Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos

**Potencial de producción de biochar en España a partir
de residuos de la industria papelera, de lodos de
E.D.A.R., de residuos sólidos urbanos y de residuos
ganaderos: Estudio de la fijación de carbono**

TESIS DOCTORAL

María Jesús Cueto García

Licenciada en Ciencias Ambientales

Madrid 2016

Codirectores

Ana María Méndez Lázaro

Gabriel Gascó Guerrero

Doctora en Ciencias Químicas

Doctor en Ingeniería Agronómica

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

Tribunal nombrado por el Mgfco. y Excmo. Sr. Rector de la Universidad Politécnica de Madrid, el día 18 de enero de 2016.

Presidente: Dulce Gómez-Limón Galindo

Vocal: Pedro Ángel Soler Rovira

Vocal: Rosario García Moreno

Vocal: Aurora Nieto Martín

Secretario: Teresa Briz de Felipe

Suplente: Julio César Arranz González

Suplente: Jose María de la Rosa Arranz

Realizado el acto de defensa y lectura de la Tesis el día 2 de febrero de 2016, en la E.T.S.I. Agrónomos.

EL PRESIDENTE

LOS VOCALES

EL SECRETARIO

Agradecimientos

Me gustaría expresar mi agradecimiento a los directores de esta tesis, el Dr. Gabriel Gascó y la Dra. Ana Méndez por toda la ayuda, dedicación y ánimos a lo largo de la realización de este trabajo. Gracias Ana por hacer que todo parezca posible.

A mis padres, Javier y Mabel, por vuestro apoyo incondicional, por la educación que me habéis dado y por convencerme de que querer es poder.

A Pedro, gracias por tu ayuda, por tu apoyo, por tus consejos y por tu infinita paciencia.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
RESUMEN	1
ABSTRACT	3
1. INTRODUCCIÓN	5
1.1. GESTIÓN DE RESIDUOS EN LA UNIÓN EUROPEA	5
1.2. TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS	7
1.2.1. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS	7
1.2.2. TRATAMIENTOS TERMOQUÍMICOS	8
1.3. EL BIOCHAR	10
1.4. PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS	12
1.4.1. INFLUENCIA DE LA COMPOSICIÓN DEL RESIDUO EN LAS PROPIEDADES DEL BIOCHAR	13
1.4.2. INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES DE PIRÓLISIS EN LAS PROPIEDADES DEL BIOCHAR	15
1.5. PRODUCCIÓN DE ENERGÍA	18
1.6. TECNOLOGÍAS PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOCHAR	19
1.7. APLICACIONES DEL BIOCHAR	24
1.7.1. BIOCHAR COMO ENMIENDA ORGÁNICA	24
1.7.2. REDUCCIÓN DE EMISIONES DE CO ₂	25
1.7.3. DESCONTAMINACIÓN DE SUELOS	26
1.7.4. SUSTRATO DE CULTIVOS	28
1.7.5. OTRAS APLICACIONES	28
2. OBJETIVOS	31
2.1. OBJETIVO GENERAL	31
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	31
3. MATERIALES Y MÉTODOS	33
3.1. ESTUDIO DE LA FIJACIÓN DE CARBONO EN SUELOS TRAS LA ADICIÓN DE BIOCHAR	33
3.1.1. METODOLOGÍA PARA EL CÁLCULO DE LA PRODUCCIÓN DE BIOCHAR	33
3.1.2. METODOLOGÍA PARA EL CÁLCULO DE LAS EMISIONES DE CO ₂	37
3.1.3. METODOLOGÍA PARA EL CÁLCULO DEL BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES	42
4. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA PAPELERA	47
4.1. SITUACIÓN DE LA INDUSTRIA PAPELERA EN ESPAÑA	47
4.2. PRODUCCIÓN DE PAPEL Y CARTÓN	47
4.2.1. COMPONENTES USADOS EN LA PRODUCCIÓN DE PAPEL Y CARTÓN	47

4.2.2.	PROCESO DE FABRICACIÓN DE PAPEL Y CARTÓN	48
4.3.	PRODUCCIÓN DE RESIDUOS EN LA INDUSTRIA PAPELERA	51
4.4.	GESTIÓN DE LOS RESIDUOS DE LA INDUSTRIA PAPELERA	55
4.4.1.	RECICLAJE EN LA INDUSTRIA CEMENTERA	58
4.4.2.	RECICLAJE EN LA INDUSTRIA CERÁMICA	60
4.4.3.	VALORIZACIÓN ENERGÉTICA	60
4.4.4.	GESTIÓN EN AGRICULTURA	60
4.4.5.	OTRAS VÍAS DE GESTIÓN	63
4.4.6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	63
4.4.6.1.	PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR	63
4.4.6.1.1.	LODOS PRODUCIDOS A PARTIR DE FIBRA VIRGEN	63
4.4.6.1.2.	LODOS DE DESTINTADO	64
4.4.6.1.3.	LODOS DE FIBRA RECUPERADA	64
4.4.6.1.3.1.	CARACTERIZACIÓN DE LODOS	64
4.4.6.1.3.2.	PRODUCCIÓN Y GESTIÓN ACTUAL DE LOS LODOS	68
4.4.6.1.3.3.	PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR	70
4.4.6.2.	EMISIONES DE CO ₂	70
4.4.6.3.	BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES	75
5.	CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE LODOS DE EDAR	77
5.1.	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	77
5.2.	LODOS DE DEPURADORA	78
5.3.	PROPIEDADES Y COMPOSICIÓN DE LOS LODOS DE EDAR	84
5.4.	PRODUCCIÓN Y DESTINO DE LOS LODOS DE EDAR	88
5.5.	GESTIÓN DE LODOS DE EDAR	92
5.5.1.	APLICACIÓN AGRÍCOLA DE LODOS	93
5.5.2.	OTRAS FORMAS DE VALORIZACIÓN	97
5.5.2.1.	DIGESTIÓN ANAEROBIA	97
5.5.2.2.	COMPOSTAJE	98
5.5.2.3.	VALORIZACIÓN POR TRATAMIENTOS TÉRMICOS	101
5.5.2.3.1.	INCINERACIÓN	101
5.5.2.3.2.	COINCINERACIÓN	103
5.5.2.3.3.	GESTIÓN DE LODOS EN CEMENTERA	104
5.5.2.3.4.	FABRICACIÓN DE LADRILLOS	105
5.5.2.3.5.	TRATAMIENTOS EN FASE PILOTO	105
5.5.2.3.5.1.	GASIFICACIÓN	105
5.5.2.3.5.2.	PIRÓLISIS	107
5.5.3.	DEPÓSITO EN VERTEDERO	108
5.6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	108
5.6.1.	PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR	108
5.6.2.	EMISIONES DE CO ₂	109
5.6.3.	BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES	114

6.	CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	117
6.1.	RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	117
6.1.1.	COMPOSICIÓN Y PROPIEDADES DE LOS RSU	119
6.2.	PRODUCCIÓN DE RESIDUOS URBANOS	121
6.3.	GESTIÓN DE RESIDUOS URBANOS	124
6.3.1.	MODELOS DE SEPARACIÓN	124
6.3.2.	MÉTODOS DE GESTIÓN DE LOS RSU	125
6.3.2.1.	DEPÓSITO EN VERTEDERO	125
6.3.2.2.	TRATAMIENTOS MECÁNICOS	127
6.3.2.3.	SELECCIÓN Y CLASIFICACIÓN DE MATERIALES	127
6.3.2.4.	TRATAMIENTOS MECÁNICO-BIOLÓGICOS	128
6.3.2.5.	TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS	129
6.3.2.5.1.	COMPOSTAJE	129
6.3.2.5.2.	DIGESTIÓN ANAEROBIA/BIOMETANIZACIÓN	130
6.3.2.5.3.	FERMENTACIÓN	131
6.3.2.6.	VALORIZACIÓN ENERGÉTICA/TRATAMIENTOS TÉRMICOS	131
6.3.2.6.1.	INCINERACIÓN	132
6.3.2.6.2.	PIRÓLISIS	133
6.3.2.6.3.	GASIFICACIÓN	133
6.4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	134
6.4.1.	PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR	134
6.4.2.	EMISIONES DE CO ₂	134
6.4.3.	BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES	138
7.	CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS GANADEROS	141
7.1.	RESIDUOS GANADEROS	141
7.2.	PRODUCCIÓN DE RESIDUOS GANADEROS	142
7.2.1.	PRODUCCIÓN DE RESIDUOS GANADEROS EN ESPAÑA	142
7.2.2.	PROPIEDADES DE LOS RESIDUOS GANADEROS	143
7.3.	GESTIÓN DE RESIDUOS GANADEROS	145
7.3.1.	REUTILIZACIÓN DE LOS RESIDUOS COMO ABONOS ORGÁNICOS.	147
7.3.2.	TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS	148
7.3.2.1.	COMPOSTAJE	149
7.3.2.2.	DIGESTIÓN ANAEROBIA	149
7.3.3.	PROCESOS TERMOQUÍMICOS	151
7.4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	153
7.4.1.	PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR	153
7.4.2.	EMISIONES DE CO ₂	153
7.4.3.	BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES	157

8.	VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE BIOCHAR. MERCADO POTENCIAL DE USO	161
9.	CONCLUSIONES	163
10.	NORMATIVA	165
10.1.	NORMATIVA GENERAL DE RESIDUOS	165
10.2	LODOS	165
10.3.	COMPOSTAJE	166
10.4.	FERTILIZANTES	166
10.5.	VERTEDEROS	166
10.6.	RESIDUOS GANADEROS	167
10.7.	EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO	168
11.	BIBLIOGRAFÍA	171

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág
Tabla 1.1: Resumen de los procesos de conversión de la biomasa y de los residuos orgánicos .	7
Tabla 1.2: Procesos de pirólisis y distribución de los productos generados.	18
Tabla 1.3: Poderes caloríficos de algunos combustibles sólidos, líquidos y gaseosos, convencionales y no convencionales.	19
Tabla 3.1: Contenido en cenizas de distintos lodos papeleros y rendimientos de los biocharres preparados a partir de dichos lodos a distintas temperaturas publicados por distintos autores.	34
Tabla 3.2: Rendimientos de biochar de lodos de EDAR preparados a distintas temperaturas, publicados por distintos autores y rendimientos medios.	35
Tabla 3.3: Rendimientos de biochar de RSU preparados a distintas temperaturas, publicados por distintos autores y rendimientos medios.	36
Tabla 3.4: Rendimientos del biochar a 300 °C y 500°C de distintos residuos ganaderos.	37
Tabla 3.5: Propiedades de los lodos de destintado y de sus correspondientes biocharres	38
Tabla 3.6: Propiedades de los lodos de EDAR y de sus correspondientes biocharres.	39
Tabla 3.7: Propiedades de la fracción orgánica de la fracción orgánica de RSU y sus correspondientes biocharres	41
Tabla 3.8: Propiedades del purín de cerdo y sus correspondientes biocharres	42
Tabla 3.9: Distribución de la tierra en España, años 2014 y 2015.	43
Tabla 3.10: Distribución de la tierra en España según tipo de cultivo o cubierta.	43
Tabla 3.11: Contenido en materia orgánica de los suelos españoles por provincia.	45
Tabla 3.12: Superficie agrícola por Comunidad Autónoma y porcentaje de materia orgánica a aportar	46
Tabla 4.1: Generación de residuos sólidos en la industria papelera española expresada en toneladas	51
Tabla 4.2: Residuos generados en la fabricación de pasta de papel, papel y cartón.	52
Tabla 4.3: Clasificación de las aguas de depuración de la industria papelera según su origen	54
Tabla 4.4. Vías de gestión de los residuos papeleros de proceso.	56
Tabla 4.5: Vías de gestión de los lodos de destintado procedentes del reciclado de papel (LER 030305).	56
Tabla 4.6: Vías de gestión de los desechos, separados mecánicamente, de pasta elaborada a partir de residuos de papel y cartón (LER 030307).	57
Tabla 4.7: Vías de gestión de los desechos de fibras y lodos de fibras, de materiales de carga y estucado, obtenidos por separación mecánica (LER 030310)	57
Tabla 4.8: Vías de gestión de los Lodos del tratamiento in situ de efluentes distintos de los especificados en el código 030310 (LER 030311).	58

Tabla 4.9: Producción potencial de biochar de lodos procedentes de la fabricación de pasta de papel a partir de fibra virgen.	63
Tabla 4.10: Producción potencial de biochar de lodos de destintado.	64
Tabla 4.11: Principales propiedades del lodo WP2a. Datos medios del periodo 2011-2013.	65
Tabla 4.12: Propiedades del lodo WP2b. Datos medios del periodo 2011-2013.	66
Tabla 4.13: Propiedades del lodo WP2d. Datos medios del periodo 2011-2013.	67
Tabla 4.14: Concentraciones máximas y mínimas de metales pesados en los lodos y comparativa con la normativa que regula la aplicación agrícola de lodos.	68
Tabla 4.15: Producción de lodos WP2 y vías de gestión en 2013.	69
Tabla 4.16: Datos totales correspondientes a las distintas vías de gestión de WP2.	69
Tabla 4.17: Producción potencial de biochar de lodos de fibra recuperada sin proceso de destintado procedente de 4 fábricas seleccionadas para el estudio.	70
Tabla 4.18: Constantes de mineralización.	70
Tabla 4.19: Emisiones de CO ₂ calculadas a 1, 10 y 100 años.	71
Tabla 4.20: Emisiones de CO ₂ de la industria papelera.	72
Tabla 4.21: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de la totalidad de lodos de destintado generados y de los lodos de fibra recuperada seleccionados (LP).	73
Tabla 4.22: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de biochar a 300 °C (BLP300) de lodos de destintado y de los lodos de fibra recuperada seleccionados.	73
Tabla 4.23: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de biochar a 500 °C (BLP500) de lodos de destintado y de los lodos de fibra recuperada seleccionados.	74
Tabla 4.24: Emisiones teóricas de CO ₂ del suelo (t) tras la adición de lodos papeleros (LP), y de sus correspondientes biochar a 300 °C (BLP300) y a 500 °C (BLP500).	74
Tabla 4.25: Contenido en materia orgánica del biochar de lodos de destintado a 300°C y a 500°C.	75
Tabla 4.26: Cantidad de biochar de lodos de destintado necesaria para aumentar un 1% la materia orgánica del suelo.	76
Tabla 4.27: Cantidad de biochar de lodos de destintado a aportar al suelo, por Comunidad Autónoma, para llevar a un 3,5% el contenido en materia orgánica.	76
Tabla 5.1: Condiciones óptimas y condiciones límite para el proceso de fermentación del metano.	82
Tabla 5.2: Propiedades fisicoquímicas y biológicas de los lodos	85

Tabla 5.3: Contenido en materia orgánica de diferentes residuos y compost.	85
Tabla 5.4: Contenido en metales típico de los lodos de depuradora	86
Tabla 5.5: Concentración de PAHs en distintas muestras de lodos en España y en la UE.	87
Tabla 5.6: Producción de lodos de depuradora en Europa.	89
Tabla 5.7: Producción y destino de lodos de instalaciones EDAR 2010.	91
Tabla 5.8: Valores límite de concentración de los metales pesados en los lodos destinados a utilización agraria (RD 1310/1990).	95
Tabla 5.9: Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos (mg/Kg), en función de su pH.	95
Tabla 5.10: Valores límites para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años	96
Tabla 5.11: Principales tipos y usos del compost	100
Tabla 5.12: Clasificación de los productos del compostaje en función del material de entrada y de la calidad	101
Tabla 5.13: Potencial de producción de biochar en España a partir de lodos de EDAR, a distintas temperaturas.	109
Tabla 5.14: Emisiones de CO ₂ expresadas en mg CO ₂ -C 100g ⁻¹ suelo, calculadas a 1, 10 y 100 años del suelo más BL400.	110
Tabla 5.15: Emisiones de CO ₂ expresadas en mg CO ₂ -C 100g ⁻¹ suelo, calculadas a 1, 10 y 100 años.	110
Tabla 5.16: Emisiones de CO ₂ expresadas en mg CO ₂ -C 100g ⁻¹ suelo, calculadas a 1, 10 y 100 años.	111
Tabla 5.17: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de la producción total de lodos de depuradora.	112
Tabla 5.18: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo del total de biochar producido a partir de la pirólisis de lodos a 400 °C.	113
Tabla 5.19: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo del total de biochar producido a partir de la pirólisis de lodos a 600 °C.	113
Tabla 5.20: Emisiones teóricas de CO ₂ del suelo tras la adición de lodos de depuradora, de biochar a 400 °C y de biochar a 600 °C.	114
Tabla 5.21: Propiedades del biochar de lodos de EDAR a 400C y a 600 °C.	114
Tabla 5.22: Cantidad de biochar de lodos de EDAR necesaria para aumentar un 1% la materia orgánica del suelo.	115
Tabla 5.23: Cantidad de biochar de lodos de EDAR a aportar al suelo, por Comunidad Autónoma, para llevar a un 3,5% el contenido en materia orgánica.	116
Tabla 6.1: Propiedades físico químicas de la fracción orgánica de los RSU.	120
Tabla 6.2: Residuos municipales generados por país (miles de toneladas).	122
Tabla 6.3: Residuos municipales generados por país (Kg per cápita).	123
Tabla 6.4: Modelos de separación de residuos de competencia municipal implantados en España.	124
Tabla 6.5: Residuos urbanos gestionados con destino depósito/vertedero (operaciones D1-D7, D12) por país.	126

Tabla 6.6: Potencial de producción de biochar en España a partir de RSU, a distintas temperaturas.	134
Tabla 6.7.: Constantes de mineralización.	135
Tabla 6.8: Emisiones de CO ₂ a 1, 10 y 100 años, del suelo con RSU, con biochar a 300°C de RSU y con biochar a 500°C de RSU.	135
Tabla 6.9: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera del suelo más la totalidad de la producción de RSU.	136
Tabla 6.10: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera del suelo más la totalidad de biochar de RSU a 300°C.	137
Tabla 6.11: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera del suelo más la totalidad de biochar de RSU a 500°C.	137
Tabla 6.12: Emisiones teóricas de CO ₂ del suelo (t) más RSU, del suelo más biochar a 300°C de RAU y del suelo más biochar a 500°C de RSU.	138
Tabla 6.13.: Contenido en materia orgánica de distintos biochar de RSU a 300°C y a 500°C.	139
Tabla 6.14: Cantidad de biochar de RSU necesaria para aumentar un 1% la materia orgánica del suelo.	139
Tabla 6.15: Cantidad de biochar de RSU a aportar al suelo, por Comunidad Autónoma, para llevar a un 3,5% el contenido en materia orgánica.	140
Tabla 7.1: Estimación de las deyecciones producidas en España anualmente.	143
Tabla 7.2: Propiedades de los residuos ganaderos.	144
Tabla 7.3: Producción potencial de biochar a partir de distintos residuos ganaderos tratados a distintas temperaturas.	153
Tabla 7.4: Constantes de mineralización.	153
Tabla 7.5: Emisiones de CO ₂ calculadas a 1, 10 y 100 años	154
Tabla 7.6: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de la producción total de purines de cerdo.	155
Tabla 7.7: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo del total de biochar producido a partir de purines de cerdo a 300°C.	156
Tabla 7.8: Emisiones teóricas de CO ₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo del total de biochar producido a partir de purines de cerdo a 500°C.	156
Tabla 7.9: Emisiones teóricas de CO ₂ del suelo (t) tras la adición de purines de cerdo (PC), y de sus correspondientes biochar a 300°C (BPC300) y a 500°C (BPC500).	157
Tabla 7.10.: Propiedades del biochar de distintos residuos ganaderos a 300°C y a 500°C.	157
Tabla 7.11: Cantidad de biochar de residuos ganaderos necesaria para aumentar un 1% la materia orgánica del suelo.	158
Tabla 7.12: Cantidad de biochar de RSU a aportar al suelo, por Comunidad Autónoma, para llevar a un 3,5% el contenido en materia orgánica.	159
Tabla 8.1. Precios de la turba según tipo.	162

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág
Figura 1.1: Comparación de dos secciones de suelo, a la izquierda Terra Preta y a la derecha un suelo oxisol encontrado habitualmente en la cuenca amazónica.	11
Figura 1.2: Sistema de pirólisis en un horno rotativo.	21
Figura 1.3: Sistema de pirólisis de lecho fijo.	21
Figura 1.4: Sistema de pirólisis con reactor de lecho fluidizado.	22
Figura 1.5: Horno móvil.	23
Figura 1.6: Fijación de carbono con el uso de biochar.	26
Figura 3.1: Contenido en materia orgánica de los suelos españoles por provincia.	44
Figura 4.1: Proceso de fabricación de la pasta de papel, papel y cartón a partir de papel recuperado.	50
Figura 4.2: Clasificación de las aguas de depuración de la industria papelera según su origen.	55
Figura 4.3: Emisiones de CO ₂ calculadas a 1, 10 y 100 años.	71
Figura 5.1: Procesos de depuración de las aguas residuales.	78
Figura 5.2: Etapas del tratamiento de aguas residuales y generación de lodos de depuradora.	80
Figura 5.3: Distribución de la materia orgánica en los suelos españoles.	93
Figura 5.4: Distribución de la degradación de la materia orgánica en el proceso de digestión anaerobia.	98
Figura 5.5: Esquema de horno de lecho fluidizado.	103
Figura 5.6: Comparativa de la modelización de las emisiones de CO ₂ a 1 año, a 10 años y a 100 años en los supuestos S+BL400, S+BL600 y S+L.	111
Figura 6.1: Emisiones de CO ₂ a 1, 10 y 100 años de S+RSU, S+BRSU300 y S+BRSU500.	136
Figura 7.1: Comparativa de las emisiones de CO ₂ a uno, diez y cien años de S, S+PC, S+BPC300 y S+BPC500	154

ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

ASPAPEL: Asociación Española de Fabricantes de Pasta, Papel y Cartón.

CE: Conductividad eléctrica.

CF: Carbono fijo.

CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

COT: Carbono orgánico total.

COS: Carbono orgánico del suelo.

DQO: Demanda química de oxígeno.

EDAR: Estación depuradora de aguas residuales.

ESYRCE: Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos.

FO: Fracción orgánica.

HTC: Carbonización hidrotermal.

HTG: Gasificación hidrotermal.

HTL: Licuefacción hidrotermal.

HTV: Vaporización hidrotermal.

MO: Materia orgánica.

MOT: Materia orgánica total.

MV: Materia volátil.

PAH: Hidrocarburo aromático policíclico.

PC: Purín de cerdo.

RSU: Residuos sólidos urbanos.

SANDACH: Subproductos de origen animal no destinados a consumo humano.

SCWG: Gasificación en agua supercrítica.

SV: Sólidos volátiles.

ST: Sólidos totales.

TMB: Tratamientos mecánico biológicos.

UE: Unión Europea.

UPM: Universidad Politécnica de Madrid.

RESUMEN

El biochar es un material rico en carbono que se obtiene tras la pirólisis de la biomasa. Este material ha despertado en los últimos años un gran interés en la comunidad científica principalmente por su capacidad para mejorar la productividad de los suelos, influenciando las propiedades fisicoquímicas de los mismos y como medio de fijación de carbono, reduciendo, por tanto, las emisiones de CO₂ a la atmósfera. Sin embargo, lo cierto es que hasta la fecha, no existen conclusiones claras o avances definitivos que permitan crear una estandarización para la comercialización del biochar, debido a la variabilidad de sus propiedades (considerando la materia prima de origen y las condiciones de reacción en la pirólisis).

En este estudio, partiendo de un análisis exhaustivo de las distintas publicaciones existentes sobre la materia, se trata de dar respuesta a la pregunta sobre cuál sería el verdadero potencial de producción de biochar en España, al tiempo que se trata de cuantificar cuál sería la reducción de las emisiones de CO₂ a la atmósfera que conllevaría gestionar los residuos (industria papelera, lodos de EDAR, RSU y residuos ganaderos) a través de la pirólisis.

En particular, se ha cuantificado la reducción de las emisiones de CO₂ a la atmósfera y se ha evaluado cuánto biochar se debería producir a partir de residuos papeleros, lodos de EDAR o residuos ganaderos para aumentar en un 1% la cantidad de materia orgánica en un suelo y para llevar el contenido en materia orgánica de los suelos agrícolas españoles a un 3,5%.

En primer lugar, sobre la cuantificación de la reducción de las emisiones, cabe concluir que, en todos los residuos estudiados, y bajo todas las condiciones de reacción consideradas, la reducción de las emisiones de CO₂ a la atmósfera sería realmente notable, oscilando entre un 22,53% y un 96,12 %.

En segundo lugar, para aumentar en un 1% el contenido medio en materia orgánica de la superficie agrícola española, sería necesario un aporte de $2,03816 \cdot 10^8$ t de materia orgánica, que supondría una demanda mínima de biochar de 255.408.361 t en el caso de la aplicación de biochar de estiércol de vacuno a 300°C y una demanda máxima de 1.746.494.190 t en el caso de aplicar lodos de destintado pirolizados a 500°C. Por otro lado, para llevar la materia orgánica de los suelos agrícolas a un 3,5%, la demanda de biochar variaría entre un mínimo de 158.937 t en el caso de biochar a 300°C de estiércol de vacuno aplicado en las Islas Canarias (Comunidad Autónoma con menor necesidad de aporte de materia orgánica), y un máximo de 694.695.081 en el caso de la aplicación de biochar a 500°C de lodos de destintado, en Castilla la Mancha (Comunidad Autónoma que, por el contrario, necesitaría mayor aporte).

ABSTRACT

Biochar is a carbon-rich material obtained after a biomass pyrolysis procedure. This material has aroused in recent years a great interest in the scientific community, mainly for its ability to improve the productivity of soils, influencing the physico-chemical properties of soils and as means of carbon storage, reducing emissions of CO₂ into the atmosphere). Despite the interest that may raise this matter, the fact is that to date, no clear conclusions or definitive progress have been done to create a standardization for the commercialization of biochar, due to the variability of its properties (considering the raw material and the reaction conditions in the pyrolysis).

This study, based on a thorough analysis of the various existing literature on the subject and, leaving other approaches that could have been taken of the interest of the subject in question, attempts to provide answers to the question about what would be the true potential production of biochar in Spain and what would be the reduction of CO₂ emissions into the atmosphere, which would entail waste management through pyrolysis.

In particular, this study has identified the reduction of CO₂ emissions into the atmosphere and has analyzed whether the production of biochar could increase the organic matter content of Spanish agricultural soils.

Firstly, regarding the quantification of emissions reductions, by referring to the values contained in the work, it can be concluded that the reduction of CO₂ emissions to the atmosphere would be really remarkable, ranging from 22.53% to 96.12%.

Secondly, to increase by 1% the average content of organic matter in the spanish agricultural area would require a contribution of $2.03816 \cdot 10^8$ t of organic matter, which would demand a minimum of 255.408.361 t of cattle manure biochar pyrolyzed at 300° and a maximum demand of 1.746.494.190 t of deinking sludge pyrolyzed at 500C. On the other hand, to reach a 3.5%, the demand for biochar would vary from a minimum of 158.937 t, in case of cattle manure biochar at 300°C applied to the Canary Islands (Autonomous Community with less need for input of organic matter), and a maximum of 694.695.081 in case of applying deinking sludge biochar at 500°C to Castilla la Mancha (Autonomous Region, which needs the highest contribution).

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

1.1. GESTIÓN DE RESIDUOS EN LA UNIÓN EUROPEA

Una gestión inadecuada de los residuos, tanto de origen industrial como de origen doméstico puede producir impactos negativos en el medio ambiente como la contaminación atmosférica, la contaminación de las aguas y del suelo, además de contribuir al cambio climático y de afectar a los ecosistemas y a la salud humana.

El marco general actual de la Unión Europea en materia de medio ambiente se articula a través del VII PMA: “Programa General de Acción de la Unión en materia de Medio Ambiente hasta 2020”, que fue aprobado por la Decisión N° 1386/2013/UE del Parlamento Europeo y del Consejo el 20 de noviembre de 2013 (DOUE, 2013). A través de este Programa, la Unión Europea se compromete a intensificar sus esfuerzos para proteger el capital natural, estimular la innovación y el crecimiento hipocarbónico (a través de la promoción de inversiones capaces de garantizar una reducción de las emisiones de CO₂ con el menor coste posible) así como el crecimiento eficiente en el uso de los recursos, protegiendo la salud y el bienestar de la población, respetando los límites naturales del planeta. Se trata de una estrategia común que debe guiar las acciones futuras tanto de las instituciones de la UE como de los Estados miembros, como responsables de su puesta en práctica y de la consecución de sus objetivos prioritarios.

En materia de biorresiduos (residuos orgánicos biodegradables, de origen vegetal y/o animal, susceptibles de degradarse biológicamente), el segundo objetivo prioritario del VII PMA se refiere a las condiciones que ayudarán a transformar la UE en una economía hipocarbónica y eficiente en el uso de los recursos. Hay una especial preocupación en el Programa por transformar los residuos en recursos, a través de la reducción, reutilización y reciclaje.

La Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos (Directiva Marco de Residuos), ya establece la siguiente jerarquía en la gestión de los residuos:

1. Prevención
2. Preparación para la reutilización
3. Reciclado
4. Otro tipo de valorización incluido la valorización energética

5. Eliminación

Además, la Directiva de Vertederos (Directiva 1999/31/CE) marcaba unos objetivos de reducción paulatina de depósito de residuos en vertedero, estableciéndose la reducción del 75% para 2006, del 50% para 2009 y del 35% para 2016.

En 2014, la comunicación de la Comisión Europea “Hacia una Economía circular: un programa de cero residuos para Europa”, establece como objetivo para 2025 la prohibición total del depósito en vertedero de residuos plásticos, metales, papel y cartón reciclables y de los residuos biodegradables, dejando esta alternativa únicamente para el 5% de los residuos no valorizables mediante otros medios.

La Directiva Marco de Residuos, se revisó el 2 de julio de 2014, con el objetivo de ayudar a transformar Europa hacia una economía circular, impulsando el reciclaje, asegurando el acceso a las materias primas y creando empleo y crecimiento económico.

En cuanto a las políticas energéticas, el plan de acción de medio ambiente y energía es un conjunto de normativas vinculantes cuyo objetivo es asegurar que la Unión Europea logre sus ambiciosas metas en materia de medio ambiente y energía para 2020. Estas metas, conocidas como los objetivos “20-20-20” se resumen en:

- ✓ Reducir un 20% las emisiones de la UE de gases de efecto invernadero respecto a los niveles de 1990.
- ✓ Aumentar hasta el 20% el consumo de la UE de energía producida a partir de recursos renovables.
- ✓ Mejorar un 20% la eficiencia energética de la UE.

Según las premisas de las políticas energéticas de la UE comentadas previamente, el tratamiento de los residuos orgánicos por pirólisis, se alinea perfectamente, debido a varios motivos. Por un lado, como proceso de producción de energía a partir de residuos en vez de la combustión de combustibles fósiles. Por otro, éste es un proceso considerado carbono neutral, ya que aproximadamente el 50% del carbono de la biomasa pirolizada es fijada en el biochar (material correspondiente a la fracción sólida de los productos resultantes de la pirólisis). Su aplicación al suelo puede secuestrarlo durante siglos, reduciendo la cantidad de CO₂ atmosférico incluido en el ciclo del carbono. Por todo ello, la pirólisis de residuos orgánicos podría considerarse una tecnología enmarcada en el crecimiento hipocarbónico señalado por la UE.

1.2. TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS

Existen diferentes vías de tratamiento de los residuos orgánicos y de la biomasa en general. La Tabla 1.1 muestra un resumen de los procesos de conversión de la biomasa y de los residuos orgánicos:

Tabla 1.1: Resumen de los procesos de conversión de la biomasa y de los residuos orgánicos.

MATERIA PRIMA	TRATAMIENTO	PRODUCTOS	USOS Y APLICACIONES
Cultivos energéticos para biomasa (maíz, cereales, semillas oleaginosas, etc.) Lodos Residuos ganaderos (estiércol, gallinaza, purines, etc.) Residuos agrícolas (paja, residuos de madera, etc.) Residuos de cocina Otros residuos orgánicos (ej. fracción orgánica de los RSU, digestato, residuos de alimentación, etc.)	Compostaje	Compost CO ₂ , CH ₄	Enmiendas orgánicas/fertilizantes
	Digestión anaerobia	Gas combustible (CH ₄ , CO ₂ , H ₂ , H ₂ S) Digestato	Combustible, enmiendas orgánicas/fertilizantes
	Fermentación	Etanol	Combustible
	Pirólisis	Gas de síntesis Bioaceites Biochar	Calor Combustible Enmiendas orgánicas
	Gasificación	Gas combustible Biochar	Calor Combustible Enmiendas orgánicas
	Carbonización hidrotermal	Hidrochar Bioaceites Gas	Enmiendas orgánicas Combustible

Los distintos tratamientos que figuran en la Tabla 1.1 se pueden agrupar en dos grandes grupos, los tratamientos biológicos y los tratamientos termoquímicos:

1.2.1. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS

Los tratamientos biológicos son los tratamientos de residuos llevados a cabo por microorganismos en diferentes condiciones ambientales (temperatura, pH y presencia o ausencia de aire, fundamentalmente). Los tratamientos biológicos a su vez se pueden dividir en tres grandes grupos:

COMPOSTAJE: Es el proceso por el cual tiene lugar la transformación biológica aeróbica y termófila de diversos tipos de materiales orgánicos y que da lugar a diferentes tipos de enmiendas orgánicas, entre ellas el compost (Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes).

DIGESTIÓN ANAEROBIA O BIOMETANIZACIÓN: Es el proceso biológico por el cual la materia orgánica en ausencia de oxígeno, y mediante la acción de bacterias específicas, se descompone en biogás y en digestato.

FERMENTACIÓN: Es el proceso por el cual los microorganismos se propagan en un medio de crecimiento (azúcar) y cuyo resultado es la producción de CO₂ y alcoholes (Smith et al., 2015). El principal objetivo de la fermentación es la producción de bioetanol.

1.2.2. TRATAMIENTOS TERMOQUÍMICOS

Los tratamientos termoquímicos se basan en transformaciones químicas debido al aumento de temperaturas y se pueden dividir en los siguientes tipos:

GASIFICACIÓN: Es un proceso por el cual se produce la combustión parcial de la biomasa, a temperaturas elevadas (600-1200°C) durante un tiempo de residencia corto (10-20 s). (Brewer et al., 2009; McKendry, 2002). El principal producto de la gasificación es una mezcla de gases combustibles (principalmente CO, H₂ y CO₂) (Bridgewater, 1995; Kirubakaran et al., 2009; Puig-Arnavat et al., 2010). En el proceso de gasificación también se produce una pequeña proporción de residuo carbonoso (Brewer et. al, 2009), que dependiendo de la materia prima de origen, puede contener una gran cantidad de metales alcalinos y alcalinotérreos (Ca, K, Si, Mg, etc.). Sin embargo, en algunos casos, estos residuos carbonosos tienen concentraciones elevadas de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), que son compuestos altamente tóxicos producidos por las altas temperaturas de reacción (Ippolito et al., 2012).

CARBONIZACIÓN HIDROTHERMAL (HTC): Es un proceso termoquímico para la conversión de la materia prima orgánica en un producto sólido rico en carbono denominado hidrochar. Tiene lugar en el rango de temperaturas comprendido entre los 180 y los 260°C. La biomasa húmeda se calienta en un sistema confinado bajo presión (entre 2 y 6 MPa) durante un tiempo variable (Libra et al., 2011; Mumme et al., 2011; Hoekman et al., 2013). En el proceso de carbonización hidrotermal se obtienen 3 productos; una fracción sólida (hidrochar), una fracción líquida (bioaceite mezclado con agua) y una pequeña fracción gaseosa (principalmente CO₂).

En condiciones de reacción por encima de los 260 °C, se distinguen dos técnicas en el proceso hidrotermal:

- Licuefacción hidrotermal (HTL).
- Vaporización hidrotermal (HTV) o gasificación hidrotermal (HTG) o gasificación en agua supercrítica (SCWG).

En la carbonización hidrotermal (HTC), el producto deseado del proceso es el hidrochar; cuyo rendimiento en peso oscila entre el 40 y el 70% (Yan et al., 2010). Sin embargo para poder ser utilizado como combustible, el hidrochar tiene que pasar por diferentes pasos como la deshidratación mecánica, filtrado y secado térmico, ya que cuando el hidrochar sale del proceso de carbonización hidrotermal, se presenta en forma de lodo líquido, en estado húmedo (Kambo y Dutta; 2015).

PIRÓLISIS: Es el tratamiento térmico por el cual se produce la descomposición de la materia orgánica a altas temperaturas (300-900 °C), en ausencia de oxígeno. Esto conduce a la producción de un residuo sólido rico en carbono, de una fracción líquida y de una fracción gaseosa. Estas dos últimas fracciones tienen interés por su alto contenido energético (Rofiquel et al., 2008; Díez et al., 2004), si bien las propiedades de la fase líquida deben optimizarse debido entre otras razones a su bajo pH.

La pirólisis de residuos presenta algunas ventajas frente a otras vías de gestión entre las que destacan:

- La reducción del volumen del residuo sólido y la resistencia a la lixiviación de los metales pesados presentes en la matriz sólida resultante (Caballero et al., 1997; Koch y Kaminsky, 1993).
- La producción de gases y aceites con un alto valor energético que pueden ser utilizados como combustibles.
- El rango de temperaturas a las que se lleva a cabo el proceso limita la cantidad de contaminantes liberados en los gases de pirólisis (Chiang et al. 1987).
- No se producen dioxinas debido a que el proceso tiene lugar en ausencia de oxígeno (Chiang et al. 1987).

Tal como han demostrado diversos estudios, los rendimientos de los productos de la pirólisis dependen de la naturaleza y de la composición de la materia prima, especialmente de su contenido en lignina y en cenizas. Además, los rendimientos también dependen de las condiciones del proceso, tales como la temperatura, la presión, el tiempo de residencia del vapor, la tasa de calentamiento o el tamaño de las partículas.

Fracción líquida

La fracción líquida que se produce en la pirólisis está compuesta por los vapores condensables. Dentro de la fracción líquida, se puede distinguir una fracción acuosa que contiene agua y ciertos componentes orgánicos hidrosolubles, y por otro lado, una fracción orgánica (Inganzo et al., 2002). Las propiedades de la fracción acuosa y de la fracción orgánica dependen de la composición de la biomasa.

Fracción gaseosa

Los principales componentes de la fracción gaseosa producida durante la pirólisis son CO_2 , CO , H_2 , O_2 , N_2 y C_xH_y . El estudio realizado por Inganzo et al. (2002) mostró que a bajas temperaturas (250-350°C), el CO_2 es la especie gaseosa dominante, aunque también está presente el N_2 . El incremento de la temperatura de pirólisis conduce a un decrecimiento del CO_2 y a un aumento del CO y H_2 sobre todo el rango de temperaturas estudiado. Por otro lado, los hidrocarburos CH_4 , C_2H_4 y C_2H_6 muestran un rendimiento máximo alrededor de los 600°C para el CH_4 y a 450°C para C_2H_4 y C_2H_6 . Para cualquier temperatura de pirólisis, la concentración de todos los componentes gaseosos, se incrementa al aumentar la velocidad de calentamiento; excepto para el CO_2 , C_2H_4 y C_2H_6 .

Fracción sólida

El biochar es el producto sólido, rico en carbono resultante del tratamiento termoquímico de la biomasa. Se diferencia de otros materiales de carbono como el carbón vegetal en su uso agrícola.

1.3. EL BIOCHAR

El biochar se obtiene como subproducto o producto final de muchos de los procesos descritos en la Tabla 1.1. El biochar es un producto rico en carbono obtenido por la descomposición térmica de materia orgánica bajo un suministro limitado de oxígeno y a temperaturas relativamente bajas (Lehmann y Joseph, 2009). Esta definición podría servir para otros materiales, como el carbón vegetal, aunque existen diferencias entre ellos, como por ejemplo, el destino de los mismos. El carbón vegetal es un material sólido, rico en carbono, utilizado como combustible para producir energía, mientras que el biochar se produce con el fin de ser aplicado al suelo como enmienda orgánica. Está aceptado que el material carbonoso

obtenido como subproducto del proceso de gasificación de biomasa entraría dentro de la categoría de biochar. El material carbonoso generado en el proceso de carbonización hidrotermal de la biomasa se denomina hidrochar.

El interés que en los últimos años ha despertado el biochar surge del estudio de los denominados suelos de “Terra Preta do Indio” (suelos de tierra oscura y de origen antropogénico del Amazonas, también denominadas Tierras Negras del Amazonas) y el descubrimiento de la existencia de compuestos tipo biochar en estas Tierras Negras del Amazonas (Glaser et al., 2001). Se cree que estas tierras son de origen antropogénico (debido a la gran cantidad de cerámicas y otros objetos encontrados en las mismas) y que surgen como resultado de la modificación química y mineral de suelos preexistentes, a consecuencia de las actividades de las culturas indígenas que habitaban la región antes de la llegada de los europeos. Estos suelos se caracterizan por ser suelos muy fértiles, con una elevada capacidad de retención de nutrientes y agua, un elevado contenido en carbono orgánico y alta resistencia a la descomposición de la materia orgánica. La existencia de sustancias de tipo biochar podrían ser la explicación a las elevadas cantidades de carbono orgánico y elevada fertilidad de estos suelos (Glaser et al, 2001).

Figura 1.1: Comparación de dos secciones de suelo, a la izquierda Terra Preta y a la derecha un suelo oxisol encontrado habitualmente en la cuenca amazónica. (Fuente: <http://www.biochar.info/biochar.terra-preta.cfml>).

El biochar se puede producir por tratamiento térmico de diferentes materias primas de naturaleza orgánica, como por ejemplo:

1. Biomasa forestal y agrícola
2. Residuos orgánicos:
 - 2.1 Lodos de depuradora. (Hossain et al., 2011; Méndez et al., 2013a; Méndez et al., 2013b).
 - 2.2 Lodos de destintado de papel (Méndez et al., 2014; Méndez et al., 2009).
 - 2.3 Residuos agrícolas y forestales (Lucchini et al., 2013; Harsono et al., 2013).
 - 2.4 Residuos agroalimentarios (Quirk et al., 2013).
 - 2.5 Residuos ganaderos (Cely et al., 2015).
 - 2.6 Residuos sólidos urbanos (Hongmei et al., 2014; Chen et al., 2014).

Sin embargo, la idoneidad de cada tipo de biomasa como materia prima en la producción de biochar depende de su composición química, su volumen de producción, dispersión y otros factores logísticos y económicos (Verheijen et al, 2009).

Las condiciones de pirólisis para la producción de biochar, junto con las características de la materia prima, controlan en gran medida las propiedades físicas y químicas del biochar resultante, que determinan la idoneidad para una aplicación determinada (Verheijen et al, 2009).

1.4. PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS

Inicialmente el biochar se preparó a partir de biomasa no residual. Sin embargo, estudios posteriores demostraron que es posible preparar biochar a partir de diferentes residuos orgánicos, lo que tiene más sentido desde un punto de vista medioambiental.

Según Lehman y Joseph (2009) una adecuada gestión de los residuos orgánicos puede ayudar a mitigar el cambio climático directa e indirectamente a través de los siguientes efectos:

- Disminución de las emisiones de metano procedentes de los vertederos.
- Reducción del uso de energía en las industrias y de las emisiones a través del reciclado y de la reducción de residuos.
- Recuperación de energía a partir de residuos

Existen multitud de residuos orgánicos susceptibles de ser transformados en biochar como la biomasa forestal, los lodos de la industria papelera, los lodos de EDAR, los residuos sólidos urbanos o los residuos ganaderos.

La gestión de residuos animales y vegetales procedentes de la agricultura y la ganadería lleva asociada una carga medioambiental significativa que puede conducir finalmente a la

contaminación del suelo y de las aguas superficiales (Carpenter et al, 1998; Matteson y Jenkins, 2007) y subterráneas. Estos residuos son interesantes materias primas para la producción de biochar, pero especialmente para la producción de energía mediante pirólisis o gasificación (Bridgwater et al, 1999; Bridgwater, 2003). Además, en el proceso de pirólisis se consigue reducir significativamente el volumen y el peso de los residuos, lo que es un aspecto importante en la gestión de los mismos (Cantrell et al, 2007).

Otros residuos quizás más interesantes como materias primas son los residuos ganaderos, materiales ricos en nutrientes y materia orgánica y por lo tanto, residuos de mayor interés para la producción de biochar ya que pueden ofrecer beneficios adicionales a los suelos, no solo como enmiendas orgánicas sino como fertilizantes (Cantrell et al., 2012; Tsai et al, 2012). La pirólisis de residuos ganaderos también podría reducir los problemas de solubilidad de nitrógeno en comparación con la aplicación directa del estiércol como fertilizante; mientras que el contenido en fósforo y en potasio de la materia prima se puede recuperar casi completamente en el biochar (Wang et al., 2012). De hecho, el biochar a partir de residuos ganaderos se podría utilizar como fertilizante de liberación lenta (Wang et al., 2014). Por lo tanto, la preparación de biochar a partir de la pirólisis de residuos orgánicos es un interesante método de valorización de los mismos (Cely et al., 2015).

Otras posibles materias primas para la producción de biochar pueden ser los residuos urbanos orgánicos o determinados residuos industriales tales como los procedentes de la industria papelera (Demirbas, 2002), o los lodos de EDAR. Éstos últimos suelen presentar un alto contenido en metales, y está demostrado que a través del proceso de pirólisis, se disminuye la solubilidad y la biodisponibilidad de algunos de estos metales (Méndez et al. 2012).

Los dos principales factores que determinan el rendimiento, las propiedades, la producción y los posibles usos del biochar son las características de la materia prima y las condiciones de producción, que se estudian en los siguientes apartados.

1.4.1. INFLUENCIA DE LA COMPOSICIÓN DEL RESIDUO EN LAS PROPIEDADES DEL BIOCHAR

La composición de la materia prima juega un papel importante en la composición química del biochar y tiene efectos en su comportamiento como enmienda orgánica para los suelos y como sumidero de carbono (McBeath et al., 2014). La materia prima con alto contenido en lignina, da lugar a una mayor cantidad de estructuras aromáticas condensadas y con un mayor grado de aromaticidad comparado con biochar producidos a partir de materias

primas ricas en materia mineral (como por ejemplo lodos de depuradora o residuos de la industria papelera).

Según el estudio realizado por Zhao et al. (2013), las propiedades del biochar más influenciadas por las características de la materia prima son el carbono total, el carbono fijo y los elementos minerales del biochar; mientras que otras propiedades como el área superficial del biochar y el pH están más influenciadas por los tratamientos a mayores o menores temperaturas. El potencial total de secuestro de carbono depende tanto de la materia prima de origen como de la temperatura del tratamiento; los biochares más estables suelen ser los que se obtienen a mayores temperaturas.

Kuwagaki y Tamura, (1990) establecieron que para evaluar la calidad del biochar utilizado en la producción de cultivos, al menos deben medirse 7 propiedades:

- pH.
- Contenido en compuestos volátiles.
- Contenido en cenizas.
- Capacidad de retención de agua.
- Densidad aparente.
- Volumen de poros.
- Superficie específica.

Sin embargo, estos mismos autores, indican que si el biochar va a ser aplicado como enmienda orgánica, también se deben evaluar la estabilidad del carbono, la disponibilidad de nutrientes para las plantas y la dinámica de liberación de nutrientes.

En el caso de los lodos de depuradora, su comportamiento en la pirólisis está enormemente influenciado por su composición (Gascó et al, 2005; Méndez et al, 2005; Gómez-Rico et al, 2005). Diversos estudios (Kaur et al, 1987; Iniesba et al, 2001; Raveendran et al, 1995; Vamouka et al, 2006) han establecido que pequeñas cantidades de aditivos inorgánicos conducen a variaciones en las temperaturas de descomposición y en los productos obtenidos de la pirólisis de biomasa.

Lee, Park et al (2013) estudiaron las propiedades del biochar producido por pirólisis lenta de residuos forestales y agrícolas, a una temperatura de 500°C, obteniéndose biochar con distintas propiedades físicas y químicas dependiendo de la materia prima. El rendimiento en biochar resultó estar fuertemente influenciado por el contenido en lignina y en cenizas. El biochar resultó ser muy carbonoso, conteniendo entre un 84 y un 89 % en peso, mientras que los elementos inorgánicos variaron ampliamente entre las distintas muestras.

El contenido en cenizas varía mucho en función de la materia prima e influye, como se ha comentado, en el rendimiento en biochar y en el grado de aromaticidad y por lo tanto, estabilidad del biochar (Demirbas, 2004; Amonette y Joseph, 2009). En el estudio realizado por Amonette y Joseph (2009), se observó que durante la pirólisis de la biomasa, el K, Cl y N, formaban compuestos que se vaporizaban a temperaturas relativamente bajas, mientras que el Ca, Mg, P y S, formaban compuestos que se vaporizaban a temperaturas considerablemente altas, concentrándose en la mayor parte de los casos, en el biochar.

1.4.2. INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES DE PIRÓLISIS EN LAS PROPIEDADES DEL BIOCHAR

En cuanto a las condiciones de pirólisis, las propiedades del biochar se ven influenciadas por diversos factores, entre los que destacan:

- Temperatura de tratamiento
- Tiempo de tratamiento
- Velocidad de calentamiento
- Características del horno

Temperatura de tratamiento

El incremento en la temperatura final de pirólisis da lugar a una disminución de la fracción sólida y a un incremento de la fracción gaseosa, tal como muestran diversos estudios como el llevado a cabo por Hossain et al. (2011), en el que se ve cómo el rendimiento del biochar producido a partir de lodos de depuradora decrece cuando se incrementa la temperatura de pirólisis. Este mismo comportamiento se observó en el trabajo de Kim et al. (2012), en el que se utilizaron virutas de madera (*Pinus rigida*) como materia prima para la producción de biochar.

La fracción líquida se incrementa ligeramente cuando la temperatura final aumenta de 450°C a 650°C, pero permanece más o menos constante por encima de los 650°C.

Por lo general, los biochar producidos a bajas temperaturas (300-400°C) son ácidos, mientras que los producidos a altas temperaturas (700°C) son alcalinos. Además, la concentración de N disponible decrece con la temperatura de pirólisis y la concentración de los

micronutrientes (Ca, Fe, Mg, S, Cu y Zn) aumenta con el aumento de la temperatura de pirólisis (Hossain et al. 2011), debido a su concentración en las cenizas.

Song y Guo (2012) estudiaron la temperatura óptima de pirólisis para la producción de biochar a partir de gallinaza, comparando parámetros de calidad de distintos biochar producidos por pirólisis lenta a diferentes temperaturas. El rendimiento, el contenido en N total, el contenido en carbono orgánico y la capacidad de intercambio catiónico del biochar a partir de gallinaza decrecían a medida que se incrementaba la temperatura de pirólisis en el rango de 300°C y 600°C, mientras que la estabilidad del biochar, su área superficial (BET) y capacidad de intercambio catiónico se incrementaban. Según dichos autores, el rango óptimo para la producción de biochar para aplicación agrícola a partir de gallinaza resultó ser el comprendido entre 300°C y 500°C.

La estabilidad del biochar es importante para la evaluación del potencial de fijación de carbono del biochar, y no se ha definido claramente qué proporción del biochar permanece realmente secuestrado “permanentemente” y qué proporción se libera de nuevo a la atmósfera a corto y medio plazo. En el trabajo de Mašek et al. (2013) se comprobó como a pesar de que la estabilidad del biochar se incrementa al aumentar la temperatura de pirólisis, el rendimiento de la fracción estable del biochar es casi independiente de la temperatura.

El estudio realizado por McBeath et al. (2014) demostró que dos propiedades químicas, la aromaticidad y la condensación de estas estructuras aromáticas están claramente influenciadas por la temperatura de pirólisis y por la materia prima utilizada.

La porosidad y área superficial del biochar dependen también de la temperatura de pirólisis. Según el trabajo realizado por Dai y Antal (1999), a mayor temperatura de pirólisis, el área superficial, la porosidad y el índice de yodo se incrementan.

Respecto a los grupos funcionales oxigenados presentes en el biochar, como los hidroxilo, carboxilo, carbonilo, éter, lactona, etc. también se pierden gradualmente a medida que la temperatura máxima de pirólisis aumenta (Varhegyi et al., 1998), lo que también influye en el aumento del pH del biochar.

Tiempo de tratamiento

Varios autores (Masek, Sohi et al. 2009, Brown, 2009; McLaughlin, 2009) establecen la siguiente clasificación según las condiciones de pirólisis:

PIRÓLISIS LENTA: En la pirólisis lenta, las condiciones de proceso son largos tiempos de residencia de los vapores, temperaturas del reactor entre 300 °C y 800 °C operando a presión

atmosférica y a velocidades de calentamiento muy bajas, oscilando entre 0,01 y 2,0 °C s⁻¹ (Sohi et al., 2009). Estas condiciones reducen el rendimiento de la fracción líquida orgánica y aumentan el rendimiento del biochar con respecto a la pirólisis rápida. En la pirólisis lenta, el rendimiento en biochar decrece significativamente con el incremento de la temperatura de pirólisis, especialmente a partir de los 480 °C (Demirbas, 2004). Con la elevación de la temperatura máxima en el intervalo de 300-800 °C, el rendimiento y la capacidad de retención de agua del biochar disminuyen, mientras que el contenido en CO en el gas se incrementa (Antal y Gronli, 2003). La pirólisis lenta es la más recomendada para producir biochar de uso agrícola, con bioaceites y gas de síntesis (syngas) como productos secundarios. Con esta tecnología, los residuos orgánicos se calientan en reactores discontinuos similares a los “hornos de carbón” o en lechos de flujo continuo en ausencia de aire (Laird et al., 2009). Normalmente la pirólisis lenta tiene lugar a presión atmosférica, con calor proporcionado por la combustión parcial de la materia prima, por calentadores externos o por recirculación del gas caliente. Este mismo estudio establece los siguientes rendimientos típicos:

- Fracción sólida (biochar): 35 % de la materia prima seca.
- Fracción líquida: un 30% de la materia prima seca la fracción líquida.
- Fracción gaseosa: un 35% de la materia prima seca.

PIRÓLISIS INTERMEDIA: La pirólisis intermedia tiene lugar a temperaturas alrededor de los 500 °C y con tiempos de residencia moderados. Tanto la pirólisis lenta como la pirólisis intermedia producen mayores rendimientos de biochar que la pirólisis rápida.

PIRÓLISIS RÁPIDA: La pirólisis rápida tiene lugar a altas temperaturas (~1000 °C) con tiempos de residencia muy cortos (unos pocos segundos). Normalmente se lleva a cabo en lecho fluidizado para un mayor coeficiente de transferencia de calor y requiere una reducción del tamaño de partícula hasta aproximadamente 1 mm para un calentamiento inmediato intraparticular. En ocasiones el biochar es utilizado como fuente para el calentamiento requerido para mantener el reactor a una temperatura de aproximadamente 500 °C. La pirólisis rápida produce un mayor rendimiento de la fracción líquida.

En la Tabla 1.2 se muestra un resumen de los procesos de pirólisis y la distribución de los productos generados:

Tabla 1.2: Procesos de pirólisis y distribución de los productos generados. Bolan et al., 2013; Brown, 2009; Mohan et al., 2006 y Sohi et al., 2009).

PROCESOS	TEMPERATURA (C°)	TIEMPO DE RESIDENCIA	RENDIMIENTO MEDIO DE LOS PRODUCTOS		
			Líquido (bioaceite) (%)	Sólido (biochar) (%)	Gaseoso (syngas) (%)
Pirólisis lenta	300-800	Largo (5-30min)	30	35	35
Pirólisis intermedia	~500	Moderado (10-20s)	50	25	25
Pirólisis rápida	~1000	Corto (<2s)	75	12	13

Velocidad de calentamiento

El efecto de la velocidad de calentamiento es sólo importante a bajas temperaturas (por ejemplo 450°C). Así, a esta temperatura, cuánto más alta sea la velocidad de calentamiento, se obtiene una mayor producción de líquidos y gases y una disminución del residuo sólido. A temperaturas por encima de los 650°C, el efecto es prácticamente imperceptible.

1.5. PRODUCCIÓN DE ENERGÍA

Tal como se ha descrito anteriormente, durante la pirólisis de la materia orgánica, además de la fracción sólida (biochar) se generan una fracción líquida y otra gaseosa. Las fracciones líquidas y gaseosas son ricas en compuestos que pueden ser utilizados para generar energía en el propio proceso de producción de biochar. En el caso de la fracción líquida, dependiendo de la materia prima existirá una mayor o menor cantidad de fase acuosa que habrá que separar.

La fracción orgánica de los líquidos de pirólisis, que no incluye la fracción acuosa con compuestos orgánicos hidrosolubles; supone el 30-40% del total de la fracción líquida y muestra el mayor poder calorífico. Así lo mostró el estudio realizado por Inganzo et al. (2002), que midió el poder calorífico de la fracción orgánica de los líquidos obtenidos en la pirólisis de

lodos de depuradora. Otros trabajos (Fytili y Zabaniotou, 2008; Shen y Zhang, 2003) mostraron elevados poderes caloríficos para la fracción líquida, de entre 22.400 y 28.000 KJ/Kg (base seca). Como se puede ver en la Tabla 1.3, el poder calorífico de la fracción líquida obtenida en la pirólisis es comparable al de algunos combustibles convencionales e incluso superiores al poder calorífico de otros residuos utilizados comúnmente como combustibles, tales como los plásticos, maderas, papel, etc. En la Tabla 1.3 se muestran los poderes caloríficos de algunos combustibles como carbón, gasoil, gas de coque, etc:

Tabla 1.3: Poderes caloríficos de algunos combustibles sólidos, líquidos y gaseosos, convencionales y no convencionales. (Montes Morán et al., 1998).

COMBUSTIBLES	PODER CALORÍFICO (KJ/Kg)
Carbón	14.600-26.700
Plásticos, madera, papel, basura	17.600-20.000
Madera	16.000-20.000
Lodos de depuradora secos	12.000-20.000
Lodos de depuradora húmedos	1.000-3.000
Gasoil	45.500
Gas natural	38.000
Gas de coque	19.000-22.000
Gas de carbón sintético	10.800
Gas de alto horno	4.400-5.300

Respecto a la fracción gaseosa, el estudio antes citado de Inganzo et al. (2002), determinó los poderes caloríficos medios de los gases generados en el proceso de pirólisis de lodos de depuradora, resultando los valores obtenidos comparables al valor calorífico de los gases sintéticos de carbón y superiores a los gases de altos hornos, por lo que la fracción gaseosa de la pirólisis de lodos de depuradora podría quemarse para mejorar el balance energético del proceso.

1.6. TECNOLOGÍAS PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOCHAR

Chen et al. (2014) establecen las siguientes características que son comunes a las tecnologías de pirólisis que están actualmente en funcionamiento:

- Tecnologías combinadas: la mayoría de las tecnologías de pirólisis comercializadas, se combinan con otras como la gasificación o la combustión. La combinación con la gasificación produce un gas combustible de un valor calorífico moderado, aunque las tecnologías combinadas suponen altas inversiones.
- Alimentación con materiales pre-tratados: el pre-tratamiento generalmente incluye a separación de materiales no deseados y la reducción del tamaño del material de entrada. En ocasiones también es necesaria una fase de secado para reducir el contenido en humedad de los materiales que van a alimentar al reactor.
- Instalaciones con tratamiento secundario de los productos: Las tecnologías de pirólisis comercializadas se caracterizan por la utilización inmediata de los productos de pirólisis en cámaras de combustión o en motores de gas, sugiriendo que estos productos no están estandarizados ni listos para el mercado. En aquellas tecnologías en las que los gases de pirólisis se exportan a un motor de gas, la gasificación actúa como proceso primario, y se sigue un proceso de lavado del gas para asegurar la calidad del gas de síntesis.

Los principales tipos de hornos utilizados en la pirólisis de residuos son:

- Hornos rotativos

Los sistemas de hornos rotativos se pueden clasificar como indirectos, directos y hornos de tambor, en función de la fuente de calor; que puede ser directa o indirecta utilizando electricidad con una capacidad que puede ser de hasta 1000 kg h^{-1} . Estos sistemas de hornos están disponibles en diferentes tamaños con longitudes que van desde los 4 a los 12 m y diámetro interno comprendido entre los 0,3m y 1m. El rango de temperaturas a los que pueden trabajar estos hornos rotatorios puede ser entre los 150°C y los 1500°C . La lenta rotación y la inclinación del horno permiten una buena mezcla de los residuos. Son los reactores que se utilizan habitualmente en la pirólisis convencional (pirólisis lenta), que tiene lugar a velocidad de calentamiento lenta, no suele exceder los $100^\circ\text{C min}^{-1}$ y los tiempos de residencia suelen ser de 1h. Son hornos indicados para el tratamiento de los RSU, debido a las ventajas que presenta como la buena mezcla de residuos, la flexibilidad a la hora de ajustar el tiempo de residencia y el largo canal para el flujo de los residuos, que permite alimentar el horno con materiales heterogéneos y por tanto no requiere grandes pretratamientos de los residuos (Chen et al. 2014).

Figura 1.2: Sistema de pirólisis en un horno rotativo. (1-termómetro; 2-cojinete; 3-transmisión de engranajes; 4-horno eléctrico; 5-horno rotativo; 6-controlador de temperatura; 7-junta; 8-condensador de dos pasos; 9-filtro; 10-caudalímetro; 11-ordenador; 12-dispositivo de muestreo de gas; 13-apertura para alimentación y descarga; 14-maquinaria eléctrica de velocidad ajustable). Li et al. (1999a,b), Li et al. (2000 a, b).

- Reactores de lecho fijo

Este tipo de reactores se caracterizan por una baja velocidad de calentamiento, resultado de su bajo coeficiente de transferencia de calor. Por consiguiente, cuando se ha experimentado con muestras grandes, se ha observado que la temperatura no es uniforme dentro de la muestras y que la materia prima se descompone simultáneamente a diferentes temperaturas (Wang et al., 2006). Debido a su ineficiencia rara vez se ha escalado este modelo a otras instalaciones.

Figura 1.3: Sistema de pirólisis de lecho fijo (1-horno; 2-reactor de pirólisis; 3-par termoeléctrico; 4-controlador de temperatura; 5-tubería de N2; 6-tanque de recolección de líquidos; 7-termómetro; 8-condensador; 9-manómetro; 10-abertura de muestreo). Adaptado de Wang et al. (2005b).

- Reactores de lecho fluidizado

Estos reactores se caracterizan por una velocidad de calentamiento elevada y una buena mezcla de la materia prima. Se utilizan habitualmente para investigar los comportamientos de la

pirólisis rápida y para investigar el craqueo secundario de los alquitranes a mayores tiempos de residencia.

Figura 1.4: Sistema de pirólisis con reactor de lecho fluidizado. Adaptado de Marculescu et al. (2007).

- Reactores tubulares

Los reactores tubulares tienen los mismos requisitos de pre tratamiento que los reactores de lecho fluidizado, en el caso de que la materia prima utilizada sea RSU, debido al pequeño canal de paso del reactor. Además, la erosión causada por la arena y otros sólidos presentes en los RSU puede ser un riesgo para estos reactores.

Por otro lado, se están desarrollando hornos móviles para poder utilizar la tecnología de pirólisis en zonas aisladas, granjas, etc. En España, la empresa Piroeco ofrece hornos pirolíticos autónomos compuestos por unidades modulares independientes. En Australia, Energy Farmers Australia está desarrollando su primer horno móvil capaz de procesar 200-300Kg/h.

Figura 1.5: Horno móvil. Adaptada de <http://energyfarmers.com.au>

Además de los hornos descritos anteriormente Manara y Zabaniotou (2012) muestran otras tecnologías de pirólisis que también se aplican en el tratamiento de residuos, más enfocadas al aprovechamiento de la fracción líquida y la gaseosa:

- Tecnología de Aceite de lodos (OFS, del inglés Oil-from-sludge technology): Esta tecnología se considera un proceso exitoso de pirólisis/gasificación que mejora la producción de bioaceites, incluyendo la conversión térmica de lodos secos en carbones (char), aceite y gases no condensables, a aproximadamente 450 °C durante más de 30 min a presión atmosférica. Los vapores se ponen en contacto con el char y se convierten en hidrocarburos de cadena lineal que luego se condensan en aceite (Bridle, 1982).
- Tecnología de Carver-Greenfield (C-R): Esta tecnología, basada en la pirólisis, produce un combustible derivado de residuos (Trowbridge y Holcombe, 1996). En el caso de los lodos de depuradora, se mezclan con residuos de aceite y la mezcla se pasa a través de un sistema de evaporación para eliminar el agua. El lodo secado se centrifuga para separar el líquido de la fase sólida. Como resultado se genera un residuo sólido y un combustible líquido (Werle y Wilk, 2010).
- Tecnología de Siemens Schwell-Brenna: Este proceso incluye la co-pirólisis a 450°C de una mezcla de lodos de depuradora y de residuos triturados en un horno rotativo y la combustión del char residual y del gas producido a aproximadamente 1300°C, mediante una caldera para la recuperación del calor (Furness y Judd, 2000; Werle y Wilk, 2010).

1.7. APLICACIONES DEL BIOCHAR

1.7.1. BIOCHAR COMO ENMIENDA ORGÁNICA

Tanto en países industrializados como en países en vías de desarrollo, la pérdida de suelo y la degradación del mismo están ocurriendo a velocidades sin precedentes (Stocking, 2003; IAASTD, 2008), con profundas consecuencias para las propiedades de los ecosistemas del suelo (Matson et al, 1997) y del medio ambiente en general. En la región mediterránea, concretamente en las áreas semiáridas, existe una gran extensión de suelos degradados como resultado de repetidos incendios forestales, sobrepastoreo y prácticas agrícolas inapropiadas (López Bermúdez y Albadalejo, 1990). En condiciones semiáridas y secas, los suelos forestales mediterráneos muestran frecuentemente bajos niveles de materia orgánica en la superficie que en algunos casos puede favorecer la aparición de procesos de degradación de la tierra. En estas zonas degradadas, el uso de residuos con alto contenido en materia orgánica se puede considerar como un medio para mejorar el ciclo de nutrientes y el funcionamiento general de los suelos y también puede ayudar al establecimiento de nuevas plántulas (Toribio y Romanyà, 2006).

La adición de residuos orgánicos se debe realizar de forma continua debido a su rápida mineralización. En algunos casos puede llevar asociados problemas de lixiviación de metales (por ejemplo en el caso de la adición de lodos de EDAR), o de nitrógeno (purines).

Existen diversos trabajos sobre el efecto de la adición de biochar en suelos como método de fijación de carbono a la vez que actúa como fertilizante y enmienda orgánica (Steinbeiss et al 2009, Lehmann y Joseph, 2009, Novak, 2010 y www.biochar-international.org/). Debido a su alto contenido en carbono, el biochar tiene el potencial de mejorar las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo. La capacidad de retención de agua también se incrementa con la adición de biochar. El estudio llevado a cabo por Glaser et al (2002), mostró un incremento del 18% en la capacidad de retención de agua de un suelo al que se le había aplicado biochar, así como un incremento significativo en la germinación de las semillas, el crecimiento de las plantas y los rendimientos de las cosechas. Otros estudios como el de Sohi et al., (2009) mostró un descenso de la lixiviación de nutrientes tras la aplicación de biochar al suelo.

Por tanto, el uso de biochar en suelos es un tema de gran interés, especialmente si el biochar se prepara a partir de un residuo orgánico, ya que supone, por un lado, la fijación de carbono en suelos y en algunos casos, la mejora en sus propiedades, propiciando un uso eficiente de los nutrientes. Según el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio sobre productos

fertilizantes, para poder comercializar y aplicar a suelos y cultivos, el biochar tendría que someterse a un proceso de solicitud de inclusión en la legislación de fertilizantes.

1.7.2. REDUCCIÓN DE EMISIONES DE CO₂

El calentamiento global supone un grave problema medioambiental a corto y largo plazo por lo que ha recibido una gran atención en los últimos años. El instrumento jurídico internacional más importante en la lucha contra el cambio climático es el Protocolo de Kioto, sucesor de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Contiene los compromisos asumidos por los países industrializados de reducir sus emisiones de algunos gases de efecto invernadero, responsables del calentamiento global. Según el Protocolo, las emisiones totales de los países desarrollados debían reducirse durante el periodo 2008-2012 al menos en un 5% respecto a los niveles de 1990. Sin embargo, entre el año 2000 y el 2011, la concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera, pasó de 370 a 392 ppm y se considera como uno de los mayores motores para el calentamiento global (NOAA/ESRL, Mauna Loa Record, 2012). Se han discutido diversas medidas para el secuestro de CO₂ de la atmósfera y la reducción en sus emisiones y así prevenir que continúe el aumento de su concentración en los próximos años (Read, 2009).

El biochar tiene un alto contenido en carbono, habitualmente entre el 50 y el 85% (Downie et al., 2009), que resiste a la descomposición debido a su gran estabilidad y permanece en el suelo durante largos periodos de tiempo, en comparación con la mayoría del carbono de la materia orgánica del suelo (Blackwell et al., 2010) y de las enmiendas orgánicas tradicionales como el compost.

Además de la mejora en las propiedades del suelo, la adición de biochar al suelo ha captado la atención de la comunidad científica debido a que supone un método de fijación de carbono ya que las cantidades de CO₂ que se emiten a la atmósfera disminuyen con respecto al uso directo del residuo. Además, diversos estudios han demostrado que la adición de biochar también disminuye las emisiones de otros gases de efecto invernadero como CH₄ y N₂O (Spokas et al 2009, Lehman et al., 2006; Pratt y Moran, 2010).

Según el trabajo desarrollado por Woolf et al. (2010), si se utilizara a escala global, la incorporación del biochar al suelo podría reducir significativamente las emisiones netas de gases de efecto invernadero.

La Figura 1.6 ilustra el mecanismo de fijación de carbono en suelos con el uso de biochar. Generalmente, las plantas toman el CO_2 de la atmósfera a medida que se desarrollan y posteriormente el CO_2 se emite a través del proceso de descomposición una vez que las plantas mueren. Este ciclo natural se considera “carbono neutro” (Brownsort, 2009). Considerando que durante la pirólisis de la biomasa parte del carbono se “fija” en el biochar, dando un material más estable que se degrada muy lentamente tras su adición al suelo; el proceso neto debe ser carbono negativo (Pratt y Moran, 2010).

Figura 1.6: Fijación de carbono con el uso de biochar. Adaptada de <https://www.biochar.org>.

Por todo ello, el biochar podría convertirse en un medio para luchar contra el efecto invernadero. Este hecho ha despertado el interés de la inclusión del biochar en el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero.

1.7.3. DESCONTAMINACIÓN DE SUELOS

El biochar también se ha ensayado como material para la descontaminación de suelos.

Los suelos contaminados, industriales, mineros y urbanos no sólo están caracterizados por ser suelos pobres, de escaso desarrollo sino también por la escasez o ausencia de cobertura vegetal (Mench et al. 2010).

Tradicionalmente, las técnicas de remediación de suelos incluyen varios grados de excavación de suelos para llevar a vertedero, una práctica ahora considerada por lo general como ambientalmente desaconsejable y económicamente inviable (Salt et al. 1995, Mench et al. 2010).

Las técnicas modernas de remediación están centradas en técnicas ambientalmente sostenibles como la atenuación natural asistida y la fitoestabilización, frecuentemente primadas por la adición de enmiendas orgánicas al suelo. (Kumpiene et al., 2008; Clemente et al., 2005; Clemente et al., 2006; Hartley y Lepp, 2008)

Se han usado muchas enmiendas orgánicas para la estabilización in situ de los contaminantes, incluyendo residuos orgánicos, como biosólidos, estiércol y compost con el ánimo de disminuir la movilidad de los contaminantes en suelos contaminados por varios metales (Salt et al., 1995; Clemente et al., 2006; Walker et al., 2004; Alvarenga et al., 2008; Adriano et al., 2004)

El biochar posee, generalmente, una elevada porosidad, por lo que en su superficie pueden quedar retenidos algunos contaminantes orgánicos e incluso metales dependiendo de sus propiedades superficiales (Méndez et al, 2009). En los últimos años diversos autores han estudiado el tratamiento de suelos contaminados por metales con biochar (Méndez et al. 2014; Houben et al., 2013; Tang et al., 2013; Uchimiya et al. 2011c). En general, los resultados muestran que aunque no se produce una disminución del contenido total en metales pesados del suelo, la adición de biochar reduce la biodisponibilidad y movilidad de algunos de estos metales, siendo los resultados muy variables dependiendo de las características del suelo, concentración y tipo de metal y características del biochar, que a su vez están fuertemente influenciadas por la temperatura de pirólisis y materia prima utilizada (Hossain et al. 2011; Méndez et al., 2013).

En el experimento llevado a cabo por Fellet et al. (2014) se comprobó la fuerte reducción de la acumulación de Cd y Pb en las plantas, tras la adición al suelo de biochar producido a partir de pellets de estiércol y de residuos de poda.

Por otro lado, en el estudio desarrollado por Méndez et al. (2014), se comprobó como la adición de biochar producido a partir de lodo de destintado, disminuye la cantidad de Ni móvil, soluble y biodisponible presente en un suelo contaminado por este metal.

1.7.4. SUSTRATO DE CULTIVOS

Los sustratos de cultivo incluyen todos los materiales que pueden ser utilizados para cultivar plantas en una variedad de sistemas de cultivo, como el cultivo en invernaderos, producción de plantas ornamentales, agricultura urbana o techos verdes (Cao et al., 2014). En los últimos años, la producción de biochar ha comenzado a despertar interés también como componente de dichos sustratos de cultivo. Por ejemplo, Vaughn et al., (2015) estudiaron el uso del biochar de distintas materias primas como sustituto de compuestos inorgánicos como la vermiculita, la perlita y el digestato para sustituir compuestos orgánicos como la turba concluyendo que el biochar podía sustituir a la turba en niveles inferiores al 15%. La turba ha sido usada tradicionalmente como sustrato por sus propiedades, tales como un bajo pH, una alta capacidad de intercambio catiónico y una adecuada porosidad (Robinson y Lamb, 1975). Sin embargo, la turba es una fuente no renovable, y unido al incremento de su precio ha creado la necesidad de buscar materiales alternativos como sustratos (Boldrin et al., 2010; Cleary et al., 2005).

Otros estudios, como el de Dumroese et al. (2011) mostraron que el biochar peletizado funcionaba bien cuando se sustituía por la turba en un 25% (v/v), sin embargo a mayores niveles conducía a resultados insatisfactorios debido posiblemente a relaciones C/N altas. Por otro lado, Zhang et al. (2014) concluyeron que el medio de crecimiento de mayor calidad para las plantas ornamentales se alcanzaba mezclando residuos vegetales compostados con un 30% de biochar y un 0,7% de ácidos húmicos. El trabajo de Méndez et al. (2015) mostró que las propiedades químicas e hidrofísicas de la turba y de la fibra de coco podían mejorar con la adición de lodos papeleros de destintado y de su correspondiente biochar. El biochar incrementaba el espacio del aire, la capacidad de retención de agua y la porosidad total del sustrato de turba, además de que incrementaba el rendimiento de la lechuga más del 100% respecto al sustrato de turba. En el caso del sustrato de fibra de coco, las mejores propiedades hidrofísicas se obtuvieron tras la adición de lodo de destintado.

1.7.5. OTRAS APLICACIONES

El biochar también podría ser aplicado en campos de golf, en trabajos de paisajismo y de jardinería o en áreas degradadas (Major, 2010):

En el caso de los campos de golf, la adición de biochar además del secuestro de carbono, podría ayudar a reducir los requerimientos hídricos a través de la mejora de la capacidad de retención de agua, así como disminuir el uso de fertilizantes ya que el biochar reduce la lixiviación de nutrientes.

Del mismo modo se ha propuesto la aplicación de biochar para la realización de diseños de “secuestro de carbono” en parques, jardines, arboretos, etc. de forma que se puede educar a los usuarios de estas zonas respecto a los beneficios del biochar. También podría utilizarse en la restauración de zonas degradadas, ya que el biochar tiene potencial para facilitar el establecimiento de vegetación, a la vez que retiene metales, compuestos orgánicos y pesticidas.

2. OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

El objetivo de la presente tesis doctoral es evaluar la capacidad de producción de biochar en España a partir de distintos residuos orgánicos; su contribución a la disminución de las emisiones de CO₂ a través del estudio de la fijación de carbono y el estudio de la cantidad de biochar que sería necesaria para aumentar la materia orgánica del suelo.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

El objetivo general se divide a su vez en los siguientes objetivos específicos:

- ✓ Analizar la producción y composición de los residuos procedentes de la industria papelera, de los lodos de EDAR, de los residuos sólidos urbanos y de los residuos ganaderos.
- ✓ Estudio de la fijación de carbono del biochar producido a partir de los residuos seleccionados para el estudio.
- ✓ Estudio de la cantidad de biochar que sería necesaria para aumentar la materia orgánica de los suelos agrícolas españoles:
 - Considerando aumentar la materia orgánica del suelo un 1%.
 - Considerando llevar el contenido en materia orgánica a un 3,5%.
- ✓ Valoración económica de la producción de biochar.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ESTUDIO DE LA FIJACIÓN DE CARBONO EN SUELOS TRAS LA ADICIÓN DE BIOCHAR

3.1.1. METODOLOGÍA PARA EL CÁLCULO DE LA PRODUCCIÓN DE BIOCHAR

Para el estudio de la fijación de carbono en suelos tras la adición de biochar, en primer lugar es necesario conocer la producción potencial de biochar que se podría obtener a partir de la pirólisis de los residuos de la industria papelera, de los lodos de EDAR, de los RSU y de los residuos ganaderos. Para realizar el cálculo, se necesita, por un lado, conocer la producción anual en España de los distintos residuos considerados y por otro lado, los rendimientos en pirólisis a distintas temperaturas.

RESIDUOS DE LA INDUSTRIA PAPELERA:

Se considerarán las producciones anuales de los lodos generados en España a partir de fibra virgen, de fibra recuperada con proceso de destintado y de fibra recuperada sin proceso de destintado, en este caso procedentes de 4 fábricas de papel para cartón ondulado a partir de papel y cartón recuperado. La clasificación de estos lodos se muestra en la Figura 4.2.

En cuanto a los rendimientos en pirólisis, se considerarán para este estudio los valores hallados tras la revisión de la bibliografía disponible al respecto y que se muestran en la Tabla 3.1:

Tabla 3.1: Contenido en cenizas de distintos lodos papeleros y rendimientos de los biocharres preparados a partir de dichos lodos a distintas temperaturas publicados por distintos autores.

Referencia	Lodo	Cenizas (% en peso)	Rendimiento Biochar (% en peso)			
			300°C	500°C	550°C	600°C
Méndez et al. (2009)	Primario de papelera de fibra virgen	6,21	-	-	-	25,08
	De destintado (Papelera fabricación papel prensa)	40,70	-	-	-	67,55
		40,94	-	-	-	73,22
	Primario sin proceso de destintado (Papelera que produce papel a partir de celulosa reciclada)	35,20	-	-	-	47,96
	Secundario sin proceso de destintado (Papelera que produce papel a partir de celulosa reciclada)	32,77	-	-	-	49,58
Devi y Saroha (2015)	Lodos papeleros	40,01	70,79	38,02	-	-
Shao (2015)	Lodos papeleros	67	-	-	80,15	-

LODOS DE EDAR:

Para el cálculo se considerará la producción anual de lodos de EDAR en España, que se muestra en la Tabla 5.7. En cuanto a los rendimientos en pirólisis, se han revisado diversos trabajos, como los de Zielińska et al. (2015), Chen et al. (2014), Méndez et al. (2013) y Yuan et al. (2015), que estudiaron las propiedades fisicoquímicas y agronómicas de los biocharres de lodos de depuradora pirolizados a distintas temperaturas. Los valores de los rendimientos en biochar obtenidos por dichos autores, se muestran en la Tabla 3.2. Para el cálculo del potencial de producción de biochar a partir de lodos de EDAR en España, se han tomado como valores del rendimiento en pirólisis, los rendimientos medios de los obtenidos en las publicaciones consideradas, también mostrados en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2: Rendimientos de biochar de lodos de EDAR preparados a distintas temperaturas, publicados por distintos autores y rendimientos medios.

Referencia	Rendimiento biochar (%)			
	Pirólisis a 400 °C	Pirólisis a 500 °C	Pirólisis a 600 °C	Pirólisis a 700 °C
Zielińska et al. (2015)	-	54,29 $\pm$ 5,15*	51,2 $\pm$ 5,117*	48,66 $\pm$ 4,14*
	-	50,37 $\pm$ 4,96*	46,4 $\pm$ 5,24*	43,69 $\pm$ 3,74*
	-	54,45 $\pm$ 5,76*	51,1 $\pm$ 4,89*	49,46 $\pm$ 3,88*
	-	45,07 $\pm$ 4,68*	43,18 $\pm$ 3,3*	40,2 $\pm$ 4,31*
Chen et al. (2014)	-	63,1 $\pm$ 0,5*	60,25 $\pm$ 1,54*	58,66 $\pm$ 0,74*
Méndez et al. (2013)	78,79	-	73,58	-
Yuan et al. (2015)	74 $\pm$ 2,6*	69,5 $\pm$ 2,3	67,1 $\pm$ 2,3*	65 $\pm$ 2,1*
Rendimientos Medios (%)	75,60	56,13	54,78	50,95

*Desviación estándar

RSU:

En el caso de los RSU, el cálculo del potencial de producción de biochar se realizará sobre la producción correspondiente a la fracción orgánica presente en dichos residuos. Según el informe de resultados del plan piloto de caracterización de residuos urbanos de origen domiciliario (MAGRAMA, 2012), la fracción orgánica de los RSU se estima en un 43%. Por tanto, para el cálculo se aplicará dicho porcentaje al último dato disponible (2013) sobre la producción anual de RSU en España y que se muestra en la Tabla 6.2.

Algunos trabajos, como los de Wang et al. (2005), Jiang (2006), Yi (2007) y los realizados por el grupo de investigación “Valorización de recursos” de la UPM estudiaron las propiedades de los productos de la pirólisis de distintas muestras de RSU a diferentes temperaturas. Para el cálculo del potencial de producción de biochar a partir de RSU en España, se tomarán como valores del rendimiento en pirólisis, las medias de los datos obtenidos por los autores citados anteriormente y que se muestran en la Tabla 3.3. Como se puede observar en

ella, los rendimientos varían notablemente entre los distintos trabajos; debido a la variación de la composición de los RSU. En general, a mayor temperatura se reduce el rendimiento en biochar. Por otro lado, en estudios realizados por el grupo de investigación “Valorización de recursos” de la UPM (por publicar) se muestran también los valores relativos a la materia orgánica y se observa que a medida que aumentan los valores de la materia orgánica disminuyen los rendimientos en pirólisis.

Tabla 3.3: Rendimientos de biochar de RSU preparados a distintas temperaturas, publicados por distintos autores y rendimientos medios.

Referencia	MO (%)	Rendimiento (%)						
		BRSU 300 °C (1h)	BRSU 300 °C (5h)	BRSU 500 °C	BRSU 600 °C	BRSU 700 °C	BRSU 800 °C	BRSU 900 °C
Jian, 2006	-	-	-	29,82	26,61	21,42	16,23	14,57
Yi, 2007	-	-	-	-	15	10,4	8,1	7,8
“Valorización de recursos” UPM	23,1	76,5	-	77,6	-	-	-	-
	55,46	76,3	74,6	62,13	-	-	-	-
	75,19	43,1	42,1	30,9	-	-	-	-
	61,65	64,5	33,8	31,5	-	-	-	-
Rendimientos medios (%)		65,1	60,05	46,39	20,805	15,91	12,165	11,185

RESIDUOS GANADEROS:

Para el cálculo de la producción de biochar a partir de residuos ganaderos se ha de tener en cuenta que gran parte del estiércol se genera con el manejo del ganado en régimen extensivo o semiextensivo por lo que el estiércol se repartirá directamente en el campo y no podría utilizarse la totalidad como materia prima en el proceso de pirólisis. Ya que no es posible cuantificar el porcentaje que se aplicaría directamente a campo, para el cálculo del potencial de producción de biochar se considerará el volumen total estimado que se produce en España correspondiente al estiércol de ganado bovino, la gallinaza y los purines de cerdo. No se tendrán en cuenta otros residuos debido a que no existen muchos estudios acerca de la caracterización de biochar de residuos ganaderos, y éstos pueden presentar distintas propiedades iniciales que pueden afectar al biochar resultante.

Respecto a los rendimientos en pirólisis de estos residuos; en la Tabla 3.4 se muestran los rendimientos del biochar a 300 °C y a 500 °C de distintos residuos ganaderos estudiados por

Cely et al. (2015) y que se tomarán para el cálculo de la producción potencial de biochar a partir de dichos residuos.

Tabla 3.4.: Rendimientos del biochar a 300 °C y 500°C de distintos residuos ganaderos. Cely et al. (2015).

RESIDUO	Contenido en Cenizas (%)	RENDIMIENTO	
		Biochar 300 °C (%)	Biochar 500 °C (%)
Estiércol de ganado bovino	14,66	17,89	7,18
Estiércol de ganado bovino con paja	26,46	30,97	17,38
Gallinaza	20,24	49,58	39,06
Gallinaza con paja	17,40	38,45	25,38
Purín de cerdo	47,22	46,9	35,6

Tal como muestra la Tabla 3.4, los rendimientos más altos en biochar se obtienen en la pirólisis de los purines de cerdo, debido a su alto contenido en cenizas, y en la gallinaza, como consecuencia de su alta carbonización a bajas temperaturas.

3.1.2. METODOLOGÍA PARA EL CÁLCULO DE LAS EMISIONES DE CO₂

Para poder evaluar el secuestro de carbono a largo plazo, es necesario modelizar las emisiones de CO₂. El potencial de secuestro de carbono tras la adición al suelo de biochar depende de la estabilidad del biochar, principalmente de la fracción de carbono lábil que se libera por la actividad microbiana en las primeras semanas y por la fracción recalcitrante, que no es fácilmente metabolizada por los microorganismos.

Se considerarán distintos periodos de tiempo, uno, diez y cien años para el cálculo de las emisiones de CO₂ que se producirían tras la adición al suelo de los distintos residuos considerados para el estudio.

RESIDUOS DE LA INDUSTRIA PAPELERA:

La simulación de las emisiones de CO₂ para los diferentes periodos de tiempo propuestos (1,10 y 100 años) se ha realizado ajustando datos experimentales de emisiones de CO₂ publicados por Méndez et al. (2014).

En dicho trabajo se procedió a enmendar muestras de suelo clasificado como Vertisol, recogidas en Salamanca y contaminado artificialmente con Ni a una concentración de 1000 mg Ni Kg⁻¹, con 2 biocharres preparados a dos temperaturas diferentes (300 y 500°C) a partir de lodos de destintado. El suelo se enmendó con una dosis del 5% de los dos biocharres y se procedió a incubarlo durante 77 días a una temperatura constante de 28°C determinando las emisiones de CO₂ durante el periodo de incubación. La Tabla 3.5 muestra las principales características de los biocharres utilizados en el experimento descrito anteriormente.

Tabla 3.5: Propiedades de los lodos de destintado y de sus correspondientes biocharres.

Propiedades	WP	WP300	WP500
Rendimiento pirólisis (%)		82,53	72,55
pH (1:2.5)	7,03	7,59	9,40
MOT (%)	32,3	19,9	11,5
CE (1:2.5, $\mu\text{S cm}^{-1}$, 25°C)	859	768	755
CIC ($\text{cmol}_{(c)} \text{kg}^{-1}$)	24,3	18,7	16,5
Cu (mg kg^{-1})	197,2	239,5	270,6
Ni (mg kg^{-1})	28,3	36,8	35,5
Cd (mg kg^{-1})	4,8	6,7	5,8
Zn (mg kg^{-1})	63,1	135,0	76,7

A continuación, los datos experimentales fueron ajustados a un modelo de primer orden de un solo componente que ha sido utilizado en numerosas ocasiones anteriormente por nuestro grupo de investigación (Cely et al, 2014; Méndez et al. 2013).

El modelo responde a la siguiente ecuación:

$$Y = Ct^m$$

Donde

Y son las emisiones acumuladas de CO₂-C ($\text{mg CO}_2\text{-C } 100 \text{ g}^{-1} \text{ suelo}$).

t es el tiempo de incubación (d).

C es una constante de mineralización ($\text{mg CO}_2\text{-C } 100 \text{ g}^{-1} \text{ suelo d}^{-1}$).

m es una constante de mineralización (adimensional).

LODOS DE EDAR:

En este caso, la simulación de las emisiones de CO_2 para los distintos periodos considerados (1,10 y 100 años) se ha realizado ajustando datos experimentales de emisiones de CO_2 publicados por Méndez et al. (2013).

En el citado estudio se procedió a enmendar muestras de suelo de la región central de España clasificado como Luvisol, con 2 biocharres preparados a dos temperaturas diferentes (400 y 600°C) a partir de lodos de EDAR. El suelo se enmendó con una dosis del 8% de los dos biocharres y se procedió a incubarlo durante 80 días a una temperatura constante de 28°C, determinando las emisiones de CO_2 durante el periodo de incubación. La Tabla 3.6 muestra las principales características de los biocharres utilizados en el experimento descrito anteriormente.

Tabla 3.6: Propiedades de los lodos de EDAR y de sus correspondientes biocharres.

Propiedades	L	BL400	BL600
Rendimiento pirólisis (%)		79	74
pH (1:2.5)	6,33	7,76	8,72
MOT (%)	20,1	17,5	11,9
CE (1:2.5, $\mu\text{S cm}^{-1}$, 25°C)	3,6	3,04	1,46
CIC ($\text{cmol}_{(c)} \text{ kg}^{-1}$)	45	30	12
$\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ (%)	1,3		
Cu (mg kg^{-1})	545	632	740
Ni (mg kg^{-1})	102	129	134
Cd (mg kg^{-1})	7,54	9,67	9,76
Zn (mg kg^{-1})	2398	2983	3922
Pb (mg kg^{-1})	189	239	253

Los datos experimentales se ajustaron a un modelo de primer orden de dos componentes, ampliamente utilizado para la modelización de datos de respiración del suelo (Barral et al 2009; Pedra et al, 2007, entre otros). Este modelo describe dos fuentes de carbono con diferentes tasas de mineralización (Jenkinson, 1977). Este modelo se puede describir como sigue:

$$Y=Y_1+Y_2=C_1(1-e^{-k_1t}) + C_2 (1-e^{-k_2t})$$

Dónde:

Y_1 es el $\text{CO}_2\text{-C}$ acumulado emitido procedente del carbono lábil ($\text{mg CO}_2\text{-C } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo).

Y_2 es el $\text{CO}_2\text{-C}$ acumulado emitido procedente del carbono recalcitrante mineralizable ($\text{mg CO}_2\text{-C } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo).

RSU:

La simulación de las emisiones de CO_2 para los diferentes escenarios propuestos (1, 10 y 100 años) se ha realizado ajustando datos experimentales de emisiones de CO_2 suministrados por el profesor Gabriel Gascó y la Investigadora Iria Benavente del grupo de valorización de recursos de la UPM en el que he desarrollado la presente tesis doctoral.

Concretamente, se procedió a enmendar muestras de suelo recogidas en la Finca Experimental del CSIC “La Poveda” (Arganda del Rey, Madrid) con 2 biochares preparados a dos temperaturas diferentes (300 y 500°C) a partir de los finos procedentes del proceso BRS en el que se desfibra la materia orgánica antes de su digestión anaerobia en la planta de tratamiento de RSU. El suelo se enmendó con una dosis del 8% de los dos biochares y se procedió a incubarlo durante 75 días a una temperatura constante de 25°C determinando las emisiones de CO_2 durante el periodo de incubación. La Tabla 3.7 muestra las propiedades de la fracción orgánica de los RSU y de sus correspondientes biochares que han sido utilizados en el experimento descrito anteriormente.

Tabla 3.7: Propiedades de la fracción orgánica de los RSU y de sus correspondientes biochares.

Propiedades	RSU	BRSU300	BRSU500
H (%) a recepción	94	-	-
Rendimiento pirólisis (%)	-	43,1	30,9
pH (1:2.5)	8,4	7,9	9,3
MOT (%)	41,92	48,39	49,53
CE (1:2.5, $\mu\text{S cm}^{-1}$, 25°C)	260	446	418
CIC (cmol(c) kg ⁻¹)	30,59	52,35	54,99
COS (%)	1,11	2,11	0,25
N _{Kjeldahl} (%)	1,2	1,7	1,3
K (mg kg ⁻¹)	4013,33	5240	5973,33
P _{Olsen} (mg kg ⁻¹)	1241,40	2718,33	525,80
Zn (mg kg ⁻¹)	191	360	532
Ni (mg kg ⁻¹)	191	0	0,6
Cu (mg kg ⁻¹)	46	154	210
Cenizas (%)	24,81	28,58	57,67
MV (%)	56,79	48,75	9,69
CF (%)	18,4	22,67	32,65

A continuación, los datos experimentales fueron ajustados a un modelo de primer orden de un solo componente como el considerado en el caso de los residuos papeleros.

RESIDUOS GANADEROS:

La simulación de las emisiones de CO₂ para los diferentes escenarios propuestos (1,5 y 10 años) se ha realizado a partir de las emisiones de CO₂ de un suelo enmendado con biochar de purines de cerdo obtenidos por Gascó et al. (en revisión). En este caso, un suelo clasificado como Cambisol muestreado en la provincia de Toledo, fue enmendado con 2 biochares preparados a dos temperaturas diferentes (300 y 500°C) a partir de purines de cerdo procedentes de la Finca “La Serrota” (Santa María de la Alameda, Ávila). Posteriormente, el suelo se enmendó con una dosis del 8% de los dos biochares y se procedió a incubarlo durante 219 días a una temperatura constante de 25°C determinando las emisiones de CO₂ durante el periodo de incubación. La Tabla 3.8 muestra las principales características de los biochares utilizados en el experimento descrito anteriormente. Para obtener más información sobre el experimento se puede consultar el artículo de Gascó et al. (en revisión).

Tabla 3.8: Propiedades del purín de cerdo y sus correspondientes biochar.

Propiedades	PC	BPC300	BPC500
pH (1:2.5)	9,0	7,8	8,2
MOT (%)	52,78	49,75	26,12
CE (1:2.5, $\mu\text{S cm}^{-1}$, 25°C)	124	102	59
CIC (cmol(c) kg ⁻¹)	44,1	35,6	32,7
N _{Kjeldahl} (%)	2,51	2,24	1,19
P (mg kg ⁻¹)	2300	2800	1200
C _{Cr2O7} (%)	13,5	7,9	5,0
Ca ²⁺ (mg kg ⁻¹)	1500	1300	800
Mg ²⁺ (mg kg ⁻¹)	700	800	800
Na ⁺ (mg kg ⁻¹)	600	600	600
K ⁺ (mg kg ⁻¹)	700	800	800
Zn (mg kg ⁻¹)	980	1200	1300
Ni (mg kg ⁻¹)	11	17	15
Cu (mg kg ⁻¹)	200	340	310
Materia volátil (wt%)	41,72	31,25	6,50
Carbono fijo (wt%)	11,06	18,50	19,62
Cenizas (wt%)	47,22	50,25	73,88

A continuación, los datos experimentales fueron ajustados a un modelo de primer orden de un solo componente al igual que en el caso de los residuos papeleros y de los RSU.

3.1.3. METODOLOGÍA PARA EL CÁLCULO DEL BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES

Según los resultados de la encuesta sobre superficies (ESYRCE, 2015), la superficie geográfica española es de 50.593.546 ha. Respecto a los datos del año 2014 se observa una gran estabilidad en la distribución de la tierra, tan sólo cabe señalar el incremento de la superficie forestal en detrimento de los prados y pastos, tal como se puede observar en la Tabla 3.9:

Tabla 3.9: Distribución de la tierra en España, años 2014 y 2015.

Tipo de tierra	Superficie (ha)	
	2014	2015
Tierra arable	11.878.801	11.852.508
Cultivos leñosos	4.925.681	4.961.981
Otras tierras de cultivo	173.479	170.166
Tierras de cultivo	16.977.960	16.984.656
Prados y pastos	8.380.468	8.275.928
Superficie forestal	19.013.972	19.112.316
Otras superficies	6.221.146	6.220.646
Total	50.593.546	50.593.546

De la superficie geográfica española, corresponden a suelo agrícola 16.984.656 ha. En la Tabla 3.10 se muestran los valores más detallados, según el tipo de cultivo o cubierta:

Tabla 3.10: Distribución de la tierra en España según tipo de cultivo o cubierta. (ESYRCE, 2015).

Cultivo o cubierta	Superficie España (ha)
Cereales grano	6.419.243
Leguminosas grano	386.587
Tubérculos	55.702
Industriales	1.007.421
Forrajeras	1.006.357
Hortalizas y flores	233.830
Barbechos	2.743.368
Frutales cítricos	299.518
Frutales no cítricos	1.044.759
Viñedo	967.733
Olivar	2.605.252
Otros cultivos leñosos	44.718
Viveros	21.182
Invernaderos vacíos	35.919
Huertos familiares	113.066
Prados y pastizales	8.275.928
Superficie forestal	19.112.316
Otras superficies	6.220.646
Superficie geográfica	50.593.546

Tabla 3.11: Contenido en materia orgánica de los suelos españoles por provincia.
Elaboración propia a partir de los datos publicados por el MARM (2009).

CCAA	Contenido medio M.O. (%)
Galicia	8,02
País Vasco	5,41
Castilla la Mancha	1,67
C. Valenciana	1,97
Andalucía	1,66
Castilla y León	1,77
Extremadura	1,81
Cataluña	2,4
Islas Canarias	3,25
Aragón	2,60
Islas Baleares	3,32
La Rioja	1,68
C. Madrid	1,42
R. Murcia	2
C.F. Navarra	2,31
P. Asturias	7,26
Cantabria	7,34

Dado que el biochar representa una fuente de materia orgánica para los suelos, se calculará la cantidad de biochar que sería necesaria para aumentar la materia orgánica (MO) de los suelos españoles en los siguientes supuestos y consideraciones:

- Se considera una densidad media del suelo 1.200 Kg/m³.
- Se calculará la cantidad de biochar (producido a partir de los distintos residuos estudiados) que sería necesaria en el supuesto de pretender aumentar un 1% el contenido en materia orgánica de los primeros 10 cm superficiales del suelo en todo el territorio nacional.
- Se calculará la cantidad de biochar necesaria para llevar la materia orgánica del suelo a un contenido de 3,5% en todo el territorio nacional. Para poder realizar el cálculo, dado que los valores de superficie cultivable están disponibles por CCAA, se realizará a partir del contenido medio en materia orgánica por Comunidad Autónoma.
- Se tomarán como datos de superficie cultivada por Comunidad Autónoma los publicados por ESYRCE (2015). En la Tabla 3.12 se muestra la superficie

agrícola por Comunidad Autónoma y el porcentaje de materia orgánica que habría que añadir al suelo para llegar al 3,5%.

Tabla 3.12: Superficie agrícola por Comunidad Autónoma y porcentaje de materia orgánica a aportar.

CCAA	Superficie (ha)	M.O. a aportar para llegar al 3,5%
Galicia	372.000	-
País Vasco	157.770	-
Castilla la Mancha	3.699.841	1,83
C. Valenciana	642.843	1,53
Andalucía	3.550.369	1,84
Castilla y León	3.545.394	1,73
Extremadura	1.068.066	1,70
Cataluña	820.135	1,1
Islas Canarias	42.561	0,248
Aragón	1.787.776	0,90
Islas Baleares	169.165	0,18
La Rioja	158.676	1,82
C. Madrid	206.092	2,08
R. Murcia	477.571	1,5
C.F. Navarra	328.862	1,19
P. Asturias	25.173	-
Cantabria	7.872	-

- Con las premisas establecidas, para la realización de los cálculos, se aplicará la expresión:

$$d = m/v$$

Siendo:

d: densidad

m: masa

v: volumen

4. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA PAPELERA

4. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA PAPELERA

4.1. SITUACIÓN DE LA INDUSTRIA PAPELERA EN ESPAÑA

La industria papelera española ocupa el segundo puesto europeo en el reciclaje de papel y cartón, recuperándose más del 70% del papel y cartón que se utiliza (ASPAPPEL 2014).

En España, en el año 2010 existían 85 fábricas productoras de celulosa y papel con una producción de 6.193,4 miles de toneladas de papel/cartón y de 1.864,9 miles de toneladas de celulosa, lo que supuso una facturación de 4.160 millones de euros (ASPAPPEL, 2011). El sector papelerero se ha visto especialmente afectado por la crisis económica y por el cambio en los hábitos culturales, que han influido en la disminución de la fabricación de papel prensa, debido a que los formatos electrónicos ganan mercado a la prensa escrita año tras año. En el período comprendido entre 2007-2010 se cerraron 3 fábricas de celulosa y 34 fábricas de papel, a la vez que la producción de papel registraba un descenso acumulado del 2,1%. En 2008, la producción de papel descendió un 4,5% y en 2009, un 11,1%. Sin embargo la situación se ha ido revirtiendo, registrándose en 2010 un repunte del 9,1% (ASPAPPEL 2011). En el periodo comprendido entre 2011 y 2014 se ha mantenido una producción estable de papel y celulosa, alcanzándose una producción de 8,2 millones de toneladas anuales (ASPAPPEL, 2014).

4.2. PRODUCCIÓN DE PAPEL Y CARTÓN

4.2.1. COMPONENTES USADOS EN LA PRODUCCIÓN DE PAPEL Y CARTÓN

- **FIBRA DE CELULOSA:** La fibra de celulosa puede ser virgen o recuperada:
 - La fibra virgen o primaria se obtiene directamente de las materias primas vegetales, principalmente de madera y plantas anuales no madereras, también se aprovechan los desechos de aserraderos (Blechs Schmidt, 2006).

- Fibra recuperada: Las fibras secundarias o fibras recuperadas se obtienen a través del papel y cartón recuperado.

Tanto en la elaboración de papel nuevo como reciclado, se emplean productos químicos no fibrosos denominados cargas y aditivos, muchos de los cuales tienen una gran importancia en el proceso de reciclaje y en la composición de los residuos producidos, ya que pasan en cierta medida a formar parte de dichos residuos.

- CARGAS

Las cargas rellenan los espacios entre fibras logrando una hoja más densa, blanca, lisa y opaca. Los papeles contienen alrededor de 10% de su peso en cargas entre las que destacan la caolinita, el carbonato cálcico (CaCO_3), y el dióxido de titanio (TiO_2).

El carbonato cálcico eleva el pH del papel y previene su deterioro. Se añade a la pulpa en el punto de agitación máxima, en una proporción del 2 al 3% sobre el peso de pulpa seca.

El TiO_2 , es un pigmento blanco que se añade a la pulpa para dar opacidad al papel. Es una carga totalmente inerte, compatible con otros aditivos y sirve para mejorar la calidad de impresión (Paperlan, 2008).

- ADITIVOS

Los aditivos de uso más común son: los agentes de encolado (resinas colofonias o sintéticas), que confieren al papel resistencia a la penetración de fluidos; adhesivos de resistencia en seco (almidones, gomas) que contribuyen al incremento de la resistencia del papel a la tracción y al desprendimiento; resinas de resistencia en húmedo (urea-formaldehído, melamina-formaldehído y poliamidas), líquido altamente catiónico, que otorgan al papel mayor resistencia cuando se humedece; materiales colorantes (pigmentos); ayudantes de retención, que mejoran la permanencia de cargas; antiespumantes y fungicidas (Angostini, 2007).

4.2.2. PROCESO DE FABRICACIÓN DE PAPEL Y CARTÓN

La producción de papel y cartón se desarrolla en dos etapas o procesos de fabricación:

1. PRODUCCIÓN DE LA PASTA DE PAPEL

La pasta de papel está formada principalmente por celulosa, que según se ha comentado podrá ser elaborada a partir de fibras primarias (fibra virgen) o de fibras secundarias (fibra recuperada).

El proceso de elaboración de la pasta de papel a partir de fibra primaria o virgen se basa fundamentalmente en separar, partiendo de la madera, las fibras de celulosa de la lignina que las une, lo que se realiza por procedimientos mecánicos, químicos o semiquímicos, los cuales dan origen a distintos tipos de celulosa (ASPAPPEL, 2008). Los principales tipos de pasta de fibra virgen que se producen en España son por proceso químico y podemos destacar los siguientes tipos:

- Pasta cruda de pino (fibra larga): Se utiliza para la producción de papeles marrones, destinados a embalaje, como el kraft para sacos, liners, test-liner y otros para la producción de cajas de cartón ondulado.
- Pasta blanqueada de eucalipto (fibra corta): Se utiliza para la producción de papeles blancos que no requieren resistencias muy altas pero requieren buena formación de hoja y aptitud a la impresión como los papeles de impresión y escritura, tisú, etc.

Cuando la materia prima para la fabricación de pasta de papel es el papel recuperado, la elaboración de esta pasta se simplifica. En la Figura 4.1 se muestra un esquema del proceso de fabricación de la pasta de papel, papel y cartón, a partir de papel recuperado. Primeramente, el papel recuperado se introduce en agua y se agita para obtener una suspensión de fibras de celulosa. Con este proceso las fibras de celulosa quedarán en suspensión en el agua y tras depurarse de arenas, plásticos y demás impropios que acompañan al papel usado (depuración de alta densidad y tamizado), servirán para fabricar el papel y el cartón reciclado. En el proceso de fabricación de pasta a partir de papel recuperado, pueden existir además otras operaciones o procesos como la dispersión, destintado, fraccionamiento, etc. (ASPAPPEL, 2008).

Figura 4.1: Proceso de fabricación de la pasta de papel, papel y cartón a partir de papel recuperado. Adaptado de Best Available Techniques Reference document in the pulp and paper industry (UE, 2000).

2. TRANSFORMACIÓN DE LA PASTA DE PAPEL, EN PAPEL Y CARTÓN.

El proceso de fabricación de papel y cartón a partir de la pasta de papel obtenida, tanto si su origen es fibra virgen, fibra reciclada o una combinación de ambas, consiste de forma general en la retirada del agua que acompaña a la pasta (ASPAPPEL, 2008).

La pasta pasa por un proceso de laminación en máquina, que consiste en poner las fibras en una suspensión acuosa con consistencias comprendidas entre 4 y 12 g/L para que puedan unirse convenientemente y posteriormente secarse por sistemas gravimétricos, mecánicos y térmicos para obtener una lámina de papel con una proporción de humedad comprendida entre el 7 y 9% (Caminos, 1978).

En la producción de papel, tanto de fibra virgen como de fibra recuperada, tiene lugar la consiguiente generación de residuos. El importante volumen de residuos sólidos no peligrosos

que se genera en los procesos de fabricación de celulosa y papel está en su mayor parte asociado a los procesos de reciclado del papel, ya que más del 80% de la materia prima que utiliza la industria papelera española es papel usado.

4.3. PRODUCCIÓN DE RESIDUOS EN LA INDUSTRIA PAPELERA

Como se ha comentado anteriormente, la industria del papel y la celulosa genera una considerable cantidad de residuos y lodos procedentes de varios procesos. Su composición depende principalmente del tipo de papel producido y del origen de las fibras de celulosa (fibra virgen o recuperada). Estos residuos se componen principalmente de agua, materia orgánica (principalmente fibras de celulosa de la madera o del papel reciclado con otros compuestos orgánicos añadidos al papel o la celulosa) y compuestos inorgánicos usados como rellenos o revestimientos (principalmente carbonato cálcico, caolinita y talco) (Monte, et al., 2009).

Además en las fábricas paperas, se generan otros residuos, ya que se retiran los materiales improprios que acompañan al papel y cartón y que no han sido separados en las etapas anteriores de la cadena de reciclaje, es decir, que no se han separado por los productores en origen (doméstico, comercial o industrial), o posteriormente en las plantas de clasificación (en los casos en los que el papel y cartón pase por esta fase).

El volumen total de residuos sólidos generados en el sector paperero en España alcanzó los 1,6 millones de toneladas en 2013.

Tabla 4.1: Generación de residuos sólidos en la industria paperera española expresada en toneladas (residuo seco) (ASPAPEL 2011 y ASPAPEL 2013).

	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Residuos no peligrosos específicos de la actividad paperera	1.303.069	1.327.235	1.447.568	1.424.208	1.553.390	1.483.497	1.590.360	1.480.865
Otros residuos no peligrosos	118.504	75.082	82.961	85.435	86.851	110.326	154.420	137.658
Residuos peligrosos	59.191	203.821	9.026	9.348	2.349	2.452	3.069	2.890
Total (t)	1.480.764	1.606.139	1.539.555	1.518.991	1.642.590	1.596.275	1.747.849	1.621.413

Tal como muestra la Tabla 4.1 la mayor parte de los residuos generados en la producción de celulosa y papel son residuos no peligrosos. Debido a la crisis económica y al

descenso en la producción de papel se produjo un descenso de los residuos generados en los años 2006 y 2007. El pequeño porcentaje de residuos catalogados como peligrosos no son específicamente papeleros sino los comunes a toda actividad industrial, asociados a trabajos de mantenimiento (cambios de aceites, tubos fluorescentes, baterías...), por lo que pueden variar mucho de un año a otro. El elevado volumen de residuos peligrosos generado en 2007 corresponde al desmantelamiento de una fábrica.

En el epígrafe "0303 Residuos de la producción y transformación de pasta de papel, papel y cartón" del Listado Europeo de Residuos, se recogen los residuos no peligrosos específicos de la actividad papelera. En la Tabla 4.2 se muestran las toneladas de residuos generadas en 2013 correspondientes a cada código LER.

Tabla 4.2: Residuos generados en la fabricación de pasta de papel, papel y cartón. (Fuente: Orden MAM/304/2002/ de 8 de febrero por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos) y volumen generado en 2013 (Fuente: ASPAPEL 2013).

LER	Descripción del residuo	Toneladas generadas en el año 2013
030301	Residuos de corteza y madera	35.617
030302	Lodos de lejías verdes (procedentes de la recuperación de lejías de cocción)	56.113
030305	Lodos de destintado procedentes del reciclado de papel	179.746
030307	Desechos, separados mecánicamente, de pasta elaborada a partir de residuos de papel y cartón	453.014
030308	Residuos procedentes de la clasificación de papel y cartón destinados al reciclado	7.668
030309	Residuos de lodos calizos	95.872
030310	Desechos de fibras y lodos de fibras, de materiales de carga y estucado, obtenidos por separación mecánica	77.457
030311	Lodos del tratamiento in situ de efluentes distintos de los especificados en el código 030310	575.052
030399	Residuos no especificados en otra categoría	326
Total residuos específicos de la industria papelera		1.480.865

Tal como se muestra en la Tabla 4.2, la producción de residuos específicos del proceso papelero (LER 0303) superó en el año 2013 los 1,4 millones de toneladas. Casi un 85% de estos residuos se agrupan en las siguientes cuatro tipologías:

1. Lodos de destintado procedentes del reciclado de papel (LER 030305).

Los lodos de destintado son específicos de las fábricas que producen papel a partir de papel recuperado. Estos residuos se generan al eliminar las tintas de los papeles usados con los que se fabricará papel reciclado. No todas las calidades de papel que se fabrican con papel recuperado requieren de este proceso. En España, generalmente sólo la fabricación de papel prensa y de papeles higiénicos incorporan etapas de destintado. Los lodos de destintado contienen principalmente fibras cortas, estucos, cargas, partículas de tinta, sustancias extractivas y aditivos de destintado. Estos residuos suponen un 17% del total generado (ASPAPPEL 2013).

2. Desechos, separados mecánicamente, de pasta elaborada a partir de residuos de papel y cartón (LER 030307).

Este código engloba los materiales impropios presentes en el papel y cartón recuperado, (fundamentalmente compuesto por grapas, metales, plásticos, arenas y fibra de papel que no ha sido retenida) que al separarse del cartón al principio del proceso constituyen el denominado “rechazo”. Estos residuos representan un 30% del total (ASPAPPEL 2013).

3. Desechos de fibras y lodos de fibras, de materiales de carga y de estucado, obtenidos por separación mecánica (LER 030310).

Estos residuos se generan en los distintos procesos de depuración y fabricación en la industria papelera, tanto si se emplea fibra virgen como reciclada. Estos lodos se generan principalmente en la recuperación de fibra en los circuitos de agua blanca, y en las etapas de desbaste o primarias de la planta de tratamiento de aguas residuales. El residuo de papel consiste sobre todo en fibras y cargas minerales (ambos alrededor de un 50%) dependiendo del papel que se procese. Los residuos clasificados bajo el código LER 030310 representan un 21% del total (ASPAPPEL 2013).

4. Lodos de tratamiento in situ de efluentes distintos de los especificados en el código 030310 (LER 030311).

Estos lodos se generan en las distintas etapas de depuración de aguas y representan un 17% del total de residuos generados (ASPAPPEL 2013).

Las fuentes contaminantes del agua en el proceso de producción de papel son principalmente las materias primas fibrosas y los aditivos. En lo que respecta a compuestos inorgánicos, la principal fuente de contaminación son los residuos de papel con alto contenido de carbonato cálcico, ya que si se utilizan condiciones ácidas para la producción de papel, aumenta la concentración de sulfato de calcio en el medio. De ahí la necesidad de tratar las aguas residuales (Negro et al., 1998).

Los sistemas de depuración de aguas se emplean extensivamente en la industria papelera ya sea con materia prima fibra virgen y/o recuperada (ASPAPPEL, 2007) y abarcan distintos procesos generando lodos con un elevado contenido en humedad. (ASPAPPEL, 2007).

En función de la naturaleza de la materia prima (fibra virgen o fibra reciclada) y la existencia o no de proceso de destintado, podemos realizar la siguiente clasificación de residuos papeleros:

Tabla 4.3: Clasificación de las aguas de depuración de la industria papelera según su origen

Lodo	Origen
WP 1	Lodos del tratamiento in situ de efluentes procedentes de industria papelera que utiliza como materia prima fibra virgen.
WP 2	Lodos del tratamiento in situ de efluentes procedentes de industria papelera que utiliza como materia prima papel y cartón recuperado sin proceso de destintado.
WP 3	Lodos del tratamiento in situ de efluentes procedentes de industria papelera que utiliza como materia prima papel y cartón recuperado con proceso de destintado.

Figura 4.2: Clasificación de las aguas de depuración de la industria papelera según su origen.

En el tratamiento primario (decantadores o flotadores generalmente) se genera una gran cantidad de lodos que son separados del agua así como en el sucesivo tratamiento secundario (biológico). El sistema de lagunas aireadas genera pequeñas cantidades de lodo, y la producción de lodos en el tratamiento anaerobio es también moderada.

Como en cualquier proceso de depuración de aguas, los lodos se espesan generalmente antes de ser deshidratado en un filtro prensa, de tornillo, de bandas, al vacío, etc. A menudo se mezcla el exceso de lodo del tratamiento biológico de aguas residuales con lodo primario antes de la deshidratación. El lodo mezclado puede desecarse a una sequedad del 25- 35% con filtro de prensa y a un 40-50% con una prensa de tornillo usando vapor en la etapa de pretratamiento (ASPAPEL 2007).

Al igual que los lodos de destintado, y los lodos de fibras, los lodos de tratamiento de efluentes tienen un alto contenido en biomasa y nutrientes y pueden tener diferentes destinos como la generación de compost, la aplicación directa en actividades agrícolas, la valorización energética, el uso como combustible derivado de residuo, o ser valorizados como materia secundaria en determinadas industrias (ladrillera, cementera, cerámica, etc.).

4.4. GESTIÓN DE LOS RESIDUOS DE LA INDUSTRIA PAPELERA

Los residuos papeleros pueden considerarse como una fuente importante de materias primas secundarias para otras industrias. Una gran parte de los residuos papeleros son

valorizables energéticamente y asimismo constituyen un material especialmente idóneo para la fabricación de combustibles alternativos (ASPAPPEL, 2014).

En la Tabla 4.4 se muestran las diferentes vías de gestión de los residuos papeleros de proceso.

Tabla 4.4. Vías de gestión de los residuos papeleros de proceso (en % en peso). (Fuente: ASPAPPEL 2014).

	2009	2010	2011	2012	2013
Vertedero	35,0	35,0	29,0	28,0	22,9
Uso directo agrícola	29,5	32,4	31,4	24,0	24,2
Compostaje	7,4	8,5	12,1	15,0	9,9
Cerámica	14,7	10,3	9,6	3,0	1,3
Cementera	5,1	6,7	7,7	2,0	2,1
Materia prima en otras industrias	0,8	0,4	0,7	2,0	8,0
Valorización energética	2,6	2,9	8,8	24,0	27,3
Otros destinos	4,9	3,8	0,7	2,0	4,2

Tal como se puede observar en la Tabla 4.4, en el año 2013, las principales vías de valorización de los residuos de fabricación fueron la valorización energética (27%), uso directo agrícola (24%), compostaje (10%) y uso en otras industrias (ej.: fabricación de materiales aislantes, moldeados, etc.). La vía de la valorización energética es la que más ha aumentado mientras que el uso en la industria cerámica y cementera ha disminuido notablemente debido a la crisis económica, principalmente en el sector de la construcción. La disposición en vertedero va disminuyendo paulatinamente pese a que aún supone el 22,9%.

Respecto a los 4 residuos mayoritarios, las vías de gestión en 2013 fueron las siguientes:

Tabla 4.5: Vías de gestión de los lodos de destintado procedentes del reciclado de papel (LER 030305). (Fuente: ASPAPPEL 2014).

LER 030305		
VÍAS DE GESTIÓN	Toneladas 2013	Porcentaje (%)
Uso directo en agricultura	132.411	73,67
Reciclado como materia prima en industria cerámica	4.055	2,26
Reciclado como materia prima en otras industrias	40.105	22,31
Vertedero	3.175	1,77

Tal como muestra la Tabla 4.5, la vía de gestión mayoritaria de los lodos de destintado en 2014 fue la aplicación agrícola. Sólo un 1,7% de los lodos fueron enviados a vertedero.

Tabla 4.6: Vías de gestión de los desechos, separados mecánicamente, de pasta elaborada a partir de residuos de papel y cartón (LER 030307). (Fuente: ASPAPEL 2014).

LER 030307		
VÍAS DE GESTIÓN	Toneladas 2013	Porcentaje (%)
Valorización energética en otras industrias	36.442	8,04
Valorización energética en la propia fábrica	194.065	42,84
Reciclado como materia prima en industria cementera	520	0,11
Otros destinos	21.795	4,81
Materia prima en otras industrias	7.298	1,61
Vertedero	192.894	42,58

En la Tabla 4.6 se puede observar como en el caso de los residuos clasificados con el código 030307, el volumen enviado a vertedero es importante debido a la mezcla de materiales que engloba este LER y que dificultan notablemente su reciclado. Sin embargo, se abre como alternativa la valorización energética, que va cobrando importancia en las vías de gestión de este residuo.

Tabla 4.7: Vías de gestión de los desechos de fibras y lodos de fibras, de materiales de carga y estucado, obtenidos por separación mecánica (LER 030310). (Fuente: ASPAPEL 2014)

LER 030310		
VÍAS DE GESTIÓN	Toneladas 2013	Porcentaje (%)
valorización energética en otras industrias	2.234	2,88
Valorización energética en la propia fábrica	48.880	63,11
reciclado como materia prima en otras industrias	1.768	2,28
Uso directo en agricultura	17.914	23,13
Compostaje	2.024	2,61
Vertedero	3.561	4,60
No indicado	1.076	1,39

Tabla 4.8: Vías de gestión de los Lodos del tratamiento in situ de efluentes distintos de los especificados en el código 030310 (LER 030311). (Fuente: ASPAPEL 2014).

LER 030311		
VÍAS DE GESTIÓN	Toneladas 2013	Porcentaje (%)
Valorización energética en la propia fábrica	123.475	21,47
Uso directo en agricultura	181.130	31,50
Reciclado como materia prima en industria cerámica	15.036	2,61
Reciclado como materia prima en industria cementera	18.128	3,15
Reciclado como materia prima en otras industrias	57.167	9,94
Compostaje	111.901	19,46
Aplicación en suelos	5.935	1,03
Vertedero	47.709	8,30
otros destinos	12.015	2,09
No indicado	2.555	0,44

Como se puede observar en las Tablas 4.7 y 4.8; en el caso de los lodos clasificados con LER 030310 y 030311, las principales vías de gestión en ambos casos resultaron ser la valorización energética y la aplicación agrícola.

4.4.1. RECICLAJE EN LA INDUSTRIA CEMENTERA

Los residuos industriales con energía residual y bajo contenido en cloro y en metales pesados pueden ser apropiados para proporcionar parte de la energía requerida para fabricar cemento Portland, siempre y cuando cumplan los siguientes requisitos (Maury, 1999):

- Las emisiones de la instalación no deben incrementarse cuando se utilicen combustibles alternativos.
- La calidad del cemento y su compatibilidad con el medio ambiente no debe decrecer.
- El uso de residuos como combustible alternativo no debe incrementar los costes, al contrario, debe suponer beneficios.

Los materiales utilizados frecuentemente para este propósito son los siguientes: residuos carbonosos procedentes de distintos procesos industriales, aceites usados, disolventes, lodos de alquitrán, alcoholes, etc. La alta temperatura del proceso, las condiciones químicas del horno y el tiempo de retención del gas en su interior se consideran que destruyen completamente los

compuestos orgánicos (Fundación CEMA) mientras que los inorgánicos se quedan como componente del cemento.

Según las características del proceso de producción, la industria cementera puede coprocesar (Fundación CEMA):

- Combustibles alternativos que tengan un importante poder calorífico (por ejemplo: aceites usados).
- Materias primas alternativas que contengan componentes minerales adecuados para la producción de clínker o cemento (por ejemplo: suelos contaminados).

Materiales que aporten poder calorífico y proporcionen, al mismo tiempo, componentes minerales (por ejemplo: lodos de la industria papelera y neumáticos usados).

Los residuos de la industria papelera se pueden usar en la industria cementera como materia prima alternativa, sustitutiva del clínker y también como combustible, aprovechando su poder calorífico.

Según datos de la Fundación Laboral del Cemento y el Medio Ambiente (CEMA, 2012), 32 instalaciones están autorizadas para el uso de combustibles alternativos (29 de ellas disponen de autorización para valorizar energéticamente residuos, mientras que 4 están autorizadas únicamente a la utilización de combustibles alternativos considerados biomasa vegetal). Existen 77 tipos de residuos autorizados a ser valorizados energéticamente, siendo los más frecuentes en las Autorizaciones de las respectivas autorizaciones, los siguientes:

- Residuos del tratamiento mecánico de residuos no especificados en otra categoría (LER 1912).
- Residuos de la transformación de la madera y de la producción de tableros y muebles (LER 0301).
- Residuos de la producción y transformación de pasta de papel, papel y cartón (LER 0303).
- Residuos de la producción primaria (LER 0201).
- Residuos de la fabricación y producción de carne, pescado y otros alimentos de origen animal (LER 0202).
- Residuos de plantas de tratamiento de aguas residuales no especificados en otra categoría (LER 1908).

4.4.2. RECICLAJE EN LA INDUSTRIA CERÁMICA

Las fábricas de ladrillos pueden valorizar determinadas tipologías de residuos generados en los procesos papeleros, utilizándolos como materia prima en su proceso de fabricación. Ciertos tipos de lodos papeleros y especialmente los lodos de destintado, incluyen en su composición carbonato cálcico y fibras de celulosa, que minoran las tensiones de cocción de las arcillas y confieren mejores propiedades al producto final (el ladrillo). (ASPAPEL, 2008).

Tal como muestra la Tabla 4.4, el uso en la industria cerámica y en la industria cementera se ha ido reduciendo paulatinamente debido a la crisis de la construcción.

4.4.3. VALORIZACIÓN ENERGÉTICA

Los residuos papeleros pueden ser utilizados para su valorización energética, en especial los clasificados como desechos separados mecánicamente, de pasta elaborada a partir de residuos de papel y cartón. Por su alto poder calorífico, estos residuos pueden ser aprovechados para la producción de combustible sólido recuperado (CSR) o combustible derivado de residuos (CDR) para su uso posterior como combustible en otras industrias o en plantas de valorización energética.

El contenido en biomasa de estos residuos deberá ser contabilizado a efectos de la reducción de emisiones de CO₂ como sustitutivo de un combustible convencional.

En la Tabla 4.4 se puede observar cómo esta vía de gestión se ha ido incrementando notablemente en los últimos años, en 2009 sólo el 2,9% de los residuos se valorizaban energéticamente, mientras que en 2013, el 27,3% de los residuos se destinaron a este uso.

4.4.4. GESTIÓN EN AGRICULTURA

- **APLICACIÓN AGRÍCOLA DIRECTA**

Generalmente los lodos de la industria papelera son aptos para la aplicación directa sobre terrenos agrícolas. Su aptitud dependerá de las características del lodo, especialmente de su contenido en metales y de que la correspondiente CCAA donde vaya a ser aplicado, autorice este uso.

Debido al alto contenido en materia orgánica, estos residuos se pueden usar como enmienda orgánica para mejorar o restaurar la fertilidad del suelo y las funciones biológicas (Chantigny, et al., 1999; Fierro et al., 2000). La aplicación en agricultura y en la restauración de suelos incrementa el rendimiento y el crecimiento de la planta y mejora las propiedades del suelo como el contenido en materia orgánica, la capacidad de retención de agua y la capacidad de intercambio catiónico (Chantigny, et al., 2000). Sin embargo, los residuos papeleros son pobres en fósforo y en nitrógeno, por lo que se tienen que añadir fertilizantes con P o N o mezclar con residuos ricos en estos elementos como lodos de depuradora (Filiatrault et al., 2006).

En un futuro, la aplicación agrícola de lodos de papelera se puede ver limitada por los siguientes factores:

- La Orden AAA/1072/2013 de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario no incluye los LER 0303 de la aplicación agrícola, limitándola sólo a los LER 020204, 020305, 020403, 020502, 020603, 020705, 190805 y 200304.
- La eliminación de primas en la venta de electricidad con la derogación del RD 661/2007 ha provocado que se paren varias plantas de secado térmico de lodos. En el caso de Madrid, se han parado las dos plantas existentes (Loeches y Butarque), lo que supone el vertido directo a campo de entre 650-700 t/día de lodos de EDAR. Esta misma situación se ha producido en una planta de Barcelona, y en las plantas de Cantabria y Valladolid. Estas circunstancias están haciendo que se genere un excedente de lodos destinados a aplicación agrícola directa. Esta es una de las razones por las que se prevé que el desarrollo normativo de la Orden AAA/1072/2013 por parte de las CCAA limite o incluso no permita la aplicación agrícola directa de los lodos de depuradora.
- En el norte del país la aplicación agrícola ya se encuentra más limitada en la actualidad que en otras regiones, en ocasiones por la elevada pluviometría, o bien por condicionantes específicos, como es el caso de Galicia, donde se exige que los lodos hayan sido sometidos a tratamiento biológico para que se autorice la aplicación agrícola directa.
- En Castilla la Mancha se exige que el 80% de los lodos vertidos tengan su origen en la propia CCAA, por lo que limita notablemente la aplicación de lodos procedentes de CCAA limítrofes, como Madrid. En paralelo, se está aumentando la aplicación directa a campo por su bajo coste en comparación con

otras vías de gestión, por lo que en determinadas zonas los terrenos agrícolas disponibles no son suficientes para asimilar la producción actual de lodos.

- COMPOSTAJE

Uno de los métodos de reciclaje más utilizados es la utilización de los lodos de depuración de aguas o del proceso productivo como material de abono en la agricultura mediante compostaje.

El Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes define el compostaje como un proceso controlado de transformación biológica aeróbica y termófila de materiales orgánicos biodegradables que da lugar a los tipos de abonos o enmiendas orgánicos, cuyas características se detallan en los grupos 2 y 6 (abonos orgánicos y enmiendas orgánicas) del anexo I. Para la elaboración de productos fertilizantes de los grupos 2, 3 y 6 del anexo I (abonos orgánicos, abonos organo-minerales y enmiendas orgánicas), sólo está permitida la utilización de materias primas de origen orgánico, animal o vegetal, incluidas expresamente en la lista de residuos orgánicos biodegradables del anexo IV, entre los que se incluyen los residuos de la producción y transformación de pasta de papel, papel y cartón.

Dentro de los parámetros a evaluar durante el proceso de compostaje, destaca el pH y la relación C/N del material inicial. Si la relación C/N es alta, el inicio del proceso se ralentiza ya que si existe una limitación de la disponibilidad de nitrógeno (elemento esencial para los microorganismos encargados de descomponer el material) se necesitaría un período de tiempo más largo de lo habitual para el proceso de degradación (Tuomela et al., 2000). Por el contrario, una relación C/N baja (inferior a 20) contribuye a las pérdidas de nitrógeno por emisión de NH_3 en el material compostado (Tiquia et al., 2000).

La alta relación C/N de los residuos de la industria del papel limita su uso y algunos estudios están enfocados a su compostaje junto con materiales ricos en nitrógeno, como la gallinaza (M.H. Charest, C.J. Beauchamp, 2002) o los lodos de depuradora (Gea et al., 2005). Las mezclas iniciales con rangos superiores a los óptimos pueden resultar idóneas si una parte de ese carbono no es fácilmente asimilable (por ejemplo restos vegetales, como la fibra de celulosa).

El compost se utiliza como abono sobre el suelo de tal manera que aporta materia orgánica, mejora la estructura del mismo, ayuda a reducir la erosión y mejora la absorción de agua y nutrientes por parte de las plantas. Actualmente más del 16% de los lodos de tratamiento de efluentes en el sector papelero en España se destinan en forma de compost a los campos de cultivo y a la jardinería (ASPAPPEL, 2007).

4.4.5. OTRAS VÍAS DE GESTIÓN

Las limitaciones que presentan las distintas vías de gestión de los residuos de la industria papelera hacen que resulte interesante encontrar nuevas alternativas de valorización de los mismos. Tratamientos térmicos como la combustión, la pirólisis y la gasificación se han estudiado ampliamente como técnicas para la valorización de residuos orgánicos como polímeros, lodos de depuradora o cauchos. Tal como se ha comentado previamente, la pirólisis y gasificación llevan asociada la producción de biochar.

4.4.6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.4.6.1. PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR

4.4.6.1.1. LODOS PRODUCIDOS A PARTIR DE FIBRA VIRGEN

Para el cálculo del potencial de producción de biochar en España a partir de los lodos procedentes de la fabricación de pasta de papel a partir de fibra virgen, se tomarán los datos de generación disponibles (ASPAPPEL 2013) correspondientes a los residuos con LER 030302 y LER 030309. Se considerará el rendimiento a 600°C obtenido en el estudio de Méndez et al. (2009):

Tabla 4.9: Producción potencial de biochar de lodos procedentes de la fabricación de pasta de papel a partir de fibra virgen.

Producción lodos fibra virgen (t)	Rendimiento a 600°C (%)	Producción de biochar (t)
151.985	25,08	38.117,84

Tal como se muestra en la Tabla 4.9, la producción potencial de biochar a partir de lodos procedentes de la fabricación de pasta de papel a partir de fibra virgen ascendería a más de 38.000 t anuales.

4.4.6.1.2. LODOS DE DESTINTADO

Para el cálculo del potencial de producción de biochar en España a partir de lodos de destintado, se tomarán los datos de generación disponibles (ASPAPPEL 2013) correspondientes a los residuos con LER 030305. Se considerará el rendimiento medio a 600°C obtenido en el estudio elaborado por Méndez et al. (2009):

Tabla 4.10: Producción potencial de biochar de lodos de destintado.

Producción lodos destintado (t)	Rendimiento a 600°C (%)	Producción de biochar (t)
179.746	70,39	126.514,22

Tal como se muestra en la Tabla 4.10, la producción potencial de biochar en España a partir de lodos de destintado ascendería a más de 126.000 t anuales.

4.4.6.1.3. LODOS DE FIBRA RECUPERADA

Para el cálculo de la producción potencial de biochar, se considerará la producción de lodos del tratamiento in situ de efluentes (LER 030311) procedentes de 4 fábricas de papel para cartón ondulado a partir de papel y cartón recuperado que no ha sido sometido a proceso de destintado (WP2a, WP2b, WP2c y WP2d) y que representan más del 60% de la producción española de papel para cartón ondulado a partir de fibra recuperada.

4.4.6.1.3.1. CARACTERIZACIÓN DE LODOS

En la Tabla 4.11 se muestran los valores medios del lodo WP2a correspondientes a los años 2011, 2012 y 2013. La materia orgánica, de gran importancia para la valorización de este residuo es muy variable, siendo el valor mínimo del 31,4% (registrado en el año 2012) y alcanzando un valor máximo del 76,5% en 2011. El pH es muy estable a lo largo de todo el período, variando entre 7,4 y 8. Se trata de valores ligeramente básicos, posiblemente debido al contenido en carbonatos. Los valores de fósforo y de nitrógeno son muy bajos en todos los casos, por lo que sería necesaria la adición de P y N directamente por medio de fertilizantes o a

través de enmiendas orgánicas ricas en estos nutrientes, en caso de aplicación agrícola directa de estos lodos papeleros.

Tabla 4.11: Principales propiedades del lodo WP2a. Datos medios del periodo 2011-2013.

Lodo: WP2a	Año							
Parámetro	2011		2012			2013		
Materia seca 105°C (%)	24,10	26,6	30	32,2	43	23,7	26,5	28,4
pH (ext. 1:5 H ₂ O)	7,80	7,6	8	7,4	8,1	7,9	7,9	8
CE a 25°C (ext. 1:5) (dS/m)	0,38	0,43	0,7	0,8	0,79	0,71	0,7	0,67
Materia orgánica (%)	54,0	76,5	67,7	32	31,4	68,7	61,5	62,8
Cenizas (%)	46,00	23,50	32,30	68,00	68,60	31,30	38,50	37,20
N Kjeldahl m.seca (%)	0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98
N amoniacal m.fres. (%)	0,02	0,02	0,03	0,06	0,11	0,13	0,06	0,03
P* (%)	<0,10	<0,10	<0,10	0,12	0,16	0,09	0,07	0,06
K* (%)	0,1	<0,10	<0,10	<0,10	0,07	0,05	<0,05	0,06
Ca* (%)	8,07	6,74	7,59	22,08	20,34	9,74	10,1	16,8
Mg* (%)	0,51	0,14	0,28	0,33	0,4	0,14	0,21	0,46
Fe* (%)	0,49	0,1	0,23	0,17	0,2	0,19	0,23	0,28
Cr* (mg/Kg)	108,0	14	38	26	27	20	30	28
Pb* (mg/Kg)	60,0	12	43	18	31	27	44	39
Zn* (mg/Kg)	317,0	60	102	85	161	298	135	127
Cd* (mg/Kg)	1,40	0,2	0,2	0,1	0,6	0,2	0,2	0,21
Ni* (mg/Kg)	50,0	7	17	9	12	15	21	18
Cu* (mg/Kg)	159,0	41	102	79	93	63	96	85
Hg* (mg/Kg)	0,02	0,07	0,2	0,16	0,09	0,62	0,26	0,16

*Extracto ácido

En la Tabla 4.12 se muestran los valores medios de los lodos WP2b y WP2c correspondientes a los años 2011, 2012 y 2013. Al igual que en el caso de WP2a, la materia orgánica varía notablemente en los lodos WP2b y WP2c, registrándose el menor valor, del 30,9% en el año 2012 y alcanzando un valor máximo del 79,3% en 2011. El pH de los lodos WP2b también es muy estable a lo largo de todo el período variando entre 7,3 y 8. Respecto a los valores del fósforo y el nitrógeno, son bajos, tal como ocurre en la mayor parte de los residuos papeleros. En el caso de los metales, los valores más altos corresponden al Zn y al Cu, no obstante su concentración es inferior al límite establecido legalmente para su uso directo en agricultura.

Tabla 4.12: Propiedades del lodo WP2b y WP2c. Datos medios del periodo 2011-2013.

Lodo: WP2b y WP2c	Año						
	2011		2012			2013	
Parámetro							
Materia seca 105°C (%)	24,7	25,4	28,1	33,8	44,4	25,3	27,65
pH (ext. 1:5 H ₂ O)	7,7	7,6	7,9	7,3	7,9	8	7,9
CE a 25°C (ext. 1:5) (dS/m)	0,42	0,44	0,62	0,88	0,93	0,65	0,71
Materia orgánica (%)	44,6	79,3	69,3	32,3	30,9	65,7	60,7
Cenizas (%)	55,4	20,7	30,7	67,7	69,1	34,3	39,3
N Kjeldahl m.seca (%)	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98
N amoniacal m.fres. (%)	0,01	0,02	0,02	0,06	0,13	0,06	0,07
P* (%)	<0,10	<0,10	<0,10	0,11	0,17	0,08	0,06
K* (%)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,08	<0,05	<0,05
Ca* (%)	8,31	7,33	7,86	22,18	20,5	10,88	9,5
Mg* (%)	0,43	0,16	0,29	0,32	0,41	0,17	0,22
Fe* (%)	0,43	0,1	0,19	0,15	0,22	0,21	0,22
Cr* (mg/Kg)	52	11	28	13	26	29	31
Pb* (mg/Kg)	31	22	37	20	47	45	43
Zn* (mg/Kg)	203	193	95	89	161	145	132
Cd* (mg/Kg)	0,8	0,1	0,3	0,1	0,4	0,2	0,2
Ni* (mg/Kg)	30	6	14	5	11	21	20
Cu* (mg/Kg)	164	44	63	77	93	91	95
Hg* (mg/Kg)	0,03	0,06	0,12	0,02	0,12	0,29	0,25

*Extracto ácido

En la Tabla 4.13 se muestran los valores medios de los lodos WP2d correspondiente al periodo comprendido entre 2011 y 2013. En el caso de los lodos WP2d, la materia orgánica varía entre el 31,8% y el 77,6%. El pH de WP2d se mantiene en un rango similar a los casos anteriores, tan sólo varía entre los valores 7,3 y 8,1 en todo el periodo considerado. La presencia de fósforo y nitrógeno también es similar en todas las muestras. En el caso de los metales destaca el contenido en Zn, si bien no supera los valores máximos permitidos para la aplicación agrícola directa.

Tabla 4.13: Propiedades del lodo WP2d. Datos medios del periodo 2011-2013.

Lodo: WP2d	Año						
Parámetro	2011		2012			2013	
Materia seca 105°C (%)	24,3	26,5	29,5	35,6	35,4	22,7	27,2
pH (ext. 1:5 H ₂ O)	7,7	7,6	7,9	7,3	7,9	8,1	8
CE a 25°C (ext. 1:5) (dS/m)	0,37	0,44	0,68	0,88	0,71	0,69	0,69
Materia orgánica (%)	45,9	77,6	65,5	32,6	31,8	66,4	60,5
Cenizas (%)	54,1	22,4	34,5	67,4	68,2	33,6	39,5
N Kjeldahl m.seca (%)	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98	<0,98
N amoniacal m.fres. (%)	0,02	0,02	0,03	0,06	0,12	0,06	0,07
P* (%)	<0,10	<0,10	<0,10	0,11	0,16	0,08	0,06
K* (%)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,07	<0,05	<0,05
Ca* (%)	5,18	5,82	7,54	22,12	19,97	9,79	9,7
Mg* (%)	0,52	0,15	0,26	0,33	0,41	0,17	0,23
Fe* (%)	0,26	0,07	0,24	0,16	0,21	0,25	0,22
Cr* (mg/Kg)	46	19	35	26	24	28	31
Pb* (mg/Kg)	95	22	38	18	46	26	133
Zn* (mg/Kg)	199	65	106	89	162	97	0,22
Cd* (mg/Kg)	0,5	<0,1	0,5	0,3	0,4	0,2	0,22
Ni* (mg/Kg)	30	9	15	10	9	14	20
Cu* (mg/Kg)	125	40	56	77	95	73	95
Hg* (mg/Kg)	0,07	0,06	0,16	<0,01	0,21	0,29	0,26

*Extracto ácido.

La aplicación agrícola de estos lodos exige cumplir con unos valores máximos de metales pesados. Para poder comprobar el cumplimiento de los lodos estudiados, y debido a la similitud en las analíticas de todas las muestras, se han tomado los valores mínimos y máximos de los metales pesados analizados en los lodos WP2a, WP2b y WP2c y WP2d, de tal forma que se pueda hacer una comparación general respecto a los valores límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria (Anexo 1 B del RD 1310/1990).

En la Tabla 4.14 se muestran los valores máximos y mínimos de los metales pesados presentes en las muestras consideradas, así como los valores límite fijados por la legislación.

Tabla 4.14: Concentraciones máximas y mínimas de metales pesados en los lodos y comparativa con la normativa que regula la aplicación agrícola de lodos.

Parámetro	Valor mínimo	Valor máximo	Concentración límite de metales pesados en lodos (RD 1310/1990)	
			Suelos pH <7	Suelos pH>7
Mg* (%)	0,14	0,52	-	-
Fe* (%)	0,07	0,49	-	-
Cr* (mg/Kg)	11	108	1000	1500
Pb* (mg/Kg)	12	133	750	1200
Zn* (mg/Kg)	0,22	317	2500	4000
Cd* (mg/Kg)	0,1	1,4	20	40
Ni* (mg/Kg)	5	50	300	400
Cu* (mg/Kg)	40	164	1000	1750
Hg* (mg/Kg)	0,02	0,62	16	25

*Extracto ácido

Según muestra la Tabla 3.20, al comparar las concentraciones máximas y mínimas de los metales pesados presentes en los lodos de las papeleras consideradas, con los valores límite de concentración para aplicación agrícola que vienen regulados en el Anexo I B del R.D. 1310/1990, se observa que en todos los casos las concentraciones de metales se encuentran por debajo de los límites establecidos en el Real Decreto, por lo que serían aptos para aplicación agrícola.

4.4.6.1.3.2. PRODUCCIÓN Y GESTIÓN ACTUAL DE LOS LODOS

En la Tabla 4.15 se muestran los datos de generación de lodos WP2 seleccionados para el presente estudio, correspondientes a 2013 y las distintas vías por las que se gestionan:

Tabla 4.15: Producción de lodos WP2 y vías de gestión en 2013. Fuente: Saica.

Lodo	Código LER	Cantidad bruta (t)	Residuo seco (t)	Vía de gestión
WP2a	30311	76.155	33.203,58	Aplicación agrícola
WP2b	30311	13.059	6.777,62	Aplicación agrícola
		48.887	25.372,35	Valorización energética
WP2c	30311	13.575	7.072,57	Aplicación agrícola
		34.617	18.035,46	Valorización energética
WP2d	30311	13.094	6.677,94	Aplicación agrícola
		32.766	16.710,66	Valorización energética
TOTAL		232.153	113.850,18	

Tabla 4.16: Datos totales correspondientes a las distintas vías de gestión de WP2.

Fuente: elaboración propia a partir de los datos facilitados por Saica.

VÍA DE GESTIÓN	Residuo seco (t)	%
Total destino valorización agrícola	53.731,71	49,92
Total destino valorización energética	60.118,47	50,08

Tal como se puede observar en la Tabla 4.16, en 2013 el 50,08% de los lodos generados se destinó a valorización energética, mientras que la vía de gestión para el 49,92% restante fue la aplicación agrícola directa. Como se ha comentado anteriormente esta aplicación agrícola directa podría verse afectada en los próximos años por lo que sería necesario buscar métodos alternativos de valorización de estos residuos, siendo uno de los objetivos de esta tesis su potencial transformación en biochar.

4.4.6.1.3.3. PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR

Según la caracterización de los lodos WP2, el contenido medio de cenizas está comprendido entre el 43 y el 46% y para las fábricas consideradas. Al comparar estos valores con los de la Tabla 3.1 se observa que dichos contenidos en cenizas son similares a los presentes en los lodos de destintado, por lo que los rendimientos en biochar serán también similares. Por este motivo, los serán los considerados para el cálculo del potencial de producción de biochar a partir de lodos de fibra recuperada sin proceso de destintado.

Tabla 4.17: Producción potencial de biochar de lodos de fibra recuperada sin proceso de destintado procedente de 4 fábricas seleccionadas para el estudio.

Producción lodos WP2a,b,c y d (t)	Rendimiento a 600°C (%)	Producción de biochar (t)
232.153	70,39	163.412,50

Tal como muestra la Tabla 4.17, la producción potencial de biochar a partir de los lodos procedentes de las 4 fábricas de papel para cartón ondulado a partir de papel y cartón recuperado sin proceso de destintado que se han considerado para el estudio (y que constituyen más del 60% de la producción española de este tipo de papel), ascendería a más de 163.000 toneladas anuales.

4.4.6.2. EMISIONES DE CO₂

Los valores de las constantes de mineralización aplicados se han tomado del estudio realizado por Méndez et al. (2014) con lodos papeleros con proceso de destintado y se muestran en la Tabla 4.18:

Tabla 4.18: Constantes de mineralización (Méndez et al., 2014).

	C (mg CO ₂ -C/100 g suelo d)	m
Suelo (S)	10,06	0,38
Suelo (S) + lodo de destintado (WP)	8,67	0,42
Suelo (S) + biochar lodo a 300°C (BWP300)	13,84	0,33
Suelo (S) + biochar lodo a 500°C (BWP500)	9,69	0,34

En la Tabla 4.19 y en la Figura 4.3 se muestran las emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100 g⁻¹ suelo, calculadas según el modelo de primer orden de un solo componente, para el caso de la aplicación al suelo de lodos de destintado, de biochar de lodos de destintado a 300°C y de biochar de lodos de destintado a 500 °C. Como se puede observar, las emisiones de CO₂ disminuyen notablemente en el caso de la aplicación al suelo de biochar, en lugar del lodo sin pirolizar. Esta disminución se hace más drástica a lo largo del periodo de tiempo considerado. A la vista de los datos recogidos en la Tabla 4.19, de entre las dos temperaturas estudiadas por los autores (Méndez et al. 2014), la más adecuada para la fijación de CO₂ en suelos sería 500 °C debido a la mayor estabilidad del biochar obtenido a mayores temperaturas.

Tabla 4.19: Emisiones de CO₂ calculadas a 1, 10 y 100 años.

T (años)	S (mg CO ₂ -C/100g suelo)	S+WP3 (mg CO ₂ -C/100g suelo)	S+BWP300 (mg CO ₂ -C/100g suelo)	S+BWP500 (mg CO ₂ -C/100g suelo)
1	94,68	103,32	96,98	72,03
10	227,13	271,76	207,34	157,58
100	544,84	714,80	443,29	344,75

Figura 4.3: Emisiones de CO₂ calculadas a 1, 10 y 100 años.

La fabricación de papel y cartón supone la emisión de más de 8 millones de toneladas de CO₂ al año, según los datos publicados por Aspapel, que se muestran en la Tabla 4.20:

Tabla 4.20: Emisiones de CO₂ de la industria papelera.

Emisiones de CO₂ (millones de toneladas)	2009	2010	2011	2012	2013
Emisiones de CO ₂ con origen en la cogeneración	3,3	3,6	3,5	3,3	2,8
Otras emisiones de CO ₂	0,9	0,8	0,9	1	1,2
Producción de papel y celulosa	7,4	8,1	8,2	8,2	8,2

La producción de biochar y su uso en suelos en lugar del uso directo del residuo, podría considerarse como un método de fijación de carbono en suelos y por lo tanto, de forma global, reducir las emisiones globales de CO₂ del sector papelero.

Según los datos disponibles (2013), en España se generaron 179.746 t de lodos de destintado. Por otro lado, se han estudiado los lodos de fibra recuperada correspondientes a una selección de fábricas que representan más del 60% de la producción española de papel y cartón para la producción de cartón ondulado a partir de fibra recuperada, y se ha visto cómo sus características y por tanto su rendimiento en pirólisis resultaba ser similar a la de los lodos de destintado. La producción de lodos de las fábricas seleccionadas ascendió a 232.153 t en 2013.

En base a los datos obtenidos en el apartado anterior, se calcularán las emisiones de CO₂ que se producirían teóricamente a uno, diez y cien años, en el caso de la aplicación directa al suelo de la totalidad de los lodos de destintado y de los lodos de fibra recuperada seleccionados para el estudio (LP), es decir, de 411.899 t. También se realizará el mismo cálculo para el supuesto de que los lodos fueran pirolizados previamente.

Teniendo en cuenta que los cálculos del apartado anterior se basan en enmiendas del suelo con un 5% de lodo, aplicando el mismo porcentaje de lodo sobre suelo, se considerarán para el cálculo un total de 8.237.980 t de suelo. Considerando una densidad aparente de 1.200 Kg/m³ de suelo, y una profundidad de 10 cm, la superficie de aplicación sería de 6.864,98 ha de suelo.

En la Tabla 4.21 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar la totalidad de los lodos considerados al suelo:

Tabla 4.21: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de la totalidad de lodos de destintado generados y de los lodos de fibra recuperada seleccionados (LP).

Tiempo (años)	Suelo + LP		
	mg CO ₂ -C/100g suelo	Suelo sobre el que se aplica el lodo (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	103,32	8,23798*10 ¹²	8,51144*10 ¹⁴
10	271,76		2,23874*10 ¹⁵
100	714,80		5,88847*10 ¹⁵

Si en lugar de la aplicación agrícola directa de los lodos, éstos se sometieran a un proceso de pirólisis a 300 °C, se obtendría un potencial de biochar de 339.940,24 t, teniendo en cuenta un rendimiento de 82,53 % (Méndez et al., 2014). Con las premisas establecidas anteriormente, en este caso, se tomarán para el cálculo de las emisiones de CO₂ un total de 6.798.804,80 t de suelo. La superficie de aplicación sería de 5.665,67 ha de suelo.

En la Tabla 4.22 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar al suelo la totalidad del biochar resultante de la pirólisis de los lodos a 300 °C:

Tabla 4.22: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de biochar a 300 °C (BLP300) de lodos de destintado y de los lodos de fibra recuperada seleccionados.

Tiempo (años)	Suelo + BLP300		
	mg CO ₂ -C/100g suelo	Suelo sobre el que se aplica el lodo (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	96,98	6,7988*10 ¹²	6,59364*10 ¹⁴
10	207,34		1,4097*10 ¹⁵
100	443,29		3,01388*10 ¹⁵

En el supuesto de que los lodos se pirolizasen a 500 °C, se obtendría un potencial de biochar de 298.832,72 t, teniendo en cuenta un rendimiento del 72,55 % (Méndez et al., 2014). Suponiendo que la totalidad se aplicase al suelo como enmienda, se tomarán para el cálculo de las emisiones de CO₂ un total de 5.976.654,40 t de suelo. La superficie de aplicación en este caso sería de 4.980,54 ha de suelo.

En la Tabla 4.23 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar al suelo la totalidad del biochar a 500 °C (BLP500) de lodos de destintado y de los lodos de fibra recuperada seleccionados.

Tabla 4.23: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de biochar a 500 °C (BLP500) de lodos de destintado y de los lodos de fibra recuperada seleccionados.

Tiempo (años)	Suelo + BLP500		
	mgCO ₂ -C/100g suelo	Suelo sobre el que se aplica el lodo (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	72,03	5,97665*10 ¹²	4,30488*10 ¹⁴
10	157,58		9,41806*10 ¹⁴
100	344,75		2,06045*10 ¹⁵

La Tabla 4.24 muestra una comparativa de las emisiones de CO₂ que se producirían a uno, diez y cien años en el caso de que los lodos papeleros considerados (LP) se aplicaran al suelo directamente y en el caso de la aplicación de sus correspondientes biochares a 300 °C (BLP300) y a 500 °C (BLP500):

Tabla 4.24: Emisiones teóricas de CO₂ del suelo (t) tras la adición de lodos papeleros (LP), y de sus correspondientes biochares a 300 °C (BLP300) y a 500 °C (BLP500).

Tiempo (años)	Emisiones CO ₂ S+LP (t)	Emisiones CO ₂ S+BLP300 (t)	Reducción respecto S+LP (%)	Emisiones CO ₂ S+BLP500 (t)	Reducción respecto S+LP (%)
1	851.143,59	659.364,12	22,53	430.488,44	49,42
10	2.238.735,75	1.409.695,48	37,03	941.806,09	57,93
100	5.888.474,98	3.013.875,50	48,82	2.060.447,22	65,01

Según muestra la Tabla 4.24, las emisiones de CO₂ decrecen significativamente cuando los lodos se someten a un proceso de pirólisis antes de la aplicación al suelo, de forma progresiva a lo largo del tiempo. En el caso del biochar producido a 300 °C (BLP300), en un año las emisiones se reducirían en un 22,53%, lo que implica que se dejarían de emitir 191.779,48 t de CO₂ a la atmósfera con respecto a las emisiones que se producirían en caso de adición directa

del residuo papelero al suelo. A largo plazo, la reducción de las emisiones sería de un 48,82%, por lo que se habrían dejado de emitir a la atmósfera de 2.874.599,48 t de CO₂. Si se compara el suelo con lodo no tratado con las emisiones que se producirían tras la aplicación al suelo de biochar a 500°C, la reducción de las emisiones sería aún mayor que en el caso anterior; en un solo año, disminuirían en un 49,42%, dejándose de liberar 420.655,15 t de CO₂ a la atmósfera. En cien años, se reducirían las emisiones en un 65,01%, que equivaldrían a 3.828.027,75 t.

4.4.6.3. BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES

Para el estudio se considerará el contenido en materia orgánica del biochar a 300°C y a 500°C de los lodos de destintado. Los valores se han tomado del trabajo realizado por Méndez et al. (2014) y se muestran en la Tabla 3.14. No se considerarán el resto de residuos de la industria papelera por no disponer de datos al respecto.

Tabla 4.25: Contenido en materia orgánica del biochar de lodos de destintado a 300°C y a 500°C.

Propiedades	BWP300	BWP500
Cenizas (%)	78,00	88,33
M.O. (%)	22	11,67

Cantidad de biochar necesaria para aumentar en un 1% la materia orgánica de los suelos:

Con las premisas establecidas en la metodología se tiene para el volumen correspondiente a 1ha, una masa de $12 \cdot 10^5$ Kg. Por tanto, para aumentar un 1% la materia orgánica (MO) del suelo, se necesitarán $12 \cdot 10^3$ Kg MO/ha. Dado que la superficie agrícola en España es de 16.984.656 ha, habría que aportar un total de $2,03816 \cdot 10^{11}$ Kg de MO.

Tal como se puede observar en la Tabla 4.26, en el caso de aplicar biochar a 300°C de lodos de destintado, serían necesarias 926.435.782 t.

En el caso de aplicar biochar a 500°C de lodos de destintado, habría que aportar 1.746.494.190 t de biochar.

Tabla 4.26: Cantidad de biochar de lodos de destintado necesaria para aumentar un 1% la materia orgánica del suelo.

Superficie agrícola (ha)	MO a aportar (Kg)	Cantidad BWP300 a aportar (t)	Cantidad BWP500 a aportar (t)
16.984.656	2,03816*10 ¹¹	926.435.782	1.746.494.190

Cantidad de biochar necesaria para llevar la materia orgánica de los suelos agrícolas españoles a un 3,5%:

En la Tabla 4.27 se muestra la cantidad de biochar de lodos de destintado que sería necesaria aportar por Comunidad Autónoma para llevar la materia orgánica de los suelos agrícolas a un 3,5%. Como se puede observar, las cantidades a aportar varían entre un valor mínimo de 576.508,09 t, que habría que aplicar en las Islas Canarias en el caso del biochar a 300°C, y las 368.504.163,60 t que serían necesarias de este mismo biochar en el caso de Castilla la Mancha. En cuanto a la aplicación de biochar a 500°C, las cantidades variarían en el rango comprendido entre las 1.086.819,02 t en el caso de las Islas Canarias y las 694.695.081,34 t en el caso de Castilla la Mancha.

Tabla 4.27: Cantidad de biochar de lodos de destintado a aportar al suelo, por Comunidad Autónoma, para llevar a un 3,5% el contenido en materia orgánica.

CCAA	Biochar lodo destintado (t)	
	BWP300	BWP500
Castilla la Mancha	368.504.163,60	694.695.081,34
C. Valenciana	53.648.170,36	101.136.225,19
Andalucía	356.570.013,89	672.197.112,72
Castilla y León	334.556.270,18	630.697.338,82
Extremadura	98.747.556,55	186.156.490,49
Cataluña	49.208.100,00	92.765.912,60
Islas Canarias	576.508,09	1.086.819,02
Aragón	87.519.761,45	164.990.124,42
Islas Baleares	1.630.135,45	3.073.091,69
La Rioja	15.752.199,27	29.695.662,72
C. Madrid	23.382.074,18	44.079.317,22
R. Murcia	39.073.990,91	73.661.336,76
Navarra	21.346.133,45	40.241.211,31

5. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE LODOS DE EDAR

5. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE LODOS DE EDAR

5.1. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

En las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), se tratan las aguas por vía física (sedimentación, flotación), química (coagulación, floculación) y biológica. Los tratamientos individuales se combinan en una variedad de sistemas clasificados como tratamientos primarios, secundarios y terciarios, con la finalidad de llegar a distintos niveles de eliminación de contaminantes y cumplir con los parámetros fijados por la legislación (Maier et al., 2000; Madigan et al., 1997).

Generalmente, en una EDAR se realizan las siguientes operaciones y procesos (Instituto Aragonés del Agua):

1. Desbaste y tamizado: Rejas y tamices de diferentes calibres separan los sólidos de tamaño grande y mediano. (1) Figura 5.1.
2. Desarenado y desengrasado: El desarenado separa gravas, minerales y otras partículas voluminosas en suspensión, mientras que el desengrasado elimina las grasas, espumas y materias flotantes. (2) Figura 5.1.
3. Tratamiento primario: Se realiza en tanques en los que el agua fluye muy lentamente facilitando la sedimentación por gravedad los sólidos en suspensión. Las materias decantadas constituyen los lodos primarios. (3) Figura 5.1.
4. Tratamiento secundario o biológico: En él se dan los fenómenos biológicos por los que crecen colonias de microorganismos que se alimentan de la materia orgánica presente en las aguas, disminuyendo su contaminación. (4) Figura 5.1.
5. Decantación secundaria: Se vuelve a someter al agua a una sedimentación en los decantadores secundarios o clarificadores para dejar el agua lo más limpia posible. En esta etapa se forman los lodos secundarios. (5) Figura 5.1.
6. Tratamiento terciario: En ocasiones se realiza un tratamiento químico para reducir el contenido de algunas sustancias concretas. (6) Figura 5.1.
7. Línea de fangos: De estos procesos de depuración surgen los lodos o fangos, los cuales habrá que tratar de manera independiente. (7) Figura 5.1.

Figura 5.1: Procesos de depuración de las aguas residuales. Adaptado de Observatorio del medio ambiente (2006).

5.2. LODOS DE DEPURADORA

Los lodos de depuradora son los residuos líquidos o semilíquidos generados en el tratamiento de aguas residuales (Dogru et al., 2002), sean éstas de origen doméstico o industrial (Manyà et al., 2006).

Dadas las características de los lodos, su eliminación constituye un gran problema ambiental. El lodo contiene todas las sustancias responsables de las propiedades tóxicas y peligrosas de las aguas residuales (Chobanaglou, 1987) y siguen produciéndose en él reacciones de descomposición, generando malos olores y variaciones en su composición.

En las EDAR se producen distintos tipos de lodos dependiendo de la etapa del tratamiento:

- Lodos primarios: Es el lodo producido durante el tratamiento primario de las aguas residuales (Etapa 3 del apartado anterior). El tamaño de las partículas es mayor que el de las correspondientes al lodo secundario. Los materiales sedimentados y los flotantes se retiran, y el líquido se puede descargar o bien someter a un tratamiento secundario. El lodo primario puede ser mejorado químicamente, por ejemplo con FeCl_3 (Lajeunesse et al., 2012) y contiene aproximadamente entre el 2 y el 8% de los sólidos secos totales.
- Lodos secundarios (lodo biológico): Es el lodo producido durante el tratamiento secundario de las aguas residuales, tales como sistemas de lodos activados convencionales, reactores biológicos de membranas, reactores de nutrientes biológicos

o sistemas biológicos adjuntos como filtros de goteo y filtros biológicos aireados (Verlicchi y Zambello, 2015) (Etapa 4 del apartado anterior). Durante el tratamiento secundario se elimina la materia orgánica disuelta y suspendida. Diversos microorganismos, en su mayoría bacterias, son los agentes que normalmente realizan el tratamiento en un hábitat controlado. El tratamiento secundario puede requerir un proceso de separación para eliminar los microorganismos del agua tratada antes de la descarga o de un tratamiento terciario. (Horan, 1996; Metcalf and Eddy, 1991). Los microorganismos descomponen la materia orgánica presente en las aguas residuales, permitiendo así la valorización de residuos a través de la producción de compuestos de alto valor añadido, como un diverso rango de sustancias derivadas de los microbios que incluyen biopolímeros y biocombustibles (Morill et al., 2009).

- Lodos mixtos: Están formados por una mezcla de lodos primarios y secundarios, que se puede realizar antes o después de la operación de espesamiento, ya que en general, la digestión de los fangos se hace de forma conjunta. Están constituidos en más de un 60% por materia orgánica y con una concentración de sólidos totales del 2-3%. (Orozco et al., 2011)
- Lodos terciarios: Son los lodos producidos en el tratamiento terciario de las aguas residuales. Este tratamiento es necesario cuando se requiere un alto nivel de descontaminación. Por algún ejemplo. El tratamiento está diseñado para eliminar nutrientes no deseados, principalmente nitrógeno y fósforo a través de procesos biológicos o químicos de alto rendimiento.

En la Figura 5.2 se muestra un esquema de las etapas del tratamiento de aguas residuales y generación de lodos de depuradora.

Figura 5.2: Etapas del tratamiento de aguas residuales y generación de lodos de depuradora. Adaptado del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

En las líneas de fangos de las EDAR, los lodos se tratan para reducir el contenido en agua y por tanto disminuyendo su gran volumen; estabilizar la materia orgánica y para su desinfección. Metcalf y Eddy, (1991) resumen así los distintos procesos a los que habitualmente se someten los lodos en las plantas para su tratamiento y gestión:

- Tratamiento preliminar (cribado, trituración).
- Espesamiento primario (gravedad, flotación, drenaje, bandas, centrífugas).
- Estabilización del lodo líquido (digestión anaerobia, digestión aerobia, adición de cal).
- Espesamiento secundario (gravedad, flotación, drenaje, bandas, centrífugas).
- Acondicionamiento (elutriación, químico, térmico).
- Deshidratación (filtro prensa de placas, prensa de bandas, centrifugado, lecho de secado).
- Tratamiento final (compostaje, secado, adición de cal, incineración, oxidación húmeda, pirólisis, desinfección).
- Almacenamiento (lodo líquido, lodo seco, compost, cenizas).
- Transporte.

- Destino final (vertedero, agricultura, otros usos).

La estabilización de los lodos puede ser de tres tipos:

- **ESTABILIZACIÓN TÉRMICA:** La estabilización térmica consiste en el tratamiento de los lodos a temperaturas del orden de los 150-250 °C con el fin de eliminar los distintos microorganismos, paralizando de este modo las reacciones que tienen lugar en el lodo.
 - **ESTABILIZACIÓN QUÍMICA:** La estabilización química se basa en la adición de carbonato cálcico a los lodos con el fin de incrementar su pH hasta valores de 12 o superiores. Bajo estas condiciones alcalinas no es posible el desarrollo de los microorganismos por lo que el lodo se estabiliza.
 - **ESTABILIZACIÓN BIOLÓGICA:** La estabilización o degradación biológica, puede ser aerobia o anaerobia según se realice en presencia o ausencia de O₂, respectivamente (Sierra y Peñalver, 1989). Actualmente es el método de estabilización más utilizado en España. Los lodos obtenidos por degradación aerobia o anaerobia tienen características físico-químicas muy diferentes, por lo que presentarán distintas propiedades y posibles aplicaciones. La degradación anaerobia presenta la ventaja de producir biogás durante la estabilización, con un alto contenido en CH₄ que puede ser utilizado como fuente de energía en la propia EDAR.
- Estabilización en lechos de secado/estabilización aerobia: Los procesos de desinfección y de estabilización en lechos de secado se diseñan, además de para la eliminación de la flora bacteriana patógena, para preparar el lodo para su uso como fertilizante u otros como la restauración de suelos. Además de la higienización, este proceso provoca la deshidratación del lodo. Con el proceso de digestión aerobia se alcanzan % de materia orgánica eliminada mucho menores que los que se obtienen en condiciones anaerobias. El proceso depende de la eficiencia de la transferencia de oxígeno (aire) al medio (lodos)
 - Estabilización anaerobia: En la estabilización anaerobia se produce biogás con un alto contenido en metano (Mills et al., 2014), que puede ser utilizado como fuente de energía en la propia EDAR. Anteriormente, el biogás era tratado como un residuo y quemado en antorchas como metano. Ahora, como gas de efecto invernadero con un potencial de efecto invernadero veinticinco veces superior al dióxido de carbono, no se puede liberar directamente a la atmósfera. Sin embargo se puede usar como combustible y quemarlo en turbinas de gas, recuperando de este modo energía (Xu et al. 2014). La energía obtenida de biomasa u otras fuentes

renovables reduce la emisión de CO₂ (Lag-Brotons et al., 2014). Para asegurar el proceso de fermentación del metano, los microorganismos deben tener condiciones apropiadas para su desarrollo. En la Tabla 5.1 se muestran los valores óptimos y los valores límite para ciertos parámetros del proceso:

Tabla 5.1: Condiciones óptimas y condiciones límite para el proceso de fermentación del metano (Heidrich, 2010).

PARÁMETRO	VALORES ÓPTIMOS	VALORES LÍMITE
Temperatura (°C)	33-37	20-57
Reacción (pH)	6,8-7,4	6-8
Ácidos orgánicos volátiles (mg CH ₃ COOH/dm ³)	50-500	Más de 2000
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /dm ³)	1500(2000)-3000	1000-5000

En función de la temperatura a la que se desarrolla el proceso, la estabilización anaerobia se clasifica a su vez en dos tipos:

- Digestión anaerobia mesófila: Periodo de retención de al menos 12 o 24 días de digestión primaria, en un rango de temperaturas de 35±3 ó 25±3 °C respectivamente, seguido de una etapa que proporcione un periodo de retención de al menos 14 días.
- Digestión anaerobia termófila: Este proceso conlleva un periodo de retención medio de 7 días de digestión. Todo el lodo debe estar sujeto a un mínimo de 55 °C para un periodo de maduración adecuado para asegurar que el proceso de reacción del compost está completo sustancialmente.

Los principales procesos de acondicionamiento son los que se describen a continuación:

- Acondicionamiento químico: se basa en la adición de coagulantes o floculantes que rompan las repulsiones electrostáticas entre los coloides y aumenten el tamaño de los mismos. Los coagulantes o floculantes son compuestos inorgánicos, como sales de cationes polivalentes como el FeCl₃, FeSO₄Cl o el Al(OH)₃, CaO; u orgánicos, que pueden ser tanto polielectrolitos sintéticos catiónicos como aniónicos. La adición de floculantes facilita la deshidratación del lodo, pero pasan a formar parte del mismo, por lo que aumentan la cantidad de lodo. Esto determina las proporciones adecuadas de

floculante que se deben añadir, y que varían según el químico empleado; por ejemplo en el caso del CaO puedes oscilar entre el 5% y el 30%.

- Acondicionamiento físico: Consiste en la realización de un tratamiento térmico, a temperaturas comprendidas entre los 180 °C y los 200 °C de corta duración, entre 30 y 60 min, con lo que se consigue un efecto combinado de floculación, disolución y precipitación de las distintas partículas sólidas que constituyen el lodo.

La deshidratación de lodos de EDAR se lleva a cabo a través de los procesos de filtración y de centrifugación:

- Filtración: Existen distintas tecnologías de filtración, las más importantes son los filtros banda o los filtros prensa; los filtros de membrana y la filtración al vacío se usan en menor medida.
 - Filtros de bandas: Este sistema consiste en hacer circular un lodo escurrido entre dos cintas que presionan gradualmente el lodo. A continuación, el sistema cinta-lodo-cinta se hace discurrir de modo ajustado alrededor de tambores perforados y rodamientos que presionan las cintas, de forma que parte del agua se elimina.
 - Filtros prensa: Son paneles de tela que delimitan las cámaras de filtración, cerradas excepto por un hueco central que conecta una cámara con la siguiente. Este hueco sirve para introducir el lodo a las cámaras sucesivas que posteriormente se someten a presión mediante un sistema hidráulico. Una vez alcanzado el grado de sequedad, se libera la presión ejercida y se descarga el lodo deshidratado separando los filtros que delimitan cada cámara de filtración.
 - Centrifugación: Consiste en la separación de la fase líquida y sólida por diferencia de densidades al aplicarle al lodo una fuerza centrífuga. Las centrífugas utilizadas permiten el tratamiento de los lodos en continuo, dentro de un decantador cilindro-cónico provisto de un eje horizontal.

5.3. PROPIEDADES Y COMPOSICIÓN DE LOS LODOS DE EDAR

La composición de los lodos de EDAR es variable y depende de la carga contaminante del agua residual inicial y de los tratamientos llevados a cabo en dichas aguas residuales. Para un adecuado tratamiento y posterior gestión de los lodos de depuradora es importante conocer su composición. Así, el control de los niveles de pH, la alcalinidad y el contenido en ácidos orgánicos son parámetros importantes para la digestión anaerobia. El contenido energético es importante cuando se consideren procesos térmicos como la gasificación, la pirólisis, la combustión o la oxidación húmeda (Hall, 1995). Además es necesario conocer el contenido en metales pesados, pesticidas e hidrocarburos cuando el lodo vaya a ser incinerado, utilizado como enmienda orgánica de suelos o incluso vertido en vertedero.

Los lodos de depuradora tienen un alto poder calorífico; secos pueden alcanzar valores similares a los de algunos combustibles fósiles (Horan, 1996), tal como se ha mostrado en la Tabla 1.3.

Los lodos consisten en los sólidos originariamente presentes en el agua residual y/o los nuevos sólidos suspendidos producidos como resultado de la eliminación de los sólidos disueltos de las aguas residuales (Vesilind et al., 1986). En la Tabla 5.2 se muestran las propiedades fisicoquímicas y biológicas de los lodos. Tal como se puede observar, el contenido en sólidos de los lodos puede alcanzar el 12%, dependiendo de la calidad del agua y de las operaciones utilizadas (Metcalf y Eddy, 1995).

Tabla 5.2: Propiedades fisicoquímicas y biológicas de los lodos (Metcalf y Eddy, 1995; Rulkens, 2003)

PROPIEDADES	VALORES
pH	5,0-8,0
Sólidos totales (ST) (%)	0,83-12,0
Sólidos volátiles (% de ST)	30,0-88,0
Humedad (%)	Hasta 95
Proteínas (% de ST)	15,0-41,0
Nitrógeno (% de ST)	1,5-6,0
Fósforo (% de ST)	0,8-11,0
Potasio (% de ST)	0,4-3,0
Sílice (% de ST)	10,0-20,0
Ácidos orgánicos (mg L ⁻¹ HAc)	200,0-2000,0
Coliformes totales (nº/g peso seco)	1,2*10 ⁸
Coliformes fecales (nº/g peso seco)	2,0*10 ⁷
Estreptococos fecales (nº/g peso seco)	2,1*10 ⁵
<i>Salmonella</i> sp. (nº/g peso seco)	7,9*10 ²
Virus entéricos (nº/g peso seco)	3,6*10 ²

Tabla 5.3: Contenido en materia orgánica de diferentes residuos y compost. Fuente: Montes-Morán y Menéndez (2010).

LODO EDAR URBANA	CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA (% m.s.)
Digestión aerobia	60-70
Digestión anaerobia	40-50
Pasteurización	<40
Adición de CaO	<40
Compostaje	50-85
COMPOST DE RSU	40-60
ESTIÉRCOL	45-85

Los lodos tienen un alto valor agronómico debido a su contenido en materia orgánica. Según se muestra en la Tabla 5.3, el contenido en materia orgánica de los lodos puede incluso

alcanzar valores similares al del estiércol. Su valor agronómico también se debe al contenido que presentan los lodos en nitrógeno (según se indica en la Tabla 5.3 puede alcanzar valores del 6%), fósforo (que puede alcanzar valores del 11% según la Tabla 5.3), potasio, y en menor medida, calcio, azufre y magnesio y otros micronutrientes esenciales para las plantas. Sin embargo, debido a los procesos físico-químicos que tienen lugar en las EDAR, los lodos tienden a acumular los metales pesados existentes en las aguas residuales (Hsiau y Lo, 1998). Contienen contaminantes como Zn, Pb, Cu, Cr, Ni, Cd, Hg y As en concentraciones variables. La movilidad de los metales, su biodisponibilidad y ecotoxicidad para las plantas depende fuertemente de sus formas químicas específicas o de sus formas de unión (Fuentes et al., 2004). En la Tabla 5.4 se muestra el contenido en metales típico de los lodos de depuradora (Metcalf y Eddy, 1991; Hsiau, 1998).

Tabla 5.4: Contenido en metales típico de los lodos de depuradora (Metcalf y Eddy, 1991; Hsiau y Lo, 1998).

METAL	LODO SECO (mg/Kg)	
	RANGO	MEDIA
Arsénico	1,1-230	10
Cadmio	1-3,410	10
Cromo	10-990.000	500
Cobalto	11.3-2490	30
Cobre	84-17.000	800
Hierro	1000-154.000	17,000
Plomo	13-26.000	500
Manganeso	32-9870	260
Mercurio	0,6-56	6
Molibdeno	0,1-214	4
Níquel	2-5300	80
Selenio	1,7-17,2	5
Estaño	2,6-329	14
Zinc	101-49.000	1700

Tal como se puede observar en la Tabla 5.4, el cromo, cobre y el plomo pueden encontrarse en concentraciones elevadas y debido a su toxicidad requieren un estudio riguroso para predecir los posibles efectos dañinos en los procesos biológicos del tratamiento de los lodos o en la reutilización o la gestión final de los lodos (Fytli y Zabaniotou, 2008).

Los lodos de depuradora también contienen microorganismos patógenos, que se tratan fundamentalmente de constituyentes bacterianos (ácidos nucleicos, proteínas, hidratos de carbono y lípidos) y sus productos de la descomposición (Fonts et al., 2009). Además, los lodos de depuradora presentan compuestos sintéticos orgánicos tales como PCBs (policlorobifenilos), PAHs (hidrocarburos aromáticos policíclicos), dioxinas, pesticidas, sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS), nonilfenoles, etc. En la Tabla 5.5 se muestran las concentraciones de PAHs en distintas muestras de lodos en España y en Europa. Como se puede observar, las concentraciones de PAHs en los lodos muestreados en España son significativamente inferiores a los datos disponibles de la Unión Europea.

Tabla 5.5: Concentración de PAHs en distintas muestras de lodos en España y en la UE.

PAHs ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	ESPAÑA		UNIÓN EUROPEA	
	Valor mín.	Valor máx.	Valor mín.	Valor máx.
Acenapteno	<0,15	300	-	-
Fluoreno	<0,06	750	-	-
Fenantreno	20	3000	29,9	5552
Fluoranteno	33	570	34,5	3217
Pireno	58	731	47,2	2637
Benzo [b+j+k] fluoranteno	<0,15	242	9,9 ^a	2967 ^a
Benzo [a] pireno	17	100	17,9	1476
Ideno [1,2,3-cd] pireno	<0,21	60	29,7	1335
Benzo [ghi] perileno	<0,07	88	24,2	1401
Σ PAHs	308	5118	-	-
Muestras analizadas	38		32	
Referencia	Sánchez-Brunete et al.(2007)		JRC (2012)	

-: No existen datos disponibles

a: Referido a Benzo [b+k] fluoranteno

Debido a la presencia de los contaminantes mencionados anteriormente, los métodos de gestión de los lodos pueden conducir a importantes impactos ambientales tales como riesgos para la salud pública y la contaminación de la atmósfera, del suelo y del agua. Por todo ello, es de gran importancia el vertido controlado y una cuidadosa gestión (European Comisión, 2007; Metcalf y Eddy, 1991; Rulkens, 2008).

5.4. PRODUCCIÓN Y DESTINO DE LOS LODOS DE EDAR

La cantidad de lodos producidos en Europa ha aumentado en los últimos años y se espera que continúe haciéndolo (Harris et al., 2001; Stasta et al., 2006; Smith et al., 2009) debido, principalmente al crecimiento de la población y a la aplicación de tratamientos cada vez más exigentes según lo establecido en la legislación relativa a la gestión de aguas residuales (Directiva 98/15/CE, que modifica a la Directiva 91/271/CE, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas).

En la Tabla 5.6 se muestran los datos relativos a la producción de lodos de depuradora en Europa, desde el año 2002 hasta el 2010. A lo largo de este periodo la producción de lodos ha mostrado una tendencia ascendente. En 2010, la producción total de lodos alcanzó la cantidad de 8.839.000 de toneladas según los datos disponibles. Los países que más cantidad de lodos de depuradora produjeron fueron Alemania, Reino Unido, España, Italia y Francia. Solo Alemania, representó el 20,14% de la producción de lodos. Entre estos 5 países, representaron en 2010 la producción del 72,44% de los lodos de EDAR en Europa.

Tabla 5.6: Producción de lodos de depuradora en Europa (miles de t). (Fuente: Eurostat)

PAIS	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Bélgica	118	109	116	113	128	129	140	:	176
Bulgaria	40	43	58	42	38	40	43	39	50
República Checa	211	180	179	172	203	216	220	207	196
Dinamarca	:	:	:	:	:	140	108	108	141
Alemania	:	:	2.261	2.170	2.049	2.035	1.982	1.958	1.780
Estonia	:	:	:	30	28	29	22	22	:
Irlanda	:	:	:	60	:	88	:	:	90
Grecia	78	80	83	117	126	134	136	152	:
España	987	1.012	1.092	1.121	1.065	1.153	1.156	1.205	1.135
Francia	:	:	1.060	:	:	:	1.087	:	966
Croacia	:	:	:	:	:	:	:	30	30
Italia	:	:	:	1.056	:	:	:	:	1.103
Chipre	:	:	9	8	:	8	8	9	8
Letonia	21	29	36	29	24	23	:	22	:
Lituania	:	:	:	66	71	76	54	50	51
Luxemburgo	13	13	14	13	15	16	13	:	10
Hungría	117	152	161	261	238	205	172	149	170
Malta	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Países Bajos	365	353	354	359	373	353	353	350	351
Austria	323	:	305	:	255	:	254	:	263
Polonia	436	447	476	486	501	533	567	563	527
Portugal	:	:	:	:	:	189	:	344	:
Rumania	:	:	:	68	226	100	79	120	82
Eslovenia	7	9	10	14	19	21	20	27	30
Eslovaquia	51	54	53	56	55	55	58	59	55
Finlandia	162	150	150	148	150	147	144	149	:
Suecia	243	220	210	210	207	217	214	212	204
Reino Unido	1.544	1.656	1.721	1.771	1.809	1.825	1.814	1.761	1.419
Islandia	1	1	:	:	:	:	:	:	:
Noruega	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Suiza	200	:	205	:	210	:	210	210	:
Turquía	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Bosnia Herzegovina	1	1	1	1	1	1	1	1	1

: Datos no disponibles

En el caso de España, los datos del Registro Nacional de Lodos indican que en el año 2010 se generaron 1.135.682 t de lodos de depuradora deshidratados. En la Tabla 5.7 se muestra la producción y destino de lodos de instalaciones EDAR. Las Comunidades Autónomas que más lodos generan son Madrid (con el 23% de la producción), seguida de la Comunidad Valenciana (17,46% de la producción total) y de Cataluña (11,99% de la producción total). En cuarto lugar se sitúa Andalucía, con el 9,24% de la producción total de lodos. En conjunto, sólo estas 4 Comunidades Autónomas representan la producción del 61,70% de los lodos en España.

En cuanto al destino de los lodos, la mayoría, más del 80%, se aplican en suelos agrícolas, mientras que la eliminación en vertedero y la incineración representan los destinos minoritarios. Por CCAA, esta tendencia nacional es la preponderante en La Rioja, Navarra, Castilla y León, Comunidad Valenciana y Murcia. Por el contrario, cabe destacar el caso de las Islas Canarias, donde la eliminación en vertedero representa el destino de la casi la totalidad de los lodos de depuradora producidos (98,6%) y el caso de Ceuta y Melilla, donde se incineran el 100% de estos lodos.

Tabla 5.7: Producción y destino de lodos de instalaciones EDAR 2010. (Fuente: Registro Nacional de Lodos)

CCAA	Lodos EDAR producidos (t m.s.)	Lodos EDAR utilizados en suelos agrícolas (t m.s.)	% Lodos EDAR utilizados en suelos	Lodos EDAR eliminados en vertedero (t m.s./año)	% Lodos EDAR eliminados en vertedero	Lodos EDAR incinerados (t m.s./año)	% Lodos EDAR incinerados
Andalucía	104.979	93.828	89,38	9.243	8,80	0	0,00
Aragón	30.021	9.347	31,13	475	1,58	20.000	66,62
Asturias (Principado de)	2.548	1.688	66,25	836	32,81	0	0,00
Baleares (Illes)	66.811	59.442	88,97	7.369	11,03	0	0,00
Canarias	31.407	0	0,00	30.966	98,60	0	0,00
Cantabria	14.993	8.406	56,07	6.425	42,85	0	0,00
Castilla-La Mancha	48.212	41.394	85,86	1.393	2,89	0	0,00
Castilla y León	62.194	57.847	93,01	4.005	6,44	0	0,00
Cataluña	136.145	108.329	79,57	1.295	0,95	24.698	18,14
Ceuta – Melilla	1.460	0	0,00	0	0,00	1.460	100,00
Extremadura	9.430	6.114	64,84	3.316	35,16	0	0,00
Galicia	99.520	84.722	85,13	5.589	5,62	2.405	2,42
La Rioja	17.324	17.303	99,88	0	0,00	0	0,00
Madrid (Comunidad de)	261.222	222.920	85,34	5.951	2,28	1.155	0,44
Murcia (Región de)	20.462	18.752	91,64	1.710	8,36	0	0,00
Navarra (Comunidad Foral de)	9.794	9.475	96,74	0	0,00	0	0,00
País Vasco	20.838	4.814	23,10	1.976	9,48	13.544	65,00
Valenciana (Comunidad)	198.322	184.215	92,89	1.802	0,91	163	0,08
ESPAÑA	1.135.682	928.596	81,77%	82.351	7,25%	63.425	5,58%

Siempre que los lodos cumplan con los requisitos legales, incluidos los que puedan establecerse en el futuro a través de modificaciones legislativas (bajo contenido en metales pesados y otros contaminantes orgánicos, así como en patógenos) y exista disponibilidad de suelo apto para su aplicación, se considera que la opción más sostenible es el reciclaje de nutrientes y materia orgánica mediante su aplicación al suelo. De hecho, la utilización directa de lodos en agricultura es el destino mayoritario en las cuatro CCAA donde más lodos se producen (Madrid, Valencia, Cataluña y Andalucía). Por el contrario, en otras CCAA como Aragón, el porcentaje de lodos gestionados por esta vía es mucho menor, destinándose poco más del 30% a suelos agrícolas. La problemática futura de este uso de los lodos de depuradora es el aumento en la generación de los mismos a medida que se incrementa el número de estaciones depuradoras de aguas residuales y la población de los grandes núcleos urbanos, así como el posible endurecimiento de los requisitos para la aplicación de estos residuos en agricultura. De hecho, diversos estudios muestran los riesgos existentes en la utilización directa de lodos de depuradora como enmienda orgánica, principalmente debido a la acumulación de metales en los suelos y su posterior asimilación por las plantas (Wang et al., 2008; Jamali et al., 2009), así como el elevado contenido en sales, PAHs, y otros compuestos menos estudiados hasta ahora pero que podrían acarrear problemas en un futuro, como los productos farmacéuticos y los productos de higiene personal (Verlicci y Zambello, 2015).

5.5. GESTIÓN DE LODOS DE EDAR

Los lodos de depuradora tienen consideración de residuo y por tanto, les es de aplicación la Ley 22/2011 de Residuos y suelos contaminados, además de la normativa específica (RD 1310/1990) que regula la aplicación de los lodos a los suelos agrícolas y que incorpora la Directiva 86/278 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.

Tanto el anterior Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (2001-2006), como el Plan Nacional Integrado de residuos 2008-2015, establecen la siguiente jerarquía (de la más deseable a la menos deseable) en la gestión de los lodos de EDAR:

- Aplicación agrícola de lodos
- Otras formas de valorización, incluyendo la energética
- Eliminación en vertedero.

5.5.1. APLICACIÓN AGRÍCOLA DE LODOS

Los lodos de depuradora proporcionan materia orgánica al suelo, por lo que su aplicación es favorable debido a que gran parte de los suelos en España son deficitarios en materia orgánica, salvo en la cornisa cantábrica y en Galicia, que alcanzan valores del 2,71%, descendiendo en el sureste español al 0,54%. La Figura 5.3 muestra la distribución de la materia orgánica en los suelos españoles:

Figura 5.3: Distribución de la materia orgánica en los suelos españoles. Rodríguez Martín et al. (2009).

La aplicación de lodos al suelo, debido precisamente a su elevado contenido en materia orgánica, mejora las propiedades físicas del suelo, como la estructura, la tasa de infiltración y la capacidad de retención de agua (Sort y Alcañiz, 1999) o la actividad biológica del suelo (Hernández-Apaolaza et al., 2000).

La aplicación agrícola de los lodos de depuradora es el método de gestión más habitual en España, siendo el destino de más del 81% de los lodos generados según datos de 2010, tal como muestra la Tabla 5.7. Por CCAA destaca esta vía de gestión en Castilla y León, Murcia, La Rioja, Navarra y la Comunidad Valenciana, donde representa el destino de más del 90% de los lodos de depuradora gestionados (Registro Nacional de Lodos). En el otro extremo, destaca el País Vasco como la comunidad autónoma que menor porcentaje de lodos destina a aplicación

agrícola, con el 23,10 % (Tabla 5.7). Esto puede ser debido a que esta Comunidad ha desarrollado normativa autonómica al respecto; el Decreto 453/2013, de 26 de noviembre, sobre la aplicación de lodos en suelos agrarios de la Comunidad Autónoma del País Vasco, por la cual, en el artículo 5 establece prohibiciones a la aplicación de lodos en determinados suelos, entre los que cabe destacar:

- Suelos con pH inferior a 5.0.
- En superficies saturadas de agua, inundadas, heladas o cubiertas de nieve.
- En suelos localizados en pendientes superiores al 30% si el lodo presenta un contenido de humedad superior al 90%.

Teniendo en cuenta estas limitaciones y la elevada pluviometría de la región se explica el bajo porcentaje de los lodos destinados a aplicación agrícola en el País Vasco en comparación con el resto de Comunidades Autónomas.

En el ámbito nacional, el marco legal que regula la aplicación de los lodos de depuradoras a los suelos agrícolas es 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. Además se crea el Registro Nacional de Lodos que incluye la información que deben suministrar las instalaciones depuradoras, las de tratamiento de lodos y los gestores que realizan la aplicación agrícola. Esta información debe gestionarse según la Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario.

Sin embargo, los lodos de depuradora poseen un alto contenido en metales y también cantidades importantes de organismos patógenos que podrían constituir una fuente de contaminación para el suelo (Wang et al., 2008) y para las aguas subterráneas, debido al potencial de lixiviación del contaminante. (Gascó et al., 2005a). Como consecuencia, las enmiendas orgánicas con lodos de depuradora pueden tener como resultado la acumulación de metales pesados en los tejidos de las plantas (Gascó y Lobo, 2007; Jamali et al., 2009).

Con el fin de minimizar estos efectos negativos, el Real Decreto 1310/1990 determina los valores límite de concentración de metales pesados que no deben sobrepasarse en los lodos destinados a utilización agraria (Tabla 5.8), que dependen del pH del suelo donde se vayan a aplicar, y obliga a tratar los lodos de depuradora por vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzcan, de manera significativa, su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización, para que puedan ser aplicados en el terreno. Así mismo, obliga a considerar las necesidades nutritivas de las plantas para fijar las dosis de aplicación de forma que no se vean afectadas la calidad de las aguas ni la del suelo. (MAGRAMA).

Tabla 5.8: Valores límite de concentración de los metales pesados en los lodos destinados a utilización agraria (RD 1310/1990).

Parámetro	Unidades	ANEXO 1 B DEL RD 1310/1990	
		Valores límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria	
		Suelos pH <7	Suelos pH>7
Cr [*]	mg/Kg	1000	1500
Pb [*]	mg/Kg	750	1200
Zn [*]	mg/Kg	2500	4000
Cd [*]	mg/Kg	20	40
Ni [*]	mg/Kg	300	400
Cu [*]	mg/Kg	1000	1750
Hg [*]	mg/Kg	16	25

* Extracto ácido

Además el RD1310/1990 también establece valores límites de concentración de metales pesados en los suelos, en función de su pH; y valores límites para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de 10 años. Estos valores se muestran en las Tablas 5.9 y 5.10:

Tabla 5.9: Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos (mg/Kg de materia seca de una muestra representativa de los suelos), en función de su pH. Fuente: Anexo IA del RD 13110/1990.

PARÁMETROS	VALORES LÍMITE (mg/Kg)	
	Suelos con pH <7	Suelos con pH>7
Cadmio	1	3
Cobre	50	210
Níquel	30	112
Plomo	50	300
Zinc	150	450
Mercurio	1	1,5
Cromo	100	150

Tabla 5.10: Valores límites para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años. Fuente: Anexo IC del RD 13110/1990.

PARÁMETROS	VALORES LÍMITE (Kg/ha y año)
Cadmio	0,15
Cobre	12
Níquel	3
Plomo	15
Zinc	30
Mercurio	0,1
Cromo	3

Por otro lado, la materia orgánica de los lodos se mineraliza rápidamente, lo que exige un aporte continuo de enmienda orgánica. El propio Ministerio de agricultura, indica que no es conveniente aplicarlos al suelo directamente, debido principalmente a la inestabilidad de la materia orgánica existente, a los diferentes tipos de microorganismos patógenos y al contenido de sustancias fitotóxicas de naturaleza orgánica. Verlicchi y Zambello (2015) estudiaron la presencia y el riesgo de la aplicación de lodos al suelo, conteniendo productos farmacéuticos y de higiene personal en los lodos de EDAR. Este trabajo reveló que es en los lodos secundarios donde más concentraciones aparecen de perfumes, antisépticos y antibióticos. Las concentraciones de los mismos disminuyen durante los tratamientos, especialmente durante la digestión anaerobia y el compostaje. En el caso de los suelos enmendados con lodos, los compuestos críticos resultaron ser el estradiol, antibióticos como el ciprofloxacino y el ofloxacino; tetraciclina, cafeína, triclosán y triclocarbán.

El trabajo realizado por Cieřlik et al. (2015) concluyó que a pesar de la regulación existente, grandes cantidades de compuestos químicos dañinos que pueden estar presentes en los lodos tratados no son controlados según la normativa actual. Por ejemplo, cuando los métodos de gestión de los lodos no incluyen tratamientos a altas temperaturas, el principal problema son los contaminantes orgánicos.

Por todo ello, la búsqueda de alternativas a la adición directa de los lodos podría tener importantes ventajas medioambientales.

5.5.2. OTRAS FORMAS DE VALORIZACIÓN

5.5.2.1. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es un proceso biológico por el cual la materia orgánica en ausencia de oxígeno, y mediante la acción de bacterias específicas, se descompone en biogás y en digestato. El biogás, que constituye la fracción gaseosa resultante del proceso de digestión, está compuesto entre un 50-70% por CH₄, en un 30-40% por CO₂ y en proporciones inferiores al 5% se encuentran presentes el H₂, H₂S y otros gases. El digestato constituye la fracción sólida que queda como residuo del proceso de digestión anaerobia. Se trata de una mezcla de materia orgánica, productos minerales tales como el N, P, K, Ca y ciertos compuestos de difícil degradación (IDAE, 2007). Además de a los lodos, la digestión anaerobia se puede aplicar a la gestión de otros residuos orgánicos como por ejemplo los residuos agrícolas, ganaderos, industria agroalimentaria, etc.

En la digestión anaerobia tienen lugar distintos procesos en los que intervienen diferentes grupos de bacterias (Rodríguez et al., 2006):

- Hidrólisis: Es la ruptura de moléculas grandes, solubles e insolubles, en moléculas de menor tamaño que pueden ser transportadas dentro de las células y metabolizadas. En este proceso no se produce metano.
- Acidogénesis y acetogénesis: Los productos finales de la hidrólisis se transforman en ácidos orgánicos de cadena corta, otros compuestos de bajo peso molecular, hidrógeno y dióxido de carbono. Las bacterias son muy resistentes a cambios en las condiciones ambientales ya que el pH óptimo para el desarrollo de su actividad metabólica oscila entre 5 y 6, y son capaces de mantener su actividad a pH 7, valor en el que suelen tener lugar los procesos anaerobios.
- Metanogénesis: Es la etapa más lenta de todo el proceso. La formación de metano tiene lugar por dos rutas:
- Formación de metano y dióxido de carbono a partir del principal producto de la fermentación, el ácido acético. Las bacterias acetoclastas son las que intervienen en el consumo del ácido acético. La reacción que tiene lugar es:
$$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$$
- Algunas bacterias, las metanogénicas hidrogenoclastas son capaces también de usar el hidrógeno para reducir el dióxido de carbono a metano según la reacción:

En la Figura 4.4 se muestra la distribución de la degradación de la materia orgánica en el proceso de digestión anaerobia:

Figura 5.4: Distribución de la degradación de la materia orgánica en el proceso de digestión anaerobia. Fuente: Rodríguez A. et al. (2006).

5.5.2.2. COMPOSTAJE

El compostaje es el proceso controlado de transformación biológica aeróbica y termófila de diversos tipos de materiales orgánicos, que da lugar a diferentes tipos de enmiendas orgánicas, entre ellas el compost (Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes).

Los sistemas de compostaje se pueden clasificar en abiertos o cerrados (Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias):

- **Sistemas cerrados:** En los sistemas cerrados, la descomposición se realiza en cámaras de reacción, por lo que el proceso de compostaje se desarrolla rápidamente. Estos sistemas implican una mayor inversión, por lo que son menos utilizados que los sistemas abiertos.

- Sistemas abiertos: En estos sistemas, los materiales se disponen en pilas o montones no confinados por ningún tipo de barrera. El sistema más utilizado es el de pilas aireadas mediante volteos o ventilación forzada. Los residuos se disponen en grandes pilas que son oxigenadas regularmente mediante volteos mecánicos o bien haciendo pasar aire por su interior mediante una bomba y una red de tuberías. Una vez formadas las pilas, los residuos comienzan a calentarse hasta alcanzar las temperaturas adecuadas para el avance del proceso y la higienización (55-77 °C), tras lo cual se voltean. Las temperaturas vuelven a bajar ligeramente, el material se oxigena de nuevo y este proceso se va realizando durante toda la duración del compostaje, que puede oscilar entre las 6 semanas y los 4 meses, dependiendo de las características del material y del modo de tratarlo. A continuación tiene lugar la etapa de maduración, durante la cual el material se deja reposar hasta el momento de la venta.

Para un compostaje óptimo se debe alcanzar una relación carbono/nitrógeno entre 25 y 35. El compostaje de lodos de depuradora, puede presentar distintos problemas, como una baja relación C/N, la necesidad de ser descompactados, o, en el caso de lodos digeridos, puede haber dificultad para realizar un proceso de compostaje prolongado, puesto que estos residuos ya presentan un elevado grado de estabilidad (Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias).

Tal como se ha comentado anteriormente, los lodos de depuradora, además de metales pesados pueden contener sustancias fitotóxicas y microorganismos patógenos. Los principales beneficios del proceso de compostaje son la estabilización biológica de los lodos, la disminución de su volumen y el control de algunos riesgos contaminantes. Diversos estudios han demostrado que el compostaje es un tratamiento efectivo para eliminar los organismos patógenos, reducir la biodisponibilidad de metales pesados y estabilizar la materia orgánica en el lodo antes de ser aplicado al suelo (Antizar Ladislao et al. 2006). También reduce el contenido de compuestos orgánicos potencialmente tóxicos debido a su volatilización, oxidación química y transformación biológica (EEA, 1997). Así mismo, el estudio llevado a cabo por Hua et al. (2008) demostró la efectividad del compostaje en la eliminación de PAHs clasificados por la USEPA (1997) como contaminantes prioritarios por su persistencia y potencial carcinógeno.

La Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados, define el compost como “enmienda orgánica obtenida a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente. No se considerará compost el material orgánico obtenido de las plantas de tratamiento mecánico biológico de residuos mezclados, que se denominará “material bioestabilizado”. Además establece que el material bioestabilizado podrá

utilizarse en agricultura con esta denominación siempre que entre dentro de las calidades determinadas en el R.D. 506/2013 sobre productos fertilizantes. Los principales tipos y usos del de compost se muestran en la Tabla 5.11:

Tabla 5.11: Principales tipos y usos del compost.

TIPOS DE COMPOST	USOS DEL COMPOST
Compost verde	Uso como sustrato o medio de cultivo
Compost de biorresiduos (si procede de recogida selectiva)	Uso como enmienda orgánica del suelo/abono orgánico
Compost de estiércol	Uso para jardinería, paisajismo y restauración

A día de hoy el compost de lodos y el compost de mezcla de RSU no se podrían denominar “compost” según la normativa.

En la Tabla 5.12 se muestra la clasificación de los productos del compostaje en función del material de entrada y de la calidad:

Tabla 5.12: Clasificación de los productos del compostaje en función del material de entrada y de la calidad. Refertil (2011).

	Calidad “producto” compost/digestato	Calidad mínima para lodos y biorresiduos	Por debajo de los límites mínimos de calidad
Material de entrada	Residuos de recogida selectiva	Todos los residuos biodegradables (incluyendo mezcla de residuos municipales y lodos de depuradora)	Todos los residuos biodegradables
Denominación	Compost	Residuo bioestabilizado, Lodo compostado, etc.	Residuo bioestabilizado no apto suelos agrícolas
Uso	No restrictivo	Permitido su uso en agricultura, salvo en suelos con alto riesgo de contaminación	No está permitido su uso en agricultura. Posibles usos en suelos no agrarios, para la recuperación de tierras o con fines de construcción
Monitoreo	Sólo en fase de producción	Durante la producción y uso en suelos, también seguimiento periódico de los suelos	No regulado a nivel de la UE, recae sobre las normativas de los Estados Miembros
Regulación	FdR-EoW para biorresiduos	Nueva directiva de lodos	La regulación es competencia de los Estados Miembros

El alcance de la condición Fin-de-Residuo, incluye el compost y el digestato higienizados y estabilizados, obtenidos en un proceso biológico en el que se han utilizado exclusivamente materiales no contaminados procedentes de la recogida selectiva de biorresiduos, así como de residuos biodegradables de origen agrícola (incluyendo el estiércol), forestal, pesquero u hortícola o materiales similares previamente digeridos o compostados.

5.5.2.3. VALORIZACIÓN POR TRATAMIENTOS TÉRMICOS

5.5.2.3.1. INCINERACIÓN

Los lodos pueden ser incinerados en instalaciones de incineración de residuos o coincinerados en cementeras conforme al Real Decreto 653/2003, de 30 de mayo, sobre incineración de residuos. Sin embargo, la incineración tiene una notable oposición social, además de que los exigentes límites de emisión estipulados suponen unas elevadas inversiones

para estas plantas de tratamiento (Directiva 2000/76/CE, relativa a la incineración de residuos). Es por esto que poco más del 5 % de los lodos generados en España (Tabla 4.7) se gestiona por esta vía. Sin embargo, a nivel mundial, se llegan a incinerar un 55% de los lodos generados. La incineración como vía de gestión de lodos es muy importante en regiones altamente pobladas como es el caso de Japón, donde se producen grandes cantidades de lodos y hay poca disponibilidad de suelo (Samolada y Zabaniotou, 2014). En Europa, este sistema es muy utilizado en países como Francia, Austria, Dinamarca y Suiza (MAGRAMA, 2013).

La incineración es la combustión completa de la materia orgánica hasta su conversión en cenizas. Las reacciones que tienen lugar en una combustión pueden ser (Montes-Morán y Menéndez, 2010):

Completas: Generalmente se necesita un exceso de oxígeno y un buen contacto entre el combustible y el comburente. Un ejemplo para el caso del metano sería:

Estequiométricas: Tienen lugar con la cantidad de oxígeno justa. La mezcla entre el combustible y el comburente ha de ser total y homogénea. Un ejemplo para el caso del metano sería:

Incompletas: Tienen lugar cuando los gases de combustión contienen compuestos parcialmente oxidados o inquemados, como por ejemplo CO, H₂, partículas de carbón, etc. Estas combustiones pueden tener lugar tanto con exceso como con defecto de aire. Un ejemplo para el caso del metano sería:

Las distintas reacciones dan lugar a los productos de la combustión; cenizas, gases, partículas y calor, que se puede utilizar para la generación de energía eléctrica.

La incineración reduce el volumen del fango entre un 70 y un 90%. Una vez inerte, se puede depositar en vertederos, añadir a masas cerámicas o vitrificar.

Existen diferentes procesos de incineración, dependiendo del tipo de horno. Habitualmente para la incineración de residuos se utilizan hornos de parrilla, hornos de lecho fluidizado, hornos rotatorios e incineradores de inyección líquida. El más utilizado es el horno de lecho fluidizado (Figura 4.5.), que se compone de un cilindro vertical de acero revestido con material refractario. El horno contiene un lecho de arena y orificios para el mantenimiento de la

combustión. El lodo previamente secado se inyecta y se incinera a una temperatura que puede variar entre los 650 °C y los 980 °C. La evaporación del agua y la combustión de los sólidos del lodo se producen rápidamente. Las cenizas antes de salir del horno normalmente se someten a un lavado (Herrera, 2003).

Figura 5.5: Esquema de horno de lecho fluidizado. Adaptado de <http://www.sostaqua.com/publications/publications.php?act=8&task=27>

5.5.2.3.2. COINCINERACIÓN

Al preparar el lodo para su incineración puede resultar que tenga un bajo poder calorífico, de hecho los lodos húmedos presentan calores caloríficos que oscilan entre los 1000 y los 3000 KJKg⁻¹ (Fernández-Tresguerres, 1999), por lo que se hace necesario diseñar un proceso de coincineración con carbón, fuel oil o gas natural. El biogás producido en la planta también puede ser una fuente alternativa de energía. (Ciešlik et al. 2015).

Tanto en la incineración convencional como en la coincineración los productos del proceso serán gases, cenizas, y escorias que deberán ser gestionados adecuadamente (Ciešlik et al. 2015).

5.5.2.3.3. GESTIÓN DE LODOS EN CEMENTERA

Existen algunos estudios como el de Guillem et al. (2010) sobre la utilización de lodos de depuradoras previamente tratados con cal, como materia prima alternativa en la fabricación del clínker, aportando calcio en el crudo en sustitución de la caliza. Una de las ventajas de este sistema es que las cenizas o residuos secundarios obtenidos por los combustibles alternativos se incorporan en el clínker, mientras que en una incineradora las cenizas se deben gestionar por otro lado. Las proporciones de cenizas más adecuadas resultaron ser de un 10% de sustitución de cemento y de un 2% de sustitución de arena (Chen et al., 2013).

Las cenizas inorgánicas resultantes de la combustión de los lodos se incorporan en las fases del clínker fundido. Dependiendo de la composición de estas cenizas, se reducirá la cantidad de materias primas requeridas para la producción de cemento (arena, arcilla, caliza y mineral de hierro). Esta aplicación también presenta el beneficio de la destrucción de dioxinas o furanos producidos durante la combustión debido a las altas temperaturas que se alcanzan en el horno (Conesa et al., 2011).

El uso de lodos de depuradora en cementera presenta las ventajas de la reducción de combustible y de la reducción de la materia prima para la producción de cemento, a la vez que supone un método de gestión seguro para los lodos. Sin embargo, la incorporación de ciertos elementos puede ser indeseable. Por ejemplo, en el caso de lodos con alto contenido en fosfatos, incrementan la cantidad de cal libre, a expensas de la alita, ferrita y fases de aluminato (Kwon et al, 2005).

La incorporación de cenizas al cemento está limitada por el contenido en fosfatos el cual, sobre cierto nivel, comienza a aumentar la formación de velita a expensas de la alita y causa un incremento de los tiempos de fraguado y una resistencia menor en el desarrollo de las pastas (Lin et al., 2009).

Debido al contenido orgánico del lodo, se han observado cambios no deseados en las pastas y los morteros, por lo que no se recomiendan porcentajes de sustitución por encima del 10% (Valls and Vazquez, 2000).

El estudio Husillos-Rodríguez et al. (2013) mostró varias ventajas en el uso de lodos de depuradora secados térmicamente como materia prima para la fabricación de cemento; por un lado, redujo el consumo de combustibles fósiles un 66% y disminuyó un 14% la extracción de materias primas para el cemento. Además redujo el contenido de cal libre a la vez que se gestionó completamente el lodo. Como desventaja, el estudio mostró una ligera reducción en la formación de alita.

5.5.2.3.4. FABRICACIÓN DE LADRILLOS

Varios trabajos (Tay, 1987; Castells, 2000; Alleman y Berman, 1984; Feenestra et al. 1997) demostraron el interés de la introducción de lodos en el proceso de fabricación de ladrillos debido a que determinados materiales cerámicos, como la cal, disponen de gran capacidad de inertización de los metales pesados presentes en los lodos. Durante la cocción, los compuestos orgánicos del lodo se destruyen y en su lugar se crean poros que podrían mejorar sus propiedades de aislamiento térmico. Los componentes inorgánicos del lodo (arcillas, tierras, metales pesados, etc.) quedan insertados en la matriz vítrea del cuerpo cerámico y por tanto, inmovilizados.

5.5.2.3.5. TRATAMIENTOS EN FASE PILOTO

Los procesos termoquímicos se consideran vías prometedoras para producir energía y productos de valor a partir de residuos. Actualmente se encuentran en fase piloto.

5.5.2.3.5.1. GASIFICACIÓN

La gasificación es un proceso de oxidación parcial de materia orgánica en condiciones subestequiométricas de aire, oxígeno o en presencia de otros agentes gasificantes como el dióxido de carbono o el vapor de agua (Dogru et al., 2005). La gasificación incluye una serie de procesos químicos y térmicos; los principales son el secado, la pirólisis, y la oxidación y reducción. La gasificación de lodos de depuradora reduce el volumen de los lodos y los adecua al depósito final. Además, la gasificación de lodos de depuradora genera un gas combustible de alta calidad, que puede ser posteriormente quemado para la generación de energía y para producir calor para el secado de los lodos (Hamilton, 2000). Por otro lado, la combustión del gas producido permite la destrucción de cualquier subproducto orgánico de la gasificación antes de que se libere a la atmósfera.

Las principales reacciones que tienen lugar durante la gasificación son las siguientes (Dogru et al. 2002; EEA, 1997; Hacket et al., 2004; Elías, 2005; EC, 2001; Knoef, 2005; Dayton, 2002):

El carbono puede oxidarse térmicamente para proporcionar calor al proceso de gasificación. Estas son las posibles reacciones en presencia de aire u oxígeno:

Estas reacciones exotérmicas proporcionan el calor necesario para mantener la temperatura del reactor a pesar de la disipación energética que suponen las reacciones endotérmicas que se producen en el secado, la pirólisis y en la zona de reducción. El ajuste estequiométrico del oxígeno es fundamental en este paso para conseguir que la reacción de gasificación sea prioritaria a la de combustión y se favorezca la formación de monóxido de carbono (De Andrés, J.M. Tesis doctoral). La presencia de agua como agente gasificante permite aumentar la proporción de hidrógeno generado. Este vapor de agua puede añadirse al reactor o puede generarse en el secado y/o pirólisis del lodo. La reacción del vapor de agua con el carbono es la siguiente:

En presencia de CO_2 , el carbono de la materia orgánica reacciona para producir CO, según la reacción de Boudouard (4); ésta reacción, al igual que la (3), son endotérmicas.

Las reacciones de metanización (5) y (6) son importantes en la gasificación; la formación de metano puede ser deseable en caso de que el fin sea el uso directo del gas de reacción como combustible:

Cuando existe vapor de agua en el medio de gasificación, al igual que la reacción (3), tiene lugar la reacción de water gas shift (7), que favorece la formación de hidrógeno y reduce la presencia de monóxido de carbono, por lo que se procura que tenga lugar en procesos donde el gas de síntesis se va a emplear en la alimentación de pilas de combustible.

El hidrógeno y el monóxido de carbono pueden reaccionar con el oxígeno según las reacciones (8) y (9):

La cantidad de CO, CO₂, H₂O, H₂ y de hidrocarburos depende de la estequiometría del proceso de gasificación y de la oxidación parcial de los productos volátiles:

Las reacciones de reformado de los hidrocarburos ligeros y de los alquitranes formados durante la gasificación también producen hidrógeno. El reformado tiene la ventaja de mantener el contenido de energía química del gas producido ya que los alquitranes son convertidos a H₂ y CO. El reformado con vapor, y el denominado reformado en seco, o reformado con CO₂, tienen lugar según las reacciones (11) y (12), promovidas por el uso de catalizadores:

Mediante las reacciones de craqueo térmico, se produce la deshidrogenación de alquitranes, lo que puede llevar a la deposición del carbono asociado en los centros activos de los catalizadores (13):

La gasificación del carbonizado producido genera CO adicional a través de las reacciones (2) a (4) y mantiene la actividad del catalizador.

5.5.2.3.5.2. PIRÓLISIS

La pirólisis es el tratamiento térmico en ausencia de oxígeno por el cual se obtienen tres fracciones, sólida (biochar), líquida y gaseosa. La pirólisis de lodos de depuradora podría minimizar algunos de los efectos negativos que ocasiona su aplicación directa al suelo. Por ejemplo, la aplicación de biochar preparado con lodos de depuradora reduce la lixiviación de metales pesados presentes en los lodos, especialmente Ni y Zn (Méndez et al., 2012b). El biochar es un material con materia orgánica más estable y por tanto más resistente a la degradación, y con una menor velocidad de mineralización, lo que reduce las emisiones de CO₂.

5.5.3. DEPÓSITO EN VERTEDERO

Los lodos de depuradora se pueden depositar en vertederos siempre que cumplan las condiciones que se establecen en el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. No obstante, La legislación europea establece restricciones al depósito de materia orgánica en vertederos (Directiva 99/31/CE, relativa al vertido de residuos). Tal como se ha mencionado anteriormente, el depósito final en vertedero es la última opción en la gestión de los residuos en aplicación del principio de jerarquía, que prioriza la prevención, la reutilización, el reciclaje y la valorización energética de lo que no se pueda reutilizar o reciclar.

Según se puede observar en la Tabla 5.7., en España, la Comunidad Autónoma que gestiona una mayor proporción de lodos de depuradora a través del depósito en vertedero son las Islas Canarias, ya que se vierten el 98% de los lodos generados. Le siguen, en menor medida, las Comunidades Autónomas de Asturias, Cantabria y Extremadura, donde se depositan en vertedero entre el 30% y el 40% de los lodos generados según datos del Registro Nacional de Lodos. Por el contrario, las CCAA donde la eliminación en vertedero es el destino minoritario de los lodos de depuradora son Navarra, la Comunidad Valenciana, La Rioja, Cataluña y Castilla y León.

5.6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.6.1. PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR

En la Tabla 5.13 se muestra el potencial de producción de biochar en España a partir de lodos de EDAR a distintas temperaturas. Como se puede observar, la mayor producción de biochar tendría lugar en el caso de pirolizar los lodos a 400 °C, ya que es cuando se obtienen los mayores rendimientos. La cantidad de biochar que se produciría en el supuesto de tratar bajo estas condiciones a la totalidad de los lodos de depuradora producidos en España (según datos de 2010), ascendería a 858.537,73 toneladas al año.

Tabla 5.13: Potencial de producción de biochar en España a partir de lodos de EDAR, a distintas temperaturas.

Temperatura de pirólisis (°C)	Producción de biochar (t)
400	858.537,73
500	637.458,31
600	622.161,54
700	578.573,19

5.6.2. EMISIONES DE CO₂

Las constantes de mineralización C_1 y C_2 y los parámetros de tasa de mineralización K_1 y K_2 se han tomado del trabajo realizado por Méndez et al. (2013)

En la Tabla 5.14 se muestran las emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100g⁻¹ suelo, calculadas a 1, 10 y 100 años según el modelo descrito en la metodología, para el caso de la aplicación al suelo de biochar a 400 °C de lodos de EDAR (BL400).

Los valores de las constantes aplicados en este caso son los siguientes:

$$\begin{array}{ll}
 K_1=0,35323 \text{ d}^{-1} & C_1=40,14 \text{ mg CO}_2\text{-C } 100\text{g}^{-1} \\
 K_2=0,00040 \text{ d}^{-1} & C_2=2925,46 \text{ mg CO}_2\text{-C } 100\text{g}^{-1}
 \end{array}$$

Tabla 5.14: Emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100g⁻¹ suelo, calculadas a 1, 10 y 100 años del suelo más BL400.

Tiempo (años)	Suelo + BL400		
	Y ₁ (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Y ₂ (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Y (mgCO ₂ -C/100g suelo)
1	40	397	438
10	40	2246	2286
100	40	2925	2966

Del mismo modo, en la Tabla 5.15 se muestran las emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100g⁻¹ suelo, para el mismo periodo de tiempo en el caso de la aplicación al suelo de biochar a 600 °C de lodos de EDAR (BL600).

Los valores de las constantes aplicados en este caso son los siguientes:

$$K_1=0,16959 \text{ d}^{-1} \quad C_1=35,14 \text{ mg CO}_2\text{-C } 100\text{g}^{-1}$$

$$K_2=0,00029 \text{ d}^{-1} \quad C_2=2672,86 \text{ mg CO}_2\text{-C } 100\text{g}^{-1}$$

Tabla 5.15: Emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100g⁻¹ suelo, calculadas a 1, 10 y 100 años.

Tiempo (años)	Suelo + BL600		
	Y ₁ (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Y ₂ (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Y (mgCO ₂ -C/100g suelo)
1	35	268	304
10	35	1745	1781
100	35	2673	2708

Por último, en la Tabla 5.16 se muestran las emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100g⁻¹ suelo, para los distintos escenarios considerados, en el supuesto de la aplicación al suelo de lodos de EDAR sin pirolizar (L)

Los valores de las constantes aplicados en este caso son los siguientes:

$$K_1=0,30811 \text{ d}^{-1} \quad C_1=39,07 \text{ mg CO}_2\text{-C } 100\text{g}^{-1}$$

$$K_2=0,00045 \text{ d}^{-1} \quad C_2=3048,13 \text{ mg CO}_2\text{-C } 100\text{g}^{-1}$$

Tabla 5.16: Emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100g⁻¹ suelo, calculadas a 1, 10 y 100 años.

Tiempo (años)	Suelo + L		
	Y ₁ (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Y ₂ (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Y (mgCO ₂ -C/100g suelo)
1	39	462	501
10	39	2458	2497
100	39	3048	3087

En la Figura 5.6 se muestra la comparativa de las emisiones de CO₂ en los tres supuestos; suelo (S) + BL400, S+BL600 y S+L:

Figura 5.6: Comparativa de la modelización de las emisiones de CO₂ a 1 año, a 10 años y a 100 años en los supuestos S+BL400, S+BL600 y S+L.

Tal como se puede observar, las emisiones de CO₂ son menores en el caso de la aplicación al suelo de biochar que en el caso de la aplicación directa de lodos de EDAR. Además, la reducción de las emisiones es mucho más notable en el caso del lodo pirolizado a 600 °C.

Según los datos disponibles (2010), en España se generaron 1.135.682 t de lodos EDAR. A partir de los datos mostrados en el apartado anterior, referentes a las emisiones de CO₂ de los lodos de EDAR y de sus correspondientes biochar a 400 °C y a 600 °C, se calcularán las emisiones de CO₂ que se producirían teóricamente en los escenarios temporales propuestos, en el caso de aplicar la totalidad de los lodos de EDAR producidos en España directamente al suelo.

Teniendo en cuenta las consideraciones establecidas en la metodología, la superficie de aplicación sería de 11.830,02 ha de suelo.

En la Tabla 5.17 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar el total de lodos de EDAR producidos en España al suelo:

Tabla 5.17: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de la producción total de lodos de EDAR.

Tiempo (años)	Y (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica el lodo (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	501	1,4196*10 ¹³	7,10895*10 ¹⁵
10	2497		3,54532*10 ¹⁶
100	3087		4,3826* 10 ¹⁶

Si en lugar de la aplicación agrícola directa de los lodos, éstos se sometieran a un proceso de pirólisis a 400 °C, se obtendría un potencial de biochar de 858.537,73t. Con las consideraciones establecidas en la metodología se tomará para el cálculo de las emisiones de CO₂ un total de 10.731.721,63 t de suelo, que se corresponderían con 8943,10 ha de suelo.

En la Tabla 5.18 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar el 100% del biochar a 400 °C de lodos de EDAR.

Tabla 5.18: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo del total de biochar producido a partir de la pirólisis de lodos a 400 °C.

Tiempo (años)	Y (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica el lodo (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	438	1,07317*10 ¹³	4,696*10 ¹⁵
10	2286		2,453*10 ¹⁶
100	2966		3,183*10 ¹⁶

En el caso del biochar a 600 °C, la cantidad de suelo a tomar para el cálculo resulta ser de 7.777.019 t, por lo que la superficie de aplicación sería de 6480,85 ha de suelo.

En la Tabla 5.19 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar la totalidad del biochar resultante de la pirólisis de lodos de EDAR a 600 °C.

Tabla 5.19: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo del total de biochar producido a partir de la pirólisis de lodos a 600 °C.

Tiempo (años)	Y (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica el lodo (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	304	7,77702*10 ¹²	3,17127*10 ¹⁵
10	1781		1,8599*10 ¹⁶
100	2708		2,82855*10 ¹⁶

En la Tabla 5.20 se muestra la comparativa de las emisiones de CO₂ que se producirían en distintos periodos de tiempo (uno, diez y cien años) en el caso en el que se aplicaran al suelo la totalidad de los lodos de EDAR producidos en España (datos del Registro Nacional de Lodos, 2010), y en el caso de la adición al suelo del biochar producido a partir de dichos lodos tanto a 400 °C como a 600 °C:

Tabla 5.20: Emisiones teóricas de CO₂ del suelo tras la adición de lodos de depuradora, de biochar a 400 °C y de biochar a 600 °C.

Tiempo (años)	Emisiones CO ₂ S+L (t)	Emisiones CO ₂ S+BL400 (t)	Reducción respecto a S+L (%)	Emisiones CO ₂ S+BL600 (t)	Reducción respecto a S+L (%)
1	7.108.952,94	4.695.570,42	33,95	2.361.127,88	66,79
10	35.453.152,25	24.534.884,18	30,80	13.847.620,35	60,94
100	43.825.965,20	31.825.979,34	27,38	21.059.641,70	51,95

Tal como se puede observar en la Tabla 5.20, las emisiones de CO₂ decrecen significativamente si en vez de aplicar los lodos de EDAR al suelo éstos se pirolizan previamente. La reducción es más significativa en el caso del biochar preparado a mayor temperatura y durante el primer año tras la aplicación al suelo, ya que en este tiempo las emisiones disminuyen en un 33,95% (2.413.382,52 t de CO₂) en el caso del biochar de lodos a 400°C, y en un 66,79% (4.747.825,06 t de CO₂) en el caso del biochar a 600°C. Según avanza el tiempo, las emisiones siguen disminuyendo respecto al suelo con lodo sin tratar pero en menores proporciones ya que a medida que pasa el tiempo, el contenido en carbono lábil del lodo también disminuye y por tanto la reducción de las emisiones con respecto a las del suelo más el biochar son menores.

5.6.3. BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES

Como contenido en materia orgánica del biochar de lodos de EDAR, se considerarán los datos publicados por Méndez et al. (2013), correspondientes al biochar de lodos de EDAR a 400°C y a 600°C y que se muestran en la Tabla 5.21:

Tabla 5.21: Propiedades del biochar de lodos de EDAR a 400 °C y a 600 °C.

Propiedades	BL400	BL600
Cenizas (%)	72,02	78,53
M.O. (%)	27,98	21,47

Cantidad de biochar necesaria para aumentar en un 1% la materia orgánica de los suelos:

Con los datos de partida establecidos en la metodología, se tiene que habría que aportar un total de $2,03816 \cdot 10^{11}$ Kg de materia orgánica

Entonces, tal como se muestra en la Tabla 5.22, en el caso de aplicar biochar a 400 °C de lodos de EDAR, habría que aportar un total de 728.434.139 t para aumentar un 1% el contenido en materia orgánica de los suelos agrícolas españoles. En el caso de aplicar biochar a 600 °C, habría que aportar un total de 949.305.412 t. Comparando estas cifras con la producción potencial de biochar, mostrada en el apartado anterior, se puede observar que en el caso de tratar la producción total de lodos de EDAR a través de un proceso de pirólisis a 400 °C se obtendría biochar suficiente para aumentar el porcentaje de materia orgánica de los suelos españoles en un 1%, en un solo año y aún se tendría excedente de biochar.

Tabla 5.22: Cantidad de biochar de lodos de EDAR necesaria para aumentar un 1% la materia orgánica del suelo.

Superficie agrícola (ha)	MO a aportar (Kg)	Cantidad BL400 a aportar (t)	Cantidad BL600 a aportar (t)
16.984.656	$2,03816 \cdot 10^{11}$	728.434.139	949.305.412

Cantidad de biochar necesaria para llevar la materia orgánica de los suelos españoles a un 3,5%:

En la Tabla 5.23 se muestra la cantidad de biochar de lodos de EDAR que sería necesaria aportar por Comunidad Autónoma para llevar la materia orgánica de los suelos agrícolas a un 3,5%. Como se puede observar, las cantidades a aportar varían entre un valor mínimo de 453.294,42 t, que habría que aplicar en las Islas Canarias en el caso del biochar a 400°C, y las 289.745.947,08 t que serían necesarias de este mismo biochar en el caso de Castilla la Mancha. En cuanto a la aplicación de biochar a 600°C, las cantidades variarían en el rango comprendido entre las 590.739,54 t en el caso de las Islas Canarias y las 377.600.912,86 t en el caso de Castilla la Mancha.

Tabla 5.23: Cantidad de biochar de lodos de EDAR a aportar al suelo, por Comunidad Autónoma, para llevar a un 3,5% el contenido en materia orgánica.

CCAA	Biochar lodos EDAR (t)	
	BL400	BL600
Castilla la Mancha	289.745.947,08	377.600.912,86
C. Valenciana	42.182.264,05	54.972.508,06
Andalucía	280.362.412,63	365.372.161,41
Castilla y León	263.053.536,24	342.814.995,06
Extremadura	77.642.825,02	101.185.200,00
Cataluña	38.691.143,67	50.422.831,86
Islas Canarias	453.294,42	590.739,54
Aragón	68.814.680,20	89.680.239,96
Islas Baleares	1.281.736,24	1.670.376,34
La Rioja	12.385.574,84	16.141.051,89
C. Madrid	18.384.761,69	23.959.274,90
R. Murcia	30.722.937,81	40.038.556,12
C.F. Navarra	16.783.950,54	21.873.075,73

6. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

6. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

6.1. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son todos los materiales sólidos o semi-sólidos generados en los domicilios o actividades económicas (exceptuando los residuos peligrosos y las aguas residuales), cuya producción es la inevitable consecuencia de la actividad humana y su gestión impacta directamente en la salud de las personas y en el medio ambiente que les rodea (Vergara y Tchobanaglou, 2012). En España, la ya derogada Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos, definía como “residuos urbanos o municipales” a los generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, así como todos aquellos que no tuvieran la calificación de peligrosos y que por su naturaleza o composición pudieran asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades. También tenían esta consideración, los residuos procedentes de la limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas; los animales domésticos muertos, así como muebles, enseres y vehículos abandonados; y los residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria. Con la entrada en vigor de la Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados, se modificó la clasificación de los residuos urbanos, estableciéndose 3 categorías:

- Residuos domésticos: Son los residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas. Se consideran también residuos domésticos los similares a los anteriores generados en servicios e industrias. Se incluyen también en esta categoría los residuos que se generan en los hogares de aparatos eléctricos y electrónicos, ropa, pilas, acumuladores, muebles y enseres así como los residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria. Tendrán la consideración de residuos domésticos los residuos procedentes de limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, los animales domésticos muertos y los vehículos abandonados. Dentro de los residuos domésticos, se distinguen las siguientes fracciones:
 - Biorresiduos
 - Papel y cartón
 - Aparatos eléctricos y electrónicos
 - Textil y calzado
 - Aceites de cocina
 - Envases ligeros

- Vidrio
 - Pilas y baterías
 - Medicamentos
 - Fracción resto
- Residuos comerciales: Son los residuos generados por la actividad propia del comercio, al por mayor y al por menor, de los servicios de restauración y bares, de las oficinas y de los mercados, así como del resto del sector servicios.
 - Residuos industriales: residuos resultantes de los procesos de fabricación, de transformación, de utilización, de consumo, de limpieza o de mantenimiento generados por la actividad industrial, excluidas las emisiones a la atmósfera reguladas en la Ley 34/2007, de 15 de noviembre.

Además la Ley 22/2011 de residuos introduce una sección expresa referida a los biorresiduos y posibilita que los planes y programas incluyan medidas para impulsar su recogida separada para destinarlos al tratamiento biológico y obtener enmiendas orgánicas de calidad. Por otro lado, dentro de los objetivos de preparación para la reutilización, reciclado y valorización, la ley establece que antes de 2020, la cantidad de residuos domésticos y comerciales destinados a la preparación para la reutilización y el reciclado para las fracciones de papel, metales, vidrio, plástico, biorresiduos u otras fracciones reciclables deberá alcanzar, en conjunto, como mínimo el 50% en peso.

En España, el concepto de residuos sólidos urbanos (RSU), englobaría el conjunto de las fracciones denominadas “biorresiduos” y “fracción resto”.

La fracción resto es la fracción de los residuos de origen doméstico que se obtiene una vez efectuadas las recogidas separadas (textil sanitario, productos de aseo y limpieza, etc.).

Los biorresiduos domésticos son los residuos orgánicos biodegradables de origen vegetal y/o animal, susceptibles de degradarse biológicamente generados en el ámbito domiciliario y comercial (que sean similares a los domiciliarios). Se clasifican en:

- Residuos orgánicos de origen alimentario y de cocina, incluidos los de transformación de alimentos.
- Residuos vegetales o fracción vegetal (FV) procedentes de las zonas verdes públicas y privadas.

Desde la perspectiva de la gestión de los residuos orgánicos domésticos, éstos se componen de las siguientes fracciones:

- Fracción orgánica (FO). Cuando se recoge de forma separada se utiliza el término FORS (fracción orgánica de recogida separada). Compuesta por:
 - Restos de la preparación de la comida o manipulación y elaboración de los productos alimentarios, restos sobrantes de comida, alimentos en mal estado y excedentes alimentarios que no se han comercializado o consumido (separados de su envase o embalaje),
 - Fracción vegetal (FV) en forma de restos vegetales de pequeño tamaño y de tipo no leñoso procedentes de jardinería y poda (ramos de flores mustios, malas hierbas, césped, pequeñas ramas de poda, hojarasca, etc.).
- Poda: constituida por la Fracción Vegetal en forma de restos vegetales de jardinería y poda de mayor tamaño y de tipo leñoso.

6.1.1. COMPOSICIÓN Y PROPIEDADES DE LOS RSU

Los RSU se pueden dividir en diferentes fracciones o categorías dependiendo de su composición (Ramos Casado, R. 2015):

- Materia orgánica: Compuesta por comida y diversos materiales orgánicos.
- Papel y cartón: Compuesto principalmente por periódicos, revistas, papel de oficina y también briks de leche y zumo.
- Metales: Compuesto por materiales férricos y no férricos.
- Textiles: Compuestos por fibras textiles.
- Madera: Restos de madera y conglomerados.
- Vidrio: Compuesto por diferentes tipos de vidrio.
- Plástico: Compuesto de residuos plásticos y de envases plásticos. Los tipos pueden ser PE, PP, PVC, HDPE, LDPE, PS, etc.
- Otros: Compuesto por una mezcla de los residuos anteriores, y finos (arenas, etc.).

El contenido medio en materia orgánica de los RSU generados en la UE asciende al 30% (Eurostat, 2015a). En España, el II Plan Nacional de Residuos Urbanos (2008-2015) cifra el contenido en materia orgánica de los RSU en un 44%; aunque puede variar según el sistema de recogida. Montejo et al., (2015) indican en su estudio que la fracción orgánica superaría el

50%. El contenido en humedad depende del lugar de procedencia de los RSU y también del sistema de recogida utilizado. Oscila alrededor del 40% en peso, pudiendo variar entre el 25% y el 60% (Moreno y Moral, 2008). La máxima aportación de humedad la proporciona la fracción orgánica. El poder calorífico de los RSU varía entre 1.500 y 2.200 Kcal/Kg (Moreno y Moral, 2008); aumentando con el contenido en materiales combustibles (plásticos, papel y cartón, etc.) y disminuye con el contenido en humedad.

Las propiedades de los RSU varían notablemente en función de su origen, por lo que no existen muchos trabajos acerca de las propiedades de los mismos, sino que habitualmente se estudian las distintas fracciones de materiales que los componen. Alibardi y Cossu (2015), estudiaron la variabilidad y propiedades de la fracción orgánica de los RSU. Las propiedades físico químicas de los residuos considerados se muestran en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1: Propiedades físico químicas de la fracción orgánica de los RSU.

PARÁMETRO	FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RSU	
	Mín.	Máx.
SV (% de ST)	92	93
COT (% de ST)	50	59
P _{tot} (mg P/g ST)	3,7	3,8
Proteínas (% de ST)	15	17
Lípidos (% de ST)	11	31
Hidratos de Carbono (% de ST)	45	67
Hemicelulosa (% de ST)	5	5,1
Celulosa (% de ST)	9	11
Lignina (% de ST)	4,9	5
Glucosa (% de ST)	4,1	6,2
Fructosa (% de ST)	3	3,1
Sacarosa (% de ST)	2,1	5
Pectinas (% de ST)	7,9	8,1

6.2. PRODUCCIÓN DE RESIDUOS URBANOS

En 2013, en la Unión Europea se generaron más de 243 millones de toneladas de residuos urbanos, siendo la tendencia general descendente. La Tabla 6.2 muestra los datos generados por país en Europa en el periodo de tiempo comprendido entre 2005 y 2013. La producción de la Unión (27 países) ha ido disminuyendo levemente, pasando de los 253,5 millones de toneladas generadas en 2005, a los 241,5 millones de toneladas en 2013, lo que supone una reducción del 4,74%. Según se puede observar en la Tabla 5.1, los países que más residuos generaron en 2013 fueron Alemania, con 49,78 millones de toneladas (el 20,46% del total), seguido de Francia, con el 14,32% de la generación, Reino Unido, con el 12,70% e Italia, con el 12,17% de los residuos generados sobre el total de la Unión. En quinto lugar se sitúa España, con una producción próxima a los 21 millones de toneladas, lo que representa el 8,6% del total de residuos urbanos generados en la Unión Europea según los últimos datos disponibles correspondientes a 2013. La producción de estos cinco países en conjunto representó el 68,25 % del total de los residuos urbanos generados.

Por otro lado, en la Tabla 6.3 se muestran los residuos municipales generados por país expresados en Kg per cápita. En España se generan 449 Kg de residuos por habitante, frente a los 481 Kg que se generan en el conjunto de la Unión Europea, lo que implica que en nuestro país se genera un 6,65 % menos de residuos que en la media de la Unión. Esta tendencia descendente en la generación de residuos en España en los últimos años parece debida principalmente a la crisis económica que ha derivado en un menor consumo.

Tabla 6.2: Residuos municipales generados por país (miles de toneladas). Fuente: Eurostat.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
UE (28)	:	:	260.982	260.598	256.710	253.593	250.899	246.147	243.262
UE (27)	253.558	257.346	259.263	258.809	254.967	251.963	249.253	244.477	241.541
Bélgica	5.064	5.113	5.248	5.131	5.037	4.973	5.035	5.004	4.905
Bulgaria	4.502	4.387	4.172	4.486	4.449	4.094	3.732	3.364	3.135
República Checa	2.954	3.039	3.025	3.176	3.310	3.334	3.358	3.233	3.228
Dinamarca	3.586	3.620	3.860	4.072	3.827	3.732	4.393	4.242	4.192
Alemania	46.555	46.426	47.887	48.367	48.466	49.237	50.237	49.759	49.780
Estonia	587	536	602	524	452	406	399	371	386
Irlanda	3.041	3.385	3.398	3.224	2.953	2.846	2.823	2.693	2.693
Grecia	4.853	4.927	5.002	5.077	5.154	5.917	5.586	5.585	5.585
España	25.683	26.209	26.154	25.317	25.108	23.774	22.672	21.896	20.931
Francia	33.366	33.990	34.630	34.714	34.504	34.535	35.019	35.001	34.828
Croacia	1.449	1.654	1.719	1.788	1.743	1.630	1.645	1.670	1.721
Italia	31.668	32.516	32.536	32.461	32.107	32.440	31.386	29.994	29.595
Chipre	508	521	540	573	589	577	581	579	538
Letonia	716	760	861	752	753	680	721	613	627
Lituania	1.287	1.326	1.354	1.369	1.206	1.253	1.339	1.330	1.280
Luxemburgo	313	323	333	341	338	344	345	346	355
Hungría	4.646	4.711	4.594	4.553	4.312	4.033	3.809	3.988	3.738
Malta	252	253	266	276	268	249	245	247	241
Países Bajos	9.769	9.761	9.922	9.868	9.738	9.484	9.479	9.203	8.845
Austria	4.732	4.933	4.951	4.997	4.921	4.701	4.807	4.883	4.905
Polonia	12.169	12.235	12.264	12.194	12.053	12.032	12.129	12.084	11.295
Portugal	4.745	4.898	4.967	5.472	5.496	5.457	5.178	4.766	4.598
Rumania	8.173	8.392	8.161	8.439	7.768	6.552	5.398	5.441	5.441
Eslovenia	989	1.036	1.060	1.095	1.069	1.004	852	744	853
Eslovaquia	1.468	1.524	1.579	1.686	1.654	1.719	1.679	1.657	1.645
Finlandia	2.506	2.600	2.675	2.768	2.562	2.519	2.719	2.738	2.682
Suecia	4.306	4.447	4.442	4.455	4.366	4.115	4.266	4.304	4.350
Reino Unido	35.121	35.479	34.780	33.424	32.507	31.955	31.066	30.413	30.890

Tabla 6.3: Residuos municipales generados por país (Kg per cápita). Fuente: Eurostat.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
UE (28)	:	:	523	520	511	503	497	488	481
UE (27)	516	522	524	521	511	504	498	489	481
Bélgica	483	485	494	479	467	456	456	450	439
Bulgaria	588	577	553	599	598	554	508	460	432
República Checa	289	297	294	306	317	318	320	308	307
Dinamarca	662	666	707	741	693	673	789	759	747
Alemania	565	564	582	589	592	602	614	619	617
Estonia	433	398	449	392	339	305	301	280	293
Irlanda	731	792	772	718	651	624	617	587	586
Grecia	437	443	448	454	461	531	503	506	510
España	588	590	578	551	542	510	485	468	449
Francia	530	536	543	541	535	533	538	535	530
Croacia	336	384	399	415	405	379	384	391	404
Italia	546	559	557	552	543	547	529	504	491
Chipre	688	694	704	728	729	696	683	670	624
Letonia	320	343	391	345	352	324	350	301	312
Lituania	387	405	419	428	381	404	442	445	433
Luxemburgo	672	683	695	697	679	679	666	652	653
Hungría	461	468	457	454	430	403	382	402	378
Malta	623	624	654	674	649	601	589	588	570
Países Bajos	599	597	606	600	589	571	568	549	526
Austria	575	597	597	600	590	562	573	579	578
Polonia	319	321	322	320	316	316	319	317	297
Portugal	452	465	471	518	520	516	490	453	440
Rumania	383	396	391	411	381	324	268	271	272
Eslovenia	494	516	525	542	524	490	415	362	414
Eslovaquia	273	284	294	313	307	319	311	306	304
Finlandia	478	494	506	521	480	470	505	506	493
Suecia	477	490	486	483	470	439	451	452	453
Reino Unido	581	583	567	541	522	509	491	477	482

6.3. GESTIÓN DE RESIDUOS URBANOS

6.3.1. MODELOS DE SEPARACIÓN

En la Tabla 6.4 se muestran los modelos de separación de residuos de competencia municipal implantados en España:

Tabla 6.4: Modelos de separación de residuos de competencia municipal implantados en España. Fuente: MAGRAMA

MODELOS DE SEPARACIÓN DE RESIDUOS					
Tipo 1 (5 fracciones)	Tipo 2 (Húmedo – seco)	Tipo 3 (Multiproducto)	Tipo 4 (4 fracciones + poda)	Tipo 5 (4 fracciones)	Tipo 6 (3 fracciones)
Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio
Papel-cartón	Papel-cartón	Papel-cartón + Envases ligeros	Papel-cartón	Papel-cartón	Papel-cartón
Envases ligeros	Resto + Envases ligeros		Envases ligeros	Envases ligeros	-
Resto		Resto	Resto (incluye FO)	Resto (incluye FO)	Resto (incluye FO + envases ligeros)
Fracción orgánica	Fracción orgánica	Fracción orgánica	Residuos de jardinería	-	-

FO: Fracción Orgánica; Resto: fracción indiferenciada.

El modelo de gestión tipo 5, que incluye la separación de vidrio, papel y cartón, envases ligeros y fracción resto (que incluye la fracción orgánica), es el más habitual en España. La mezcla de la fracción resto con la fracción orgánica condiciona la gestión posterior. Aunque se separen posteriormente los materiales impropios en las plantas de tratamiento, el compost resultante del tratamiento biológico de la materia orgánica no se considera una enmienda orgánica de calidad según la nueva normativa, por lo que se le ha pasado a denominar material bioestabilizado, con un precio de venta inferior al compost. El modelo de gestión tipo 1, que incluye la recogida selectiva de la fracción orgánica sólo tiene una implantación importante en Cataluña y el País Vasco, aunque para dar cumplimiento a los requisitos legales, a futuro se prevé que sea la tipología de separación de residuos más extendida. Los modelos de gestión de tipo 6 y 3 son modelos residuales en la actualidad.

6.3.2. MÉTODOS DE GESTIÓN DE LOS RSU

Dado que en España generalmente no se separa la fracción orgánica de la fracción resto, el estudio de los métodos de gestión se abordará de manera conjunta, denominando a estos residuos como RSU. A continuación se detallan las distintas vías de gestión de los mismos:

6.3.2.1. DEPÓSITO EN VERTEDERO

En la gestión de los residuos de competencia municipal, al igual que en el resto, el vertido es la última posibilidad contemplada dentro de la jerarquía de gestión según la Directiva Marco de Residuos y la Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados, por ello únicamente se deberían destinar a estas instalaciones aquellos residuos que no pueden ser preparados para su reutilización, reciclados, o valorizados.

En la Tabla 6.5 se muestran los residuos urbanos gestionados con destino depósito/vertedero por país en la Unión Europea. Como se puede observar, en el conjunto de la UE se ha producido un progresivo y notable descenso de los vertidos, pasando de las 107.436.000 t en 2007 (UE 28) a las 74.561.000 t en 2013 (UE 28), lo que supone una reducción de un 30,60% de los RSU depositados en vertedero. En el caso de España tan sólo se observa un leve descenso de los vertidos, manteniéndose las cifras constantes a lo largo de la serie de datos. España se sitúa a la cabeza de los vertidos, seguida del Reino Unido y de Italia; aportando entre estos tres países, el 45,74% de los residuos urbanos depositados en vertedero.

Tabla 6.5: Residuos urbanos gestionados con destino depósito/vertedero (operaciones D1-D7, D12) por país (miles de toneladas). Fuente: Eurostat.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
UE (28)	:	:	107.436	100.980	97.746	93.538	85.512	79.417	74.561
UE (27)	108.647	108.428	105.787	99.250	96.055	92.001	84.016	78.036	73.148
Bélgica	579	485	493	268	260	84	69	52	46
Bulgaria	3.144	2.751	2.980	3.359	3.421	3.041	2.568	2.323	2.167
República Checa	1.934	2.043	2.121	2.057	2.114	2.162	2.167	1.828	1.815
Dinamarca	207	203	204	175	130	130	129	87	65
Alemania	3.980	307	299	286	176	206	247	107	109
Estonia	369	373	390	333	287	267	239	129	53
Irlanda	1.833	1.981	2.015	1.939	1.724	1.496	1.344	1.028	1.028
Grecia	4.295	4.295	3.999	4.181	4.181	4.903	4.578	4.507	4.507
España	12.584	15.657	15.569	13.091	14.540	14.789	14.276	13.263	12.606
Francia	11.465	12.318	12.372	10.995	10.802	10.745	9.677	10.027	9.886
Croacia	:	1.221	1.649	1.731	1.691	1.537	1.496	1.380	1.413
Italia	17.117	17.462	16.912	16.069	15.538	15.015	13.206	11.720	10.914
Chipre	489	499	512	531	540	490	461	451	423
Letonia	561	670	735	705	694	617	531	516	521
Lituania	1.174	1.211	1.245	1.237	1.093	1.079	1.034	971	798
Luxemburgo	60	61	60	60	61	62	62	61	62
Hungría	3.859	3.792	3.429	3.341	3.212	2.838	2.563	2.609	2.415
Malta	229	219	255	266	257	226	205	203	196
Países Bajos	168	232	199	154	152	145	151	138	131
Austria	535	485	427	373	302	153	230	207	199
Polonia	8.623	8.987	9.098	8.716	7.915	7.428	7.659	7.158	5.979
Portugal	2.969	3.143	3.170	3.530	3.342	3.381	3.048	2.593	2.320
Rumanía	6.413	6.294	6.122	6.486	6.164	5.003	4.214	4.248	4.248
Eslovenia	659	725	688	685	628	558	419	315	224
Eslovaquia	1.144	1.169	1.210	1.276	1.264	1.325	1.240	1.211	1.152
Finlandia	1.478	1.504	1.411	1.406	1.180	1.136	1.093	901	672
Suecia	210	226	186	140	58	38	33	27	28
Reino Unido	22.569	21.335	19.685	17.590	16.020	14.686	12.574	11.358	10.584

El depósito de RSU en vertederos debería ser abandonado por los problemas ambientales derivados del alto contenido en materia orgánica presente en estos residuos, ya que conduce a la producción de efluentes líquidos y gaseosos. Los lixiviados tienen un alto contenido en metales pesados (Kwuak et al., 2006) y se producen altas concentraciones de DQO y COT.

El gas generado por la degradación microbiana de la materia orgánica en los vertederos bajo condiciones anaerobias se encuentra compuesto por un 50-60% (en volumen) de CH₄ y por un 40-50% (en volumen) de CO₂. Además se encuentran más de 200 compuestos orgánicos

volátiles, que constituyen menos del 1% en volumen (Rettenberger et al, 1996). A pesar de sus bajas concentraciones, estos compuestos, que incluyen hidrocarburos aromáticos, halogenados y alcanos, pueden provocar efectos adversos en el medio ambiente. Estas emisiones se producen continuamente como resultado de la actividad microbiológica incluso después de la clausura de los vertederos (Pinto et al., 2014).

En España, el 63% de los RSU generados en 2012 fueron enviados directamente a vertedero y el 10% se sometió a tratamientos térmicos (IDAE 2011). La tasa de reciclaje se situó por debajo de la tasa europea (17% frente a un 27%) y el resto se utilizó como compost (10%) (EPA, 2015; Eurostat, 2015).

6.3.2.2. TRATAMIENTOS MECÁNICOS

En las instalaciones de tratamiento de RSU, además del vaso de vertido, pueden encontrarse plantas de clasificación de envases donde los residuos se someten a una serie de tratamientos mecánicos para la separación y posterior recuperación de los materiales valorizables.

6.3.2.3. SELECCIÓN Y CLASIFICACIÓN DE MATERIALES

La función de las instalaciones de clasificación es seleccionar el contenido del material entrante para la recuperación de los materiales valorizables (fundamentalmente envases ligeros) mediante una combinación de procesos de separación mecánica, bien de forma automatizada o mediante procesos manuales. En España las plantas de clasificación de envases suelen ser de tamaño medio (capacidad de 2-3t/h) y semiautomáticas (MAGRAMA). Suelen presentar la siguiente zonificación:

- Zona de recepción de residuos.
- Área de alimentación de residuos y sistema de apertura de bolsas.
- Preclasificación manual.
- Preclasificación mecánica.
- Clasificación automática de materiales reciclables.
- Clasificación manual de materiales reciclables.

- Preparación (prensado y embalaje), almacenamiento y expedición de materiales.

Los residuos son descargados en un foso o en una playa de descarga, desde donde son alimentados al proceso. Seguidamente el equipo abre Bolsas asegura la apertura de entre un 95% y un 98% de las Bolsas, para facilitar la selección de materiales posterior. A continuación se extraen los posibles objetos voluminosos de forma manual y el resto de materiales continúan hacia una preselección mecánica mediante trómel, que permite la clasificación por tamaños; es habitual que el primer paso de malla del trómel tenga un tamaño de 40-60 mm para separar tierras, pequeños trozos de vidrio, etc. (rechazo). En función del grado de automatización de la planta, también se pueden encontrar separadores balísticos, separadores magnéticos para los metales féreos, separadores de metales no féreos mediante corrientes de Foucault, separadores automáticos por infrarrojos para plásticos y briks, y captación con aspiración automática para el plástico film.

Además, en las instalaciones de tratamiento de residuos municipales también se pueden encontrar líneas de tratamiento biológico, para el acondicionamiento y estabilización de la materia orgánica para su posterior valorización (MAGRAMA, 2015).

6.3.2.4. TRATAMIENTOS MECÁNICO-BIOLÓGICOS

Los tratamientos mecánico-biológicos (TMB) incorporan distintas variaciones al tratamiento de los RSU, basándose en una combinación de procesos mecánicos y de tratamientos biológicos, como la descomposición aerobia o anaerobia. (Thiel and Thomé-Kozmiensky, 2010).

Los TMB se desarrollaron conceptualmente en Austria, Italia y Alemania. Entre el año 2005 y el 2011, el número de instalaciones de este tipo en Europa aumentaron un 60%, con una capacidad de tratamiento de alrededor de 33 millones de toneladas (Nelles et al., 2012). La infraestructura de los TMB se ha expandido rápidamente en Reino Unido, Portugal y España.

Los objetivos del tratamiento mecánico-biológico en las instalaciones de tratamiento de RSU son fundamentalmente la separación y recuperación de los materiales valorizables y el acondicionamiento y estabilización de la materia orgánica para su posterior valorización. Se pueden encontrar las siguientes combinaciones de tratamientos (MAGRAMA):

- Tratamiento mecánico + acondicionamiento del rechazo. No se da la segunda fase de tratamiento biológico.
- Tratamiento mecánico + bioestabilización de la materia orgánica (compostaje) + acondicionamiento del rechazo.
- Tratamiento mecánico + biometanización de materia orgánica + bioestabilización del digestato + acondicionamiento del rechazo.
- Tratamiento mecánico + biosecado de materia orgánica + acondicionamiento del rechazo.
- Bioestabilización/biosecado + tratamiento mecánico + acondicionamiento del rechazo.

6.3.2.5. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS

6.3.2.5.1. COMPOSTAJE

Durante el proceso de compostaje, la materia orgánica es biodegradada principalmente a través de reacciones aeróbicas exotérmicas, produciendo dióxido de carbono, agua, sales minerales y material orgánico humidificado y estable (Paredes et al., 2005).

Propiedades del compost de RSU:

De acuerdo al RD 865/2010 (BOE, 2010), se necesita el 20% del contenido en materia orgánica (base seca) para que el compost sea considerado como un sustrato de crecimiento. Sin embargo, para que sea considerado una enmienda orgánica, el RD 506/2013 (BOE, 2013), establece un contenido mínimo del 35% de materia orgánica.

La relación C/N determina si un material se puede compostar separadamente o conjuntamente con otro residuo. El valor recomendado para un desarrollo óptimo del proceso de compostaje oscila entre 25 y 30; relaciones inferiores generan emisiones de amoníaco, limitando la actividad biológica, y a valores superiores, el nitrógeno puede ser un nutriente limitante (Hamoda et al., 1998). Tras el compostaje, la relación C/N cambia, debido a la utilización del carbono por los microorganismos. El RD 506/2013 (BOE, 2013) limita este ratio de modo que el compost procedente de RSU con una relación C/N por encima de 20 no se puede aplicar al suelo.

El potencial fertilizante del compost de RSU dependerá de su contenido en los principales nutrientes (N, P, K, Ca, Mg y Fe). El estudio realizado por Montejo et al. (2015), en el que se analizaron 30 muestras de compost procedentes de 11 plantas de tratamiento mecánico biológico de Castilla y León, se encontraron concentraciones medias de nitrógeno de $20,8 \text{ g kg}^{-1}$

y concentraciones medias de potasio de $14,68 \text{ g kg}^{-1}$, elemento éste siempre disponible en grandes cantidades en el compost de RSU. Este compost, también tiene una gran capacidad para aportar fósforo al suelo, contiene más cantidad que otras fuentes de materia orgánica como el compost de lodos de depuradora (Pitchel and Anderson, 1997) y su concentración tiende a incrementarse con el grado de maduración (Hargreaves et al., 2008). El potasio se encuentra disponible en grandes cantidades en el compost de RSU; en el trabajo de Montejo et al. (2015) se encontró un valor medio de $14,68 \text{ g kg}^{-1}$ en las muestras analizadas de Castilla y León. El calcio es generalmente uno de los elementos mayoritarios en el compost de RSU, con concentraciones que habitualmente se sitúan por encima de los 10 g Kg^{-1} (Hargreaves et al., 2008).

Sin embargo, en el compost de los RSU también se pueden encontrar metales pesados, siendo el plomo el que aparece en mayores cantidades; el estudio realizado por (Hargreaves et al., 2008) muestra concentraciones de Pb por encima de los 300 mg Kg^{-1} . La principal fuente de contaminación son los pequeños aparatos electrónicos, que aún se pueden encontrar en los RSU (Montejo et al., 2011).

6.3.2.5.2. DIGESTIÓN ANAEROBIA/BIOMETANIZACIÓN

La digestión anaerobia utiliza microorganismos para descomponer el material biodegradable en metano y dióxido de carbono, generándose un digestato. Los subproductos que se generan son sulfuro de hidrógeno y amoníaco. El proceso comienza con un pretratamiento de los residuos, que incluye la clasificación, reducción del tamaño, un ajuste del contenido en humedad y de la relación C/N. Es necesario clasificar los RSU para tratar solamente la fracción orgánica.; otros residuos podrían entrar al proceso sin ser afectados, pero pueden inhibir reacciones en el digestor, y la clasificación previa es más sencilla que separar los efluentes (Smith et al., 2015).

El diagrama de flujo de las instalaciones de biometanización de los RSU presentan las siguientes etapas (MAGRAMA, 2015):

- Selección de los residuos según su origen y tipo de recogida.
- Acondicionamiento del material para su digestión (reducción de su granulometría, ajuste del contenido en sólidos totales, etc.).
- Digestión anaerobia.
- Deshidratación, separación de fases líquida/sólida.

- Tratamiento de la fracción líquida del digestato y de otras aguas residuales generadas.
- Estabilización aerobia de la fracción sólida del digestato.
- Recogida y aprovechamiento del biogás producido, que puede ser utilizado para la cogeneración de calor y electricidad. También se puede purificar e inyectar en la red de distribución de gas o ser utilizado en vehículos.

6.3.2.5.3. FERMENTACIÓN

La fermentación es un proceso donde los microorganismos se propagan en un medio de crecimiento (azúcar) y cuyo resultado es la producción de CO₂ y alcoholes y/u otros carboxilatos, incluidos ácidos, ésteres y sales (Smith et al. (2015). El objetivo de la fermentación alcohólica es la obtención de bioetanol de 2ª generación mediante la fermentación de los azúcares contenidos en los residuos orgánicos. El 96% de la producción de etanol la llevan a cabo diferentes especies de levaduras debido a su alta productividad en la conversión de azúcares a etanol; las más utilizadas están: *Saccharomyces cerevisiae*, *Saccharomyces anamensis*, *Saccharomyces carlsbergensis*, *Candida pseudotropicalis*, *Candida bytyrii*, *Kluyveromyces marxianus*, *Pichia stipitis*, *Pichia membranaefaciens* y *Schizosaccharomyces pombe*. En el proceso se distinguen dos fases (Agrowaste):

- Fase aerobia: es una fase de crecimiento en la cual la glucosa pasa a dióxido de carbono.
- Fase anaerobia: es la fase de producción de etanol; la glucosa pasa a etanol y dióxido de carbono.

El producto obtenido es bioetanol de 2ª generación, considerado uno de los sustitutos más prometedores de la gasolina. El bioetanol producido actualmente a nivel industrial a partir de las materias primas sacaroideas y amiláceas forma parte de los denominados combustibles de primera generación. Según la FAO, la fermentación alcohólica puede ser una alternativa viable de ser aplicada al tratamiento y valorización de los desechos orgánicos de las agroindustrias, dado que se estima que estos comprenden aproximadamente el 50 % de la biomasa en todo el mundo (Agrowaste). Algunos trabajos, como el de Smith et al. (2015), apuntan también a la posibilidad de valorizar por este método a los RSU separados.

6.3.2.6. VALORIZACIÓN ENERGÉTICA/TRATAMIENTOS TÉRMICOS

Los tratamientos termoquímicos incluyen la combustión directa para generar energía calorífica (Nan et al., 1994), gasificación para descomponer los residuos sólidos urbanos en gases (Biomass Energy Center, Co, 2008; Purohit, 2009) y la pirólisis para producir gas, biochar y bioaceite (Nan et al., 1994).

La conversión termoquímica de los residuos en energía ha ido cobrando más y más importancia (Stehlík, 2009). Es mucho más rápida que la conversión biológica, que normalmente lleva varios días, hasta un mes. Los productos derivados de la conversión termoquímica de los RSU, como el gas de síntesis o los bioaceites se pueden utilizar directamente como combustibles, añadidos a los productos de las refinerías de petróleo, mejorado utilizando catalizadores para obtener un combustible de calidad superior o utilizándolos como materia prima química (Buah et al., 2007).

6.3.2.6.1. INCINERACIÓN

En la incineración tiene lugar la combustión, proceso por el cual tiene lugar una oxidación térmica total en exceso de oxígeno. La temperatura de combustión suele oscilar entre los 900°C y 1200°C. Como resultado del proceso de incineración se obtienen (MAGRAMA):

- Gases de combustión: Compuestos principalmente por CO₂, H₂O, O₂ no reaccionado, N₂ del aire empleado para la combustión y en menores proporciones, otros compuestos procedentes de los diferentes elementos que formaban parte de los residuos y que dependerán de la composición de los RSU, como por ejemplo gases ácidos derivados de reacciones de halógenos, azufre, metales volátiles o compuestos orgánicos (como dioxinas y furanos) que no se hayan oxidado.
- Residuo sólido: Compuesto fundamentalmente por escorias inertes, cenizas y residuos del sistema de depuración de los gases de combustión. Los residuos resultantes de la incineración, escorias y cenizas, son gestionados de forma más sencilla y más económica que el residuo original (Daskalopoulos et al., 1997). Las escorias representan entre el 85% y el 95% del peso total de los residuos de la combustión, dependiendo de las características de los RSU de entrada.

A través de la incineración de RSU se consigue una disminución del volumen de los residuos en un 90%, y una disminución del peso en un 70% (Daskalopoulos et al., 1997).

En España, tan sólo el 7,42% de los RSU se tratan en instalaciones de incineración (MAGRAMA, 2012).

6.3.2.6.2. PIRÓLISIS

La pirólisis es el tratamiento térmico por el cual se produce la descomposición de la materia en ausencia o déficit de oxígeno. Las reacciones que tienen lugar en un proceso de pirólisis se pueden expresar como (Chen et al., 2014):

Donde Q es el calor que se necesita aplicar en el reactor para que puedan tener lugar las reacciones. Incluye tres fracciones: calor de vaporización de la humedad (Q_1), calor requerido de pirólisis (Q_2), y la pérdida de radiación del reactor a los alrededores (Q_3).

En el caso de los RSU, para reducir Q_1 en el proceso, sería conveniente separar los residuos de comida con una alta humedad.

Wang y Wang (2015) estudiaron los impactos potenciales de la pirólisis de RSU frente a la digestión anaerobia, la incineración y el vertido de estos residuos, resultando la pirólisis rápida la de menor impacto, mientras que el depósito en vertedero, como cabría suponer, resultó el de mayor impacto.

6.3.2.6.3. GASIFICACIÓN

La gasificación es un proceso que convierte la fracción orgánica de los RSU en gas de síntesis y una mezcla de hidrógeno, monóxido de carbono y dióxido de carbono, a través de la oxidación parcial de la biomasa (Arenas, 2012). Además se produce una pequeña fracción sólida (biochar) (Brewer et al., 2009).

Para transformar la fracción orgánica de los RSU en la mayoría de los procesos de gasificación, el residuo debe ser tratado previamente para reducir su tamaño. Este material de entrada se suele denominar como combustible derivado de residuos (CDR). La composición y la

calidad de los CDR pueden variar fuertemente (Sarc and Lorber, 2013). El syngas resultante contiene pequeñas cantidades de metano, sulfuro de hidrógeno, sulfuro de carbonilo, amoníaco y componentes traza. El alquitrán (como los hidrocarburos condensables) en el syngas puede producir corrosión y bloqueos en el proceso y reducir eficiencias (Arena, 2012).

6.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.4.1. PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR

En la Tabla 6.6 se muestra el potencial de producción de biochar en España a partir de la fracción orgánica de los RSU a distintas temperaturas. Como se puede observar, la mayor producción de biochar tendría lugar en el caso del tratamiento a 300 °C, ya que es cuando se obtienen los mayores rendimientos. En esta situación se producirían 5.859,21 miles de toneladas de biochar al año. A medida que se incrementa la temperatura de pirólisis, el rendimiento iría disminuyendo.

Tabla 6.6: Potencial de producción de biochar en España a partir de la fracción orgánica de los RSU, a distintas temperaturas.

Estimación FO de los RSU (miles de t)	Producción potencial de biochar (miles de toneladas)					
	BRSU 300 °C (1h)	BRSU 500 °C	BRSU 600 °C	BRSU 700 °C	BRSU 800 °C	BRSU 900 °C
9.000,33	5.859,21	4.175,25	1.872,52	1.431,95	1.094,89	1.006,69

6.4.2. EMISIONES DE CO₂

Los cálculos se han realizado con las consideraciones establecidas en la metodología. Las constantes de mineralización tomadas se muestran en la Tabla 6.7.

Tabla 6.7.: Constantes de mineralización.

	C (mg CO ₂ -C/100 g suelo d)	m
Suelo (S)	12,13	0,59
Suelo(S)+ RSU	39,20	0,74
Suelo(S)+biochar RSU300°C (BRSU300)	43,15	0,58
Suelo(S)+biochar SRU500°C (BRSU500)	43,50	0,32

En la Tabla 6.8 y en la Figura 6.1 se muestran las emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100g⁻¹ suelo, para el caso de un suelo con RSU, con biochar de RSU a 300°C y con biochar de RSU a 500°C. Como se puede observar, las emisiones aumentan a lo largo del periodo de tiempo considerado. Sin embargo, si los RSU se sometieran a un tratamiento de pirólisis previo, las emisiones de CO₂ se reducirían significativamente, especialmente en el tratamiento a 500°C.

Tabla 6.8: Emisiones de CO₂ a 1, 10 y 100 años, del suelo con RSU, con biochar a 300°C de RSU y con biochar a 500°C de RSU.

	Emisiones (mg CO ₂ -C/100g suelo)			
Tiempo (años)	S	S+RSU	S+BRSU300	S+BRSU500
1	401,38	3.029,98	1.321,63	287,36
10	1.572,74	16.532,54	5.024,71	600,38
100	6.162,50	90.206,88	19.103,40	1.254,36

Figura 6.1: Emisiones de CO₂ a 1, 10 y 100 años de S+RSU, S+BRSU300 y S+BRSU500.

A partir de las premisas establecidas en la metodología, se calcularán las emisiones de CO₂ que se producirían teóricamente a uno, diez y cien años, en el suelo tras la aplicación de la totalidad de la producción de la fracción orgánica de los RSU en España.

Se tiene que la superficie de aplicación sería de 93.753,44 ha.

En la Tabla 6.9 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, del suelo más la totalidad de la producción de RSU en España.

Tabla 6.9: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera del suelo más la totalidad de la producción de RSU.

Tiempo (años)	Suelo + RSU		
	Y (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	3.029,98	1,12504*10 ¹⁴	3,40885*10 ¹⁷
10	16.532,54		1,85998*10 ¹⁸
100	90.206,88		1,01486*10 ¹⁹

Si los RSU se pirolizaran a 300 °C, se obtendría un potencial de biochar de 5.859.214 t. Considerando la misma proporción que en el caso anterior, se tiene un total de 73.240.175 t de suelo, lo que implica una superficie de aplicación de 61.033,48 ha.

En la Tabla 6.10 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, del suelo más la totalidad del biochar resultante de la pirólisis de RSU a 300 °C.

Tabla 6.10: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera del suelo más la totalidad de biochar de la fracción orgánica de los RSU a 300 °C.

Suelo + BRSU300			
Tiempo (años)	C (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	1.321,63	7,32402*10 ¹³	9,67966*10 ¹⁶
10	5.024,71		3,6801*10 ¹⁷
100	19.103,40		1,39914*10 ¹⁸

En el supuesto de pirolizar a 500 °C los RSU, la cantidad de suelo a considerar sería de 52.190.662,5 t, que se corresponden con 61.033,48 ha.

En la Tabla 6.11 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, del suelo más la totalidad del biochar resultante de la pirólisis de RSU a 500 °C.

Tabla 6.11: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera del suelo más la totalidad de biochar de RSU a 500 °C.

Suelo + BRSU500			
Tiempo (años)	C (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	287,36	5,21907*10 ¹³	1,49974*10 ¹⁶
10	600,38		3,1334*10 ¹⁶
100	1.254,36		6,5466*10 ¹⁶

En la Tabla 6.12 se muestra la comparativa de las emisiones de CO₂ que se producirían en los periodos de tiempo considerados, del suelo más la producción total de RSU, del suelo más el biochar de RSU a 300 °C y del suelo más el biochar de RSU a 500 °C.

Tabla 6.12: Emisiones teóricas de CO₂ del suelo (t) más RSU, del suelo más biochar a 300 °C de RSU y del suelo más biochar a 500 °C de RSU.

Tiempo (años)	Emisiones CO ₂ S+RSU (t)	Emisiones CO ₂ S+BRSU300 (t)	Reducción respecto a S+RSU (%)	Emisiones CO ₂ S+BRSU500 (t)	Reducción respecto a S+RSU (%)
1	340.885.183,5	96.796.584,82	71,60	14.997.393,39	95,60
10	1.859.979.361	368.010.351,5	80,21	31.333.995,98	98,32
100	10.148.646.495	1.399.136.334	86,21	65.465.996,56	99,35

Según los datos mostrados en la Tabla 6.12, la pirólisis de los RSU supondría una reducción drástica de las emisiones de CO₂ a la atmósfera, siendo esta relativamente constante a lo largo del periodo considerado, lo que podría atribuirse a un comportamiento de las emisiones de CO₂ más constante en el tiempo, a diferencia de lo que se observa en el caso de los lodos de EDAR. En un año, las emisiones se reducirían en un 71,60% en el caso de someter los RSU a un tratamiento de pirólisis a 300°C. Si la temperatura de tratamiento fuera de 500°C, la reducción de emisiones sería superior, ya que para el mismo periodo de tiempo las emisiones disminuirían en un 95,60%.

6.4.3. BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES

Como contenido en materia orgánica del biochar de RSU, se tomarán los valores medios de distintos biochar de RSU analizados por el grupo de investigación “Valorización de recursos” de la UPM (por publicar), y que se muestran en la Tabla 6.13:

Tabla 6.13.: Contenido en materia orgánica de distintos biocharres de RSU a 300 °C y a 500 °C.

Propiedades	Biochar RSU 300°C				Biochar RSU 500°C			
	BRSUa	BRSUb	BRSUc	BRSUd	BRSUa	BRSUb	BRSUc	BRSUd
M.O. (%)	26,33	46,44	71,42	44,98	17,86	24,93	42,34	62,16
Contenido medio M.O. (%)	47,29				36,82			

Cantidad de biochar necesaria para aumentar en un 1% la materia orgánica de los suelos:

Partiendo de los supuestos establecidos en la metodología, se calculará la cantidad de biochar que hay que aportar al suelo, para proporcionarle $2,03816 \cdot 10^{11}$ Kg de M.O. (cantidad necesaria para aumentar la materia orgánica de los suelos agrícolas en un 1%).

Tal como se muestra en la Tabla 6.14, se obtiene que para el caso de aplicar biochar de RSU obtenido a 300 °C, habría que aportar un total de 430.968.699 t al suelo. En el caso del biochar a 500 °C, sería necesario aportar 553.509.056 t de biochar al suelo para la consecución del objetivo propuesto.

Tabla 6.14: Cantidad de biochar de RSU necesaria para aumentar un 1% la materia orgánica del suelo.

Superficie agrícola (ha)	MO a aportar (Kg)	Cantidad BRSU300 a aportar (t)	Cantidad BRSU500 a aportar (t)
16.984.656	$2,03816 \cdot 10^{11}$	430.968.699	553.509.056

Cantidad de biochar necesaria para llevar la materia orgánica de los suelos españoles a un 3,5%:

En la Tabla 6.15 se muestra la cantidad de biochar de RSU a distintas temperaturas que sería necesaria para llevar la materia orgánica de los suelos agrícolas hasta un 3,5%. En este caso las cantidades de biochar oscilarían entre un mínimo de 268.185,82 t para las Islas Canarias, en el caso de aportar biochar a 300°C y un valor máximo de 220.166.789,31 t, que

corresponderían a la aportación necesaria en Castilla la Mancha para el caso de la aplicación de biochar a 500°C.

Tabla 6.15: Cantidad de biochar de RSU a aportar al suelo, por Comunidad Autónoma, para llevar a un 3,5% el contenido en materia orgánica.

CCAA	Biochar RSU (t)	
	BRSU300	BRSU500
Castilla la Mancha	171.424.466,86	220.166.789,31
C. Valenciana	24.956.594,56	32.052.678,34
Andalucía	165.872.819,27	213.036.602,77
Castilla y León	155.632.244,94	199.884.254,03
Extremadura	45.936.379,85	58.997.793,31
Cataluña	22.891.118,04	29.399.910,38
Islas Canarias	268.185,82	344.440,98
Aragón	40.713.321,39	52.289.625,96
Islas Baleares	758.322,78	973.942,02
La Rioja	7.327.766,22	9.411.321,45
C. Madrid	10.877.108,04	13.969.872,55
R. Murcia	18.176.831,42	23.345.177,54
C.F. Navarra	9.930.008,69	12.753.477,79

7. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS GANADEROS

7. CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR A PARTIR DE RESIDUOS GANADEROS

7.1. RESIDUOS GANADEROS

Los residuos ganaderos se generan como resultado de la cría intensiva o extensiva de ganado en cualquiera de sus tipologías. Estos residuos se pueden clasificar en (Agencia extremeña de la energía):

- Estiércoles y purines.

Los estiércoles están formados por las deyecciones sólidas, líquidas y las camas del ganado. Los purines son el líquido procedente de la mezcla de orinas del ganado en estabulación con los líquidos que fluyen del estercolero. Es decir es el líquido que escurre del estiércol, no la orina de los animales.

- Residuos zoonosanitarios.

Los residuos zoonosanitarios son los restos de los productos utilizados en las explotaciones para el tratamiento sanitario de los animales, es decir, restos de medicamentos, envases, jeringuillas, objetos cortantes, etc.

- Subproductos de origen animal no destinados a consumo humano (SANDACH).

El origen de los SANDACH en la ganadería puede provenir de la producción primaria, mataderos, industrias agroalimentarias, distribución, plantas de transformación, etc. En ellos se incluyen los cadáveres de animales, residuos de los mataderos y salas de despiece, purines y estiércoles. Según el Reglamento (CE) nº 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano, los SANDACH se clasifican en tres categorías que reflejan su nivel de riesgo para la salud pública y salud animal y en función de las cuales se autorizan unos determinados modos de gestión de los mismos. El estiércol y el contenido del tubo digestivo se consideran material de la Categoría 2 (material que presenta riesgos asociados con enfermedades o con la presencia de contaminantes que sobrepasen los niveles autorizados.)

La producción intensiva ha conducido a una gran concentración de animales en pequeñas superficies. Esto ha resultado en la excesiva producción de estiércoles con insuficientes tierras cercanas para la aplicación al suelo. Existen numerosos problemas ambientales asociados a estos sistemas intensivos, como la contaminación de las aguas por nitrógeno y fósforo y la contaminación por olores y emisiones de metano. De hecho, la agricultura supone una fuente importante de las emisiones de gases de efecto invernadero, contribuyendo aproximadamente al 35% de las emisiones globales (Tubiello et al., 2013). Los principales gases generados en las granjas son metano (NH₄) y óxido de nitrógeno (N₂O). La gestión del estiércol es una fuente importante de gases de efecto invernadero, ya que se ha estimado que suponen alrededor del 10% de las emisiones en las granjas (O'Mara, 2011).

7.2. PRODUCCIÓN Y PROPIEDADES DE LOS RESIDUOS GANADEROS

7.2.1. PRODUCCIÓN DE RESIDUOS GANADEROS EN ESPAÑA

Los residuos generados por la ganadería dependen de varios factores, destacando los siguientes:

- La raza de la especie
- La edad
- El peso medio del animal
- El tipo de alimentación
- El régimen de explotación y tipo de cama
- Sexo del animal
- Estado fisiológico

No existen datos sobre los residuos ganaderos generados en España. Dado que las variables que condicionan el volumen producido cambian constantemente, se hace necesario realizar un cálculo para la estimación de las deyecciones generadas por la ganadería. Para ello, se tomará, por un lado, el número de cabezas censadas de cada especie, según las siguientes fuentes:

- Ganado Ovino: MAGRAMA, noviembre 2014
- Caprino: MAGRAMA, noviembre 2014.
- Porcino: MAGRAMA, mayo 2015.
- Cunícola: Anuario Agrario 2013 COAG.
- Gallinas ponedoras: Comisión Europea 2014.

- Reproductoras de carne: MAGRAMA 2012

Por otro lado, se tomará la estimación de la cantidad de deyecciones por cabeza establecida por (Rodríguez, F. et al., 2014) y que se muestra en la Tabla 7.1:

Tabla 7.1: Estimación de las deyecciones producidas en España anualmente. Elaboración propia.

Especie	Nº Cabezas	Deyecciones/Cabeza (t/año)	Total (t/año)
Bovino de carne	5.380.616	10	53.806.160
Bovino de leche	853.239	14	11.945.346
Ovino	15.431.804	1	15.431.804
Caprino	2.704.229	1	2.704.229
Porcino	26.983.205	1	26.983.205
Conejos	6.120.114	0,05	306.005,7
Aves (gallinas ponedoras)	38.408.780	0,05	1.920.439
Aves (reproductoras de carne)	4.280.000	0,05	214.000
Equino	629.048	12	7.548.576
Total	100.791.035		120.859.765

En base a las estimaciones consideradas, en España se generaría un volumen aproximado de deyecciones ganaderas de casi 121 millones de toneladas cada año.

7.2.2. PROPIEDADES DE LOS RESIDUOS GANADEROS

Las propiedades de los residuos ganaderos varían en función de la especie. En la Tabla 7.2 se muestran las propiedades del estiércol de vacuno, de la gallinaza y de los purines de cerdo (Cely et. al, 2015).

Tabla 7.2: Propiedades de los residuos ganaderos.

Propiedades	Estiércol vacuno	Gallinaza	Purín de cerdo
pH	8,8	5,8	9
CE(μScm^{-1} 20°C)	265	430	124
CIC ($\text{cmol}_{(c)} \text{kg}^{-1}$)	53,7	66,8	44,1
N _{Kjeldhal} (%)	1,92	3,35	2,51
P(gKg^{-1})	3,1	3,6	2,3
C _{Cr207} (%)	40,2	35,8	13,5
C/N	20,94	10,67	5,38
Ca ²⁺ (gKg^{-1})	5,3	1,8	1,5
Mg ²⁺ (mgKg^{-1})	2270	203	732
Na ⁺ (gKg^{-1})	8,2	7,7	0,6
K ⁺ (gKg^{-1})	12,9	29,7	0,7
Fe (mgKg^{-1})	453	75	4146
Zn (mgKg^{-1})	200	336	988
Ni (mgKg^{-1})	7	7	11
Cu (mgKg^{-1})	22	22	227
Cd (mgKg^{-1})	-	-	-
MV (%peso)	64,66	64,85	41,72
CF (%peso)	20,67	14,92	11,06
Cenizas (%)	14,66	20,24	47,22

La Capacidad de Intercambio Catiónico indica la habilidad de los residuos ganaderos para adsorber nutrientes catiónicos. Como se puede observar en la tabla, los valores oscilan entre $44,1 \text{ cmol}_{(c)} \text{kg}^{-1}$ en el caso de los purines de cerdo y $66,8 \text{ cmol}_{(c)} \text{kg}^{-1}$ en el caso de la gallinaza. Los suelos con altos valores de CIC son capaces de retener nutrientes catiónicos (K^+ y NH_4^+) en la zona radicular y prevenir la lixiviación de nutrientes. Por tanto, la adición de enmiendas con valores altos de CIC, como los residuos ganaderos, mejora la productividad del suelo y también puede reducir la contaminación de las aguas subterráneas al minimizar la lixiviación de nutrientes y de metales (Sohi et al., 2010).

El contenido en materia orgánica de los residuos ganaderos es elevado, aunque varía en función del residuo considerado. Los valores más altos corresponden al estiércol de vacuno, con un contenido del 85,34%, y los más bajos a los purines de cerdo, con un contenido en materia orgánica del 52,78%.

7.3. GESTIÓN DE RESIDUOS GANADEROS

El aprovechamiento del estiércol y los purines se ha realizado tradicionalmente aplicándolo directamente al suelo como abono o fertilizante. Las explotaciones contaban con suficiente terreno para absorberlos. Sin embargo, los procesos de intensificación, caracterizados por un constante descenso en el número de explotaciones y un considerable aumento del tamaño de las mismas, ha roto el equilibrio ambiental suponiendo problemas derivados del vertido incontrolado de purines, que producen la contaminación de suelos y aguas y malos olores (Pereira).

En la Directiva marco de residuos, de 2008 se especifica que los estiércoles y purines están exentos de la aplicación de la normativa de residuos cuando se reutilicen en el marco de la agricultura, en las mismas condiciones que el material vegetal agrícola. En caso de que estén destinados a incineración, a los vertederos o a plantas de compostaje o biogás, sí les aplica la normativa de residuos. Por otro lado, tal como se ha mencionado anteriormente; según el Reglamento SANDACH, el estiércol se considera material de categoría 2. La eliminación y uso de este material se regula del siguiente modo:

- Se eliminará como residuo mediante incineración, directamente sin procesamiento previo o bien tras su procesamiento, por esterilización a presión si así lo exige la autoridad competente, y el marcado permanente del material resultante.
- Se eliminará o valorizará mediante co-incineración, si es un residuo, directamente sin procesamiento previo, o bien tras su procesamiento, por esterilización a presión si así lo exige la autoridad competente y el marcado permanente del material resultante.
- Se eliminará en un vertedero autorizado, previo procesamiento mediante esterilización a presión y marcado permanente del material resultante.
- Se utilizará para la fabricación de abonos y enmiendas del suelo de origen orgánico, que se introducirán en el mercado, (de conformidad con el artículo 32 de dicho Reglamento), tras el proceso por esterilización a presión, cuando proceda, y el marcado permanente del material resultante.
- Se compostará o se transformará en biogás, tras su procesamiento por esterilización a presión y el marcado permanente del material resultante o bien, en el caso del estiércol, el tubo digestivo y su contenido, la leche, los productos a base de leche, el calostro, los huevos y los ovoproductos, si la autoridad competente considera que no presentan ningún riesgo de propagación de ninguna enfermedad transmisible grave, con o sin procesamiento previo.

- Se aplicará a la tierra sin procesamiento previo, en el caso del estiércol, del contenido del tubo digestivo separado del tubo digestivo, de la leche, de los productos a base de leche y del calostro, si la autoridad competente considera que no presentan ningún riesgo de propagación de ninguna enfermedad transmisibile grave.
- Se utilizará como combustible con o sin procesamiento previo, o bien se utilizará para la fabricación de productos derivados (mencionados en los artículos 33, 34 y 36 del mismo Reglamento), y se introducirá en el mercado de acuerdo con dichos artículos.

Previamente a la aplicación de los distintos tratamientos establecidos para los residuos ganaderos, la primera fase en su gestión tiene lugar en las propias explotaciones ganaderas, donde se procede a la eliminación de los elementos gruesos mediante rejillas o tamices para enviarlos después a una fosa de recepción donde el estiércol será batido con el fin de que adquiera una composición física y química definida, evitando el depósito en el fondo de la fosa. La segunda fase consiste en realizar una separación mecánica, fundamentalmente con tamices o sistemas de presión, por medio de la cual el estiércol se separa en dos compuestos: uno sólido y otro líquido. La parte sólida se someterá a una estabilización durante su fase de almacenamiento, mientras que la parte líquida será enviada a otra fosa para eliminar los lodos mediante sedimentación. Los lodos procedentes de esta sedimentación se llevan a fermentar junto con la parte sólida y el resto líquido se almacena en un depósito hasta el momento adecuado de su reciclado (Agencia Extremeña de la Energía). La separación de las distintas fracciones del estiércol permite concentrar los sólidos de modo que se reduce el volumen y el coste de transporte. Además se consigue mayor valor en el estiércol, de modo que puede competir comercialmente con los fertilizantes químicos; en la fracción sólida se acumulan los fosfatos y la fracción líquida se puede aplicar como un fertilizante nitrogenado (Gebrezgabher et al., 2015).

Algunos aspectos del diseño de las fosas de almacenamiento están regulados, como la capacidad de la fosa; la impermeabilización y cubrición de la fosa, y la segregación de vertidos. También es frecuente la construcción de fosas abiertas, por economía, facilidad de limpieza y riesgo de accidente por vencimiento de la cubierta. En ese caso, se utilizan capas flotantes de arcillas expansivas, que reducen la presencia de insectos, los malos olores y las pérdidas de amoníaco por evaporación hasta en un 90%. Además reducen el riesgo de congelación, no obturan los sistemas de bombeo y pasan a formar parte del abono al aplicar el purín sobre el terreno (Plan de Gestión de los Residuos Ganaderos de Aragón).

Una vez realizadas las operaciones previas, los residuos se pueden reutilizar como abonos orgánicos o se pueden someter a distintos tratamientos:

7.3.1. REUTILIZACIÓN DE LOS RESIDUOS COMO ABONOS ORGÁNICOS.

La aplicación al suelo de residuos orgánicos como purines y estiércoles, de manera adecuada, pueden sustituir o reducir el uso de importantes cantidades de abonos minerales. En zonas vulnerables, la aplicación de las deyecciones como abono orgánico está regulada por el RD 261/1996 sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. Esta norma limita la aplicación de estiércoles y purines a 170 Kg/ha equivalentes de nitrógeno para evitar una posible contaminación de dichas zonas.

Existen distintos “Códigos de buenas prácticas agrarias” desarrollados por los organismos competentes en cada CCAA y que responden a las exigencias comunitarias recogidas en la Directiva del Consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, y en el R.D. 26/1996 de 16 de febrero (B.O.E., 1996), relativo a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. Estos códigos establecen una serie de criterios respecto al uso de purines como fertilizantes, de cumplimiento obligatorio en las zonas vulnerables, como por ejemplo:

- En el caso de que se utilicen estiércoles tanto sólidos como líquidos es necesario considerar que la disponibilidad del nitrógeno contenido en los mismos depende de la presencia de formas de nitrógeno diversas como el orgánico, el ureico, el amoniacal y el nítrico.
- No existe consenso sobre la eficiencia del nitrógeno contenido en los purines. Con el objeto de evitar las pérdidas de nitrógeno amoniacal, cuando se aplican estiércoles fluidos, es conveniente envolver dicho estiércol, con el pase de una labor ligera, en las 24h siguientes tras la aplicación.
- Es recomendable que todas las explotaciones agrícolas establezcan planes de abonado para cada parcela y que lleven un libro-registro de aplicación de fertilizantes. En él estarán especificados la naturaleza de los cultivos, las fechas de aplicación, las dosis utilizadas de nitrógeno de cualquier origen (deyecciones, lodos, compost, abonos, etc.). Además se registrará la producción de cada parcela para facilitar la elaboración de los planes de abonado y el establecimiento de los balances de nitrógeno.

Por otro lado, la reglamentación de los SANDACH, establece algunos requisitos para los abonos y enmiendas del suelo de origen orgánico. Éstos podrán introducirse en el mercado si:

- Se derivan de material de categoría 2 o 3.
- Si se han producido conforme a las condiciones fijadas para prevenir riesgos.
- Proceden de establecimientos o plantas autorizadas.
- Proceden de transformación en biogás o compostaje.

Respecto al estiércol sin transformar, en general queda prohibido su comercio entre los Estados miembros si procede de especies distintas de las de aves de corral y de équidos, excepto si el estiércol es originario de zonas no sujetas a restricciones sanitarias o si va a ser aplicado bajo la supervisión de la autoridad competente a tierras de una explotación situada a ambos lados de la frontera.

Además, según esta misma normativa, la alimentación de animales de granja con pasto de tierras abonadas con abonos o enmiendas del suelo de origen orgánico, ya sea por acceso directo de los animales a la tierra o por siega tiene que cumplir estas condiciones (MAGRAMA, 2013):

- Respetar el periodo mínimo de siega de 21 días.
- Solo se deben haber usado abonos y enmiendas del suelo de origen orgánico que cumplen con lo dispuesto en la normativa.

Como excepción para el caso del estiércol, se determina que las condiciones anteriores no se aplicarán siempre y cuando la autoridad competente no considere que entrañen un peligro para la propagación de ninguna enfermedad animal grave.

7.3.2. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS

Los tratamientos biológicos tienen por objeto facilitar los usos tradicionales del purín en agricultura con un menor impacto. La fracción líquida (purín) es separada de la fracción sólida (estiércol) para su tratamiento. El tratamiento más utilizado para estiércol es el compostaje aerobio. En cuanto a los purines, el tratamiento más utilizado es el anaerobio. Mediante un tratamiento aerobio posterior se reduce la contaminación del efluente anaerobio (Plan de Gestión de los Residuos Ganaderos de Aragón).

7.3.2.1. COMPOSTAJE

Según el Reglamento SANDACH, la aplicación a la tierra de abonos y enmiendas del suelo de origen orgánico tendrá que registrarse y mantenerse durante al menos dos años las cantidades de abonos y enmiendas orgánicas utilizados, las fechas y lugares donde se han aplicado y las fechas en las que se ha permitido al ganado pastar o en la que se ha utilizado pasto segado para la alimentación de animales después de usar este tipo de productos. Sin embargo, esta obligación no es de aplicación en el caso del estiércol siempre y cuando la autoridad competente no considere que entrañen un riesgo para la propagación de enfermedades. Además, las plantas de compostaje que admitan SANDACH tienen que disponer de un área cerrada o un reactor de compostaje cerrado de paso obligatorio para los subproductos aunque pueden autorizarse otros sistemas de compostaje a condición de que todo el material del sistema alcance los parámetros de tiempo y temperatura exigidos o sólo transformen los materiales que no requieren unidad de pasteurización en plantas de biogás. Los materiales de categoría 2 (como el estiércol o el tubo digestivo y su contenido) que se composten o transformen en biogás sin transformación previa, tienen que estar a 70 °C durante 60 minutos sin interrupción.

Por otro lado, los residuos de compost, al igual que los de biogás tienen también que cumplir unos requisitos microbiológicos durante o inmediatamente después de la transformación (*Enterococos* y *E. coli*) y durante el almacenamiento (*Salmonela*).

7.3.2.2. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia descompone los residuos orgánicos y produce biogás, principalmente compuesto por metano y dióxido de carbono, gracias a la acción de los microorganismos. La digestión anaerobia es una tecnología apropiada para el tratamiento de los residuos ganaderos tales como los purines, que conduce a la producción de biogás y de un digestato (Nasir et al., 2012; Zhang et al., 2012). Estos residuos constituyen una fuente de energía renovable que puede ser utilizada para sustituir combustibles fósiles.

Estos son algunos de los beneficios de la digestión anaerobia (Beddoes et al., 2007; Kashyap et al., 2003, Wilkie et al., 2004):

- Control de malos olores
- Reducción de las emisiones
- Eliminación de patógenos
- Reducción de la demanda de oxígeno de las aguas residuales

- Conversión del nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal disponible para las plantas.
- Preserva los nutrientes de las plantas (N, P, K) para su uso como fertilizante.
- Producción de biogás procedente de una fuente renovable.

La Agencia Extremeña de la Energía señala también beneficios sociales, económicos y ambientales a través de la implantación de sistemas de producción de biogás colectivos (varias granjas), y de co-digestión que permitan la implantación de sistemas de gestión integral de residuos orgánicos por zonas geográficas.

La digestión anaerobia puede realizarse a temperatura controlada, a través de digestores anaerobios o bien a temperatura ambiente mediante lagunaje. Las lagunas anaerobias requieren un bajo mantenimiento pero requieren el almacenamiento de los lodos y el tratamiento anaerobio que tiene lugar en ellas es reducido, produciéndose digestiones incompletas. Además los diseños a cielo abierto producen emisiones de gases de efecto invernadero como CO₂, CH₄ y otros productos intermedios que generan malos olores como amoníaco, fenoles, etc. La necesidad de reducir estas emisiones generó la necesidad de cubrir las lagunas con materiales impermeables (DeSutter y Ham, 2005). En las lagunas cubiertas el biogás es conducido y recogido a través de tuberías, y se puede usar para alimentar calderas y motores para producir energía eléctrica, se puede depurar e inyectar a la red de gas natural o bien se puede simplemente quemar. Normalmente a estos sistemas no se les aporta calor y la temperatura de digestión depende de la temperatura ambiental que varía estacionalmente. Para este sistema se requiere una amplia superficie de terreno, un mantenimiento continuo de la cubierta y existe riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por lo que su uso no es muy común (McNab et al., 2007).

Sin embargo la digestión anaerobia de purines como única materia prima genera bajos rendimientos de biogás debido a su bajo contenido en materia orgánica (Angelidaki y Ellegaard, 2003) y a la alta concentración de amonio (2-3 g N-NH⁴/L), que puede resultar tóxico (Regueiro et al., 2012). Es por ello que una práctica habitual es la co-digestión con otros residuos orgánicos. La co-digestión de purines con distintos residuos mejora el rendimiento técnico-económico del proceso y también el aspecto ambiental, al utilizar residuos en vez de cultivos energéticos (Rodríguez-Verde et al., 2014).

En el centro y en el norte de Europa, la digestión anaerobia es ampliamente utilizada en el sector agrícola. La mayoría de las plantas tratan estiércol junto con otros residuos orgánicos (Nielsen y Angelidaki, 2008), como residuos de cosechas, residuos de la industria agroalimentaria, etc.

Según el Reglamento SANDACH, las plantas de biogás que traten estos materiales deben contar con una unidad de pasteurización/higienización de paso obligatorio para los subproductos con una dimensión granulométrica máxima de 12mm, si bien existen determinadas excepciones como es el caso de las plantas que transformen estiércol y tubo digestivo (entre otros) si la autoridad competente considera que no hay riesgo de propagación de enfermedad transmisible grave.

7.3.3. PROCESOS TERMOQUÍMICOS

Los procesos de conversión termoquímica incluyen la combustión, la pirólisis, la gasificación y la licuefacción (Cantrell et al., 2008).

COMBUSTIÓN

La combustión transforma el estiércol en energía calorífica. Sin embargo este método no proporciona un medio para almacenar la energía hasta que sea necesitada. Además, las cenizas que se generan en el proceso de combustión necesitan una adecuada gestión, ya que aún no se ha encontrado una vía de reciclaje apropiada.

LICUEFACCIÓN DIRECTA

La licuefacción directa hidroliza los compuestos lignocelulósicos presentes en la biomasa y los convierte en aceites orgánicos más ligeros (bioaceites). Normalmente se lleva a cabo a presiones comprendidas entre los 5 y los 20 MPa y a temperaturas relativamente bajas, entre los 250 y los 350 °C (He et al., 2000).

GASIFICACIÓN

La gasificación utiliza aire, oxígeno o vapor como medio de reacción para convertir la fracción orgánica de una materia prima seca o húmeda en gases, principalmente CO, CO₂, H₂ y en una fracción sólida (char). (Bridgewater 2003). No se han publicado muchos estudios al respecto, ni se han reportado los rendimientos en la fracción sólida resultante o el porcentaje de cenizas (Priyadarsan et al., 2004).

PIRÓLISIS

La pirólisis de los residuos ganaderos es el tratamiento térmico en ausencia de oxígeno por el cual se obtiene una fracción sólida (biochar), una fracción líquida (bioaceites) y una fracción gaseosa. Tal como se ha comentado anteriormente, la producción de biochar es un método de gestión de residuos interesante por diversos motivos, como la reducción del volumen de los residuos y la obtención de energía de las fracciones líquida y gaseosa (Omar y Robinson, 2014).

En general, los biocharres derivados de plantas, como la biomasa forestal, son materiales pobres en nutrientes debido a su escaso contenido en cenizas, nitrógeno, fósforo y potasio (Fabbri et al., 2012). Sin embargo, la aplicación al suelo de biocharres obtenidos por la pirólisis de residuos ricos en cenizas tiene efectos positivos en las propiedades del suelo. Los residuos ganaderos son materiales ricos en nutrientes y por tanto, materias primas interesantes para la producción de biochar, que puede ofrecer beneficios adicionales, no solo como enmienda orgánica sino también como fertilizante (Cantrell et al., 2012; Tsai et al., 2012). Además, la pirólisis de los residuos orgánicos podría reducir los problemas de lixiviación de nitrógeno de los suelos, en comparación con el uso directo de los residuos orgánicos como fertilizantes, mientras que el contenido en fósforo y en potasio de la materia prima podría ser recuperado casi completamente en el biochar (Wang et al., 2012); de hecho los biocharres de residuos ganaderos pueden ser utilizados como fertilizantes de liberación lenta (Wang et al., 2014).

7.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.4.1. PRODUCCIÓN POTENCIAL DE BIOCHAR

En la Tabla 7.3 se muestra el potencial de producción de biochar en España a partir de estiércol de ganado bovino, de gallinaza y de purín de cerdo a distintas temperaturas. Como se puede observar, la mayor producción de biochar correspondería a los purines de cerdo, especialmente en los tratados a 300 °C. También sería importante la producción de biochar a partir de estiércol de ganado bovino, que al igual que en el caso anterior, las mayores cantidades se obtendrían con el tratamiento de pirólisis a 300 °C.

Tabla 7.3: Producción potencial de biochar a partir de distintos residuos ganaderos tratados a distintas temperaturas.

	Producción potencial (t)	
	Biochar 300°C	Biochar 500°C
Estiércol de ganado bovino	11.762.944,42	4.720.958,13
Gallinaza	1.058.254,86	833.711,87
Purín de cerdo	12.655.123,15	9.606.020,98

7.4.2. EMISIONES DE CO₂

Los valores de las constantes de mineralización se han tomado del estudio de Gascó et al. (En revisión) y se muestran en la Tabla 7.4:

Tabla 7.4: Constantes de mineralización.

	C (mg CO ₂ -C/100 g suelo d)	m
Suelo (S)	57,54	0,18
Suelo (S) + purín de cerdo (PC)	61,09	0,44
Suelo (S) + biochar purín de cerdo 300°C (BPC300)	75,85	0,26
Suelo (S) + biochar purín de cerdo 500°C (BPC500)	46,77	0,25

En la Tabla 7.5 y en la Figura 7.1 se muestran las emisiones de CO₂ expresadas en mg CO₂-C 100g⁻¹ suelo, para el caso de la aplicación al suelo de purines de cerdo (PC), de biochar de purines de cerdo a 300 °C (BPC300) y de biochar de purines de cerdo a 500 °C (BPC500). Como se puede observar, las emisiones de CO₂ disminuyen considerablemente en el caso de la aplicación al suelo de biochar, frente a la aplicación directa de los purines. Las emisiones más bajas tienen lugar en el caso de la aplicación al suelo del biochar de purines pirolizados a 500 °C.

Tabla 7.5: Emisiones de CO₂ calculadas a 1, 10 y 100 años

Tiempo (años)	Emisiones (mg CO ₂ -C/100g suelo)			
	S	S+PC	S+BPC300	S+BPC500
1	170,69	807,66	356,91	206,85
10	260,92	2212,23	653,22	369,54
100	398,84	6059,40	1195,52	660,18

Figura 7.1: Comparativa de las emisiones de CO₂ a uno, diez y cien años de S, S+PC, S+BPC300 y S+BPC500.

Según se muestra en la Tabla 7.1, la producción anual de purines de cerdo en España se situaría en las 26.983.205 t. A partir de los datos mostrados en el apartado anterior, referentes a las emisiones de CO₂ de los purines de cerdo y de sus correspondientes biochar a 300 °C y a 500 °C, se calcularán las emisiones de CO₂ que se producirían teóricamente a uno, diez y cien años, en el caso de aplicar al suelo la totalidad de los purines de cerdo producidos en España.

Teniendo en cuenta las consideraciones establecidas en la metodología, se partirá de 337.290.062,5 t de suelo para el cálculo, por lo que la superficie de aplicación sería de 281075,05 ha.

En la Tabla 7.6 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar el total de purines de cerdo producidos en España al suelo:

Tabla 7.6: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo de la producción total de purines de cerdo.

Tiempo (años)	Y (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	807,66	3,3729*10 ¹⁴	2,72416*10 ¹⁷
10	2212,23		7,46162*10 ¹⁷
100	6059,40		2,04377*10 ¹⁸

Si en lugar de la aplicación directa de los purines, se sometieran a un proceso previo de pirólisis a 300 °C, se obtendría un potencial de biochar de 12.655.123,15 t. En el caso de que este biochar se aplicase al suelo en su totalidad, y teniendo en cuenta la proporción del 8% en peso comentada en la metodología, se tomará para el cálculo de las emisiones de CO₂ un total de 158.189.039,38 t de suelo, es decir, de una superficie de 131824,1995 ha.

En la Tabla 7.7 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar la totalidad del biochar resultante de la pirólisis de purines de cerdo a 300 °C.

Tabla 7.7: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo del total de biochar producido a partir de purines de cerdo a 300 °C.

Tiempo (años)	C (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	356,91	1,58189*10 ¹⁴	5,64591*10 ¹⁶
10	653,22		1,03332*10 ¹⁷
100	1195,52		1,89118*10 ¹⁷

De igual modo se calculan las emisiones que se producirían en caso de que los purines se pirolizaran a 500 °C. En este supuesto, la cantidad de suelo a tomar para el cálculo resulta ser de 120.075.262,25 t y un superficie de aplicación de 100.062,7185 ha.

En la Tabla 7.8 se muestran las cantidades de CO₂ que se emitirían a la atmósfera en uno, diez y cien años, en el supuesto de aplicar la totalidad del biochar resultante de la pirólisis de purines de cerdo a 500 °C.

Tabla 7.8: Emisiones teóricas de CO₂ a la atmósfera tras la aplicación al suelo del total de biochar producido a partir de purines de cerdo a 500 °C.

Tiempo (años)	C (mgCO ₂ -C/100g suelo)	Suelo sobre el que se aplica (g)	CO ₂ emitido (mg)
1	206,85	1,20075*10 ¹⁴	2,48381*10 ¹⁶
10	369,54		4,4373*10 ¹⁶
100	660,18		7,92718*10 ¹⁶

En la Tabla 7.9 se muestra la comparativa de las emisiones de CO₂ que se producirían en los distintos escenarios temporales considerados, en el caso de aplicar al suelo la totalidad de los purines de cerdo producidos en España y de sus correspondientes biochar a 300 °C y a 500 °C.

Tabla 7.9: Emisiones teóricas de CO₂ del suelo (t) tras la adición de purines de cerdo (PC), y de sus correspondientes biochares a 300 °C (BPC300) y a 500 °C (BPC500).

Tiempo (años)	Emisiones CO ₂ S+PC (t)	Emisiones CO ₂ S+BPC300 (t)	Reducción respecto a S+PC (%)	Emisiones CO ₂ S+BPC500 (t)	Reducción respecto a S+PC (%)
1	272.416.261,4	56.459.086,99	79,27	24.838.119,69	90,88
10	746.161.829,3	103.331.765,8	86,15	44.372.992,21	94,05
100	2.043.774.746	189.118.428,7	90,75	79.271.799,25	96,12

Tal como se puede observar, las emisiones de CO₂ decrecen bruscamente si en vez de aplicar los lodos de depuradora al suelo éstos se pirolizan previamente, especialmente en el caso del tratamiento a 500°C y durante el primer año. Con el paso del tiempo siguen disminuyendo con respecto al suelo con purín sin tratar, aunque de manera más leve. Si se aplicara al suelo biochar de purines de cerdo a 500°C en un año se evitaría la emisión de 247.578.142 t de CO₂, es decir, un 90,88% menos. A diez años, la reducción de las emisiones llegaría al 96,12%, evitándose la liberación a la atmósfera de 701.788.837 t de CO₂.

7.4.3. BIOCHAR NECESARIO PARA AUMENTAR LA MATERIA ORGÁNICA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS ESPAÑOLES

El contenido en materia orgánica del biochar de residuos ganaderos se calculará a partir de los contenidos en cenizas publicados por Cely et al, (2015) para el biochar de estiércol de ganado vacuno (BV), del biochar de gallinaza (BG) y del biochar de purín de cerdo (BPC).

Tabla 7.10.: Propiedades del biochar de distintos residuos ganaderos a 300 °C y a 500 °C. Cely et al. 2015.

Propiedades	BV 300 °C	BV 500 °C	BG 300 °C	BG 500 °C	BPC 300 °C	BPC 500 °C
Cenizas (%)	20,20	43,65	34,75	38,03	50,25	73,88
M.O. (%)	79,8	56,35	65,25	61,97	49,75	26,12

Cantidad de biochar necesaria para aumentar en un 1% la materia orgánica de los suelos:

Los cálculos se han realizado según las suposiciones consideradas en la metodología. Se obtienen los siguientes resultados:

Como se muestra en la Tabla 7.11, para el caso de aplicar biochar de purines de cerdo obtenido a 300°C (BPC300), se necesitarían 409.680.145 t. Si el tratamiento realizado para la obtención del biochar tuviera lugar a 500°C (BPC500), la cantidad a aportar sería de 780.305.789 t de biochar.

En el caso de aplicar al suelo biochar a 300°C de gallinaza (BG300), se necesitarían 312.361.490 t para aumentar la materia orgánica del suelo agrícola en un 1%. Si la pirólisis de la gallinaza se realizara a 500°C (BG500), se tendrían que aportar al suelo 328.894.420 t de biochar.

En el supuesto de aplicar al suelo biochar a 300°C de estiércol de vacuno (BV300), sería necesario aplicar 255.408.361 t de biochar. En el caso de aplicar biochar a 500°C de estiércol de vacuno (BV500), la cantidad a aplicar sería de 361.696.312 t.

Tabla 7.11: Cantidad de biochar de residuos ganaderos necesaria para aumentar un 1% la materia orgánica del suelo.

Biochar a aportar (t)					
BPC300	BPC500	BG300	BG500	BV300	BV500
409.680.145	780.305.789	312.361.490	328.894.420	255.408.361	361.696.312

Cantidad de biochar necesaria para llevar la materia orgánica de los suelos españoles a un 3,5%:

En la Tabla 7.12 se muestran las cantidades a aportar de cada tipo de biochar (de purines de cerdo, de gallinaza, y de estiércol de vacuno), para llevar el contenido en materia orgánica del suelo a un 3,5%. La cantidad mínima a aplicar sería de 158.937,07 t en el caso de utilizar biochar preparado a partir de estiércol de vacuno a 300°C, en las Islas Canarias, siendo la cantidad máxima de 310.378.698,28 t, en el caso de aplicar biochar de purines de cerdo preparado a 500°C.

Tabla 7.12: Cantidad de biochar de RSU a aportar al suelo, por Comunidad Autónoma, para llevar a un 3,5% el contenido en materia orgánica.

CCAA	Biochar purines de cerdo (t)		Biochar gallinaza (t)		Biochar estiércol vacuno (t)	
	BPC300	BPC500	BG300	BG500	BV300	BV500
Castilla la Mancha	162.956.615,06	310.378.698,28	124.246.614,55	130.822.843,30	101.592.626,56	143.870.303,45
C. Valenciana	23.723.814,03	45.186.054,67	18.088.272,00	19.045.663,19	14.790.222,41	20.945.159,68
Andalucía	157.679.202,12	300.326.964,22	120.222.839,93	126.586.094,97	98.302.510,09	139.211.008,08
Castilla y León	147.944.481,29	281.785.526,19	112.800.581,52	118.770.985,06	92.233.558,20	130.616.467,51
Extremadura	43.667.261,19	83.171.755,13	33.294.195,31	35.056.418,33	27.223.637,14	38.552.728,38
Cataluña	21.760.365,83	41.446.332,31	16.591.236,78	17.469.391,64	13.566.142,86	19.211.680,57
Islas Canarias	254.938,25	485.573,43	194.378,21	204.666,42	158.937,07	225.078,58
Aragón	38.702.206,07	73.714.959,88	29.508.578,57	31.070.433,31	24.128.255,04	34.169.205,89
Islas Baleares	720.863,92	1.373.008,42	549.624,21	578.715,18	449.410,78	636.432,65
La Rioja	6.965.796,66	13.267.549,16	5.311.086,34	5.592.195,97	4.342.711,58	6.149.926,96
C. Madrid	10.339.811,70	19.693.936,91	7.883.611,22	8.300.881,59	6.446.185,86	9.128.760,11
R. Murcia	17.278.950,75	32.910.712,10	13.174.372,41	13.871.676,62	10.772.278,20	15.255.151,73
C.F. Navarra	9.439.496,20	17.979.132,31	7.197.163,77	7.578.101,27	5.884.898,95	8.333.894,16

**8. VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA
PRODUCCIÓN DE BIOCHAR. MERCADO
POTENCIAL DE USO.**

8. VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE BIOCHAR. MERCADO POTENCIAL DE USO

Tal como se ha mostrado, los residuos de la industria papelera, los lodos de EDAR, los RSU y los residuos ganaderos, tienen potencialidad de producción de biochar. La cantidad a generar depende fundamentalmente del tipo de residuo y de las condiciones de pirólisis.

La valoración económica de la producción de biochar, se puede realizar desde distintos enfoques:

- Estimación de un precio de venta del biochar como enmienda orgánica.
- Estimación de un precio de venta del biochar como sustrato de cultivo.
- Estimación del precio de venta de los créditos de carbono generados tras el enterramiento del biochar, con el propósito de capturar carbono.

Mercado del biochar como enmienda orgánica

En la actualidad no existe un consenso sobre el precio de venta del biochar puro. Puede variar entre cifras tan dispares como los 67 €/t en Filipinas, hasta los 3779 €/t en el Reino Unido, con una media de precio de 1980 €/t (Jirka y Tomlinson, 2014). No obstante este dato está basado en varios mercados internacionales y tiene asociadas grandes variaciones. Rodríguez et al. (2014) consideran un rango de precios más conservador, entre los 400 y los 600 €/t. En el caso de la utilización del biochar como enmienda orgánica, tendría que competir con precios como los del compost, cuyo precio puede rondar los 16 € m⁻³ (50 €/t) (Fornes et al., 2015), por lo que difícilmente podría entrar en este mercado con las condiciones actuales.

Además, en la actualidad, el biochar no está incluido en la legislación de fertilizantes (RD 506/2013) por lo que, tal como se ha comentado con anterioridad, previamente a su comercialización sería necesario solicitar su inclusión.

Mercado del biochar como sustrato de cultivo

En España, los sustratos de cultivo más utilizados son la turba *Sphagnum* y la fibra de coco. Los precios en el sector de la horticultura se suelen manejar en términos de volumen. En el caso de la turba y de la fibra de coco, su valor en el mercado ronda los 40 €/m³ (550 €/t) (Fornes et al., 2015). En la Tabla 8.1. se muestran los precios entre los que oscila la turba

actualmente (Gascó et al. 2015) También se comercializan otros sustratos de más bajo precio, aunque de menor calidad, como el compost, cuyos precios se sitúan alrededor de los 16 €/m³ (50 €/t). El biochar podría sustituir parcialmente a la turba y a la fibra de coco como sustrato de cultivo, siempre y cuando su precio fuera competitivo en el mercado y parece que aún está lejos de serlo. Fornes et al, (2015) analizaron el precio de dos biocharres (de residuos forestales y de residuos de almazara), y resultaron ser de 210 €/t y de 395 €/t respectivamente. Aunque pudieran competir con el precio de la turba, en general habría que optimizar los rendimientos del biochar.

Tabla 8.1. Precios de la turba según tipo.

TIPO	PRECIO (€/m ³)
<i>Sphagnum</i>	38,85
<i>Hypnum</i>	25,12
<i>Politrychum</i>	24,14
<i>Juncus and Carex</i>	23,16
<i>Phragmites</i>	20,14

Mercado del biochar como medio de captura de carbono

El Régimen de Comercio Europeo de Derechos de Emisión (EU ETS) es el mayor mercado de CO₂ a nivel mundial (Factor CO₂ Trading, 2012). Cada instalación recibe una cantidad de derechos de emisión; si emite más que la cantidad asignada, deberá comprar más derechos, si emite menos, podrá venderlos. La unidad del derecho de emisión en el EU ETS es el Derecho de Emisión Europeo (EUA), su precio es una herramienta para incentivar el cambio tecnológico. El precio medio del EUA en los últimos 12 meses ha sido de 7,57 € (www.sendeco2.com). Por otro lado, se encuentran los créditos de carbono provenientes del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) del Protocolo de Kioto. Estos activos se denominan Reducciones de Emisiones Certificadas (CER) (Factor CO₂ Trading, 2012), que representa una tonelada de CO₂ que deja de emitirse a la atmósfera y que ha sido generada y certificada mediante el esquema del mecanismo de desarrollo limpio. El precio medio de los últimos 12 meses ha sido de 0,35 € (www.sendeco2.com).

En el caso de que el biochar se adicionase al suelo con el fin único de capturar carbono, el valor provendría de la venta de los derechos de emisión compensados con el secuestro de carbono en el biochar. Sin embargo, hasta la fecha, el biochar no se ha incluido como parte de los activos para la reducción de emisiones, aunque promete ser una fuente importante de compensación de emisiones de CO₂.

9. CONCLUSIONES.

9. CONCLUSIONES

SOBRE LA CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN DE BIOCHAR EN ESPAÑA:

1. La capacidad anual de producción de biochar en España a partir de residuos de la industria papelera y a 600°C, estaría comprendida entre las 38.117 t en el caso de los lodos de fibra virgen, y las 163.412 t en el caso de los lodos de fibra recuperada sin proceso de destintado de las 4 fábricas seleccionadas para el estudio que representan más del 60% de la producción nacional de papel para cartón ondulado a partir de papel y cartón recuperado.
2. La capacidad anual de producción de biochar a partir de lodos de EDAR, oscilaría entre las 578.573 t en el caso de pirolizar el residuo a 300°C y las 858.537 t en el caso del tratamiento a 700°C.
3. La capacidad anual de producción de biochar a partir de la fracción orgánica de los RSU, variaría entre 1,007 millones de toneladas en caso de pirolizar los residuos a 900°C, y los 5,859 millones de toneladas en caso de que el tratamiento tuviera lugar a 300°C, durante 1h.
4. La capacidad anual de producción de biochar a partir de residuos ganaderos, estaría comprendida entre las 833.711 t en el caso de pirolizar la gallinaza a 500°C, y las 12.655.123 t en el caso de los purines de cerdo pirolizados a 300°C.

SOBRE LA REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES DE CO₂:

5. La adición de biochar procedente de residuos de la industria papelera (lodos de destintado y los lodos de fibra recuperada sin proceso de destintado de las 4 fábricas seleccionadas), de lodos de EDAR y de residuos ganaderos (purines de cerdo), supondría una reducción de las emisiones de CO₂ con respecto al uso directo del residuo, que oscilaría entre un mínimo del 22,53% en el caso del biochar a 300°C de lodos papeleros, en un año; y una reducción del 96,12 % de las emisiones, que tendría lugar considerando el biochar a 500°C de purines de cerdo en un periodo de 100 años.

SOBRE LA CANTIDAD DE BIOCHAR A APORTAR AL SUELO PARA AUMENTAR EL CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA:

6. Para aumentar en un 1% el contenido medio en materia orgánica de la superficie agrícola española, sería necesario un aporte de $2,04 \cdot 10^8$ t de materia orgánica, que supondría una demanda mínima de biochar de 255.408.361 t en el caso de la aplicación de biochar de estiércol de vacuno a 300°C y una demanda

máxima de 1.746.494.190 t en el caso de aplicar lodos de destintado pirolizados a 500°C.

7. Para llevar la materia orgánica de los suelos agrícolas a un 3,5% (calculado por provincia), habría una demanda de biochar que variaría entre un mínimo de 158.937,07 t en el caso de biochar a 300°C de estiércol de vacuno aplicado en las Islas Canarias, y un máximo de 694.695.081t en el caso de la aplicación de biochar a 500°C de lodos de destintado, en Castilla la Mancha.

10. NORMATIVA

10.NORMATIVA

A continuación se detalla la normativa aplicable al tratamiento y gestión de los distintos residuos objetos de la presente tesis:

10.1. NORMATIVA GENERAL DE RESIDUOS

- Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.
- Real Decreto- Ley 5/2004 de 27 de agosto. (Régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero).
- Real Decreto 815/2013 de 18 de octubre. (Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002 de 1 de julio, prevención y control integrados de la contaminación).
- Real Decreto 509/2007 de 20 de abril. (Reglamento para el desarrollo y ejecución de la Ley 16/2002 de 1 de julio, prevención y control integrados de la contaminación).
- Ley 5/2013 de 11 de junio (modificación de la Ley 16/2002 de 1 julio, prevención y control integrados de la contaminación y Ley 22/2011 de 28 de Julio, residuos y suelos contaminados).
- Real Decreto 653/2003 de 30 de mayo. (Incineración de residuos).
- Real Decreto 117/2003 de 31 de enero. (Limitación de emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes en determinadas actividades).
- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.
- Real Decreto 180/2015 de 13 de marzo. (Regula el traslado de residuos en el interior del territorio del Estado).
- Reglamento (CE) nº 1013/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de junio de 2006, relativo a los traslados de residuos.
- Directiva 2008/98 CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre. (Residuos).
- Real Decreto 180/2015, de 13 de marzo, por el que se regula el traslado de residuos en el interior del territorio del Estado.

10.2. LODOS

- Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre. (Utilización de lodos de depuración en el sector agrario).

- Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario.
- Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.
- Directiva 2010/75/UE, de 24 de noviembre. (Emisiones industriales - prevención y control integrados de la contaminación).

10.3. COMPOSTAJE

- Reglamento 185/2007 CE de la Comisión, de 20 de febrero. (Modifica los Reglamentos 809/2003 CE y 810/2003 CE en lo relativo a la validez de las medidas transitorias para las plantas de compostaje y biogás).
- Reglamento 209/2006 CE de la Comisión de 7 de febrero. (Modifica el Reglamento 809/2003 y 810/2003 CE en lo relativo a la validez de las medidas transitorias para las plantas de compostaje y biogás contempladas en el Reglamento 1774/2002 CE).
- Reglamento 12/2005 CE de la Comisión, de 6 de enero. (Modificación Reglamentos 809/2003 CE y 810/2003 CE en la validez de las medidas transitorias para instalaciones de compostaje y biogás contempladas en el Reglamento 1774/2002 CE del Parlamento Europeo y del Consejo).

10.4. FERTILIZANTES

- Real Decreto 506/2013 de 28 de junio. (Productos fertilizantes).
- Real Decreto 1769/2007 de 28 de diciembre. (Modificación del Real Decreto 824/2005 de 8 de julio, productos fertilizantes).
- Real Decreto 888/2006 de 21 de julio. (Reglamento sobre almacenamiento de fertilizantes a base de nitrato amónico con un contenido en nitrógeno igual o inferior al 28 por ciento en masa).

10.5. VERTEDEROS

- Real Decreto 1481/2001 de 27 de diciembre. (Eliminación de residuos mediante depósito en vertedero).

- Orden AAA/661/2013 de 18 de abril. (Modifica anexos I, II y III del R.D. 1481/2001, de 27 de diciembre. (Eliminación de residuos mediante depósito en vertedero).
- Real Decreto 1304/2009 de 31 de julio (modificación del RD 1481/2001 de 27 de diciembre, eliminación de residuos mediante el depósito en vertedero).
- Directiva 99/31 CE del Consejo, de 26 de abril de 1999 (vertido de residuos).

10.6. RESIDUOS GANADEROS

- Reglamento 809/2003 CE de la Comisión, de 12 de mayo de 2003 (sobre medidas transitorias, con arreglo al Reglamento 1774/2002 CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativas a las normas de transformación de material de la categoría 3 y estiércol en las plantas de compostaje).
- Reglamento 810/2003 CE de la Comisión, de 12 de mayo de 2003 (sobre medidas transitorias, con arreglo al Reglamento 1774/2002 CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativas a las normas de transformación de material de la categoría 3 y estiércol en las plantas de biogás).

10.7. EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

- Ley 1/2005 de 9 de marzo. (Régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero).
- Real Decreto 1722/2012 de 28 de dic. (Desarrolla aspectos relativos a la asignación de derechos de emisión en el marco de la Ley 1/2005 de 9 de marzo, que regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero).
- Real Decreto 301/2011 de 4 marzo. (Medidas de mitigación equivalentes a la participación en el régimen de comercio de derechos de emisión a efectos de la exclusión de instalaciones de pequeño tamaño).
- Real Decreto 101/2011 de 28 de enero. (Sistemas de acreditación y verificación de las emisiones de gases de efecto invernadero).
- Real Decreto 1031/2007 de 20 de julio. (Desarrolla el marco de participación en los mecanismos de flexibilidad del Protocolo de Kioto).
- Real Decreto 202/2006 de 17 de febrero. (Composición y funcionamiento de las mesas de diálogo social, previstas en el artículo 14 de la Ley 1/2005 de 9 de marzo, régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero).
- Real Decreto 1315/2005 de 4 de noviembre. (Bases de los sistemas de seguimiento y verificación de emisiones de gases de efecto invernadero en instalaciones incluidas en el ámbito de aplicación de la Ley 1/2005 de 9 de marzo, comercio de derechos de emisión de dichos gases).
- Real Decreto 1722/2012 de 28 de diciembre. (Desarrolla aspectos relativos a la asignación de derechos de emisión en el marco de la Ley 1/2005 de 9 de marzo, que regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero).
- Real Decreto 341/2010 de 19 de marzo. (Obligaciones de información para actividades del régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero).
- Directiva 2009/29/CE de 23 de abril. (Modificación de la Directiva 2003/87/CE para perfeccionar y ampliar el régimen comunitario de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero).
- Directiva 2004/101 CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 27 de octubre (modifica la Directiva 2003/87 CE, régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la CE con respecto al Protocolo de Kioto).
- Decisión 2015/1814 UE, de 6 de octubre (establecimiento y funcionamiento de una reserva de estabilidad del mercado en el marco del régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero).

- Real Decreto 101/2011 de 28 de enero. (Sistemas de acreditación y verificación de las emisiones de gases de efecto invernadero).

11. BIBLIOGRAFÍA

11.BIBLIOGRAFÍA

Adriano D.C., Wenzel W.W., Vangronsveld J., Bolan N.S. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 122, 121-142.

Ackerman, F. 2000. Waste management and climate change. *Local Environment*, vol 5, pp 223-229.

Aguilar, F.J., González, P., Revilla, J., de León, J.J., Porcel, O. 1997. Agricultural use of municipal solid waste on tree and bush crops. *J. Agric. Eng. Res.* 67, 73-79.

Alvarenga P., Palma P., Gonçalves, A.P., Baia~o, N., Fernandes R.M., de Varennes A., Vallini G., Duarte E., Cunha-Queda A.C. 2008. Assessment of chemical, biochemical and ecotoxicological aspects in amine soil amended with sludge of either urban or industrial origin. *Chemosphere* 72, 1774-1781.

Amonette J.E., Joseph, S. 2009. Characteristics of biochar: micro-chemical properties. Capítulo 3. 2009. Lehman J., Joseph, D. Editores. www.harvestcleanenergy.org/conference/HCE9//JimAmonette.pdf

Antal, M.J.; Gronli, M. 2003. The art, science, and technology of charcoal production. *Ind. Eng. Chem. Res.* 42, 1619-1640.

Angelidaki, I., Ellegaard, L. 2003. Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 109: 95-105.

Angostini, M. 2007. Curso de Papel: cargas y aditivos. [ref. del 2 de octubre 2008]. Disponible en: <http://celulosapapel.blogspot.com/2007/06/prximamente-clase-3-cargas-y-aditivos.html>

Antizar Ladislao, B., Real, J., L., Beck, A. J. 2006. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aged coal tar contaminated soil under in-vessel composting conditions. *Environment Pollution*, 141, 459-468.

Arena, U., 2012. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Manage.* 32, 625-639.

ASPAPEL. 2007. "Diagnóstico de la Generación y Gestión de Residuos Sólidos en la Industria Papelera Española". Diciembre de 2007.

ASPAPEL. 2008. Guía de gestión de residuos (fábricas de pasta, papel y cartón). Asociación Española de Fabricantes de Pasta, Papel y Cartón. Madrid. Diciembre del 2008.

ASPAPEL. 2014. Actualización 2014: Memoria de Sostenibilidad – Sector Papel. Asociación Española de Fabricantes de Pasta, Papel y Cartón. Madrid, 2014.

ASPAPEL. 2011. Memoria de Sostenibilidad – Sector Papel. Asociación Española de Fabricantes de Pasta, Papel y Cartón. Madrid.

Bridgwater, A.V., Meier, D. and Radlein, D. 1999. An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Geochemistry* 30, 1479–1493.

Bridgewater A. 1995. The technical and economic feasibility of biomass gasification for power generation. *Fuel* 74, 631-53.

Bridgwater, A.V. 2003. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass', *Chemical Engineering Journal* 91, 87–102.

Blechschildt, J. 2006. Raw Materials for Paper and Board Manufacture. In Holik, H. 2006. *Handbook of Paper and Board*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, p 492.

Boldrin, A., Hartling, K.R., Laugen, M., Christensen, T.H. 2010. Environmental inventory modeling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 1250-1260.

Benetto, E., Nguyen, D., Lohmann, T., Schmitt, B., Schosseler, P., 2009; Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale waste water treatment. *Sci. Total Environ.* 407 (5), 1506-1516.

BOE, 2013. RD 506/2013 sobre productos fertilizantes. *Bol. Of. Del Estado*, 10 julio 2013, 164, 51119-51207. <http://www.boe.es/boe/dias/2013/07/10/pdfs/BOE-A-2013-7540.pdf>.

B.O.E., 1996. R.D. 26/1996. *Bol. Of. Del Estado*, 11 de marzo 1996, 61

Brown RC. 2009. Biochar Production Technology. Center for sustainable Environmental Technologies. Department of Mechanical Engineering. Iowa State University. Bioenergy Conference. [www. Bioeconomyconference.org/.Brown,%20Richard.pdf](http://www.Bioeconomyconference.org/Brown,%20Richard.pdf).

Bringezu., S., Schütz, H., Arnold, K., Merten, F., Kabasci, S., Borelbach, P., Michels, C., Reinhardt, G.A., Rettenmaier, N., 2009. Global implications of biomass and biofuel use in Germany-recent trends and future scenarios for domestic and foreign agricultural land use and resulting GHG emissions. *J. Clean. Prod.* 17 (Suppl.1), 57-68.

Bridle. 1982. Sludge derived oil: wastewater treatment implications. *Environ. Technol.* 3, 151-6.

Buah, W. K., Cunliffe, M.C., Williams, P.T., 2007. Characterization of products from the pyrolysis of municipal solid waste. *ICHEME Part B, Process Saf. Environ. Prot.* 85 (B5), 450-457.

Biomass Energy Center. 2008. Conversion Technologies.

Barral, M.T., Paradelo, R., Moldes, A.B., Domínguez, M., Díaz-Fierros, F., 2009. Utilization of MSWcompost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. *Resour. Conserv. Recycl.* 53, 529-534.

Brewer C.E., Schmidt-Rohr K., Satrio J.A., Brown, R.C. Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems. *Environ. Prog. Sustain. Energy.* 2009;28:386-96.

Biomasa: Digestores anaerobios”. IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía). Ministerio de Industria, comercio y turismo. 2007. http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10737_Biomasa_digestores_07_a996b846.pdf

Camino, R. 1978. La demanda química de oxígeno como índice de la carga orgánica de los efluentes de factorías de pasta de celulosa al sulfato para papel. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid, España. p: 10-13, 83.

Cao, C.T.N., Farrell, C., Kristiansen, P.E., Rayner, J.P., 2014. Biochar makes green roof substrates lighter and improves water supply to plants. *Ecol. Eng.* 7, 2018-2027.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R.W., Sharples, A.N. and Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, pp559–568.

Canet, R. Uso de materia orgánica en agricultura. Instituto Valenciano de investigaciones agrarias. Página web: http://www.ivia.es/rcanet/descargas/MO_en_Agricultura.pdf

Cantrell, K., Ro, K., Mahajan, D., Anjom, M. and Hunt, P.G. 2007. Role of thermochemical conversion in livestock waste-to-energy treatments: Obstacles and opportunities’, *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol 46, pp8918–8927.

Cantrell, K.B., Hunt, P.G., Uchimiya, M., Novak, J.M., Ro, K.S. 2012. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar, *Bioresour. Technol.* 107, 4119-428.

Cantrell, K., Ducey, T., Kyoung, S.R., Hunt, P.G. 2008. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. *Biosource Technology* 99; 7941-7953.

Clemente R., Walker D.J., Bernal M.P. 2005. Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): the effect of soil amendments. *Environ. Pollut.* 138, 46-58.

Clemente R., Almela C., Bernal M.P. 2006. A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste. *Environ. Pollut.* 143, 397-406.

Cleary, S., Roulet, N.T., Moore, T.R. 2005. Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction, 1990-2000: a life-cycle analysis. *Ambio* 34, 456-461.

Cely, P., Gascó, G., Paz-Ferreiro, J., Méndez, A. 2015. Agronomic properties of biochars from different manure wastes. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 111, pp 173-182.

Cely, P., Tarquis, A.M., Paz-Ferreiro, J., Méndez, A. 2014. Factors driving the carbon mineralization priming effect in a sandy loam soil amended with different types of biochar. *Solid Earth*.

Chantigny, M.H., Angers, D.A., Beauchamp, C.J. 1999. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1214-1221.

Charest, M.H.; Beauchamp, C.J. 2002. Composting of de-inking paper sludge with poultry manure at three nitrogen levels using mechanical turning: behaviour of physico-chemical parameters, *Bioresource Technology*. 81: 7-17

Chen, D., Yin, L., Wang, H., He, P. 2014. Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. *Waste Management* 34; 2466-2486.

Chen, T., Zhang Y., Wang, H., Lu, W., Zhou, Z., Zhang, Y., Ren, L. 2014. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. *Bioresource Technology*, 164, 47-64.

Chen, M., Blanc, D., Gautier, M., Mehu, J., Gourdon, R. 2013. Environmental and technical assessments of the potential utilization of sewage sludge ashes. *Waste Manag.* 33, 1268-1275.

Chen G., Yue PL., Mujumdar AS. 2002. Sludge dewatering and drying. *Dry Technol.* 20:883-916.

Chobanaglou, G. 1987. *Wastewater engineering treatment, disposal and reuse*. New Delhi. Tata Mc Graw-Hill.

Cieřlik, B.M., Namieřnik, J., Konieczka, P. 2015. Review of sewage sludge management: standars, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 90; 1-15.

Czernik, S., Bridgwater, A.V. 2004. Overview of applications of biomass fast pyrolysis oil. *Energy Fuels* 18, 590-598.

Comunicación de la Comisión Europea: hacia una economía circular. Disponible en: [http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2014_2019/documents/com/com_com\(2014\)0398/_com_com\(2014\)0398_es.pdf](http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2014_2019/documents/com/com_com(2014)0398/_com_com(2014)0398_es.pdf)

Conesa, J.A., Rey, L., Egea, S., Rey, M.D. 2011. Pollutant formation and emissions from cement kiln stack using a solid recovered fuel from municipal solid waste. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5878-5884.

Dai, X., Antal, M. J. 1999. Synthesis of a high-yield activated carbon by air gasification of macadamia nut shell charcoal. *Ind. Eng. Chem. Res.* 38, 3386-3395.

Daskalopoulos, E., Badr, O., Probert, S.D. 1997. Economic and environmental evaluations of waste treatment and disposal technologies for municipal solid waste. *Applied Energy* 50 (4), 209-255.

Dayton, D. 2002. A review of the literature on catalytic biomass tar destruction. Milestone Completion Report. National Renewable Energy Laboratory U.S. NREL/TP-510-32815.

Demirbas, A. 2002. Utilization of urban and pulping wastes to produce synthetic fuel via pyrolysis. *Energy Sources A*, vol 24, pp205–213.

Demirbas, A. 2004. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 72, 243-248.

Diez, C.; Martínez, O.; Calvo, L.; Cara, J.; Morán, A. 2004. Pyrolysis of tyres. Influence of the final temperature of the process on emissions and the calorific value of the products recovered. *Waste management*. 24: 463-469.

Dogru, M., Midilli, A., Howarth, C. R. 2002. Gasification of sewage sludge using a throated downdraft gasifier and uncertainty analysis. *Fuel Processing Technology*, 75 (1), 55-82.

DOUE – L- 2009 – 82155. Reglamento (CE) nº 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) nº 1774/2002 (Reglamento sobre subproductos animales).

DOUE L 354 28/12/2013 p. 171-200. Disponible en: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:354:0171:0200:ES:PDF>

Dumroese, R.K., Heiskanen, J., Englund, K., Tervahauta, A., 2011. Pelleted biochar: chemical and physical properties show potential use as substrate in container nurseries. *Biomass Bioenergy* 35, 2018-2027.

Dogru, M.; Midilli, A. and Howarth, C.R. 2002. Gasification of sewage sludge using a throated downdraft gasifier and uncertainty analysis. *Fuel Processing Technology*, 75 (1), 55-82.

Domínguez, A., Fernández, Y., Fidalgo, B., Pis, J.J., Menéndez J.A. 2008. Bio-syngas production with low concentrations of CO₂ and CH₄ from microwave-induced pyrolysis of wet and dried sewage sludge. *Chemosphere* 70: 397-403.

Domínguez, A., Menéndez, J.A., Pis J.J. 2006. Hydrogen rich fuel gas production from the pyrolysis of sewage sludge at high temperature. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 77:127-32.

EPA , Environmental Protection Agency. 2015. <http://www.epa.ie> (acceso 28.04.2015)

Eurostat, Statistical Office of the European Union. 2015. <<http://ec.europa.eu/eurostat>>.

Eurostat, 2015. European Statistics. Generation of Waste by Waste Category. <http://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste/maintables>.

EEA. 1997. Sludge treatment and disposal. Management Approaches and Experiences. Environmental Issues Series, nº7. European Environment Agency.

EC. 2001. Disposal and recycling routes for sewage sludge. Part 3 – Scientific and technical report. ISBN 92-894-1800-1, European Commission, Luxembourg.

Elías, X. 2005. Tratamiento y valorización energética de residuos. Editorial: Díaz de Santos.

ESYRCE 2015. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos. Resultados Nacionales y Autonómicos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

European Commission, DG environment. 2001. Disposal and recycling routes. http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/sludge_disposal.htm

Fabbri, D., Torri, C., Spokas, K.A. 2012. Analytical pyrolysis of synthetic chars derived from biomass with potential agronomic application (biochar). Relationships with impacts on microbial carbon dioxide production. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 95; 205-212.

Factor CO2 Trading. 2012. Series CO2. Los mercados de carbono en España. www.factorco2.com

Fellet, G., Marmiroli, M., Marchiol, L. 2014. Elements uptake by metal accumulator species grown on mine tailings amended with three types of biochar. *Science of the Total Environment* 468-469, 598-608.

Fernández-Tresguerres, F. 1999. Coprocesamiento térmico de lodos en hornos Clinker. Jornadas sobre gestión de lodos de plantas de tratamiento de aguas. Universidad de Oviedo.

Fierro, A., Angers, D.A., Beauchamp, C.J. 2000. *Soil. Biol. Biochem.* 32, 143-150.

Filiatrault, P., Camiré, C., Norrie, J.P., Beauchamp, C.J. 2006. *Resources, Conserv, Recycl.* 48, 209-226.

Folgueras M.B., Diaz, R.m., Xiberta, J. 2003. Thermogravimetric analysis of the combustion of coal and sewage sludge. *Fuel* 82, 2051-5.

Fonts I., Azuara M., Gea G., Murillo, M.B. 2005. Study of the pyrolysis liquids obtained from different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments; anaerobic digestion versus thermal processes. *Int. J. LCA.* 10; 336-45.

Font, R., A. Fullana, A., Conesa, J.A, Llavador, F. 2001. Analysis of the pyrolysis and combustion of different sewage sludges by TG. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 58-59, 927-941.

Fornes, F., Belda, R.M., Lidón, A. 2015. Analysis of two biochars and one hidrochar from different feedstock: focus set on environmental, nutritional and horticultural considerations. *Journal of Cleaner Production* 86; 40-48.

Fundación CEMA 2012. Reciclado y valorización de residuos en la industria cementera en España (Actualización al año 2012). Fundación Laboral del Cemento y el Medio Ambiente. Madrid 2012.

Fytili D., Zabaniotou A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-a review. *Renew. Sust. Energ. Rev* 12: 116-40

Fytili, D., Zabaniotou, A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12; 116-140.

Furness D.T., Judd, S.J. 2000. Thermochemical treatment of sewage sludge. *J. CIWEM*, 14:57-65

Fuentes, A., Llorens, M., Saez, J., Soler, A., Aguilar, M., Ortuno, F., et al. 2004. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. *J Hazard Mater.* 108:161-9.

Furuto, T., Takeguchi, M., Okura, I. 1999. Semicontinuous methanol biosynthesis by *Methylosinus trichosporium* OB3b. *J. Mol. Catal. A- Chemical* 144, 257-261.

Gascó, G., Cueto, M.J., Méndez, A. 2007. The effect of acid treatment on the pyrolysis behavior of sewage sludges. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 80, 496-501.

Gascó, G., Blanco, C., Guerrero, F. Méndez, A. 2005. The influence of organic matter on sewage sludge pyrolysis. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 74, 413-420.

Gascó, G., Paz-Ferreiro, J., Cely, P., Plaza, C., Méndez, A. Influence of pig manure and its biochar on soil CO₂ emissions and soil enzymes. *Ecological Engineering*. En revisión.

Gascó, G., Paz-Ferreiro, J., Méndez, A. 2015. Situation of Spanish peatlands. Case study: Effect of different biochar addition on Brown peat based growing media properties. En: COST Meeting WG4 + WG2. Opportunities for using biochar in synergy with peat as constituents of growing media. Tartu, Estonia.

Gaunt, J. and Lehman, J. 2008. Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production”. *Environmental Science and Technology*, vol 42, 4152-4158.

- Gea, T.; Artola, A.; Sánchez, A. 2005. Composting of de-inking sludge from the recycled paper manufacturing industry, *Bioresource Technology*. 96: 1161-1167.
- Gebrezgabher, S., Meuwissen, M., Kruseman, G., Lakner, D., Oude Lansink, A. 2015. Factors influencing adoption of manure separation technology in the Netherlands. *Journal of Environmental Management* 150; 1-8.
- Gómez-Rico, M., Font, R., Fullana, A., Martín-Gullón, I. 2005. Thermogravimetric study of different sewage sludges and their relationship with the nitrogen content. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 74, 421-428.
- Guillem, M., Fos, C., Blanco-Varela, M., Husillos, N. 2010. “Utilización de lodos de EDAR tratados con cal como materia prima alternativa en la fabricación de clínker”. *Cemento Hormigón*, ISSN 0008-8919, nº 936, páginas 66-76.
- Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G, Zech W. 2001. The ‘Terra Preta’ phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88, 37–41.
- Glaser, B., Lehman, J., Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biol. Fertil. Soils* 35, 219-230.
- Harsono, S.S., Grundman P., Lau, L.H., Hansen, A., Salleh, M.A.M., Meyer-Aurich, A., Ghazi, A.I.T.I.M. 2013. Energy balances, greenhouse gas emissions and economics of biochar production from palm oil empty fruit bunches. *Resources, Conservation and Recycling* 77, 108-115.
- Hamoda, M. F., Abu Qdais, H.A., Newman, J., 1998. Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resour. Conserv. Recycl.* 23, 209-223.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 1-14.
- Hamiltom C.J. 2000. Gasification as an innovative method of sewage sludge disposal. *Water Environ. J.* 14:89-93
- Hackett, C., Durbin, T.D., Welch, W., Pence, J., Williams, R.B.; Jenkins, B.M.; Salour, D. and Aldas, R. 2004. Evaluation of Conversion Technology Processes and Products. Draft Final Report. Integrated Waste Management Board. State of California
- Hall J.E. 1995. Sewage sludge production, treatment and disposal in the European Union. *J CIWEM*; 9:335-42.

Hartley W., Lepp, N.W. 2008. Effect of in situ soil amendments on arsenic uptake in successive harvest of ryegrass (*Lolium perenne* cv Elka) grown in amended As-polluted soils. *Environ. Pollut.* 156, 1030-1040.

Heidrich, Z., 2010. Ways of Processing and utilization of sewage sludge. Seidel-Przywecki, Piaseczno.

Herrera Suárez, Ángel Alfonso. "Eliminación de lodos de una EDAR. Febrero 2003. Máster en ingeniería del agua. Página web (septiembre 2006): <http://tar5.eup.us.es/master/ponencias/pdf/lodosd.pdf#search=%esquema%20general%20de%20una%20edar%20operaciones%20de%20pretratamiento%22>

He, B.J., Zhang, Y., Funk, T. L., Riskowski, G.L., Yin, Y. 2000. Thermochemical conversion of swine manure: An alternative process for waste treatment and renewable energy production. *Trans. ASAE* 43, 1827-1833.

Hossain, M.K., Strezov, V., Chan, K.Y., Ziolkowski, A., Nelson, P.F. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environment Management* 92, 223-228.

Hoekman S.K., Broch, A., Robbins C., Zielinska, B., Felix, L. 2013. Hydrothermal carbonization (HTC) of selected woody and herbaceous biomass feedstocks. *Biomass Convers Biorefinery* 3:113-26.

Hongmei J., Capareda S., Zhizhou,C., Jun, G., Yueding, X., Jianying, Z. 2014. Biochar pyrolytically produced from municipal solid wastes for aqueous As (V) removal: Adsorption property and its improvement with KOH activation. *Bioresource Technology* 1694, 622-629.

Horan NJ. 1996. Biological wastewater treatment systems: theory and operation series. John Wiley and sons.

Houben D., Evrard L.,Sonnet P. 2013. Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere* 92: 1450–1457

Humbert S., Rossi, V., Margni, M., Jolliet, O., Loerincik, Y. 2009. Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives: glass jars vs. plastic pots. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14 (2), 95-106 Xu et al., 2009;

Hu, Z.B., Saman, W.R.G., Navarro, R.R., Wu, D.Y., Zhang, D.J., Matsumura, M., Kong, H.N. 2006. Removal of PCDD/Fs and PCBs from sediment by oxygen free pyrolysis. *Journal of Environmental Sciences* 18, 989-994.

Hua, L., Wu, W., Liu, Y., Chen, Y., McBride. 2008. Effect of composting on polycyclic aromatic hydrocarbons removal in sewage sludge. *Water Air Soil Pollut*, 193: 259-267.

Husillos Rodríguez, N., Martínez-Ramírez, S., Blanco-Varela, M.T., Donatello, S., Guillem, M., Puig, J., Fos, C., Larrotcha, E., Flores, J. 2013. The effect of using thermally dried sewage sludge as an alternative fuel on Portland cement Clinker production. *Journal of Cleaner Production* 52, 94-102.

Hsiao, P., Lo, S. 1998. Extractabilities of heavy metals in chemically-fixed sewage sludges. *J. Hazard Mater.* 58:73-82.

IAASTD. 2008. International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development, www.agassessment.org

Imperial College of Science, Medicine and Technology. 2000. Biosolids management. In: Handouts from lectures in MSc course of Science in Environmental Technology.

Iniesba, E., Sánchez, F., García, A.N; Marilla, A. 2001. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 58-59, 983.

Ippolito J.A., Laird, D.A., Busscher, W.J. 2012. Environmental benefits of biochar. *J. Environ. Qual.* 41:967-72.

Inguanzo, M., Domínguez, A., Menéndez, J.A., Blanco, C.G., Pis, J.J. 2002. On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 63, 209-222.

Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). 2011. Informe de sostenibilidad ambiental del plan de energías renovables 2011-2020.

Jamali, M.K., Kazi, T.G., Arain, M.B., Afridi, H.I., Jalbani, N., Kandhro, G.A., Shah, A.Q., Barg, J.A. 2009. Heavy metal acumulation in different varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in soil amended with domestic sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials* 164, 1386-1391.

Jin, H., Capareda, S., Chang, Z.M., Gao, J., Xu, Y, Zhang, J. 2014. Biochar pyrolytically produced from municipal solid wastes for aqueous As (V) removal: Adsorption property and its improvement with KOH activation. *Biosource Technology* 169; 622-629

Jin, H., Capareda, S., Chang, Z., Gao, J., Xu, Y., Zhang, J. 2014. Biochar pyrolytically produced from municipal solid wastes for aqueous As (V) removal: Adsorption property and its improvement with KOH activation. *Biosource Technology* 169; 622-629.

Jiang, J.F. 2006. Study on out heating pyrolysis technology of municipal solid waste. Ph.D. thesis. Huazhong University of Science and Technology. Wuhan.

Jirka, S., Tomlinson, T. 2014. 2013 State of the Biochar Industry. A Survey of Commercial Activity in the Biochar Field. International Biochar Initiative. http://www.biocharinternational.org/sites/default/files/State_of_the_biochar_Industry_2013.pdf.

JRC. 2012. Occurrence and levels of selected compounds in European Sewage Sludge Samples. EUR 25598 EN.

Kwuak, T.-H., Lee, s. Park, J.-W., Maken, S., Yoo, Y.D., Lee, S.-H. 2006. Gasification of municipal solid waste in a pilot plant and its impact on environment. *Korean J. Chem. Eng.* 23, 954-960.

Kwon, W.-T., Kim, Y.ñH., Chu, Y.-S., Lee, J.-K., Kim, L.-S., Kim, S.-R. 2005. Effect of P2O5 and chloride on clinkering reaction. *J. Mater.* 1, 1-8.

Kim, K.H., Kim, J.Y., Cho, T.S., Choi, J.W. 2012. Influence of pyrolysis temperature on physicochemical properties of biochar obtained from the fast pyrolysis of pitch pine (*Pinus rigida*). *Biosource Technology* 118, 158-162.

Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb, and Zn in soil using amendments-a review. *Waste Manage* 28, 215-225.

Kapdan, I.K., Kargi, F. 2006. Bio-hydrogen production from waste materials. *Enzyme Microb. Tech.* 38, 569-582.

Kirubakaran V, Sivaramakrishnan V, Nalini R, Sekar, T., Premalatha, M. Subramanian P. 2009. A review on gasification of biomass. *Renew Sustain Energy Rev.*13:179-86

Kambo, H.S.; Dutta, A. 2015. A comparative review of biochar and hydrochar in terms of production, physico-chemical properties and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45; 359-378.

Knoef, H.A.M. 2005. Handbook of Biomass Gasification. Netherlands: BTG Biomass Technology Group.

Kuwagaki, H., Tamura, K. 1990. Aptitude of wood charcoal to a soil improvement and other non-fuel use. Technical Report on the Research Development of the New Use of Charcoal and Pyroligenous Acid. Technical Research Association for Multiuse of Carbonized material, Tokyo, Japan. pp 27-44.

Laird, D.A.; Brown, R.C.; Amonette; Lehmann, J. 2009. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioprod. Bioref.* 3, 547-562.

Lehmann J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol 5, 381–387.

Lajeunesse, A., Smyth, S.A., Barclay, K., Sauvé, S., Gagnon, C. 2012. Distribution of antipressant residues in wastewater and biosolids following different treatment processes by municipal wastewater plants in Canada. *Water Res.* 46, 5600-5612.

Lehmann, J., Joseph, S. 2009. “Biochar for Environmental Management: An Introduction”. Capítulo 1. Biochar: Environmental Management. Science and Technology. Ed. J. Lehmann, S. Joseph. Earthscan (Londres).

López Bermudez, F., Albadalejo, J. 1990. Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. Albadalejo J, Stocking E, Diaz E, editores. Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales Mediterráneas. Murcia: CSIC; pp. 15-46.

Li, C., Fang, H.H.P. 2007. Fermentative hydrogen production from wastewater and solid wastes by mixed cultures. *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.* 37, 1-39.

Lucchini, P., Quilliam, R.S., De Luca, T.H., Vamerali, T., Jones, D.L. 2013. Increased bioavailability of metals in two contrasting agricultural soils treated with waste wood-derived biochar and ash. *Environ. Sci. Pollut Res.* DOI 10.1007/s 11356-013-2272-y.

Li, A. M., Li, X.D., Li, S. Q., Yan, J.H., Cen, K.F. 1999a. Experiment on manufacture médium heating value flue gas by pyrolyzing municipal refuse in a rotary kiln. *J. Chem. Ind. Eng. (China)* 50, 101-107.

Li, A.M., Li, S.Q., Yan, J.H., Ren, Y., Li, X.D., Chi, Y., Cen, K.F. 1999b. Analysis of products from organic waste pyrolysis in a rotary kiln. *Prog. Nat. Sci.* 9, 1023-1031.

Li, S.Q., Li, A.M., Yan, J.H., Ren, Y. 2000a. Pyrolysis of the biomass waste in a rotary kiln I: influences of reaction conditions on pyrolysis production distribution. *Acta Energiæ Solaris Sinica* 21, 333-339.

Li, S.Q., Li, A.M., Yan, J.H., Ren, Y. 2000b. Pyrolysis of the biomass waste in a rotary kiln II: Impacts of final pyrolysis temperature on products properties. *Acta Energiæ Solares Sinica* 21, 341-348.

Li, G., Shen, B., Li, F., Tian, L., Singh, S., Wang, F. 2015. Elemental mercury removal using biochar pyrolyzed from municipal solid waste. *Fuel Processing Technology* 133; 43-50.

Liu, P., Liu, W.J., Jiang, H., Chen, J.J., Li, W.W., Yu, H.Q. 2012. Modification of biochar derived from fast pyrolysis of biomass and its application in removal of tetracycline from aqueous solution. *Bioresour. Technol.* 121, 235-240.

Liu, P., Liu, W.J., Jiang, H., Chen, J.J., Li, W.W., Yu, H. Q. 2012. Modification of biochar derived from fast pyrolysis of biomass and its application in removal of tetracycline from aqueous solution. *Bioresour. Technol.* 121, 235-240.

Libra J.A., Ro, K.S., Kamman, C., Funke, A., Berge, N.D., Neubauer Y. et. al. 2011. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels* 2: 71-106.

Lee, Y., Park, J., Ryu, C., Gang K.S., Yang, W., Park, Y., Jung, J., Hyun, S. 2013. Comparison of biochar properties from biomass residues produced by slow pyrolysis at 500°C. *Bioresource Technology* 148; 196-201.

Lin, K.L., Lin, D.F., Luo, H.L., 2009. Influence of phosphate of the waste sludge on the hydration characteristics of eco-cement. *J. Hazard. Mat.* 147, 175-183.

Li W., Li, B., Sun C. 1996. Study on pyrolysis and hydrolysis of biomass and coprolysis between biomass and coal. *J. Fuel. Chem. Technol.* 24; 241-7.

Lag-Brotons, Gómez, I., Navaroo-Pedreno, J., Mayoral, A.m., Curt, M.D. 2014. Sewage sludge compost use in bioenergy production: a case study on the effects on *Cynara cardunculus* L energy crop. *J. Clean. Prod.* 79, 32-40.

Lin, H., Ma, X., 2012. Simulation of co-incineration of sewage sludge with municipal solid waste in a grate furnace. *Waste Manag.* 32, 561-567.

Los Residuos Ganaderos. Agencia Extremeña de la Energía. Disponible en: <http://www.agenex.net/images/stories/deptos/los-residuos-ganaderos.pdf>

Madigan M.T., Martinko J.M., Parker J. 1997. Brock biology of microorganisms. New Jersey; Prentice-Hall.

Manyà, J.J., Sánchez, J.L., Ábrego, J., Gonzalo A., Arauzo, J. 2006. Influence of gas residence time and air ratio on the air gasification of dried sewage sludge in a bubbling fluidized bed. *Fuel*, 85, 2027-2033.

MAGRAMA, 2013. SANDACH, Nuevo Marco Legal, abril 2013. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones.

Major, J. 2010. Guidelines on practical aspects of biochar applications to field soil in various soil management systems. International Biochar Initiative. Disponible en: http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI%20Biochar%20Application%20Guidelines_web.pdf

Martin, M.J., Artola, A., Balaguer, M.D., Rigola. 2003. *M. Chem. Eng. J.* 94, 231-239.

Mašek, O., Brownsort, P., Cross, A., Sohi, S. 2013. Influence of production conditions on the yield and environmental stability of biochar. *Fuel* 103, 151-155.

Masek O. Biochar production technologies, <https://www.geos.ed.ac.uk/scs/biochar/documents/BiocharLaunch-OMasek.pdf>

Matteson, G. C. and Jenkins, B. M. 2007. Food and processing residues in California: Resource assessment and potential for power generation. *Bioresource Technology*, vol 98, pp 3098–3105.

Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A.G. and Swift, M. J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, vol 277, pp504–509.

Méndez, A., Gascó, G., Freitas, M.A., Siebielec, G., Stuczynski, T., Figueiredo, J.L. 2005. Preparation of carbon-based adsorbents from pyrolysis and air activation of sewage sludges. *Chem. Eng. J.* 108, 169-177.

Méndez, A., Fidalgo, J.M., Guerrero, F., Gascó, G. 2009. Characterization and pyrolysis behaviour of different paper mill waste materials. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 86, 66-73.

Méndez, A., Gómez, A., Paz-Ferreiro, J., Gascó, G., 2012. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. *Chemosphere* 89, 1354-1359.

Méndez, A., Terradillos, M., Gascó, G. 2013a. Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 102, 124-130.

Méndez, A., Tarquis, A.M., Saa-Requejo, A., Guerrero, F., Gascó, G. 2013b. Influence of pyrolysis temperature on composted sewage sludge biochar priming effect in a loamy soil. *Chemosphere* 93, 668-676.

Méndez, A., Paz-Ferreiro, J., Araujo, F., Gascó, G. 2014. Biochar from pyrolysis of deinking paper sludge and its use in the treatment of a nickel polluted soil. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 107, 46-52.

Méndez, A., Paz-Ferreiro, L., Gil, E., Gascó, G. 2015. The effect of paper sludge and biochar addition on Brown peat and coir based growing media properties. 193, 225-230.

Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J.-P., Gawronski, S.W., Schöder, P., Vangronsveld, J. 2010. Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *J. Soils Sediments* 10, 1039-1070.

Mills, M., Pearce, P., Farrow, J., Thorpe, R.B., Kirby, N.F., 2014. Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste manag.* 34, 185-195.

Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., Márquez, M.C., 2011. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Appl. Therm. Eng.* 31, 2135-2140.

McBeath, A.V., Smernik, R.J., Krull, E.S., Lehmann, J. 2014. The influence of feedstock and production temperature on biochar carbon chemistry: A solid-state ^{13}C NMR study. *Biomass and Bioenergy* 60, 121-129.

McLaughlin H. 2010. Biochar and energy linkages. Biochar and energy co-products. Assessment of biochar's benefits for the United States of America.. U.S. Focused biochar report. www.biochar-us.org/pdf%20files/biochar_report_lowres.pdf.

Mumme J., Eckervogt, L., Pielert J., Diakité, M., Rupp, F., Kern J. 2011. Hydrothermal carbonization of anaerobically digested maize silage. *Bioresour. Technol.* 102:9255-60.

Metcalf and Eddy. 2003. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. Four Edition. Ed. Mac Graw-Hill.

Montes-Morán MA., Menéndez JA, Fuente E, Suárez D. 1998. Contribution of the basal planes to carbon basicity: an ab initio study of the $\text{H}_3\text{O}^+-\pi$ interaction in cluster models. *J. Phys Chem B*.102:5595-601.

Morill J.A., Antizar-Ladislao B., Monteoliva-Sánchez M., Ramos-Cormenzana A., Russel NJ. 2009. Bioremediation and biovalorization of olive-mill wastes. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 82; 25-39.

Metcalf and Eddy. 1995. *Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse*. Third Ed. McGraw-Hill Publishing Company Ltd. New York.

Menéndez, J.A., Domínguez, A., Inguanzo, M., Pis, J.J. 2004. Microwave pyrolysis of sewage sludge: analysis of the gas fraction. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 71:657-67.

Méndez, A., Paz-Ferreiro, J., Araujo, F., Gascó, G. 2014. Biochar from pyrolysis of deinking paper sludge and its use in the treatment of a nickel polluted soil. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 107, 46-52.

Monte, M. C., Fuente, E., Blanco, A., Negro, C. 2009. *Waste Manage.* 29, 293-308.

Metcalf E., Eddy, H. 1991. *Wastewater engineering treatment disposal re-use*. New York. Metcalf and Eddy.

Maier R.M., Pepper IL., Gerba C.P. 2000. *Environmental microbiology*. Academic Press.

Maury, H.D. 1999. The production of secondary fuels from domestic and industrial refuse and their utilization in the cement industry, *Proceedings 5. Congresso Brasileiro de Cimento, Associação Brasileira de Cimento Portland*, Noviembre 8-12, Sao Paulo, Brasil, p.p. 3-12.

Montes-Morán, Miguel A., Menéndez, J. Angel. 2010. Nuevos materiales y tecnologías para el tratamiento de aguas, F. Carrasco and J.A. Menéndez Edts. *Universidad Internacional de Andalucía*. (ISBN: 978-84-7993-202-2) 101-138. Capítulo 5: El problema de la gestión de lodos en EDARs.

Nan, L., Best, G., Neto, C.C.D.C. 1994. *Integrated Energy Systems in China-the Cold Northeastern Region*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. Italy.

Negro, C.; Tijero, J. 1998. Water in the paper industry. In Blanco, M.; Negro, C. Tijero, J. 1998. *Paper recycling: an introduction to problems and their solutions*. Official Publications of the European Communities. Brussels, Belgium. 189 p.

Nelles, M., Morscheck, G., Grunes, J. 2012. MBT in Germany and Europe – development, status and outlook. In: *International 9th ASA Recycling Days – MBT as a*

Supplier of Secondary Raw Materials. Cuvillier Verlag, Goettingen. Hannover, Germany, pp. 17-42.

Nielsen, H. B., Angelidaki, I., 2008. Codigestion of manure and industrial organic waste at centralized biogas plants: process imbalances and limitations. *Water Sciences and Technology* 58 (7), 1521-1528.

Novak, J.M., Busscher, W.J., Watts, D.W., Laird, D.A., Ahmedna, M.A., Niandou, M.A.S. 2010. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandudult. *Geoderma* 154, 281-288.

Observatorio del medio ambiente. El Plan Gira: El Programa de lodos de depuradoras. 2006. Ed. Arpirrelieve SA

Orozco, C., Pérez, A., González, M.N., Rodríguez, F.J., Alfayate, J.M. 2011. Contaminación ambiental. Una visión desde la química. Ediciones Paraninfo.

O'Mara, F.P. 2011. The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 7-15.

Omar, R., Robinson, J.P. 2014. Conventional and microwave-assisted pyrolysis of rapeseed oil for bio-fuel production. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 105; 131-142.

Ometto, A.R., Roma, W.N.L. 2010. Atmospheric impacts of the life cycle emissions of fuel ethanol in Brazil: based on chemical energy. *J. Clean. Prod.* 18 (1), 71-76.

Oshita, K., Sun X., Taniguchi, M., Takaoka, M., Matsukawa, K., Fujiwara, T. 2012. Emission of greenhouse gases from controlled incineration of cattle manure. *Environ. Technol.* 33, 1539-44.

Otero, M., Calvo, L.F., Gil, M.V. 2008. Co-combustion of different sewage sludge and coal: a non-isothermal thermogravimetric kinetic analysis. *Bioresource Technol.* 99, 6311-9.

Park, J.W., Shin, H.C. 2001. Surface emission of landfill gas from solid waste landfill. *Atmos. Environ.* 35, 3445.

Paredes, C., Cegarra, J., Bernal, M.P., Roig, A. 2005. Influence of olive mil wastewater in composting and impact of the compost on a Swiss chard crop and soil properties. *Environment International* 31 (2), 305-312.

Pedra, F., Polo, A., Ribeiro, A., Domínguez, H., 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralisation of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1375-1382.

Pereira, J.M. El tratamiento del estiércol en las explotaciones ganaderas. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/separadores-sol-liq_tcm7-331659.pdf.

Pitchel, J., Anderson, M. 1997. Trace metal bioavailability in municipal solid waste and sewage sludge compost. *Bioresour. Technol.* 60, 223-229.

Pinto, F., André, R.N., Carolino, C., Miranda, M., Abelha, P., Direito, D., Perdikaris, N., Boukis, I. 2014. Gasification improvement of a poor quality solid recovered fuel (SRF). Effect of using natural minerals and biomass wastes blends. *Fuel* 117, 1034-1044.

Plan General de los residuos ganaderos de la comunidad autónoma de Aragón. https://www.3tres3.com/3tres3_common/art/3tres3/652/fitxers/Plan_gestion_residuos_ganaderos_Aragon.pdf.

Plan Piloto de Caracterización de Residuos Urbanos de Origen Domiciliario. Informe de Resultados. Julio 2012. MAGRAMA. D.G. Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural. Ref: P-024622.

Priyadarsan, S., Annamalai, K., Sweeten, J.M., Mukhtar, S., Holtzapple, M.T. 2004. Fixed-bed gasification on feedlot manure and poultry litter biomass. *Trans. ASAE*, 47, 1689-1696.

Proyecto ECOCERÁMICA. Programa LIFE-Medioambiente 2005. http://ec.europa.eu/environment/life/proyect/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=LIFE05_ENV_E_00301_LAYMAN.pdf

Purohit, P. 2009. Economic potential of biomass gasification projects under clean development mechanism in India. *J. Clean. Prod.* 17 (2), 181-193.

Puig-Arnabat, M., Bruno J.C., Coronas, A. 2010. Review and analysis of biomass gasification models. *Renew Sustain Energy Rev.* 14:2841-51.

Quirk, R.G., Van Zwieten, L., Kimber, S., Downie, A., Morris, S., Rust, J. 2012. Utilization of Biochar in Sugarcane and Sugar-Industry Management. *Sugar Tech* 14 (4), 321-326.

Ramos Casado, R., et al. 2015. Classification and characterisation of SRF produced from different flows of processed MSW in the Navarra región and its co-combustion performance with olive tree pruning residues. Waste management. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.018>

Raveendran, K., Ganesh, A., Khilar, K.C. 1995. Influence of mineral matter on biomass characteristic. Fuel 74, 1812-1822.

Rawat I., Kumar, R.R., Mutanda, T., Bux, F. 2011. Dual role of microalgae: phytoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. Appl. Ener.88:3411-24.

Rettenberger, G., Stegmann, R. 1996. Landfill gas components. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Landfilling of wastes: Biogas, E & FN spon, London.

Regueiro, L., Veiga, P., Figueroa, M., Lema, J., Carballa, M. 2014. Influence of transitional states on the microbial ecology of anaerobic digesters treating solid wastes. Appl. Microbiol. Biotechnol, 98: 2015-27.

Rodríguez A., Letón, P., Rosal, R., Dorado, M., Villar, S., Sanz, J.M. 2006. Informe de vigilancia tecnológica. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. CITME. http://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/VT/VT2_Tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_industriales.pdf

Rodríguez, F., Gascó, G., Méndez, A., García, S. 2014. Evaluación de recursos sostenibles del Valle Amblés (Ávila). Características agroclimáticas y nuevas potencialidades de futuro. Guía-Ávila Ingenieros, S.L.

Rodríguez Martín, J.A., López Arias, M., Grau Corbi, J.M. 2009. “Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España”. Coedición: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino/Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) – Ministerio de Ciencia e Innovación.

Robinson, D.W., Lamb, J.G.D., 1975. Peat in Horticulture. Academic Press, London.

Rodríguez-Verde, I., Regueiro, L., Carballa, M., Hospido, A., Lema, J.M. 2014. Assessing anaerobic co-digestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. Science of the Total Environment, 497-498: 475-483.

Rodriguez Martin; J.A., Lopez Arias, M.; Grau Corbi, J.M. 2009. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España. INIA, Madrid. ISBN: 9788449109805

Rofiqul Islam, M.; Haniu, H., Rafiqul Alam, M. 2008. Liquid fuels and chemicals from pyrolysis of motorcycle tire waste: Product yields, compositions and related properties. *Fuel*. 87: 3112-3122.

Rulkens, W.H. 2003. Sustainable sludge management –what are the challenges for the future? Biosolids. 2003-Wastewater sludge as a resource. Trondheim, Norway.

Rulkens W. 2008. Sewage sludge as a biomass resource for the production of energy: overview and assessment of the various options. *Energ. Fuel*. 22; 9-15

Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., Raskin, I. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology* 13, 468-474.

Samolada, M., Zabaniotou, A., 2014. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. *Waste Manag.* 34, 411-420.

Sánchez-Brunete, C., Miguel, E., Tadeo, J.L. 2007. Analysis of 27 polycyclic aromatic hydrocarbons by matrix solid-phase dispersion and isotope dilution gas chromatography-mass spectrometry in sewage sludge from the Spanish area of Madrid. *J. Chromatogr. A* 1148,219-227.

Sarc, R., Lorber, K.E., 2013. Production, quality and quality assurance of refuse derived fuels (rdfs). *Waste Manage.* 33, 1825-1834.

Seth, P., Babu, B.V. 2009. Differential evolution approach for obtaining kinetic parameters in nonisothermal pyrolysis of biomass. *Mater. Manuf. Process.* 24 (1), 47-52.

Shen L., Zhang D.K. 2001. An experimental study of oil recovery from sewage sludge by low temperature pyrolysis in a fluidized-bed. *Fuel* 82: 465-72.

Sierra, J., Peñalver, L. 1989. La reutilización de las aguas residuales. Acondicionamiento y uso. CEDES. Madrid, España.

Smith R.L., et al. 2015. An industrial ecology approach to municipal solid waste management: II. Case studies for recovering energy from the organic fraction of MSW. *Resour. conserv. Recy.* (2015). <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.05.016>

Sohi, S., Loez-Capel SE, Krull E, Bol R. 2009. Biochar's roles in soil and climate change: a review of research needs. CSIRO, land and water science report 05/09. Pg 64. www.ias.ac.in/currsci/10nov2010/1218.pdf.

Sohi S., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Adv. Agron.* 4:160-77.

Song, W., Guo, M. 2012. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. *J. Anal. App. Pyrolysis.* 94, 138-145.

Stehlík, P. 2009. Contribution to advances in waste-to-energy technologies. *J. Clean. Prod.* 17 (10), 919-931.

Steele, P., Puettmann, E.M., Penmetsa, K.V., Cooper, E.J. 2012. Life-cycle assessment of pyrolysis bio-oil production. *For. Prod. J.* 62 (4), 326-334.1

Steinbeiss, S., Gleixner, G., Antonnetti, M. 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbiol activity. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 1301-1310.

Stocking, M. A. 2003. Tropical soils and food security: The next 50 years. *Science*, vol 302, pp1356–1359

Tan, C., Yaxin, Z., Hongtao, W., Wenjing L., Zeyu, Z., Yuancheng, Z., Lulu, R. 2014. Influence of pyrolysis temperature of biochar derived from municipal sewage sludge. *Biosource Technology* 164, 47-54.

Tang J., Zhu W., Kookana R., Katayama A. 2013. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 6: 653-659.

Thiel, S., Thomé-Kozmiensky, K.J., 2010. Mechanical-biological pre-treatment of waste: hope and reality. In: *Papers and Proceedings of the ISWA World Congress 2010*. Hamburg, Germany.

Tiquia, S.M.; Tam, N. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter, *Environmental Pollution* 110: 535–541.

Toribio M., Romanyà J. 2006. Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Science of the Total Environment* 363, 11-21.

Trowbridge T.D., Holcombe T.C. 1996. The Carver-Greenfield process: dehydration/solvent extraction technology for waste management. *Environ. Prog.* 15, 213-20.

Tsai W.T; Liu, S.C., Chen, H.R., Chang Y.M., Tsai Y.L. 2012. Textural and chemical properties of swine-manure derived biochar pertinent to its potential use as soil amendment, *Chemosphere* 89, 198-203.

Tubiello, F.N., Salvatore, M., Rossi, S., Ferrara, A., Fitton, N., Smith, P., 2013. The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environ. Res. Lett.* 8.

Tuomela, M.; Vikman, M.; Hatakka, A.; Itavaara, M. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review, *Bioresource Technology* 72 (2): 169–183.

Uchimiya, M., Klasson, K.T., Wartelle, L.H., Lima, I.M. 2011a. Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations. *Chemosphere* 10, 1431-1437.

Uchimiya, M., Klasson, K.T., Wartelle, L.H., Lima, I.M. 2011b. Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 2. Copper desorption isotherms. *Chemosphere* 10, 1438-1447.

Uchimiya M., Chang S.C., Klasson K. T. 2011c. Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups, *Journal of Hazardous Materials* 190: 432–441.

US EPA, 2011. Municipal Solid Waste Generation, recycling and disposal in the United States: Facts and figures for 2011. Available at: http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/pubs/MSWcharacterization_508_053113_fs.pdf.

Valls, S., Vazquez, E. 2000. Stabilization and solidification of sewage sludges with Portland cement. *Cem. Concr. Res.* 30, 1671-1678

Vamvuka, D., Troulinos, S., Kastanaki, E. 2006. The effect of mineral matter on the physical and chemical activation of low Rank coal and biomass materials. *Fuel* 85, 1763-1771.

Varhegyi, G., Szabo, P., Till, F., Zelei, B., Antal, M. J., Dai, X. 1998. TG, TG-MS, and FTIR characterization of high-yield biomass charcoals. *Energy Fuels* 12, 969-974.

Vaughn, S.F., Kenar, J.A., Eller, F.J., Moser, B. R., Jackson, M.A., Peterson, S.C. 2015. Physical and chemical characterization of biochars produced from coppiced wood of thirteen tree species for use in horticultural substrates. *Ind. Crop. Prod.* 66, 44-51.

Vergara, S.E., Tchobanaglou, G. 2012. Municipal solid waste and the environment: a global perspective. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 37 (1), 277-309.

Verheijen F, Jeffery S, Bastos AC, van der Velde M, Diafas I. 2010. Biochar application to soils: a critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. European Commission. http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/esdb_archive/eusoils_docs/other/EUR24099.pdf.

Verlicchi, P., Zambello, E. 2015. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil – A critical review. *Science of the Total Environment* 538, 750-767.

Walker D.J., Clemente, R., Bernal, M.P. 2004. Contrasting effects of manure and compost in soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere* 57, 215-224.

Wang, Y., Zhang, S.T., Zhang, Y.F., Xie, H., Deng, N., Chen, G.Y. 2005. Experimental studies on low-temperature pyrolysis of municipal household garbage-temperature influence on pyrolysis product distribution. *Renewable Energy* 30, 1133-1142.

Wang, L.H., Zhang, Y., Song, L.N. 2006. Experimental research on pyrolysis process of waste rubber. *Liaoning Gongcheng Jishu Daxue Xuebao (Ziran Kexue Ban)/ J. Liaoning Tech. Univ. (Natural Science Edition)* 25, 336-338.

Wang, X., Chen, T., Ge, Y., Jia, Y. 2008. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. *Journal of Hazardous Materials* 160, 554-558

Wang, T., Camps Arbestain, M., Hedley, Bishop P. 2012. Chemical and bioassay characterization of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. *Org. Geochem*; 45-54

Wang, T., Camps Arbestain, M., Hedley, M. 2014. The fate of phosphorous of ash rich biochars in a soil-plant system. *Plant soil* 375, 61-74.

Wang, H., Wang, L., Shahbazi, A. 2015. Life-cycle assessment of fast pyrolysis of municipal solid waste in North Carolina of USA. *Journal of Cleaner Production* 87, 511-519.

Werle, S., Wilk, R.K. 2010. A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: the Polish perspective. *Renew. Energ.* 35; 1914-9.

Woolf, Dominic, Amonette James E., Street-Perrot Alayne F., Lehmann J., Joseph, S. 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change". *Nature*. Vol. 1, Issue 56.

- Xie, L., Li, T., Gao, J., Fei, X., Wu, X., Jiang, Y. 2010. Effect of moisture content in sewage sludge on air gasification. *J. Fuel Chem. Technol.* 38; 615-20.
- Xiong, S., Zhang B., Jia, X., Xiao, B., He, M. 2009. Feasibility study on the pyrolysis production for hydrogen-riched fuel gas from the wet sewage sludge. In: 3rd international conference on bioinformatics and biomedical engineering. ICBBE.
- Xu, C., Chen, W., Hong, J. 2014. Life-cycle environmental and economic assessment of sewage sludge treatment in China. *J. Clean. Prod.* 67, 79-87.
- Xu, R., Ferrante, L., Briens, C., Berruti, F. 2009. Flash pyrolysis of grape residues into biofuel in a bubbling fluid bed. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 86 (1), 58-65.
- Yan W., Hastings, J.T., Acharjee, t.C., Coronella, C.J., Vásquez V.R. 2010. Mass and energy balances of wet torrefaction of lignocellulosic biomass. *Energy Fuels* 24; 4738-42.
- Yi, R.J. 2007. An experimental research on catalytic pyrolysis of municipal solid waste. Master thesis. Huazhong University of Science and Technology. Wuhan. pp 32-36.
- Yuan, H., Lu, T., Huang H., Zhao, D., Kobayashi, N., Chen, Y. 2015. Influence of pyrolysis temperature on physical and chemical properties of biochar made from sewage sludge. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 112; 284-289
- Yu, X.Y., Ying, G.G., Kookana, R.S. 2009. Reduce plant uptake of pesticides with biochar additions to soil” *Chemosphere* 76, 665-671
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T. 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renew. Sustain Energy Rev.* 38; 383-92.
- Zhang, B., Xiong, S., Xiao, B., Yu, D., Jia, X. 2011. Mechanism of a wet sewage sludge pyrolysis in a tubular furnace. *Int. J. Hydrogen Energ.* 102; 2053-61.
- Zhao, L., Cao, X., Masek, O., Zimmerman, A. 2013. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*, 256-257; 1-9.
- Zhong, Z.W., Song, B., Huang, C.X. 2009. Environmental impacts of three polyhydroxyalkanoate (PHA) manufacturing processes. *Mater. Manuf. Process.* 24 (5), 519-523.
- Zielińska, A., Oleszczuk, P., Charmas, B., Skubiszewska-Zięba J., Pasieczna-Patkowska, S. 2015. Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 112; 201-213.

Páginas web:

http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Organismos/InstitutoAragonesAgua/AreasTematicas/02_DepuracionAguasResiduales/ci.01_Depuracion_Aguas_Residuales.detalleDepartamento?channelSelected=1096291119deb210VgnVCM100000450a15acRCRD

<http://www.biochar-international.org/>

http://www.bpeninsular.com/Idi/docs_refertil/20130902%20BGU%20present%20Refertil%20RG.pdf Refertil-KBBE 2011.1.2-02. El Futuro del Compost: (entre la Directiva Marco, el Fin de Residuo y la normativa de Fertilizantes).

<http://www.sostaqua.com/publications/publications.php?act=8&task=27>

<http://www.sendeco2.com>