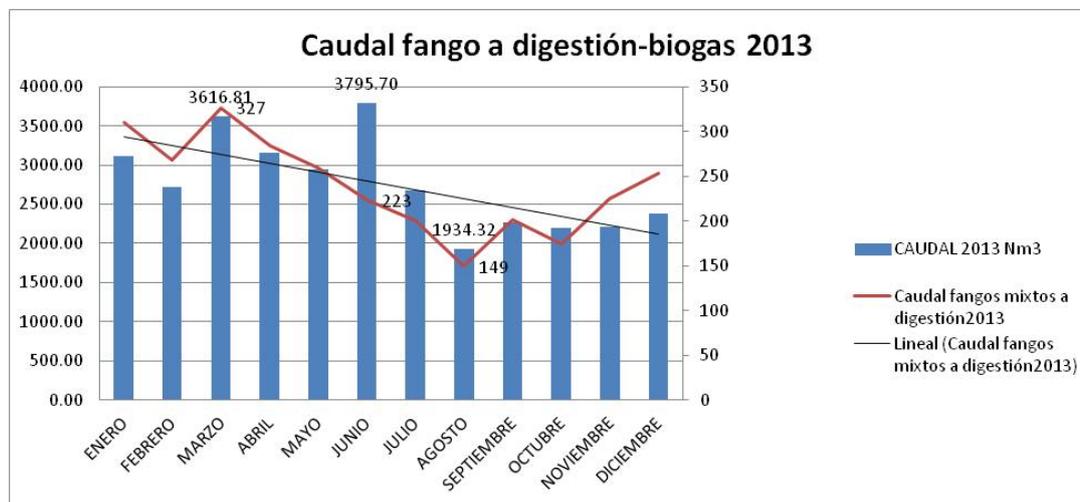


El valor máximo del caudal de biogás es 4118.52Nm³ en el mes de mayo con una temperatura media del digestor de 24,7 °C y con un valor máximo de caudal de fangos a digestión de 437.23m³. El valor mínimo caudal biogás es de 2044 Nm³ en el mes de agosto con una temperatura media del digestor de 29,5 °C ; y también se da el valor mínimo de caudal de fangos a digestión que corresponde 185.06 m³ .



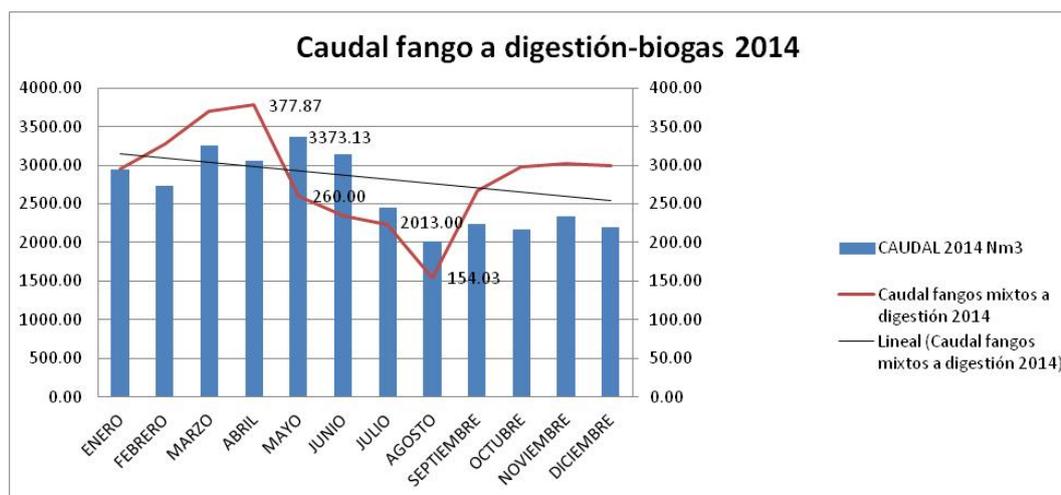
5. Resultados.

Figura 5.15. Correlación entre el caudal medio mensual de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2013.



El máximo caudal biogás es de 3795.70Nm³ recogido en el mes de junio con una temperatura media del digestor de 27,5 °C y con un valor máximo de caudal de fangos a digestión 327 m³ en el mes de marzo con una temperatura de 21.8 °C . El valor mínimo caudal biogás de 1934.32Nm³, se produce en el mes de agosto con una temperatura media del digestor de 30 °C; dándose en el mismo mes el valor mínimo de caudal de fangos a digestión que corresponde a 149 m³.

Figura 5.16. Correlación entre el caudal medio mensual del caudal de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2014.



Valor máximo caudal biogás 3373.13 Nm³ en el mes de mayo con una temperatura media del digestor de 25,7 °C y un valor de caudal de fangos a digestión 260 m³. El máximo de fangos a digestión se produce en el mes de abril con 377.87 m³. El valor mínimo caudal biogás 2013 Nm³ en el mes de agosto con una

5. Resultados.

temperatura media del digestor de 27,9 °C; y también valor mínimo de caudal de fangos a digestión corresponde de 154 m³.

5.1.9. Evolución de parámetros ambientales y operacionales de los digestores en la EDAR Cabezo Beaza y producción de biogás en el periodo 2011-2014 que se modifican con la codigestión de residuos procedentes del Gorguel.

Tabla 5.27. Parámetros de entrada a codigestión Fase 1, 2 y 3 usando un volumen de lixiviado correspondiente al 8 %, 10% y 15% respectivamente del volumen medio diario de fangos de la serie 2011-2014.

2011-2014	Fango	Lixiviado	Lixi8%+Fango	Lixi10%+ Fango	Lixi15% +Fango
PARÁMETROS DE ENTRADA					
Caudal diario (m ³ /día)	21777,68				
%MS	3,68	2,5	3,88	3,93	4,05
%SV	73,19	65,6	78,44	79,75	83,03
Caudal de fangos (m ³ /día)	281,33	22,5	303,84	309,47	323,53
Carga (Kg SV/m ³ /día)	7,46	0,6	8,06	8,21	8,58
% Humedad				0,00	0,00
DQO (ppm)		7540,00		754,00	1131,00
ALC (mg CaCO ₃ /l)	1802,63	1130,00	1443,51	1915,63	1972,13
AGV (mg/l)	235,04	1200,00	308,88	332,88	392,88
AGV/ALC	0,13	1,06	0,21	0,17	0,20
Conductividad (microS/CM)		4100,0	3280,00	4100,00	6150,00
N-Nh ₄ (ppm)		3150,0	252,00	315,00	472,50
pH (unidades)	6,93	8,7	7,63	7,80	8,24

Tabla 5.28. Valores paramétricos de la mezcla fango + lixiviado en los digestores.

MUESTRA CODIGESTIÓN	Caudal (m ³ /día)	SST (%)	SSV (%)	pH (uds)	Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	Acidez (AGV mg/L CH ₃ -COOH)	IAD AGV/ACLC	Amonio N-NH ₄ mg/l
Fango alimentación	281,33	3,67	73,18	6,10				
Fango digestor	281,33	3,09	63,70	6,93	1353,00	213,00	0,16	
Lixiviado	22,51	2,50	65,60	8,70	1130,00	1200,00	1,06	3150,00
FASE 1								
Fango con 8% lixiviado	303,84	3,88	78,44	7,63	1443,51	308,88	0,21	252,00
FASE 2								
Fango con 10% lixiviado	309,47	3,93	79,75	7,80	1915,63	332,88	0,17	315,00
FASE 3								
Fango con 15% lixiviado	323,53	4,05	83,03	8,24	1972,13	392,88	0,20	472,50

5. Resultados.

Tabla 5.29. Rendimiento del digestor en la Fase 1, añadiendo un 8% de lixiviado.

RENDIMIENTO TEÓRICO FASE 1	
FANGO +LIXIVIADO	
TRS	1,50
Nm ³ BIOGAS/KG MV elim FANGO	0,57
kg SSV/m ³	7,46
%KG MV elim 2011-2014	41,50
Nm ³ BIOGAS/KG MV elim FANGO+LIXI	0,56

TRS: 1,5 valor teórico de retención de sólidos del digestor según especificaciones

kg SSV/m³ :Valor medio de eliminación de sólidos volátiles eliminados en la digestión de la serie 2011-2014.

%KGMVelim 2011-2014: Valor medio de tasa % eliminación de sólidos volátiles serie 2011-2014

Nm³BIOGAS/KGMVelim FANGO+LIXI: rendimiento teórico posible al adicionar el 8% de lixiviado

$Nm^3BIOGAS/KGMVelim = TRS \text{ kg SSV}/m^3 \times \% \text{ eliminación SSV}/100 \times 0,9$ (Morenilla et al.,2010)

Tabla 5.30. Rendimiento del digestor en la Fase 2, añadiendo un 10% de lixiviado.

RENDIMIENTO TEÓRICO FASE 2	
FANGO +LIXIVIADO	
TRS	1,50
Nm ³ BIOGAS/KG MV elim FANGO	0,57
kg SSV/m ³	7,46
%KG MV elim 2011-2014	42,50
Nm ³ BIOGAS/KG MV elim FANGO+LIXI	0,57

Nm³BIOGAS/KGMVelim FANGO+LIXI: rendimiento teórico posible al adicionar el 10% de lixiviado

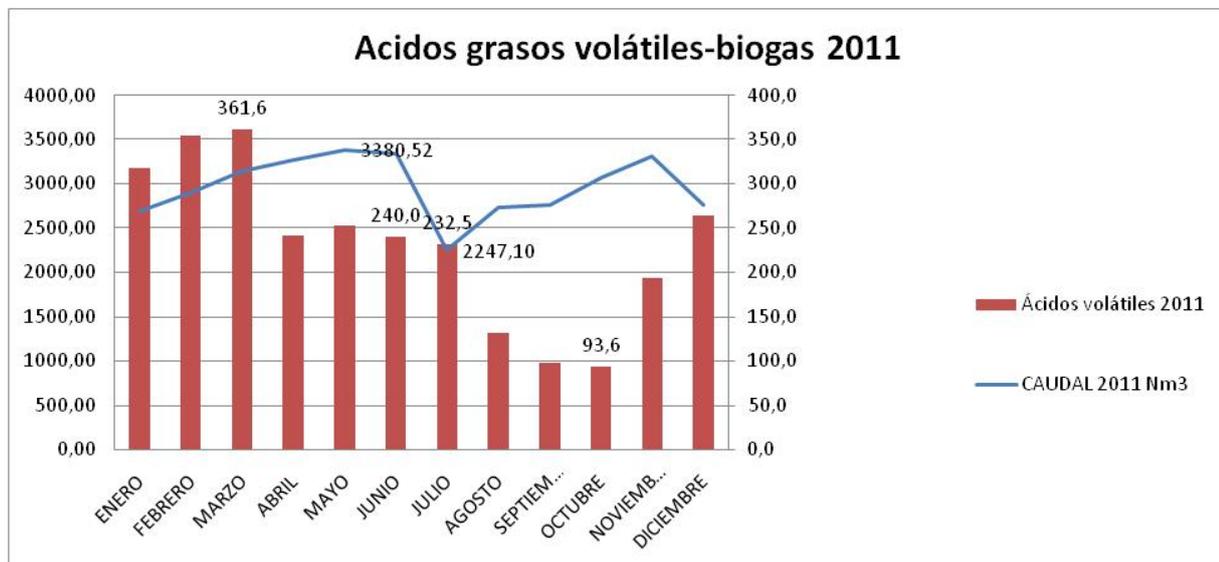
Tabla 5.31. Rendimiento del digestor en la Fase 3, añadiendo un 15% de lixiviado.

RENDIMIENTO TEÓRICO FASE 3	
FANGO +LIXIVIADO	
TRS	1,50
Nm ³ BIOGAS/KG MV elim FANGO	0,57
kg SSV/m ³	7,46
%KG MV elim 2011-2014	43,50
Nm ³ BIOGAS/KG MV elim FANGO+LIXI	0,59

Nm³BIOGAS/KGMVelim FANGO+LIXI: rendimiento teórico posible al adicionar el 15 % de lixiviado

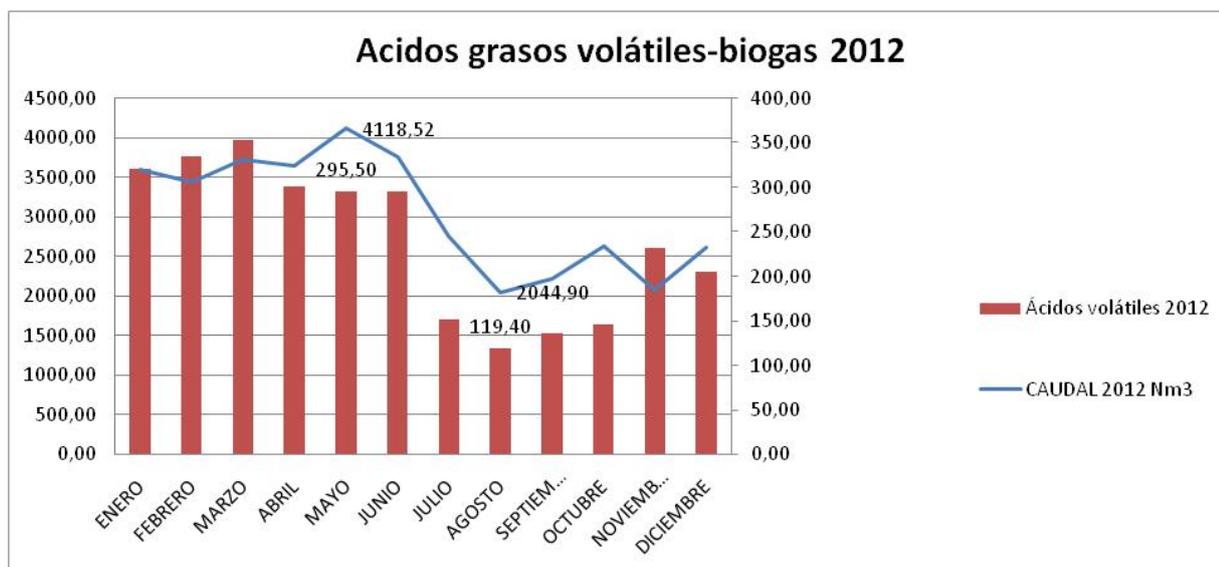
5. Resultados.

Figura 5.17. Correlación entre el valor medio mensual de AGV en el digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2011.



Valor máximo de AGV 361,6 mg/l corresponde al mes de marzo y el valor mínimo 93,6 mg/l al mes de octubre. El caudal máximo de biogás corresponde al mes de junio con 3380,52 Nm³ y el mínimo al mes de julio con 2247 Nm³.

Figura 5.18. Correlación entre el valor medio mensual de AGV en el digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2012.

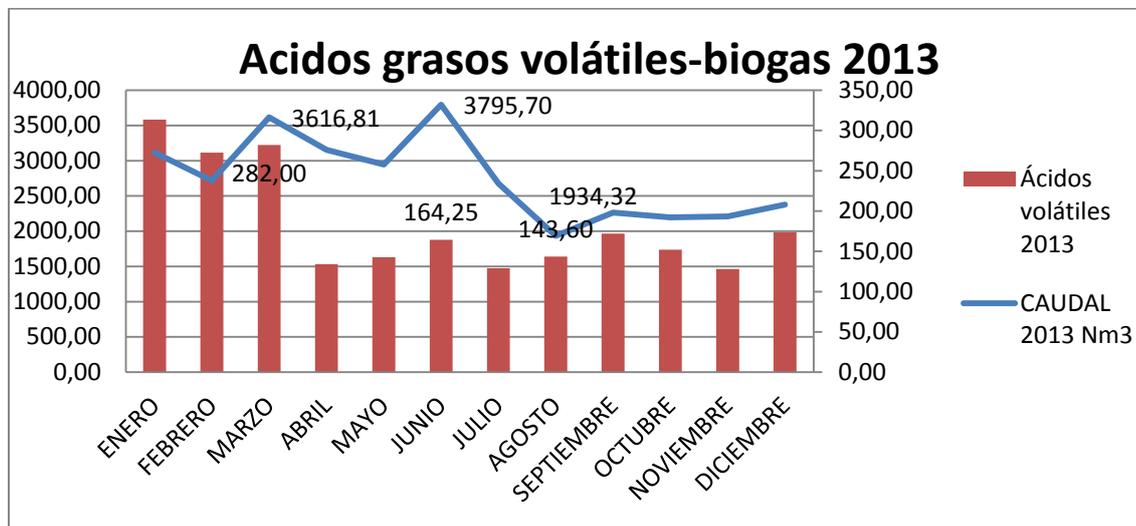


El caudal máximo corresponde al mes de mayo con 4118,5 Nm³ con una concentración de AGV de 295,5 mg/l y el mínimo al mes de agosto con 2044 Nm³ y un valor de AGV de 119,4 mg/l.



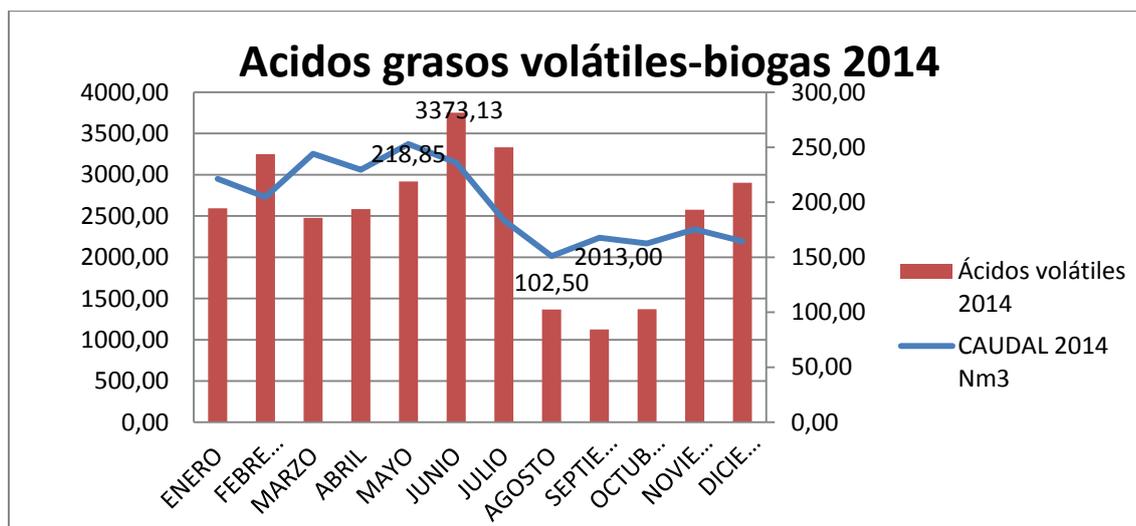
5. Resultados.

Figura 5.19. Correlación entre el valor medio mensual de AGV en el digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2013.



El caudal máximo se corresponde al mes de junio con 3795,7 Nm³ con una concentración de AGV de 164,25 mg/l, similar al mes de marzo con 282 mg/l y el mínimo al mes de agosto con 1934,32 Nm³ y un valor de AGV de 143 mg/l.

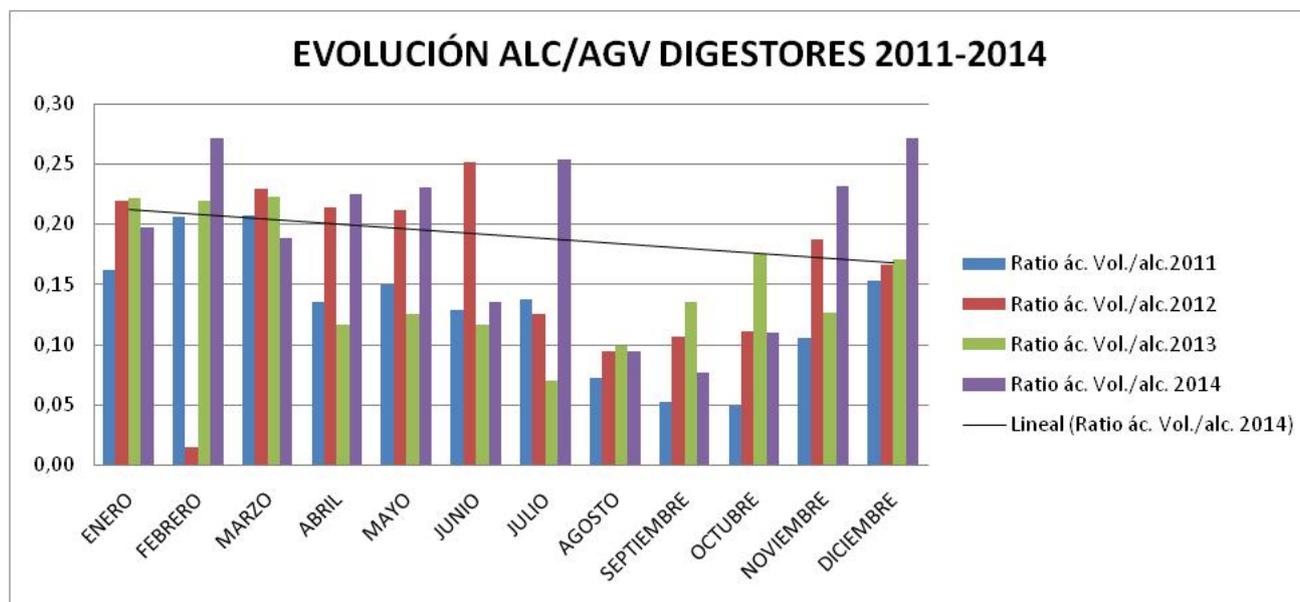
Figura 5.20. Correlación entre el valor medio mensual de AGV en el digestor y el caudal medio mensual de biogás producido en el año 2014.



El caudal máximo corresponde al mes de junio con 3373,13 Nm³ con una concentración de AGV de 218 mg/l y el mínimo al mes de agosto con 2013 Nm³ y un valor de AGV de 102,5 mg/l.

5. Resultados.

Figura 5.21. Valores medios mensuales de Índices de alcalinidad (relación ALC/AGV) para los cuatro años de la serie estudiada 2011-2014.



Durante la época estival los lad están sobre 0,1 y en el resto del año entre 0,15 y 0,20.

5.2. Potenciales empresas productoras de residuos aprovechables para la producción de biogás mediante codigestión en el área de Cartagena.

Además de la planta RSU El Gorguel, cuya descripción (apartado 4.2.) y análisis de datos ya han sido expuestos, se muestran a continuación los resultados de análisis de las otras potenciales empresas productoras de residuos aprovechables compatibles con los lodos de la EDAR Cabezo Beaza que han sido nombrados en el apartado 3.6.4.

5.2.1. Agroubana Carthago SL

Se trata de una explotación porcina y de engorde de terneros situada en Los Martínez del Puerto, concretamente en la finca los Mesegueres, en la Comunidad Autónoma de Murcia.

Se localiza geográficamente mediante sus coordenadas UTM, las cuales son X: 671,800; Y: 4.187,900.



5. Resultados.

Figura 5.22. Finca los Mesegueros.



Fuente. Cartomur.

En cuanto a la generación de residuos, la empresa está catalogada como pequeño productor de residuos peligrosos. Produciendo las cantidades de estiércoles y purines que se recogen en la tabla siguiente.

Figura 5.23. Producción de estiércoles y purines Agroubana Carthago SL.

Tipo de ganado (plaza)	Estiércol líquido y semilíquido (m ³ / plaza. Año)	Contenido en nitrógeno Kg / plaza. año	Equivalencia en UGM (**)	Número total de plazas disponibles	Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /año)	Contenido en nitrógeno Kg / año
Naves existentes de cebo de cerdo	2,15	7,25	0,12	3.600	7.740	26.100
Ampliación cebo de cerdo	2,15	7,25	0,12	1.920	4.128	13.920
Ampliación cría de lechones	0,41	1,19	0,02	2.400	984	2.856
TOTAL					12.852	42.876

Fuente. CARM

5. Resultados.

5.2.2. Agropecuaria Los Titos

La empresa se dedica a la explotación porcina, contando con una capacidad de 5000 plazas de cerdos de cebo de más de 20 kg. Se encuentra ubicada en el Paraje Los Titos-Los Cánovas en el término municipal de Fuente Álamo (Polígono 23, Parcelas 42, 43, 44, 46 y subparcelas a, b, c y d de la parcela 48)

Figura 5.24. Paraje Los Titos-Los Cánovas



Fuente. Cartomur.

La empresa catalogada también como pequeño productor de residuos peligrosos, tiene una producción de estiércol líquido y semilíquido detallada en la siguiente tabla.

Figura 5.25. Datos de la explotación Agropecuaria Los Titos.

Tipo de ganado	Equivalencia en UGM	Número total de plazas disponibles	Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /año)	Contenido en nitrógeno (Kg / año)
Cerdo de cebo 20-100 kg	600	5.000	10.750	36.250

Producción (m ³ /año)	Capacidad de almacenamiento total (m ³)	Capacidad de almacenamiento (días ↔ meses)
10.750	4.500	152.79 ↔ 5.02

Fuente. CARM.



5. Resultados.

5.2.3. Domingo Legaz Cervantes, explotación porcina en paraje La Almazara

Se trata de una explotación porcina con orientación productiva de cebo con capacidad para 3200 plazas. Tiene una producción total de 8000 cerdos de cebo al año. Se encuentra ubicada en el Paraje La Almazara, Pedanía de las Palas, polígono 32, parcela 186, en el término municipal de Fuente Álamo (Murcia). Sus coordenadas UTM son X: 658.869; Y:4.172.231.

Figura 5.26. Paraje La Almazara, Pedanía de las Palas



Fuente. Cartomur.

La producción de estiércol es de 1.720 m³ cada 3 meses y el contenido de nitrógeno es de 23200 kg al año.

La explotación dispone de una capacidad de almacenamiento de purines de 1755m³.

5.2.4. Miguel Guillén Guerrero, explotación porcina en paraje Loma de La Beata-Cuevas de Reylo

La explotación porcina de cebo tiene una capacidad de 5800 plazas, con una producción total de 14500 cerdos de cebo al año. Se sitúa en el Paraje Loma de la Beata, parcelas 268 y 269 del polígono 22 de Fuente Álamo (Murcia), de coordenadas UTM: X: 653.06; Y: 4.177.155,3.

5. Resultados.

Figura 5.27. Paraje Loma de la Beata



Fuente. Cartomur.

La producción de estiércol es de 12470 m³/año y el contenido de nitrógeno es de 42050 kg/año.

La explotación dispone de cinco balsas de almacenamiento de purines de 3890 m³ de capacidad, siendo suficiente para almacenar la producción e 3 meses.

5.2.5. Fernando y Juan Miguel Francés Muñoz, explotación porcina en paraje Corverica-Casa Fraile

La explotación cuenta con una capacidad para 3890 plazas de ganado porcino. Se localiza en el Paraje Corverica-Casa del Fraile, Polígono 14, parte de las parcelas 122 y 125 en el término municipal de Fuente Álamo (Murcia), cuyas coordenadas UTM son X: 657.830; Y: 4183658.



Figura 5.28. Paraje Corverica-Casa del Fraile.



Fuente. Cartomur.

La producción de estiércol es de $8363.5 \text{ m}^3/\text{año}$ y el contenido de nitrógeno es de 28202.5 kg/año .

La explotación dispone de 4balsas con una capacidad total de almacenamiento de purines de 2500m^3 .

5.2.6. Agropecuaria El Escobar S.A

Se trata de una explotación porcina d,e lechones con capacidad para 2655 reproductoras, situada en el Paraje “La Canal” polígono 13, parcelas 135, 136, 141, El Escobar en el término municipal de Fuente Álamo (Murcia). Sus coordenadas geográficas UTM son X: 65543.20; Y:4183386.25.

5. Resultados.

Figura 5.29. Paraje “La Canal”.



Fuente. Cartomur.

Figura 5.30. Datos de la explotación Agropecuaria El Escobar.

- Producción de estiércol líquido y semilíquido.

Tipo de ganado	Equivalencia en UGM	Número total de plazas disponibles	Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /año)	Contenido en nitrógeno (Kg / año)
Cerdas con lechones de destete (de 0 a 6 kg)	663,75	2655	13.540	39.825

- Almacenamiento de purines.

• Elementos – Dimensiones

Elemento	Volumen (m ³)
Balsas de almacenamiento	3.385,125

• Capacidad.

Producción (m ³ /año)	Capacidad de almacenamiento total (m ³)	Capacidad de almacenamiento (días > meses)
13.540	3.385,125	91,25 > 3 meses

Fuente. CARM.

En la explotación existen cuatro basas impermeabilizadas con lámina de PEHD de dimensiones variables y 0.50 m de profundidad, y para una capacidad total de almacenamiento de 1818.90 m³. Son balsas de evaporación y decantación, pasando la fracción líquida desde la situada en primer lugar hasta las siguientes.

5. Resultados.

5.2.7. Josefa García García y Mariano Urrea García

Explotación porcina con 5474 plazas de cerdos de cebo, ubicada en el Paraje Lomas de la Beata, s/N, polígono 22, parcela 181. Cuevas del Reylo en el término municipal de Fuente Álamo, (Murcia).

Figura 5.31. Paraje Lomas de la Beata.



Fuente. Cartomur.

Figura 5.32. Datos de la explotación Josefa García y Mariano Urrea.

- Producción de estiércol.

Tipo de ganado	Equivalencia en UGM	Número total de plazas disponibles	Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /año)	Contenido en nitrógeno (Kg / año)
Cerdos de cebo de 20 a 100kg	656,88	5.474	11.769,1	39.686,5

- Almacenamiento de purines:

- Elementos - Dimensiones

Elemento	Volumen (m ³)
7 balsas de purines poligonales	6.822

- Capacidad.

Producción (m ³ /año)	Capacidad de almacenamiento total (m ³)	Capacidad de almacenamiento (días > meses)
11.769,1	6.822	211 > 2,3

Fuente. CARM.

5. Resultados.

5.2.8. Granja Venta Seca, Miguel Urrea

Explotación porcina con 2650 plazas para cebo, situada en el Paraje Los Bernabeles, polígono 8, parcelas 382 y polígono 22, parcela 84 en el término municipal de Fuente Álamo (Murcia). Como coordenadas geográficas UTM: X: 652875; Y: 4178442.

Figura 5.33. Datos de la explotación Granja Venta Seca.

- Producción de estiércol.

Tipo de ganado	Equivalencia en UGM	Número total de plazas disponibles	Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /año)	Contenido en nitrógeno (Kg / año)
Cerdos de cebo de 20 a 100 kg	318	2650	5.697,5	19.212,5

- Almacenamiento de purines.

• Elementos – Dimensiones.

Elemento	Volumen (m ³)
arcilla compactada	1.600

• Capacidad.

Producción (m ³ /año)	Capacidad de almacenamiento total (m ³)	Capacidad de almacenamiento (meses)
5.697,5	1.600	3,4 (Mayor de tres meses)

Fuente. CARM.

En la explotación existen 13 balsas de evaporación para el almacenamiento de los purines.

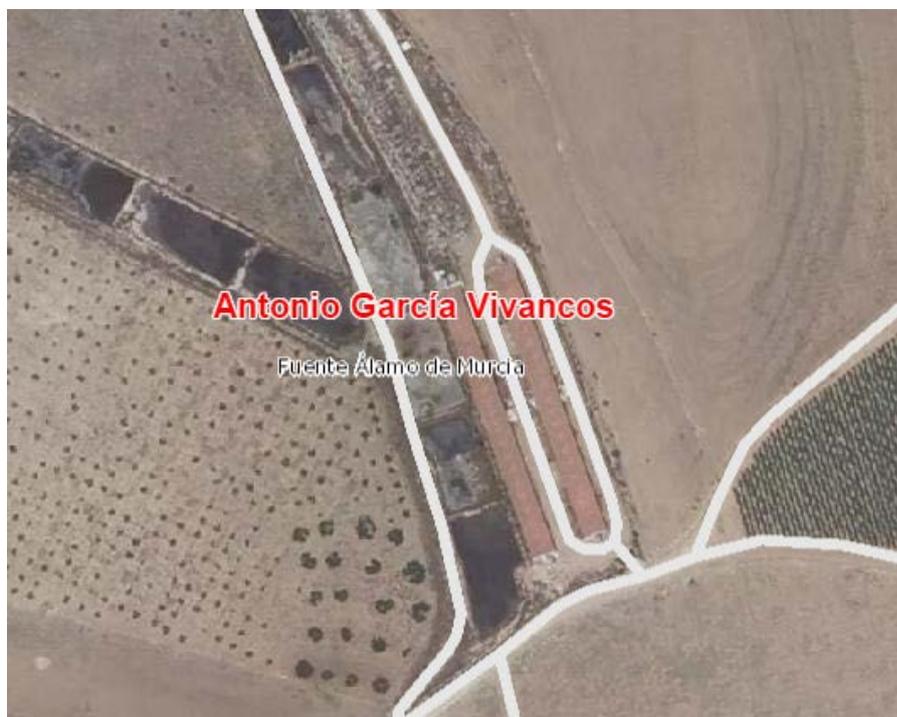
5.2.9. Antonio García Vivancos

Se trata de una explotación porcina de cebo para 3598 plazas para cerdos de cebo de más de 20 kg. Ubicada en el Paraje El Chorlito, s/n, Los Cánovas, polígono 21, parcela 62, en el término municipal de Fuente Álamo (Murcia). De coordenadas UTM: X: 651.960; Y: 4.175889,42.



5. Resultados.

Figura 5.34. Paraje El Chorlito.



Fuente. Cartomur.

Figura 5.35. Datos de la explotación Antonio García Vivancos.

- Producción de estiércol.

Tipo de ganado	Equivalencia en UGM	Número total de plazas disponibles	Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /año)	Contenido en nitrógeno (Kg / año)
Cerdo de 20 a 100 kgs	431,76	3598	7735,7	26085,5

- Almacenamiento de purines.

Elemento		Volumen (m ³)
Balsa de almacenamiento de purines nº 1		2.344,4
Balsa de almacenamiento de purines nº 2		
Balsa de almacenamiento de purines nº 3		
Balsa de almacenamiento de purines nº 4		
Balsa de almacenamiento de purines nº 5		
Balsa de almacenamiento de purines nº 6		
Balsa de almacenamiento de purines nº 7		
Balsa de almacenamiento de purines nº 8		
Balsa de almacenamiento de purines nº 9		
• Capacidad.		
Producción (m ³ /año)	Capacidad de almacenamiento total (m ³)	Capacidad de almacenamiento (días<>meses)
7735,7	2344,4	109<>4

Fuente. CARM.

5. Resultados.

5.2.10. Agropecuaria Los Cholas, S.L.

Explotación porcina con 6000 plazas de cerdos de cebo, ubicada en Paraje Los Cholas, polígono 10, parcelas 188, 200, 201 y 202, en el término municipal de Fuente Álamo (Murcia).

Figura 5.36. Paraje Los Cholas



Fuente. Cartomur.

Figura 5.37. Datos de la explotación Agropecuaria Los Cholas SL.

- Producción de purines.

Tipo de ganado	Equivalencia en UGM	Número total de plazas disponibles	Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /año)	Contenido en nitrógeno (Kg / año)
Cerdo de cebo de 20 a 100 Kgs	720	6.000	12.900	43.500
TOTAL	720	6.000	12.900	43.500

- Almacenamiento de purines.

• Elementos - Dimensiones

Elemento	Volumen (m ³)
Balsa de recepción de purines de hormigón armado	120
Balsa de evaporación de purines (6 balsas)	12.960
TOTAL	13.080

• Capacidad

Producción (m ³ /año)	Capacidad de almacenamiento total (m ³)	Capacidad de almacenamiento (días \diamond meses)
12.900	13.080	365 \diamond 12

Fuente. CARM.



5. Resultados.

En la actualidad la gestión o destino final del estiércol porcino de las empresas evaluadas es la valorización como abono órgano- mineral.

A parte de los residuos ganaderos, la Empresa Sistemas Integrales Sanitarios genera una serie de residuos que podrían ser también compatibles con los lodos EDAR.

5.2.11. Sistemas Integrales Sanitarios SL.

Sistemas Integrales Sanitarios SL, con su sede en Cartagena en el Polígono Industrial Cabezo Beaza, Avd Luxemburgo, parcela G 6.7, tiene las funciones de:

- Almacenamiento de envases de plástico vacíos para suministro a los productores de residuos gestionados.
- Gestión de residuos biosanitarios especiales.
- Gestión de residuos químicos.
- Gestión de residuos citotóxicos.
- Gestión intermedia de residuos peligrosos.

Figura 5.38. Vista aérea Sistemas Integrales Sanitarios.



5. Resultados.

Coordenadas geográficas: UTM: X: 679.848,82; Y: 4.165.938,65

Figura 5.39. Residuos generados por la empresa (SIS).

Residuos no peligrosos	Código LER	Tm/año
Envases vacíos de productos asimilables a domésticos (lejía, detergentes, suavizantes, limpiacristales)	200116	0.3
Papel/cartón	150101	0.02
Plástico (embalaje)	150102	0.01
Vidrio	150107	0.03
Pallets de madera	150103	0.2
Residuos de tóner de impresión	080118	0.03
Residuos peligrosos		
Envases vacíos de aditivos químicos	150110	0.02
Tubos fluorescentes	200121	0.03
Aerosoles	160504	<10
Productos químicos de laboratorio	160506	<10
Absorbentes, trapos y ropas contaminadas	150202	<30
Pilas níquel-cadmio	160602	<10

Fuente. CARM.



5. Resultados.

5.2.12. Análisis comparativo de idoneidad de empresas productoras de cosustratos compatibles con los lodos de la EDAR Cabezo Beaza en base a criterios de cercanía, producción y compatibilidad.

Tabla 5.32. Análisis comparativo de idoneidad de empresas productoras de cosustratos compatibles con lodos de la EDAR Cabezo Beaza.

Nombre	Localización	Residuos. Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /año)	Residuos. Estiércol líquido y semilíquido (m ³ /día)	Contenido en Nitrógeno (kg/año)	Distancia hasta EDAR (km)
Agrourbana Carthago SL	Los Martínez del Puerto	12852	35,21	42876	30
Agropecuaria Los Titos	Fuente Álamo	10750	39,45	36250	37
Domingo Legaz Cervantes	Fuente Álamo	1720 (m ³ / 3 meses)	19,11	23200	37
Miguel Guillén Guerrero	Fuente Álamo	12470	34,16	42050	33
Fernando y Juan Miguel Francés Muñoz	Fuente Álamo	8363,5	22,9	28202,5	39
Agropecuaria El Escobar SA	Fuente Álamo	13540	37,095	39825	41,5
Josefa García y Mariano Urrea	Fuente Álamo	11769,1	32,24	39686,5	38
Granja Venta Seca	Fuente Álamo	5697,5	15,61	19212,5	33
Antonio García Vivancos	Fuente Álamo	7735,7	21,19	26085,5	33
Agropecuaria Los Cholas SL	Fuente Álamo	12900	35,34	43500	34
Sistemas Integrales Sanitarios SL	Cartagena				5

6. DISCUSIÓN

6.1. Introducción.

Las EDAR son instalaciones intensivas en el uso de energía (Francesc Hernández, 2011) y su mayor reto en la actualidad se dirige a conseguir la autosuficiencia energética y reducir el impacto ambiental de sus lodos. Para conseguir estos objetivos se precisa mejorar la eficiencia energética del proceso de digestión anaerobia para producir biogás.

Varias son las estrategias que se pueden usar para mejorar la eficiencia energética y conseguir optimizar energéticamente el proceso de digestión anaerobia en dichas EDAR (Elvira Rendueles, 2012), como pretratamiento de lodos, codigestión, uso de sistemas multietapa o potenciar la presencia de *methanoarcheas acetoclásticas*.

Independientemente de la estrategia a seguir, lo primero que se debe hacer antes de incorporar cualquier variación en el proceso es estudiar a fondo la situación de partida, para lo que es necesario, disponer de datos de funcionamiento y de control de la planta en un periodo de tiempo. El análisis de estos datos, nos informará sobre qué parámetros ambientales y operacionales son los más influyentes en la microbiota anaerobia dominante en los digestores que generan biogás, así como, nos permitirá conocer las posibles carencias del sustrato que condicionan la cantidad y calidad del biogás.

Por otro lado en España, el Segundo Plan de Acción Nacional de Eficiencia Energética 2011-2020 (IDAE, 2011) tiene como objetivo **fomentar la sustitución de tecnologías existentes en las instalaciones de potabilización, abastecimiento, depuración y desalación de agua por otras tecnologías más eficientes**. Se pueden diferenciar dos tipos de medidas institucionales para apoyar la eficiencia energética, de tipo económico y de tipo político o regulatorio. Las medidas de tipo económico en la depuración consisten en ayudas a las inversiones que los explotadores deben llevar a cabo. Las medidas de tipo político pasan por estimular el diseño y gestión de las depuradoras basándose en la optimización del consumo energético.

El control del proceso y la eficiencia energética de las plantas se debe incorporar en los pliegos de concursos públicos de ejecución o en los contratos de concesión.



6.2. Producción de biogás y rendimiento en la EDAR Cabezo Beaza durante el periodo 2011-2014.

La EDAR Cabezo Beaza es una depuradora convencional de lodos activos que trata agua residual fundamentalmente urbana procedente del municipio de Cartagena. Los caudales medios mensuales tratados en el periodo de estudio 2011-2014 (Tablas de 5.1 a 5.4) han descendido un 12,5% desde 23680,28 m³/mes en 2011 hasta 20713,61 m³/mes en 2014, menor consumo debido a la crisis económica, menores fugas por mejora del sistema colector de saneamiento y por tratarse de un periodo seco que implica un descenso de los aportes de pluviales son razones que justifican dicha bajada de los caudales de agua residual. Este menor caudal de agua a tratar implica una menor producción de fangos a digerir, lo que conlleva a una menor producción de biogás generado (Tablas de 5.1 a 5.4).

Los caudales medios de agua a tratar presentan en todo el periodo sus valores mínimos (Figura 5.1) en la época estival como consecuencia de tratarse de la época de menos precipitaciones y además, por el menor consumo de agua en la ciudad causado por el desplazamiento de la población a zonas de playa.

En las Tablas 4.2 a 4.5 se presentan los valores medios mensuales de los parámetros de control de los digestores en el periodo 2011-2014, siendo éstos: **pH** (uds), materia sólida a digestión **MS_d** (%), materia volátil **SV_d** (%), Alcalinidad **Alca_d** (mg/l bicarbonato), ácidos grasos **VOL_d** (mg/l ácido acético), índice de alcalinidad **IA_d** como relación ácidos grasos/ácido acético y temperatura **Tra_d** (°C).

En las Tablas 5.5 a 5.8 se presentan los valores medios mensuales de los parámetros de caracterización de los fangos a digerir en el periodo de estudio 2011-2014, los cuales son: **pH_f** (uds), materia sólida a digestión **MS_f** (%), materia volátil **SV_f** (%). Dichos datos han sido utilizados para calcular el rendimiento anual de la producción de biogás en base al porcentaje de materia volátil eliminada conforme al método de cálculo de Morenilla *et al*, 2010. (Tablas de 5.13 a 5.16).

En el año 2011, con un aporte mensual medio de 7,81 Kg de materia volátil por cada metro cúbico de fango se producen 0,45 Nm³ de biogás por kilogramo de materia volátil eliminada (Tabla 5.13). Con un valor medio mensual de 27,87 g/Kg fangos de entrada al digestor y un valor medio mensual de 21,38 g/Kg fangos de salida del digestor, se eliminan 6,49 g/Kg de materia volátil por cada metro cúbico de fango digerido, lo que se traduce en un rendimiento del digestor en el año 2011 de un 36,26 % de materia volátil eliminada.

En el año 2012, con un aporte mensual medio de 7,95 Kg de materia volátil por cada metro cúbico de fango se producen 0,46 Nm³ de biogás por kilogramo de materia volátil eliminada (Tabla 5.14). Con un valor medio mensual de 24,73 g/Kg fangos de entrada al digestor y un valor medio mensual de 18,56 g/Kg fangos de salida del digestor, se eliminan 6,17 Kg de materia volátil por cada metro cúbico de fango digerido, lo que se

6. Discusión.

traduce en un rendimiento del digestor en el año 2012 de un 34,15 % de materia volátil eliminada. Aunque se ha generado más biogás que en el año 2011, el rendimiento del digestor ha sido menor debido a que ha tenido un comportamiento más irregular junto a un menor aporte de materia volátil.

En el año 2013, con un aporte mensual medio de 7,51 Kg de materia volátil por cada metro cúbico de fango se producen 0,78Nm³ de biogás por kilogramo de materia volátil eliminada (Tabla 5.15). Con un valor medio mensual de 31,34 g/Kg fangos de entrada al digestor y un valor medio mensual de 20,65 g/Kg fangos de salida del digestor, se eliminan 10,69 Kg de materia volátil por cada metro cúbico de fango digerido, lo que se traduce en un rendimiento del digestor en el año 2013 de un 52,83 % de materia volátil eliminada. La estabilidad del proceso y un mayor aporte de materia volátil al digestor se traducen en un mayor rendimiento y producción de biogás.

En el año 2014, con un aporte mensual medio de 6,59 Kg de materia volátil por cada metro cúbico de fango se producen 0,60 Nm³ de biogás por kilogramo de materia volátil eliminada (Tabla 5.16). Con un valor medio mensual de 23,19 g/Kg fangos de entrada al digestor y un valor medio mensual de 16,32 g/Kg fangos de salida del digestor, se eliminan 6,87 Kg de materia volátil por cada metro cúbico de fango digerido, lo que se traduce en un rendimiento del digestor en el año 2014 de un 44,64 % de materia volátil eliminada. Aunque los datos indican un buen rendimiento y estabilidad del digestor, el menor aporte de materia volátil se traduce en una disminución de la producción de biogás con respecto al año 2013.

6.3. Tiempos de retención y rendimiento reales de los digestores.

Los valores anuales que reflejan el rendimiento y funcionamiento de los digestores de la EDAR Cabezo Beaza en el periodo completo de estudio 2011-2014 aparecen en la tabla 5.25. Los datos de rendimiento de biogás de los digestores, calculados según el método de Morenilla *et al*, 2010, están basados en el porcentaje de eliminación de sólidos volátiles en el digestor para un tiempo de retención teórico de sólidos volátiles (TRS) de 1,5; basado en las especificaciones técnicas del digestor. Como los valores de biogás obtenidos, tras el análisis de datos, son inferiores a los esperados para esos TRS teóricos, se han calculado los TRS reales para cada año en base al rendimiento esperado (Tabla 5.26) cuyos valores son: 1,27 (2011); 1,25 (2012); 0,71 (2013) y 1,00 (2014) lo que se traduce en rendimientos reales de 0,38 (2011); 0,38 (2012); 0,37(2013) y 0,40 (2014).

Los nuevos datos obtenidos de rendimiento más uniformes con TRS variables, indican un comportamiento de gran estabilidad de los digestores en el tiempo con un rendimiento real para el periodo completo de 0,38



6. Discusión.

Nm³ biogás/ KG MV eliminada, valor obtenido por otros autores en la valorización energética mediante digestión anaerobia de lodos de depuradoras urbanas.

Resultados similares a los aportados y referentes a lodos de depuradoras han sido referidos por Athanasoulia *et al.*, 2012, con valores medios de 32,39 % (31,5 % y 33,8 %) de remoción de sólidos volátiles, en digestores monoetapa mesófilos con niveles bajos de ácidos grasos volátiles.

6.4. Evolución temporal de los parámetros ambientales y operacionales.

En el apartado 5.1.7. de los resultados se presenta la evolución de parámetros ambientales y operacionales de los digestores de la EDAR Cabezo Beaza en el periodo de estudio 2011-2014.

El pH de los digestores a lo largo del periodo analizado se mantiene en valores medios mensuales cercanos a la neutralidad (Figura 5.4) con excepción del mes de octubre para los años 2011 y 2012 que registraron valores medios de 8. Es un resultado que nos confirma la estabilidad del proceso a lo largo del periodo.

Los valores medios mensuales de temperatura de los digestores (Figura 5.5) son generalmente conformes a la época estacional y temperatura media ambiental de la zona, siendo el año 2014 el más cálido. Es de destacar un comportamiento algo anómalo en el año 2012 donde las temperaturas medias máximas se registraron en el mes de octubre.

Los valores medios mensuales de la alcalinidad de los digestores (Figura 5.6) han sido máximos en el año 2011 y mínimos en el 2014 pero con muy pocas fluctuaciones a lo largo de cada año. En 2013 los máximos aparecen en la época estival al contrario que en 2012 que dicha época presenta valores mínimos.

En general los valores medios mensuales de AGV (Figura 5.7) presentan sus máximos en la época invernal y los valores mínimos en la época estival, con excepción del año 2013. Sin duda estos valores son consecuencia del volumen de fangos que se producen y se aportan al digestor, es decir, se correlaciona con la materia volátil aportada por el sustrato.

Los valores medios mensuales de los índices de alcalinidad (Figura 5.8) de los digestores se registran en la época estival que no superan el valor de 0,1 con excepción de julio de 2014 que registra un valor de 0,25.

Posteriormente en el apartado 5.1.8. se analiza la evolución de dichos parámetros tratados con la producción de biogás para cada año de estudio. Las figuras de 5.9 a 5.12 representan la correlación entre la temperatura media mensual del digestor y el caudal medio mensual de biogás producido para cada año del periodo 2011-2014. Los caudales máximos de biogás se obtienen durante los meses de mayo-junio con unas

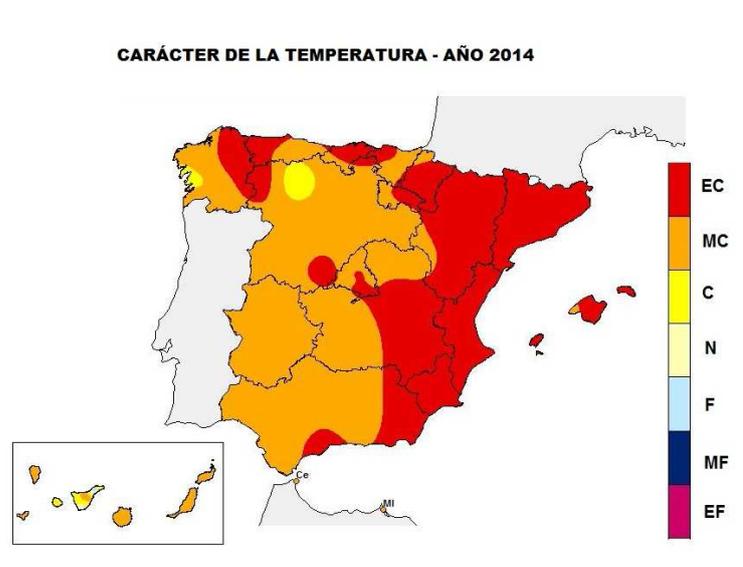
6. Discusión.

temperaturas que oscilan entre los 24,7 -27,5 °C, los caudales mínimos se registran fundamentalmente en agosto con temperaturas cercanas a los 30 °C.

Las figuras de 5.13 a 5.16 representan la correlación entre el caudal medio mensual de fangos a digestión y el caudal medio mensual de biogás producido para cada año, en general se puede concluir que el menor aporte de fangos a digestión durante la época estival es la causa del descenso de los caudales de biogás generados en los digestores. Sin embargo, en 2013 se produce un descenso continuo del caudal de fangos a digestión hasta el mes de agosto, que se correlaciona con el biogás producido a excepción del mes de junio donde se produce un gran incremento de biogás, que alcanza el máximo anual. La temperatura media del mes de mayo se sitúa en los 21 °C condiciones psicrófilas (<25 °C) y en junio se incrementa hasta los 27 °C (>25 °C) favoreciendo la digestión anaerobia el fango, lo que explica dicha situación. El incremento de temperatura favorece la solubilidad del sustrato, mejora su hidrólisis y fermentación ácida y se genera un mayor volumen de ácidos grasos y acetato que se convierte en metano.

En 2014 La temperatura en el mes de septiembre tiene un valor de 31,3 °C y en octubre un valor de 28 °C ambos superiores al mes de agosto. Según datos de AEMET el año 2014 fue extremadamente cálido y seco en nuestra zona sobre todo en otoño (Figura 6.1.). Si bien a partir de septiembre se incrementa sustancialmente el caudal de fangos mixtos a digestión, este no se corresponde con el biogás producido que se incrementa relativamente poco. El valor máximo de caudal de biogás se produce en el mes de mayo cuando la temperatura es mayor de 25 °C (Figura 5.16).

Figura 6.1. Evolución de las temperaturas en España durante el año 2014.



Fuente. AEMET, 2014.

6. Discusión.

El control de la temperatura desempeña un papel determinante en el proceso anaeróbico y mantener una temperatura estable en el digestor es de vital importancia ya que pequeñas fluctuaciones de temperatura pueden afectar al comportamiento de las bacterias, particularmente a los metanógenos (Appels *et al.*, 2008; L.Rodríguez, 2011). La temperatura es un parámetro ambiental importante para las bacterias metanogénicas, sobre todo las acetoclásticas mesófilas como *Methanosaeta sp* que son muy sensibles. Este parámetro también influye en la biodegradabilidad del sustrato, así, el incremento del mismo favorece la solubilidad y la fase acidogénica incrementando la materia volátil en el digestor y la producción de biogás. Pero el incremento de la temperatura también tiene efectos negativos sobre las bacterias por dos causas, incrementos rápidos (sobre 5 °C) inhiben el crecimiento bacteriano (Kratat *et al.*, 2010), además la mayor solubilidad del sustrato incrementa los niveles de amonio-amoniaco en el digestor que es tóxico para dichas bacterias. Valores de 80 y 100 mg/l de amoniaco, inhiben totalmente los cultivos metanogénicos acetoclásticos puros como *Methanosaeta sp*.

Sin lugar a duda, a mayor cantidad de fango a digerir (mayor sustrato - parámetro operacional), mayor producción de biogás (Figura 5.13) pero como observamos en la figura 5.16 el caudal máximo o mínimo de biogás no se corresponde linealmente con los aportes máximos o mínimos de fangos a digerir, luego hay otros factores que están influyendo en el rendimiento del digestor y su flora metanógena, uno sin duda es la temperatura del digestor. La menor actividad metanógena observada con las temperaturas más altas parece indicar una disminución de la actividad de las *archeas* metanógenas. Cada digestor dependiendo de las condiciones ambientales y operacionales crea un ecosistema único (Demirel, B & Scherer,P.2008). Si la población metanógena dominante de nuestro reactor está dominada sólo por *Methanosaeta sp*, la elevación de temperatura puede ser negativa y llevar al digestor a una situación ineficiente.

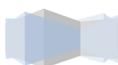
La actividad metanogénica acetoclástica propia de las methanosarcinas queda evidente por la calidad del biogás (Tablas de 5.9 a 5.12) con una composición media anual del periodo del 76 % de metano, un 21 % de dióxido de carbono y 552 ppm de sulfídrico.

6.5. Codigestión.

La codigestión consiste en emplear una mezcla de diferentes tipos de residuos (cosustratos), de forma que se optimice la producción de biogás a obtener por la planta.

La principal ventaja radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. Además de incrementar el potencial de producción de biogás, la adición de cosustratos fácilmente biodegradables confiere una estabilidad adicional al sistema.

Según *Rivas et al.*, 2010 los factores que influyen en la productividad metanoica de los biodigestores son:



6. Discusión.

1. **Composición química del sustrato.** Relación **C/N 20-30/1**
2. **Combinaciones de sustratos.** Uso de cosustratos con **C/N 30/1**
3. **Adición de grasas.** Incrementan significativamente la producción de biogás
4. **Inhibidores de la producción de Biogás.**
5. **Temperatura.** Se debe procurar mantener un microclima cálido en el biodigestor para conservar una tasa de producción de biogás alta.
6. **Remoción de proteínas de los lodos.** Usar lodos desproteinizados aumenta la producción de biogás del 55,6% al 74,8%.
7. **Separación de fases.** Uso de digestores multietapa.
8. **Adición de bacterias termofílicas (Bioaugmentación).**
9. **Importancia de los metanógenos.**

Una práctica muy extendida por Europa, se basa en mezclar sustratos de bajo potencial metanogénico pero de características muy favorables al proceso de digestión anaeróbica, como los residuos de la ganadería, con otros sustratos de gran poder energético disponibles en menor cantidad, como los residuos de mataderos, de la industria agroalimentaria, o cultivos herbáceos energéticos. El desconocimiento del efecto a largo plazo de la introducción de los cosustratos en un sistema con una inercia tan elevada como un digestor anaerobio, hace que sea imprescindible la realización de ensayos previos que permitan simular el comportamiento de estos residuos en el digestor, así como trabajar en la dosificación óptima de cosustrato, o combinación de diversos cosustratos que maximice la producción de biogás. (econoticias, 26/03/2013). Sin duda, buscar la dieta más efectiva en base a los cosustratos disponibles y realizar una búsqueda de potenciales cosustratos compatibles presentes en un área geográfica, ha sido uno de los objetivos de este trabajo.

Según la mesa de biogás MARM 2010, existen tres tipos de biogás procedentes de la digestión anaerobia. Por un lado, el Biogás de depuradoras urbanas que se genera a partir de la digestión anaeróbica de los fangos de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas. Cuando la fracción orgánica procede de los RSU tenemos el Biogás FORSU y, por último, si se digieren subproductos y residuos de los sectores agrícola, ganadero o la industria agraria, se obtiene el denominado Biogás Agroindustrial.

La valorización energética de los lodos de depuradoras y residuos urbanos (FORSU o Lixiviados) forma parte de los objetivos recogidos en la legislación relativa al Plan Nacional Integrado de Residuos; Plan nacional de



6. Discusión.

lodos de depuradoras 2008-2015 y Plan de Energías Renovables en España 2005-2010. La citada valorización puede llevarse a cabo mediante diferentes procesos tales como el compostaje y la biometanización.

Consistiendo el **compostaje** en la conversión biológica bajo condiciones controladas, de material de desecho en un producto higiénico, rico en humus y relativamente estable que acondiciona el suelo y nutre las plantas (Mathur, 1991). Para obtener compost de calidad mediante procesos de digestión aerobia en una instalación que trabaje con unos rendimientos aceptables, es necesario que la alimentación a estas plantas proceda de la recogida selectiva de residuos biodegradables con la suficiente limpieza y ausencia de contaminantes.

La **biometanización** consiste en una digestión anaerobia, donde se obtiene biogás que puede aprovecharse para generar energía mediante su combustión y una fase semisólida denominada digestato, que sometido a tratamiento adicional (habitualmente compostaje), puede ser utilizado a continuación en agricultura. La calidad del residuo que se destina a biometanización tiene una gran influencia en la eficiencia de la operación, así como en la calidad del digestato resultante. La biometanización está indicada para residuos con un contenido alto de humedad (60-99% de humedad), al contrario que el compostaje que requiere residuos con menos humedad. Por el contrario, los residuos leñosos, que contienen un alto contenido en lignocelulosa, son más adecuados para el compostaje.

El término codigestión se emplea para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen. Es importante se compense el balance de nutrientes y de humedad. Su finalidad principal es incrementar el rendimiento de la producción de biogás, otras ventajas adicionales son obtener un residuo que sirva para mejorar el suelo o como fertilizante y unificar la gestión de residuos entre diferentes titulares públicos o privados, compartiendo instalaciones de tratamiento para reducir costes de inversión y explotación. Todo esto es compatible conexionando lodos de depuradora y residuos de vertedero (FORSU o lixiviados).

Se han demostrado a escala de laboratorio y a escala industrial buenos resultados de la codigestión de lodos de depuradora con residuos orgánicos de los RSU, con residuos de frutas y hortofrutícolas, mataderos, en diferentes condiciones operacionales mesófilas o termófilas (Vavilin y colaboradores en 2008 ; Morenilla *et al.*, 2010). Por este motivo y la buena disponibilidad de los responsables de la planta de tratamiento de residuos urbanos de Cartagena, El Gorguel, en facilitarnos datos sobre su Forsu y lixiviados generados, hemos considerado estudiar el potencial de dichos lixiviados como cosustratos.

La planta de tratamiento de residuos urbanos EL GORGUEL trata un volumen de 125.000 t/año de residuos de las cuales 25.000 t/año corresponden a residuos orgánicos y genera un volumen de lixiviados de 18.750

6. Discusión.

t/año (Tabla 4.6). Su lixiviado se caracteriza analíticamente por una conductividad de $41.000\mu\text{s}/\text{CM}$; % de materia seca 2,5; % de materia volátil 1,64 (supone el 65,6% de la materia total); pH de 8,7 y Nitrógeno amoniacal N-NH₄ de 3150mg/l.

En nuestra región, se ha ensayado recientemente con éxito la codigestión de lodos de depuradoras urbanas con lixiviados procedentes de vertederos RSU, en procesos realizados en Reactores de mezcla completa (RCM) y en condiciones mesófilas (Morenilla *et al* 2010).

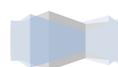
Dado que las características del lodo y del lixiviado usados así como las condiciones operacionales de producción de biogás son similares a las de nuestras instalaciones, nos hemos guiado por su experiencia para proponer las condiciones de codigestión. Para evitar alterar la estabilidad del digestor se propone una adición del cosustrato fraccionada en el tiempo en tres fases donde se va incrementando progresivamente la concentración del cosustrato en relación al caudal de fango alimentado al digestor.

Para ello, se propone adicionar un volumen diario de lixiviado que corresponde al 8% del caudal medio diario de fangos llevados a digestión con un incremento del 1% de la materia volátil en el digestor. En la tabla 5.27 se describen los valores paramétricos de la mezcla (fango +lixiviado) para llevar a digestión según dicho criterio.

La finalidad de usar este cosustrato es incrementar los niveles de acetato, incrementando la materia volátil (SSV) y los ácidos grasos volátiles (AGV) en el digestor para mejorar el rendimiento de biogás manteniendo la estabilidad del digestor. En situaciones de estabilidad del digestor, la tasa de eliminación de AGVs a través de la metanogénesis, se acompaña a la tasa de producción de AGVs e inversa (Almeida *et al*, 2011).

En digestores mesófilos estables cuyo único sustrato son los lodos procedentes de la depuración de agua residual urbana, la vía metanogénica predominante es la vía acetoclástica, para que el proceso sea eficiente es necesario que se alcance un nivel de acetato mínimo dentro del digestor. El acetato que genera el 70 % del metano del biogás se genera en la fase de acetogénesis a partir de los AGV formados en la fase de hidrólisis y fermentación ácida. En las figuras 5.17 a 5.20 se observa cómo en los meses de menor concentración de AGV en la época estival es donde se produce menor biogás, aunque el incremento de AGV en el digestor no siempre se traduce en un incremento de la producción de biogás, debido a la sensibilidad de las bacterias metanogénicas acetoclásticas a los niveles altos de AGV.

No sólo los factores operacionales influyen en la estructura de la comunidad microbiana del digestor o en el rendimiento de la actividad acetoclástica anaerobia. La variación de factores ambientales tales como la temperatura, la concentración de ácidos orgánicos volátiles, la concentración de acetato, la utilización de nutrientes y las concentraciones de amonio y ácido sulfhídrico determinan la presencia y abundancia de las



6. Discusión.

diferentes especies que conforman el consorcio anaerobio. Ácidos grasos volátiles, acetato, hidrógeno y metano son los principales intermediarios en el proceso de digestión anaerobia, y se convierten en fuertes inhibidores para el lodo anaerobio si están presentes en altas concentraciones (Angelidaki *et al*, 2006).

La **capacidad buffer** del sistema, o relación Alcalinidad de ácidos volátiles/ Alcalinidad bicarbonática (Índice AI/AP) es fundamental para la estabilidad del digestor, por este motivo se adiciona bicarbonato al digestor. Según Molina, 2007; la máxima estabilidad se consigue con índices lad de 0 a 0,1; para Ripley (creador del índice) el ideal es de <0,3; y todos coinciden en que valores de 0,5 hacen inestable el reactor. En la figura 5.21, se representan los valores medios mensuales de los índices de alcalinidad (lad) para los cuatro años del periodo estudiado 2011-2014. Durante la época estival, los lad están sobre 0,1; pero la producción de biogás es pobre y en el resto del año se encuentran entre 0,15 y 0,20; obteniéndose los valores más altos de biogás generado. El índice se incrementa al aumentar la producción de ácidos grasos volátiles a pH ácido sin alterar la capacidad tampón del sistema (mejora la acetogénesis). Estas circunstancias se dan cuando los parámetros del digestor en la serie estudiada alcanzan valores de sólidos volátiles del 62,6 %, AGV-Acetato 240 ppm, lad 0,15-0,20 y pH ligeramente inferior a 7 para un rendimiento medio de 0,38 m³ biogás/ kG MV eliminada.

Para conocer la posible “dieta efectiva” del cosustrato elegido, calculamos teóricamente los nuevos parámetros de la digestión que aparecen en la tabla 5.28. En la primera fase los parámetros de la digestión presentan los siguientes valores: % SST 3,88; % SSV 78,44; pH 7,6; ALC 1443,5 mg CaCO₃/l; AGV Acetato 308,88 mg/l; lad 0,21. Con estos valores el rendimiento del digestor pasaría teóricamente de 0,38 a 0,56 (Tabla 5.29). En la segunda fase, añadiendo un 10 % de lixiviado y aumentando la tasa de eliminación de sólidos volátiles en un 1 %, el rendimiento sería de 0,57 (Tabla 5.30) y, por último, en la tercera fase añadiendo un 15 % de lixiviado e incrementando la tasa de eliminación de materia volátil en un 2 %, el rendimiento pasa a ser de 0,59 (Tabla 5.31).

Estos valores se aproximan al rendimiento teórico de 0,6075 Nm³/KG MV eliminada marcado en las especificaciones técnicas del digestor de la EDAR; y se encuentra entre los valores indicados por el Estudio Básico del biogás (IDEA, 0,5-0,75 Nm³/KG MV elim).

Hay tres aspectos que deben tenerse en cuenta en la codigestión planteada para que estos resultados puedan ser operativos:

- 1) Nivel de amoníaco en el digestor: Fase 1 con 252 N-NH₄ mg/l; Fase 2 con 315 N-NH₄ mg/l y Fase 3 con 472,5 N-NH₄ mg/l. (Tabla 5.27)
- 2) Incremento del pH: Fase 1 con 7,63; Fase 2 con 7,8 y Fase 3 con 8,24. (Tabla 5.27).

6. Discusión.

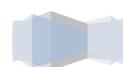
3) Efectos sobre la microbiota acetoclástica existente de niveles de AGV entre 300-400 mg/l.

El amoníaco es sin duda de los compuestos inorgánicos más ampliamente estudiados y documentado como inhibidor de la digestión anaerobia fundamentalmente de la población metanogénica (Sung y Liu, 2003; Sossa *et al.*, 2004; Zhou y Qiu, 2006; Almeida *et al.*, 2011). Su efecto inhibitorio aumenta al aumentar el pH y la temperatura. El efecto inhibitorio del amonio es mayor en el rango termofílico que en el mesofílico por el aumento de la concentración de la forma tóxica NH_3 . La concentración de nitrógeno amoniacal deber ser inferior a 1,5 g/l; si es superior, resulta tóxico. Se ha comprobado que concentraciones entre 80 y 100 mg/l de amoníaco libre inhiben totalmente cultivos metanogénicos no adaptados creciendo a pH 7,5 y condiciones mesofílicas (Almeida *et al.*, 2011).

El incremento de AGV-Acetato aportado por el cosustrato implica en el proceso una potenciación de la fermentación ácida que es contrarrestada por el incremento del pH aportado por el lixiviado, manteniendo el digestor estable. Si espaciamos la alimentación al digestor, podemos incrementar la producción de acetato en los digestores, potenciando la producción de biogás, sin que se produzcan efectos inhibitorios de la *Methanosarcina sp* acetoclástica. Wang *et al.*, (2009), aconsejan valores inferiores a 2000 ppm de acetato e inferiores a 900 ppm de propionato.

Vavilin *et al.*, en 2008 demostraron mediante el uso de un modelo matemático de dinámica de poblaciones que se puede conseguir un dominio de *Methanosarcina sp* en condiciones mesófilas usando la codigestión. El estudio se hizo con residuos sólidos urbanos (FORSU) como cosustrato y experimentó el comportamiento microbiológico de la codigestión con diferentes niveles de ácidos grasos, cuantificando las poblaciones de metágenos. El estudio concluye que incrementando los niveles de ácidos grasos en el digestor mesófilo, puede cambiar el dominio de *Methanosaeta sp* por *Methanosarcina sp*, que es un metanógeno más potente. *Methanosarcina sp*, forma agregados multicelulares que la hacen resistente a las concentraciones límites de AGVs, ya que estas estructuras, influyen en que se produzca una difusión lenta de los ácidos grasos volátiles al interior de dichos agregados. Si se añaden cosustratos ricos en ácidos grasos a los reactores mesófilos de aguas residuales, podemos potenciar el dominio de *Methanosarcina sp*, así como, la producción de biogás.

Los datos, en principio, parecen indicar un buen comportamiento operacional del digestor, sin problemas de toxicidad, estabilidad y un potencial metanogénico más óptimo. Por todo ello, se hace necesario realizar ensayos reales en planta que nos permitieran conocer la frecuencia de la alimentación adecuada del cosustrato para lograr una concentración óptima de acetato.



6. Discusión.

6.5.1. Cosustratos procedentes de residuos ganaderos en el área de Cartagena.

El proceso de la codigestión no sólo debe ser viable, sino rentable.

Para que una EDAR con digestión anaerobia sea rentable, es imprescindible la garantía en el suministro de materia prima, tanto en tiempo como en calidad, esto es muy importante cuando se considera la posibilidad de la codigestión. Es imprescindible conocer qué actividades industriales existen en el mismo área geográfica donde está ubicada la planta y que puedan proporcionar cosustratos adecuados a las necesidades de nuestra depuradora. Por este motivo y con vistas a una alternativa de futuro se ha realizado una búsqueda activa de otras empresas productoras de residuos aprovechables para la producción de biogás mediante codigestión en el área de Cartagena. Dichas potenciales productoras, las cuales aparecen descritas en el apartado 5.2 de resultados, son: Agrourbana Carthago SL, Agropecuaria Los Titos, Domingo Legaz Cervantes, Miguel Guillén Guerrero, Fernando y Juan Miguel Francés Muñoz, Agropecuaria El Escobar SA, Josefa García García y Mariano Urrea García, Granja Venta Seca, Antonio García Vivancos, Agropecuaria Los Cholas SL; y Sistemas Integrales Sanitarios SL.

La mayoría de estas empresas son explotaciones porcinas que se encuentran a 30-40 km de distancia de la EDAR, el doble que el vertedero, lo que implica el doble coste de transporte del cosustrato. Es conocido que los residuos ganaderos constituyen el combustible por excelencia para la generación de biogás mediante la digestión anaerobia. Se han demostrado en diferentes estudios la complementariedad entre lodos de depuradora y purines (Floats *et al.*, 2001, Santolaria Capdevila) generalmente se usan mezclas de 80% purín más 20% lodo y normalmente en condiciones termófilas. Los purines aportan macro y micronutrientes y una elevada alcalinidad que garantiza la capacidad tampón del reactor, pero su potencial para la producción de biogás no es demasiado alto, debido a su elevado contenido en nitrógeno y a su excesiva liquidez para el proceso. Una variable adicional es el tiempo de almacenaje de los purines antes de su digestión, tiempo de almacenaje superiores a tres meses pueden reducir su potencial de producción en más del 70% (Bonmati *et al.*, 2001) puesto que durante el almacenaje se produce una fermentación incontrolada con emisión de metano a la atmósfera.

Generalmente, se aconsejan pretratamientos de estos sustratos para mejorar el proceso. Los tratamientos mecánicos y bioquímicos de los purines consiguen una mejora de la calidad de los mismos, elevando su valor como fertilizante, además de suponer una homogeneización del subproducto. Algunas de las actuaciones que se pueden realizar para facilitar el manejo y reducir la problemática de los estiércoles son la reducción del volumen, separación de fases, homogeneización, desodorización, tratamientos físico-químicos, evaporación y deshidratación. El compostaje y la digestión anaerobia, procesos que pueden ser

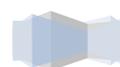
6. Discusión.

complementados, son dos tratamientos que cumplen con la mayoría de estas premisas originando productos con valor fertilizante y susceptibles de ser comercializados (SEPA, 2002), si bien se debe tener en cuenta que la concentración de metales pesados aumenta tras el primero de los procesos (Soliva y Paulet, 2001). No obstante, existen diversos residuos que no presentan las características físico-químicas óptimas para desarrollar el proceso de compostaje (Soliva y Paulet, 2001). Por ello, y especialmente en el caso de los purines de cerdo, es aconsejable mezclar dichos residuos con otro tipo de materiales (co-compostaje o codigestión) con el objetivo de obtener una relación C/N inicial de la mezcla adecuada (alrededor de 30) que garantice un producto final de calidad (Floats *et al.*, 2001). (A. Valdecantos *et al.*, 200X)

El proceso de digestión anaerobia se configura como uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento del valor fertilizante de los productos tratados. La aplicación al tratamiento de purines de cerdo está limitada por su baja relación C/N, bajo contenido en materia orgánica, alto contenido en nitrógeno amoniacal y agua. Estas limitaciones pueden ser superadas mediante la codigestión con residuos procedentes de lodos EDAR. (X. Floats *et al.*, 2001).

Por otro lado, los lodos de depuradoras contienen los nutrientes necesarios para el desarrollo de los microorganismos anaerobios así como la presencia de un alto contenido de nitrógeno, estando las relaciones de C/N entre 6:1 y 16:2 (Stroot *et al.*, 2001), pero mayoritariamente en forma orgánica por lo que no resulta tan problemático para el proceso de digestión anaerobia. Así, pueden compensarse las carencias en la relación C/N de los residuos ganaderos con la correspondiente a los lodos de depuradora, logrando entre ellos una adecuada dieta para codigerir, según indica la figura 3.12.

Existen diversas plantas industriales donde se ha implementado este proceso de digestión. En la figura siguiente se muestran algunas de ellas.



6. Discusión.

Figura 6.2. Codigestión entre residuos ganaderos y lodos en Europa.

	Nistelrode (Holanda)	Biovakka - Vehmaa (Finlandia)	Spilamberto Módena (Italia)	Kalmar (Suecia)
Constructor/Gestor	Granja ganadera	Biovakka	Huber Technology (Hans Huber A.G.)	Kalmar Biogas AB
Co-sustratos	Ganaderos (81,5%: 72,6% avícola y 27,4% porcino) Otros (18,5%): lodo floculado procedente de industria cárnica y del pescado.	Ganaderos (71,4%: cerdo y vacuno) Lodos industriales (7,1%) Lodos EDAR (21,4%)	Ganadero (80% estiércol porcino y vacuno) Otros (20%): lodos de aguas residuales	Estiércol Aguas residuales
Digestor	Digestor principal de 75 m ³ y digestor secundario de 35 m ³	Digestor de 6.700 m ³ (acero)	12.000 m ³	Dato no disponible
Pretratamiento	Dato no disponible	Residuo ganadero: homogeneización a 12 mm e higienización a 70°C durante 1 h	Dato no disponible	Dato no disponible
Capacidad de tratamiento	9,1 m ³ /día	329 t/día	600 m ³ /día	Dato no disponible
Tª de operación	Dato no disponible	Dato no disponible	30-40°C	35°C
Tiempo residencia	Dato no disponible	Dato no disponible	20 días	Dato no disponible
Producción biogás	650 m ³ /día (71,4 m ³ /t)	1.534 m ³ /día (4,7 m ³ /t)	Dato no disponible	2,5 Mm ³
Contenido en CH ₄ del biogás	64%	60 – 65%	Dato no disponible	50-88%
Producción energética	146 kW (340 MWh/año)	4-5 MW	Dato no disponible	

Fuente. Estudio Básico del Biogás. Agencia Andaluza de Energía.

Como se detalla en la figura, en general se produce la codigestión entre un 80 % de cosustrato ganadero y un 20 % de lodos. Esta relación de cosustratos referida por diferentes autores, presenta un inconveniente para nuestro propósito y es la infrutilización del lodo de la EDAR en la mezcla. Este problema sólo se resolvería deshidratando y concentrando el purín para reducir su volumen, lo que implicaría pretratamientos, modificación del proceso e incremento de costes.

Además, si en nuestro digestor entra un caudal medio de fangos en el periodo de estudio 2011-2014 de 281,33 m³/día de fangos en digestión individual tal como se indica en la tabla 5.25 sería necesario un 80% de ese caudal para los residuos ganaderos en codigestión. Quedando las cantidades según aparecen en la siguiente tabla.

De esta forma se muestra que la codigestión con residuos ganaderos no sería un proceso viable para su implantación en la EDAR Cabezo Beaza, puesto que el 80% de sus lodos generados quedarían fuera de la valorización, incrementando así los costes tanto de su almacenamiento como tratamiento.

6. Discusión.

Por otro lado, esta sería una alternativa interesante en sentido contrario, es decir, utilizando el fango producido en la EDAR (en caso de que éste fuera en exceso) como cosustrato para la valorización energética de los residuos ganaderos en las propias empresas productoras.



7. Conclusiones.

1. Las EDAR son instalaciones intensivas en el uso de energía y su mayor reto en la actualidad se dirige a conseguir la autosuficiencia energética y reducir el impacto ambiental de sus lodos. Varias son las estrategias que se pueden usar para mejorar la eficiencia energética de una EDAR, una de ellas es la codigestión.
2. Para realizar el estudio de viabilidad de codigestión, mediante biosólidos industriales en un área concreta, se ha partido de los datos aportados por la EDAR Cabezo Beaza, el vertedero de RSU El Gorguel e información sobre industrias agroalimentarias existentes en un área de 50 km. Se pretende con ello potenciar el biogás de la EDAR con el potencial del biogás FORSU-LIXI de vertedero y el denominado biogás AGROALIMENTARIO (residuos ganaderos o agrícolas) que según la MESA BIOGÁS son complementarios.
3. Para poder seleccionar qué cosustrato y qué dieta efectiva es la más adecuada al proceso de digestión anaerobia de la EDAR Cabezo Beaza, es necesario, conocer previamente el funcionamiento y los parámetros de control del proceso en un periodo de tiempo. El análisis de estos datos, nos ha servido para conocer qué parámetros ambientales y operacionales son los más influyentes en la microbiota anaerobia dominante en los digestores que generan biogás, así como, nos ha permitido saber las posibles carencias del sustrato que condicionan la cantidad y calidad del biogás.
4. La EDAR Cabezo Beaza es una depuradora convencional de lodos activos que trata agua residual fundamentalmente urbana procedente del municipio de Cartagena. Los caudales medios mensuales tratados en el periodo de estudio 2011-2014 han descendido un 12,5% desde 23680,28 m³/mes en 2011 hasta 20713,61 m³/mes en 2014. Las causas posibles creemos que son debidas al menor consumo de agua por la crisis económica, disminución de fugas por mejora del sistema colector de saneamiento y por tratarse de un periodo seco que implica un descenso de los aportes de pluviales. Este menor caudal de agua implica una menor producción de fangos a digerir, lo que conlleva a una menor producción de biogás generado.
5. El análisis de los valores medios mensuales de los parámetros de control de los digestores en el periodo 2011-2014, siendo éstos: **pH** (uds), materia sólida a digestión **MS_d** (%), materia volátil **SV_d** (%), Alcalinidad **Alca_d** (mg/l bicarbonato), ácidos grasos **VOL_d**(mg/l ácido acético), índice de alcalinidad **IA_d** como relación ácidos grasos/ácido acético y temperatura **Tra_d** (°C) nos han servido para concluir que el proceso es muy estable, con un sustrato de bajo nivel de acetato que produce un biogás de alta calidad con un valor medio de metano del 76%.

7. Conclusiones.

6. Los valores medios mensuales de materia volátil de los digestores han sido utilizados para calcular el rendimiento anual de la producción de biogás en base al porcentaje de materia volátil eliminada conforme al método de cálculo de Morenilla *et al.*, 2010. Los resultados del porcentaje de materia volátil eliminada para cada año son: 2011 de un 36,26%; 2012 de un 34,15%; 2013 de un 52,83%; y 2014 de un 44,64%, lo que se traduce en una producción anual de biogás de 0,45Nm³ de biogás por kilogramo de materia volátil eliminada(2011), 0,46Nm³(2012); 0,78Nm³;(2013) y 0,60Nm³(2014).

7. Los rendimientos de los digestores se calculan en base al tiempo de retención de sólidos del reactor (TRS) que, según las especificaciones técnicas, es de 1,5. Como con este valor los caudales teóricos de biogás son inferiores a los reales, se ha calculado para cada año el TRS real obteniendo los valores de: 1,27 (2011); 1,25 (2012); 0,71 (2013) y 1 (2014) con lo que los rendimientos reales son de 0,38% (2011); 0,38% (2012); 0,37%(2013) y 0,40% (2014) que indican un comportamiento de los digestores de gran estabilidad con un rendimiento típico de un sustrato poco variable con niveles bajos de AGV.

8. El término codigestión se emplea para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen. La biometanización está indicada para residuos con un contenido alto de humedad (60-99% de humedad) por ello, la valorización energética de los lodos de depuradoras y residuos urbanos (FORSU o Lixiviados) forma parte de los objetivos recogidos en la legislación relativa al Plan Nacional Integrado de Residuos, Plan Nacional de Lodos de Depuradoras 2008-2015 y Plan de Energías Renovables en España 2005-2010.

9. Dado que ya existen experiencias de codigestión exitosas con mezclas de lodo de EDAR y lixiviado de RSU en reactores mesófilos de mezcla completa, proponemos la mezcla LODO-LIXIVIADO como estrategia de codigestión más apropiada para la EDAR Cabezo Beaza. La finalidad de usar este cosustrato es incrementar los niveles de acetato, incrementando la materia volátil (SSV) y los ácidos grasos volátiles (AGV) en el digestor para mejora el rendimiento de biogás manteniendo la estabilidad de digestor.

10. La planta de tratamiento de residuos urbanos El GORGUEL trata un volumen de 125.000 t/año de residuos de las cuales 25.000 t/año corresponden a residuos orgánicos y genera un volumen de lixiviados de 18.750 t/año. Su lixiviado se caracteriza analíticamente por una conductividad de 41.000 µs/CM; 2,5 % de materia seca; 1,64 % de materia volátil (supone el 65,6% de la materia total); pH de 8,7 y Nitrógeno amoniacal N-NH₄ de 3150mg/l.

11. Para saber la “dieta efectiva” del cosustrato elegido, se plantea una adición gradual del cosustrato en tres fases, añadiendo un volumen de lixiviado correspondiente al 8%, 10% y 15% respectivamente del volumen medio diario de fangos de la serie 2011-2014. Con ellos calculamos teóricamente los nuevos



7. Conclusiones.

parámetros de la digestión: % SST , % SSV , pH; ALC ; AGV Acetato; lad. Con estos valores el rendimiento del digestor pasaría teóricamente de 0,38 a 0,56 en la primera fase. En la segunda fase, añadiendo un 10% de lixiviado y aumentando la tasa de eliminación de sólidos volátiles en un 1%, el rendimiento sería de 0,57. Por último, en la tercera fase, añadiendo un 15% de lixiviado e incrementando la tasa de eliminación de materia volátil en un 2%, el rendimiento pasa a ser de 0,59. Estos valores se aproximan al rendimiento máximo teórico del digestor de 0,6075 Nm³/KG MV eliminada y se encuentra entre los valores indicados por el Estudio Básico del Biogás (IDAE; 0,5-0,75 Nm³/KG MV eliminada).

12. El proceso de la codigestión no sólo debe ser viable, sino rentable. El análisis económico para implantar el proceso de la codigestión incluye los costes de cuba de transporte, precio del cosustrato, depósito de almacenamiento de lixiviado, bomba, caudalímetro y cubeto de seguridad con un importe de unos 30.000 euros de inversión y 142 euros mensuales en gasóleo. Dada la proximidad del vertedero, el volumen de lixiviados que genera y la poca infraestructura que requiere para su implantación, parece una opción viable y rentable.

13. Se ha realizado una búsqueda activa de otras empresas productoras de residuos complementarios a los lodos para la producción de biogás mediante codigestión en el área de Cartagena. La mayoría son pequeñas explotaciones ganaderas, generadoras de purines que para codigerir se mezclan en una relación porcentual 80:20 purín/lodo. El uso de purines como sustratos presenta a priori varios inconvenientes, baja producción de residuos, mayor distancia a la EDAR, necesidad de deshidratar y concentrar el purín, o usar residuos de diferentes empresas productoras. En cambio, la misma mezcla de codigestión podría usarse como alternativa en la valorización energética de los residuos ganaderos, siendo en éste caso el fango el cosustrato.

8.BIBLIOGRAFÍA

Almeida, A., Nafarrate-Rivera, E., Alvarado, A., Cervantes-Ovalle A., Luevanos, M.P.E., Oropeza R., Balagurusamy, N.2011. Expresión genética en la digestión anaerobia: un paso adelante en la comprensión de las interacciones tróficas de esta biotecnología. Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila 3(6): 14-34.

Agencia Andaluza de Energía. Septiembre 2011. Estudio básico del biogás.

Agrowaste. Digestión Anaerobia.

Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J. & Dewil, R., (2008) Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Progress in Energy and Combustion Science, 34:755–781

Athanasoulia, E. Melidis, P. Aivasidis. A. 2012. *Optimization of biogas production from waste activated sludge through serial digestion*. Renewable Energy 47 : 147-151.

Biogás de digestores: EL SECTOR DEL BIOGÁS AGROINDUSTRIAL EN ESPAÑA. Ministerio de medioambiente y medio rural y marino 2010. Dirección general de recursos agrícolas y ganaderos. Mesa biogás.

Bote Tello, Pedro Alfonso. Septiembre 2013. Estudio de los efectos del pH extremo por adición de NaOH sobre la producción y calidad del biogás y otros parámetros de la digestión anaerobia urbana. Trabajo fin de máster. Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales.

CARM [Comunidad autónoma de la Región de Murcia].[Consulta: mayo, 2015]. Disponible en: <http://www.carm.es>

CARTOMUR. [Infraestructura de datos espaciales de referencia de la región de Murcia].[Consulta mayo, 2015]. Disponible en: <http://cartomur.imida.es>

Castro-García M, Martín-González M, Moya-Sánchez N, Sema-Box T. Sostenibilidad energética de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales. Aqualogy Medio Ambiente. Barcelona.

Catálogo CEALSA. [Consulta: 30/07/2015]. Disponible en: <http://www.cealsa.es>

Cerezo Castro J.A. 2011. Estación Depuradora de Aguas Residuales. Proyecto final de Carrera. Universidad Politécnica de Cataluña.



8. Bibliografía.

Chamorro Jorge, 14/06/2013. Eficacia de una Estación Depuradora de Aguas Residuales. [Consulta: 05/05/2015]. Disponible en: <http://www.iagua.es/blogs/jorge-chamorro/eficacia-de-una-estacion-depuradora-de-aguas-residuales>

Datos cedidos por la empresa HIDROGEA.

Datos cedidos por la planta RSU El Gorguel y analizados en el laboratorio CETENMA.

Demirel, B & Scherer, P. 2008. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. Environmental Science and Bio/Technology 7(2):173-190.

Econoticias. 26/03/2013. Biogás, a partir de la valorización energética de fangos y otros residuos. [Consulta: 03/06/2015]. Disponible en: <http://www.ecoticias.com/biocombustibles/76813/Biogas-partir-valorizacion-energetica-fangos-residuos>

España. BOE [Boletín Oficial del Estado]. Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario

España. IDAE [Instituto para la diversificación y el ahorro de energía]. 2010. Consumo Energético en el sector del agua.

España. IDAE [Instituto para la diversificación y el ahorro de energía]. Octubre 2007. Biomasa. Digestores anaerobios.

España. MAGRAMA [Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente]. Lodos de depuración de aguas residuales. <http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/>

España. PER 2011-2020. Situación y potencial de generación de biogás. Estudio Técnico.

Esteban Gutiérrez, María. Marzo 2014. Co-digestión anaerobia de lodo de EDAR con residuos orgánicos de diferente naturaleza: combinación de técnicas experimentales y herramientas matemáticas.

FIAB [Federación Española de Industrias de la Alimentación y Bebidas]. Energía renovable a partir de los residuos de la industria alimentaria: BIOGÁS.

Flores X, Bonmati A, Campos E, Antunez M. 1999. Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. Efecto del amonio.

Estrategias de Codigestión: Empleo de biosólidos industriales para potenciar la cogeneración en instalaciones depuradoras convencionales. Estudio de viabilidad en un área concreta.

8. Bibliografía.

Flores X, Campos E, Palatsi J, Bonmati X. Digestión anaerobia de purines de cerdo y co-digestión con residuos de la industria alimentaria. 2001. Universidad de Lleida. [Consulta: 15/06/2015]. Disponible en: <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/6699/porci%202001%20final.pdf?sequence=1>

González González, M.G. 2012. Estudio y diseño de una planta depuradora de aguas residuales. Proyecto final de carrera. Universidad Politécnica de Cartagena.

Hernández Sancho F, Molinos Senante M, Sala Garrido R. 2011. Eficiencia energética, una medida para reducir los costes de operación en las estaciones depuradoras de aguas residuales.

Krakat, N Westphal, A. Schmidt, S. and P. Scherer .2010. Anaerobic Digestion of Renewable Biomass: Thermophilic Temperature Governs Methanogen Population Dynamics Applied and Environmental Microbiology, 76-(6): 1842–1850

Lobato Álvaro. 2012. Estudio de la Codigestión anaerobia de residuos ganaderos con otros sustratos agroindustriales.

Molina, Francisco. 2007. Comportamiento dinámico de digestores anaerobios. Tesis doctoral. Universidad Santiago Compostela.

Montes Carmona, M.E.2008. Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás. Tesis Doctoral.

Morenilla, J.J; Bernácer, I; Martínez, F; Lardín, C; Simón, P; Ruiz, P; Pradas, L y Pastor, L.2010 *Experiencias en EDAR de la codigestión de sustratos sobre la producción de biogás. Tecnología del agua* 316:44-53

Morris, Rachel L.2011. *Relating methanogen community structure to function in anaerobic wastewater digesters*. Tesis doctoral. http://epublications.marquette.edu/dissertations_mu/138/

Proyecto SOSTAQUA. Desarrollos tecnológicos hacia el ciclo urbano del agua autosostenible. [Consulta: 08/06/2015]. Disponible en: <http://www.sostaqua.com/index.php>

Rendueles M.L Belén Elvira. Septiembre 2013. Estrategias de mejora del balance energético de la digestión anaerobia de fangos de depuradoras urbanas: La importancia de las metanosarcinas. Trabajo Fin de Máster. Universidad Politécnica de Cartagena.

Resolución de 20 de enero de 2009, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros por el que se aprueba el Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008-2015.



8. Bibliografía.

Rodriguez, L (2011) “*Methane potential of sewage sludge to increase biogás production*” TRITA LWR Degree Project 11:22 http://www2.lwr.kth.se/Publikationer/PDF_Files/LWR_EX_11_22.pdf

Romero Carlos, 2001. Aprovechamiento integral de Lixiviados.

Sung S. y Liu T. 2003. Ammonia inhibition on thermophilic digestion. *Chemosphere* **53**: 43–52.

Sossa K, Alarcón M, Aspé y Urrutia H. 2004. *Effect of ammonia on the methanogenic activity of methylaminotrophic methane producing archaea enriched biofilm*. *Anaerobe*. **10**: 13-18.

Valdecantos A, Fuentes D, Cortina J, Casanova G, 200X. Aprovechamiento de los purines. Requisitos para su utilización agraria y forestal. CEAM. Paterna. Valencia.

Vavilin, V.A; Qu.X; Mazéas, L; Lemunier, M; Duquennoi, C; He, P; Bouchez, T; 2008. *Methanosarcina as the dominant acetoclastic methanogens during mesophilic anaerobic digestion of putrescible waste*. *Antonie van Leeuwenhoek* Volume 94(4):593-605

Wang Y, Zhang Y, Wang J y Meng L. 2009. *Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria*. *Biomass and Bioenergy*. 33: 848-853.

Ziemiński, K and Frąc M. 2012. Methane fermentation process as anaerobic digestion of biomass: Transformations, stages and microorganisms: Review *African Journal of Biotechnology* 11(18): 4127-4139.

ANEXO. ANÁLISIS ECONÓMICO

(Lixiviado RSU El Gorguel –EDAR Cabezo Beaza).

NECESIDADES PARA PONER EN FUNCIONAMIENTO LA CODIGESTIÓN.

Para poner en marcha el proceso de codigestión estudiado entre los lixiviados procedentes de la planta RSU El Gorguel y los lodos generados en la EDAR Cabezo Beaza, son necesarias una serie de instalaciones y medios, los cuales se detallan a continuación.

- **Cuba de transporte de lixiviados.** Se usa una propia de la empresa Hidrogea.
- **Coste metro cúbico de lixiviado.** En este caso el lixiviado es aportado gratuitamente por la planta RSU El Gorguel.
- **Precio del transporte del lixiviado.**

Precio del Gasóleo A.

Se ha realizado un análisis de las suministradoras de carburante más económicas en el área de Cartagena. En la tabla siguiente se muestran los precios marcados por el Ministerio de Industria, Energía y Turismo en su geoportal de gasolineras. (<http://geoportalgasolineras.es> ; fecha de consulta 10/08/2015).

Tabla A.1. Precio del gasóleo A en las suministradoras de Cartagena.

Provincia	Localidad	Dirección	Precio	Rótulo
Murcia	Cartagena	Avda. del Cantón, 25	1,093	EROSKI
Murcia	Cartagena	C/ Suspiro s/n	1,155	APARCADOLORES
Murcia	Cartagena	Paseo Alfonso XIII, s/n	1,159	CARREFOUR
Murcia	Cartagena	Polígono Cabezo Beaza C/Riga s/n	1,159	CARREFOUR
Murcia	Cartagena	C/ San Juan Bosco, s/n	1,164	E.S. MOLERO S.A.
Murcia	Cartagena	C/ Blas de Otero, 2	1,174	E.S. TRAZOIL
Murcia	Cartagena	Carretera Tentegorra km 1	1,198	SHELL
Murcia	Cartagena	N-301 A km 437	1,204	MADRID
Murcia	Cartagena	Avda. Pintor Portela, 42	1,204	PETRONOR
Murcia	Cartagena	C/ Ángel Bruna-Ronda Norte s/n	1,204	REPSOL
Precio Medio			1,171	

ANEXO.

Sabemos que entre la planta RSU El Gorguel y la EDAR Cabezo de Beaza, existe una ruta por carretera de aproximadamente 15,5 km.

El IDAE, en su documento “Guía para la Gestión del Combustible en las Flotas de Transporte por Carretera” trata los estándares de referencia de consumos de los vehículos de flota. Esta tarea presenta una cierta complejidad, ya que el consumo de un vehículo depende de su motor y transmisión, la carga que lleve, su aerodinámica, las condiciones de uso, y de otros factores difícilmente cuantificables. A continuación se presenta una figura que engloba los estándares de consumo hacia los cuales deberían tender los resultados obtenidos en las empresas de transporte en general.

Figura A.1. Estándares de referencia de consumos de los vehículos de flota.

Vehículo	Carga	Potencia	Circulación	Consumo
Trailer	40t	530 CV	Normal	35 l/100 km
Trailer	40t	460 CV	Normal	33 l/100 km
Trailer	40t	460 CV	Todoterreno	42 l/100 km
Trailer	40t	380 CV	Normal	32 l/100 km
Autobús	55 plazas	460 CV	Normal	26 l/100 km
Autobús	55 plazas	400 CV	Normal	24 l/100 km
Autobús	55 plazas	320 CV	Normal	23 l/100 km
Minibús	35 plazas	230 CV	Normal	19 l/100 km
Camión	24t	340 CV	Normal	26 l/100 km
Camión	18t	300 CV	Normal	23 l/100 km
Camión	7,5t	230 CV	Normal	21 l/100 km

Fuente. IDAE, “Guía para la Gestión del Combustible en las Flotas de Transporte por Carretera”.

http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10232_Guia_gestion_combustible_flotas_carretera_06_32bad0b7.pdf

Suponiendo que la densidad del lixiviado es próxima a la del agua, alrededor de 1000kg/m^3 , como señalan varios estudios (Carlos Romero, 2001) y sabiendo que se necesitan $22,5\text{ m}^3$ del mismo diarios para alimentar los digestores, lo que serían aproximadamente 22,5 toneladas de lixiviado, podemos escoger como medio de transporte el camión de 24 toneladas. Tras el análisis de varias empresas de transporte, se ha mostrado además que una de las máximas cargas, en general, en camiones cisterna es de 25 m^3 (http://www.baulard.com/pages_es/boues.php). Por lo que para

ANEXO.

abastecer de lixiviado a nuestra planta, sería necesario un viaje de camión diario para transportar la cuba de lixiviados hasta la planta de depuración.

Así, el consumo medio de un camión que soporte una carga de 24 toneladas, será aproximadamente de 26 litros cada 100 km recorridos.

Con esto, podemos obtener el costo en transporte en cada viaje por carretera de los lixiviados generados en la planta RSU El Gorguel hasta su tratamiento en la EDAR Cabezo Beaza:

$$\text{Costo} = \frac{15,5 \text{ km} * 26 \text{ litros}}{100 \text{ km}} * 1,171 \frac{\text{€}}{\text{litro}} = 4,71913 \text{ € cada viaje.}$$

El costo del transporte al mes será de 4,71913 €/día * 30 días = 141,5739 € mensuales.

- **Depósito de PVC de almacenamiento de lixiviado con agitación y eliminación de gases.**

Se ha supuesto un volumen de dicho depósito de 50 m³ suficientes para almacenar el doble del lixiviado necesario en un día, más un 30% de cámara de aire para recoger gases, lo que da un total de 65 m³ de capacidad del depósito.

En la comercializadora CEALSA, están a la venta depósitos de 65 m³ de capacidad, con agitación y eliminación de gases con un precio aproximado de 20000€.

- **Caudalímetro.** De la empresa CEALSA se ha escogido el Caudalímetro modelo Parshall (caudal mínimo 0,32 m³/h ; caudal máximo 19 m³/h) con un coste alrededor de 4650€
- **Bomba dosificadora de lixiviado.** Con un precio alrededor de 1400€, en la misma comercializadora que el depósito anterior.
- **Cubeto de seguridad.** Es precisa la colocación o construcción de un cubeto de retención del depósito de lixiviados impermeabilizado para aislar la zona en caso de fuga de los mismos.

Por tanto, para la implantación del sistema de codigestión con lixiviados procedentes de El Gorguel como cosustrato, sería necesaria una inversión inicial de aproximadamente **30.000€**, más un coste mensual de **142€** en transporte.

