



UNIVERSIDAD
DE GRANADA



UNIVERSIDAD DE GRANADA

E.T.S. DE INGENIERÍA DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS
DEPARTAMENTO DE URBANÍSTICA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

IMPLANTACIÓN TERRITORIAL DE SISTEMAS DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE RU: DESARROLLO DE HERRAMIENTA DE APOYO EN LA TOMA DE DECISIONES

José María Fernández González

2020



UNIVERSIDAD
DE GRANADA



UNIVERSIDAD DE GRANADA

E.T.S. DE INGENIERÍA DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS
DEPARTAMENTO DE URBANÍSTICA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

IMPLANTACIÓN TERRITORIAL DE SISTEMAS DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE RU: DESARROLLO DE HERRAMIENTA DE APOYO EN LA TOMA DE DECISIONES

Tesis Doctoral

Doctorando:

José María Fernández González

Director:

Alejandro L. Grindlay Moreno

*Programa de Doctorado en Ingeniería Civil (B23.56.1)
Transportes, Energía y Medioambiente*

Junio de 2020

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales
Autor: José María Fernández González
ISBN: 978-84-1306-609-7
URI: <http://hdl.handle.net/10481/63635>

DIFUSIÓN DE RESULTADOS

Los trabajos descritos en la presente memoria se encuentran recogidos en las siguientes publicaciones y comunicaciones a congresos:

PUBLICACIONES INTERNACIONALES INCLUIDAS EN EL JCR

Fernández-González, J. M., Grindlay, A. L., Serrano-Bernardo, F., Rodríguez-Rojas, M. I., & Zamorano, M. (2017). Economic and environmental review of Waste-to-Energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities. *Waste Management*, 67, 360-374.

Fernández-González, J.M., Martín-Pascual, J., & Zamorano, M. (2020). Biomethane injection into natural gas network vs composting and biogas production for electricity in Spain: An analysis of key decision factors. *Sustainable Cities and Society*, 60, 102224.

Fernández-González, J.M., Díaz-López, C., Martín-Pascual, J., & Zamorano, M. (2020). Recycling organic fraction of municipal solid waste: systematic literature review and bibliometric analysis of research trends. *Sustainability*, 12, 4798.

CONGRESOS INTERNACIONALES

Fernández-González, J. M. Energy valuation of urban waste: Vega de Granada case study. 4th International Conference on Management of Natural Resources, Sustainable Development and Ecological Hazards. Ravage of the Planet IV. Opatija, Croacia. 1-3 Julio 2015.

Fernández-González, J. M., García-Pérez, J., Ruiz-Lozano, A. & Vilaplana, D., 2016. Logística y optimización del servicio de recogida de residuos urbanos en áreas rurales. CIT2016 - XII Congreso de Ingeniería del Transporte València, Universitat Politècnica de València, 2016.

Fernández-González, J. M. Zamorano, M. Aplicación de tecnologías WtE en el tratamiento de los residuos municipales en España: Una herramienta imprescindible en la implementación de la Economía Circular. VII Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos. Hacia una Economía Circular. Santander. Junio 2017.

Fernández-González, J.M., Simulación de Montecarlo para determinar el Coste-Beneficio de alternativas para el reciclaje de la fracción orgánica de los residuos municipales. Málaga. Marzo 2019. Greencities 2019.

A Laura, Ana y Elvira

“Independientemente de cómo se viaje, de los atajos que se tomen, del cumplimiento o no de las expectativas, uno siempre acaba aprendiendo algo”.

Jack Kerouac

AGRADECIMIENTOS

Si bien este trabajo comenzó siendo codirigido por los profesores de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de Granada Dña. Montserrat Zamorano Toro y D. Alejandro L. Grindlay Moreno, ha sido este último el que ha finalizado la dirección de la presente tesis. A ambos les estaré siempre agradecido por haberme ofrecido la posibilidad de trabajar bajo su tutela. Sin sus conocimientos y atenta dirección, no hubiese sido posible concluir la investigación que ahora presento. Muchas gracias a los dos.

A mis padres, hermanas y suegros por el apoyo que siempre me han brindado.

A Alba Ruíz, Ginés de Moya, Jeremy Newhall, Carlos Herrera, Renato Ramírez, Jose Antonio Campos y Carmen Díaz y Pilar Lara por haberme prestado ayuda en la realización del trabajo y en la consecución de los hitos requeridos.

A los doctores D. Fernando Calvo Redruejo, Dña. Mabel Rodríguez y D. Jaime Martín Pascual, por su apoyo incondicional y por subirme el ánimo cuando las fuerzas flaqueaban.

A mis hijas Ana y Elvira, mi faro, a las que he restado muchas horas de compañía y cuidados. Sois lo mejor que me ha pasado en la vida. Os quiero.

Y a Laura Fernández Soto, mi esposa, compañera y confidente, por su apoyo incondicional en esta empresa y por el esfuerzo adicional que ha supuesto complementarme en la consecución de este reto. Gracias amor. Te quiero.



**UNIVERSIDAD
DE GRANADA**

IMPLANTACIÓN TERRITORIAL
DE SISTEMAS DE VALORIZACIÓN
ENERGÉTICA DE RU:
DESARROLLO DE HERRAMIENTA
DE APOYO EN LA TOMA DE DECISIONES

TESIS DOCTORAL

para la obtención del

TÍTULO DE DOCTOR POR LA UNIVERSIDAD DE GRANADA

JOSÉ MARÍA FERNÁNDEZ GONZÁLEZ

Director:

ALEJANDRO L. GRINDLAY MORENO

Programa de Doctorado en Ingeniería Civil (B23.56.1)

Universidad de Granada

Junio de 2020

ÍNDICE

RESUMEN	25
ABSTRACT	27
1. ANTECEDENTES EN EL TRATAMIENTO Y GESTIÓN DE LOS RU	29
1.1. INTRODUCCIÓN.....	29
1.2. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LOS RU	30
1.3. DEFINICIÓN, TIPOLOGÍA, COMPOSICIÓN Y TASAS DE GENERACIÓN DE RU.....	31
1.3.1. DEFINICIÓN DE RU.....	31
1.3.2. TIPOLOGÍA DE RU	32
1.3.3. COMPOSICIÓN DE LOS RU	33
1.3.4. TASAS DE GENERACIÓN DE RU.....	35
1.4. PRINCIPIOS DE GESTIÓN DE RU	36
1.5. VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE LOS RU	40
1.5.1. ÁMBITO	40
1.5.2. DEFINICIÓN	40
1.5.3. DESGASIFICACIÓN DE VERTEDEROS.....	41
1.5.4. DIGESTIÓN ANAEROBIA (BIOMETANIZACIÓN).....	46
1.5.5. COMBUSTIBLES ALTERNATIVOS: CSR y CDR.....	48
1.5.6. GASIFICACIÓN	52
1.5.7. PIRÓLISIS	53
1.5.8. INCINERACIÓN.....	55
1.6. MARCO LEGAL EN MATERIA DE RU	59
1.6.1. NORMATIVA EUROPEA.....	59
1.6.2. NORMATIVA ESTATAL	63
1.6.3. NORMATIVA AUTONÓMICA ANDALUZA.....	66
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	69
3. ESTUDIO DE HERRAMIENTAS PARA LA TOMA DE DECISIONES	71
3.1. INTRODUCCIÓN.....	71
3.2. ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO	73
3.3. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA	73
3.4. ANÁLISIS TERRITORIAL	79
3.5. ANÁLISIS MULTICRITERIO.....	80
3.6. OTRAS HERRAMIENTAS DE DECISIÓN	82
4. DEFINICIÓN DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE RU PARA LA APLICACIÓN METODOLÓGICA	85
4.1. DIAGRAMAS DE FLUJOS.....	87
4.1.1. Alternativa 0.....	90
4.1.2. Alternativa A.....	91
4.1.3. Alternativa B.....	92
4.1.4. Alternativa C.....	93
4.1.5. Alternativa D	94
4.1.6. Alternativa E.....	95
5. METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS DE VALORACIÓN ENERGÉTICA DE RU	97
5.1. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS ECONÓMICO.....	100
5.1.1. Cálculo del canon	100
5.1.2. Cálculo de Costes	107
5.1.3. Cálculo de Ingresos.....	108
5.1.3.1. Poder calorífico	109

5.1.3.2.	Producción de energía eléctrica	114
5.2.	METODOLOGÍA DE ANÁLISIS AMBIENTAL.....	117
5.3.	METODOLOGÍA DE ANÁLISIS TERRITORIAL.....	120
5.4.	SELECCIÓN MEJOR ALTERNATIVA.....	128
6.	APLICACIÓN METODOLÓGICA Y RESULTADOS SOBRE UN TERRITORIO DETERMINADO	129
6.1.	CARACTERÍSTICAS ZONA DE APLICACIÓN	129
6.2.	RESULTADOS ANÁLISIS ECONÓMICO.....	132
6.3.	RESULTADOS ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA.....	139
6.4.	RESULTADOS ANÁLISIS TERRITORIAL.....	144
6.5.	ELECCIÓN MEJOR ALTERNATIVA PARA EL CVSE	146
6.6.	COMPARACIÓN DE RESULTADOS CON OTROS ESTUDIOS.....	148
7.	CONCLUSIONES.....	153
8.	LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN	155
9.	REFERENCIAS	157
10.	ANEXOS.....	191
	ANEXO I: RESULTADOS ANÁLISIS CICLO VIDA.....	191
	ALTERNATIVA O	206
	ALTERNATIVA A	210
	ALTERNATIVA B	214
	ALTERNATIVA C	218
	ALTERNATIVA D.....	222
	ALTERNATIVA E	226
	DATOS INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA.....	230
	ANEXO II: SOPORTE GRÁFICO PARA ANÁLISIS TERRITORIAL	236
	ANEXO III: RESULTADOS APLICACIÓN ONLINE BPMSG.....	249

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Clasificación de los residuos recogida en el Decreto 73/2012 que aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía. (D 72, 2012).....	32
Tabla 2: Normas internacionales para el estudio de muestras de RU (Gidakos, et al., 2006).....	33
Tabla 3: Tratamientos más habituales en función de las fracciones recogidas (PEMAR, 2016-2022).....	38
Tabla 4: Componentes principales del biogás. Elaborada a partir de (Tchobanoglous, et al., 1996).	43
Tabla 5: Sistema de clasificación para Combustibles Sólidos Recuperados (CEN/TS 15359:2006. Solid Recovered Fuels-Specifications and classes, 2006).	50
Tabla 6: Características CDR obtenido a partir de RU en España (Universidad de Zaragoza, 2010).....	50
Tabla 7: Principales parámetros de funcionamiento para el proceso de pirólisis (Demirbas, 2009).....	55
Tabla 8: Métodos de decisión más utilizados. (Allesch y Brunner, 2014).....	71
Tabla 9: Evaluación del impacto del ACV (Lavola, 2013).	75
Tabla 10: Metodologías de impacto en SimaPro v8.0.4 (Lavola, 2013).....	75
Tabla 11: Categorías de impacto en ACV (SETAC, 1993).	76
Tabla 12: Gases de efecto invernadero y equivalencia de emisiones con CO ₂ eq. (IHOBE, 2009; IPCC, 2007).....	77
Tabla 13: Definición de alternativas de tratamiento consideradas en el estudio. Elaboración propia.	86
Tabla 14: Procesos considerados para las diferentes alternativas. Elaboración propia.	87
Tabla 15: Composición de Alternativas con procesos de tratamiento. Elaboración propia.	87
Tabla 16: Porcentajes de recuperación de materiales/subproductos en tratamiento mecánico. (FCC, 2015).	88
Tabla 17: Herramientas de decisión utilizadas y aplicación a criterios. Elaboración propia.....	100
Tabla 18: Desglose de costes. Elaboración propia.....	108
Tabla 19: Resultados del PCI aplicando diferentes fórmulas experimentales. Elaboración propia.	112
Tabla 20: Componentes combustibles en las fracciones de los RU (Calvo, et al., 1997).	112
Tabla 21: Poder calorífico de los componentes de los RU. Elaboración propia.....	114
Tabla 22: Modelos de recogida de residuos implantados en España (MAGRAMA, 2013).....	121
Tabla 23: Tabla de prevalencia del criterio “tipo de recogida”.	122
Tabla 24: Composición química de los RU (Tchobanoglous, et al., 1993).	123
Tabla 25: Caracterización (%) de los RU generados en el Consorcio, (Diputación de Granada, 2010).	132
Tabla 26: Relación de costes de los procesos que integran las alternativas en estudio. Elaboración propia.....	134
Tabla 27: Relación de ingresos de los procesos que integran las alternativas en estudio. Elaboración propia.....	135
Tabla 28: Canon de cada alternativa estudiada para el CVSE. Elaboración Propia.....	136
Tabla 29: Balances energéticos de las alternativas en estudio. Elaboración propia.....	136
Tabla 30: Balance de masas, subproductos y energía de las alternativas en estudio (Masias Recycling, 2014; Urbaser, 2015; Dimasa Grupo, 2015; Zabalgardi, 2015; CTRUZ, 2015; Junfeng, 2005; Alonso, 2009; Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, 2014).	137
Tabla 31: Cuantificación de los impactos ambientales por proceso unitario, por cada tonelada de residuos tratada.	140
Tabla 32: Cuantificación de los impactos ambientales para cada alternativa, por cada tonelada de residuos tratada.	141
Tabla 33: Matriz de ponderación de variables territoriales analizadas.	145
Tabla 34: Matriz de jerarquías de según criterios económicos, ambientales y territoriales.	146
Tabla 35: Prioridad final de alternativas en función de criterios económicos, ambientales y territoriales.....	147
Tabla 36: Análisis comparativo global de las diferentes alternativas tecnológicas de tratamiento de residuos. Elaboración propia a partir de Bojana Ž, et al., (2015).....	151
Tabla 37: Valores absolutos de la contribución de todas las categorías de impacto referidas a 1 Tn RSU a la entrada. Todas las alternativas.	192

Tabla 38: Valores de la contribución de todas las categorías de impacto. Todas las alternativas (%).	201
Tabla 39: Valores absolutos de la contribución de los indicadores endpoints referidos a 1 Tn de RSU a la entrada. Todas las alternativas.	202
Tabla 40: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa 0.	206
Tabla 41: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa 0 (%).	207
Tabla 42: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa 0.	208
Tabla 43: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa A.	210
Tabla 44: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa A (%).	211
Tabla 45: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa A.	212
Tabla 46: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa B.	214
Tabla 47: Valores de la contribución por etapas en todas las categorías de impacto para la alternativa B (%).	215
Tabla 48: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa B.	216
Tabla 49: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa C.	218
Tabla 50: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa C (%).	219
Tabla 51: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa C.	220
Tabla 52: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa D.	222
Tabla 53: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa D (%).	223
Tabla 54: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa D.	224
Tabla 55: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa E.	226
Tabla 56: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa E (%).	227
Tabla 57: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa E.	228
Tabla 58: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento mecánico.	230
Tabla 59: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento biológico (alternativas 0 y A).	230
Tabla 60: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento de rechazo a vertedero sin aprovechamiento energético.	230
Tabla 61: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento de rechazo a vertedero con aprovechamiento energético (alternativa A).	231
Tabla 62: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de digestión anaerobia (biometanización).	231
Tabla 63: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento biológico (alternativa B).	231
Tabla 64: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento de rechazo a vertedero con aprovechamiento energético (alternativa B).	232
Tabla 65: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento en planta de CSR.	232
Tabla 66: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento de rechazo a vertedero con aprovechamiento energético (alternativa C).	232
Tabla 67: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento mecánico (alternativa D).	233
Tabla 68: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de secado de materia orgánica.	233
Tabla 69: Datos de inventario de ciclo de vida de etapa de fabricación de material a gasificar.	233
Tabla 70: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de trituración y briquetización.	234
Tabla 71: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de gasificación.	234
Tabla 72: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento mecánico (alternativa E).	234
Tabla 73: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de incineración.	235

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Composición de RU por país (The World Bank, 2015).....	34
Figura 2: Caracterización de residuos en diferentes países según ingresos (The World Bank, 2015).....	34
Figura 3: Estimación composición global nacional de residuos de origen domiciliario en España (MAGRAMA, 2012).....	35
Figura 4: Esquema simplificado de flujo y tratamiento de RU. Adaptado de (Starr, et al., 2015).....	37
Figura 5: Jerarquía DMR en la gestión de los RU.....	39
Figura 6: Tratamiento de residuos municipales en España y la UE-27 (kg/hab) (MAGRAMA, 2014).....	39
Figura 7: Ejemplos de procesos de valorización energética (EC, 2017).....	40
Figura 8: Valorización energética mediante diferentes procesos. Elaboración propia.....	41
Figura 9: Principales elementos técnicos de un vertedero (FCM, 2004).....	42
Figura 10: Fases del proceso de formación del biogás en un depósito controlado (Carreras y Dorronsoro, 2006).....	44
Figura 11: Producción de biogás en vertederos controlados (Martínez y Cuenca, 2014).....	45
Figura 12: Esquema de distribución de chimeneas de desgasificación (Tchobanoglous, et al., 1996).....	46
Figura 13: Esquema del proceso de biometanización (AgroWaste, 2014).....	46
Figura 14: Aspecto de un CSR clase 3.....	51
Figura 15: CSRs fabricados a partir de celulosa, plásticos y mezcla de ambos (80%-20%). (Arena y Di Gregorio, 2016).....	51
Figura 16: Rendimiento energético mínimo requerido para categoría R1 en proceso de incineración (Bueno, 2011).....	58
Figura 17: Tipos de indicadores (Lavola, 2013).....	77
Figura 18: Diagrama de flujo de las alternativas en estudio. Elaboración propia en base a (FCC, 2015; Masias Recycling, 2014; Junfeng, 2005; Urbaser, 2015;.....	89
Figura 19: Planta de tratamiento mecánico biológico y vertedero de rechazos sin recuperación energética. Elaboración propia.....	90
Figura 20: Planta de tratamiento mecánico biológico y vertedero de rechazos con recuperación energética. Elaboración propia.....	91
Figura 21: Planta de tratamiento mecánico biológico y planta de digestión anaeróbica de la fracción orgánica y vertedero de rechazos con recuperación energética. Elaboración propia.....	92
Figura 22: Planta de tratamiento mecánico biológico y planta de producción de Combustible Sólido Recuperado y vertedero de rechazos con recuperación energética. Elaboración propia.....	93
Figura 23: Planta de tratamiento mecánico y planta de gasificación. Elaboración propia.....	94
Figura 24: Planta de tratamiento mecánico y planta de incineración. Elaboración propia.....	95
Figura 25: Esquema de metodología de Tesis usado. Elaboración propia.....	97
Figura 26: Zona de estudio. CVSE. Elaboración propia.....	130
Figura 27: Caracterización de los RU del CVSE. (Diputación de Granada, 2010).....	131
Figura 28: Diagrama de flujo de las alternativas en estudio. (Elaboración propia en base a (Masias Recycling, 2015; Junfeng, 2005; Urbaser, 2015; Complejo para Tratamiento de Residuos Urbanos de Zaragoza, 2015; Dimasa Grupo, 2015; Zabalgarbi, 2015; Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, 2014)).....	131
Figura 29: Costes, Ingresos y Canon de las alternativas estudiadas para el CVSE. Elaboración propia.....	138
Figura 30: Comparativa de costes, ingresos y canon de las diferentes alternativas con respecto al tratamiento actual (Alternativa 0). Elaboración propia.....	138
Figura 31: Jerarquía de alternativas resultante del análisis económico. Elaboración propia.....	139
Figura 32: Comparativa de impactos para cada alternativa.....	142
Figura 33: Emisiones de CO ₂ eq para las alternativas de estudio, en Kg CO ₂ eq.....	143

Figura 34: Jerarquía de alternativas resultante del análisis ambiental. Elaboración propia.	144
Figura 35: Jerarquía de alternativas resultante del análisis territorial. Elaboración propia.	145
Figura 36: Importancia de criterios asignada y prioridad obtenida.....	146
Figura 37: Jerarquía final de alternativas.	147
Figura 38: Resumen de jerarquías por criterios de análisis y final.	148
Figura 39: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Carcinogens. Todas las alternativas.	193
Figura 40: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Non-Carcinogens. Todas las alternativas. .	193
Figura 41: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Respiratory inorganics. Todas las alternativas.	194
Figura 42: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Ionizing radiation. Todas las alternativas. .	194
Figura 43: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Ozone layer depletion. Todas las alternativas.	195
Figura 44: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Respiratory Organics. Todas las alternativas.	195
Figura 45: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Aquatic ecotoxicity. Todas las alternativas.	196
Figura 46: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Terrestrial ecotoxicity. Todas las alternativas.	196
Figura 47: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Terrestrial acid/nutri. Todas las alternativas.	197
Figura 48: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Land occupation. Todas las alternativas. ..	197
Figura 49: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Aquatic acidification. Todas las alternativas.	198
Figura 50: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Aquatic eutrophication. Todas las alternativas.	198
Figura 51: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Glowal Warming. Todas las alternativas. ..	199
Figura 52: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Non-renewable energy. Todas las alternativas.	199
Figura 53: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Mineral Extraction. Todas las alternativas.	200
Figura 54: Gráfico de valores de la contribución de todas las categorías de impacto. Todas las alternativas (%).	202
Figura 55: Valores absolutos de la contribución de todos los indicadores endpoints. Todas las alternativas.	203
Figura 56: Valores absolutos de la contribución del indicador endpoint Human Health. Todas las alternativas.....	203
Figura 57: Valores absolutos de la contribución del indicador endpoint Ecosystem Quality. Todas las alternativas. ...	203
Figura 58: Valores absolutos de la contribución del indicador endpoint Climate Change. Todas las alternativas.....	204
Figura 59: Valores absolutos de la contribución del indicador endpoint Resources. Todas las alternativas.	204
Figura 60: Gráfico de valores absolutos de la contribución de todos los indicadores endpoints. Todas las alternativas.	205
Figura 61: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa 0 (Kg CO ₂ eq).	207
Figura 62: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa 0 (%).	208
Figura 63: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa 0.	209
Figura 64: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa A (Kg CO ₂ eq).	211

Figura 65: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa A (%).	212
Figura 66: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa A.	213
Figura 67: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa B (Kg CO ₂ eq).	215
Figura 68: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa B (%).	216
Figura 69: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa B.	217
Figura 70: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa C (Kg CO ₂ eq).	219
Figura 71: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa C (%).	220
Figura 72: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa C.	221
Figura 73: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa D (Kg CO ₂ eq).	223
Figura 74: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa D (%).	224
Figura 75: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa D.	225
Figura 76: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa E (Kg CO ₂ eq).	227
Figura 77: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa E (%).	228
Figura 78: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa E.	229
Figura 79: Situación y emplazamiento de la zona de estudio.	236
Figura 80: Zona de estudio.	237
Figura 81: Núcleos de población de los municipios en estudio.	238
Figura 82: Espacios protegidos en el ámbito de estudio.	239
Figura 83: Usos del suelo en la zona de estudio.	240
Figura 84: Sistema hidrológico e hidráulico en el ámbito de estudio.	241
Figura 85: Pendientes del terreno en el ámbito de estudio.	242
Figura 86: Zonas aptas 1.	243
Figura 87: Zonas aptas 2.	244
Figura 88: Infraestructuras de tratamiento y eliminación en el ámbito de estudio.	245
Figura 89: Infraestructuras e transporte existentes en el ámbito de estudio.	246
Figura 90: Infraestructuras energéticas existentes en el ámbito de estudio.	247
Figura 91: Infraestructuras industriales existentes en el ámbito de estudio.	248
Figura 92: Definición y configuración del proyecto.	249
Figura 93: Evaluación por pares de criterios y vector de prioridad de criterios ESPACIALES.	251
Figura 94: Evaluación por pares de criterios y vector de prioridad de criterios SOCIALES.	252
Figura 95: Vector de Prioridad para los Criterios y Subcriterios.	252

Figura 96: Evaluación de Alternativas.	254
Figura 97: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio RECOGIDA.	255
Figura 98: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio RECOGIDA.	255
Figura 99: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio CARACTERIZACIÓN.	256
Figura 100: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio CARACTERIZACIÓN.	256
Figura 101: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio CANTIDAD.	257
Figura 102: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio CANTIDAD.	257
Figura 103: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio TERRENOS.	258
Figura 104: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio TERRENOS.	258
Figura 105: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio INFR TRATAMIENTO.	259
Figura 106: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio INF TRATAMIENTO.	259
Figura 107: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio INFRAESTRUCTURAS.	260
Figura 108: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio INFRAESTRUCTURAS.	260
Figura 109: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio NORMATIVA.	261
Figura 110: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio NORMATIVA.	261
Figura 111: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio ACEPTACIÓN.	262
Figura 112: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio ACEPTACIÓN.	262
Figura 113: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio EMPLEO.	263
Figura 114: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio EMPLEO.	263
Figura 115: Matriz de Prioridad Alternativas/Criterios.	264
Figura 116: Vector de Prioridad Global de Alternativas.	264

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1: Eficiencia energética de una instalación de incineración.....	57
Ecuación 2: Fórmula abreviada de cálculo del canon.....	101
Ecuación 3: Desarrollo de ecuación de canon en procesos de tratamiento de cada alternativa.....	102
Ecuación 4: Fórmula de cálculo de costes de cada proceso de tratamiento.....	102
Ecuación 5: Fórmula de cálculo de costes de inversión de cada proceso de tratamiento.....	102
Ecuación 6: Fórmula de cálculo de los costes de explotación de cada proceso de tratamiento.....	103
Ecuación 7: Fórmula de cálculo de costes de personal de cada proceso de tratamiento.....	103
Ecuación 8: Fórmula de cálculo de costes de mantenimiento y conservación de maquinaria de cada proceso de tratamiento.	103
Ecuación 9: Fórmula de cálculo de costes de gestión de cada proceso de tratamiento.	104
Ecuación 10: Fórmula de cálculo de costes financieros de cada proceso tratamiento.....	104
Ecuación 11: Fórmula de cálculo de costes de estructura de cada proceso de tratamiento.	104
Ecuación 12: Fórmula de cálculo de los costes de cada proceso.	104
Ecuación 13: Fórmula de cálculo de ingresos de cada alternativa.	105
Ecuación 14: Fórmula de cálculo de ingresos por procesos de tratamiento.....	105
Ecuación 15: Fórmula de cálculo de ingresos por venta de material recuperable.....	105
Ecuación 16: Fórmula de cálculo de ingresos por venta de subproductos.	105
Ecuación 17: Fórmula de cálculo de ingresos por venta de energía producida en cada proceso.	106
Ecuación 18: Fórmula para el cálculo de los ingresos de cada alternativa.....	106
Ecuación 19: Fórmula desarrollada de cálculo del canon de cada alternativa.....	106
Ecuación 20: Fórmula de Dulong para cálculo del PCI de un combustible seco.....	111
Ecuación 21: Fórmula de Dulong para cálculo del PCI de un combustible húmedo.	111
Ecuación 22: Fórmula de Hutte para el cálculo del PCI de un combustible húmedo.....	111
Ecuación 23: Fórmula de la AIA para el cálculo del PCI de un combustible húmedo.....	111
Ecuación 24: Fórmula de Mendeliev para el cálculo del PCI de un CSR.	112
Ecuación 25: Fórmula de Dulong para el cálculo del PCI de un CDR.	112
Ecuación 26: Fórmula de cálculo del PCI por el método práctico.	113
Ecuación 27: Fórmula dinámica de cálculo del PCI por el método práctico.....	113
Ecuación 28: Fórmula de cálculo estimado del PCI.	113
Ecuación 29: Potencial de generación de energía eléctrica a partir del gas de vertedero.....	115
Ecuación 30: Potencial de generación de energía eléctrica a partir de la DA de la FORM.....	115
Ecuación 31: Potencial de generación de energía eléctrica a partir de la incineración.	116
Ecuación 32: Potencial de generación de energía eléctrica a partir de la gasificación.	116

LISTADO DE ABREVIATURAS

ACV – Análisis del ciclo de vida	MCDM – Multicriteria decision making
AHP – Modelo Proceso Analítico Jerárquico	MCP – Matriz de comparación por pares
BI – Beneficio industrial	MCN – Matriz normalizada
CBA – Análisis coste-Beneficio (Cost benefit analysis)	MO – Materia orgánica
CDR – Combustible derivado de residuos	MP – Matriz de prioridad
CEA – Análisis de rentabilidad (Cost effectiveness analysis)	MSWI – Municipal solid waste incinerator
CER – Catálogo europeo de residuos	OMS – Organización Mundial de la Salud
CGC – Limpieza de gases en frío (Cold gas cleaning)	PAHs – Hidrocarburos policíclicos aromáticos
CI – Indicador de costes (Cost indicator)	PCBs – Bifenilos policlorados
CSR – Combustible sólido recuperado	PCDD/Fs – Policlorodibenzo-p-dioxinas, policlorodibenzofuranos
CTI – Índice limpieza de tratamiento (Cleaner treatment index)	PCI – Poder calorífico inferior
CVSE – Consorcio para el Desarrollo de la Vega-Sierra Elvira	PCS – Poder calorífico superior
DA – Digestión anaerobia	PEMAR – Plan estatal Marco de Gestión de Residuos
EAE – Evaluación ambiental estratégica	PIRCV – Plan Integral de Residuos de la Comunitat Valenciana.
EF – Huella ecológica (Ecological footprint)	PNIR – Plan Nacional Integral de Residuos
EIA – Evaluación de impacto ambiental	ppm – Partes por millón
FME – Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety	RA – Risk analysis
FORS – Fracción orgánica de residuos urbanos recogida selectivamente	RC – Cociente de consistencia
FORSU – Fracción orgánica de residuos urbanos	RCE – Eficiencia en la conversión de recursos (Resource conservation efficiency)
GF – Gasificación	RI – Índice aleatorio
GG – Gastos Generales	RU – Residuos urbanos
GIS – Sistema de información geográfica	SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry
HGC – Limpieza de gases en caliente (Hot gas cleaning)	TB – Tratamiento biológico
ICV – Inventario del ciclo de vida	TM – Tratamiento mecánico
IRE – Incineración con recuperación de energía	TMB – Tratamiento mecánico biológico
IVA – Impuesto sobre el valor añadido	UAB – Universitat Autònoma de Barcelona
KH – Know-How	VC – Vertedero de cenizas
LCA – life cycle assessment	VCRE – Vertedero con recuperación de energía
LCC – Life cycle costing	VSRE – Vertedero sin recuperación de energía
LCT – Life cycle thinking	WHO – World Health Organization Regional Office for Europe
MBT – Mechanical-biological treatment	WtM – Waste to Material

RESUMEN

La Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los Residuos y por la que se derogan determinadas Directivas, establece una jerarquía de residuos que sirve como orden de prioridades en la legislación, y en la política sobre la prevención y gestión de los residuos. Se persigue transformar la UE en una sociedad del reciclado en la que los residuos se recojan por separado, siempre que sea viable, antes de someterlos a las operaciones de valorización para proporcionar un mejor resultado medioambiental. La jerarquía propuesta prioriza las operaciones de valorización, incluida la valorización energética a la eliminación de los residuos mediante disposición en vertederos. En este contexto, la valorización energética de los residuos urbanos se presenta (RU) como una vía complementaria al reciclaje material previo y prioritaria a la eliminación mediante disposición en vertederos, verdaderos focos de contaminación y de desperdicio de los recursos energéticos contenidos en los residuos, y que tienden a desaparecer.

Entre las tecnologías más utilizadas para ello se destacan los tratamientos biológicos y termoquímicos. La digestión anaeróbica o biometanización aprovecha más del 90% de la energía disponible en los residuos a partir de la producción de metano. En el caso de los tratamientos termoquímicos, la incineración en cualquiera de sus formas (valorización energética in situ, valorización energética en una instalación externa, o producción de combustibles derivados de residuos, o combustibles sólidos recuperados) ha sido el sistema tradicionalmente más aplicado, sin embargo su ámbito de aplicación, desde el punto de vista económico, se fija a partir de 100.000 Tn/año; en consecuencia, en países como España, caracterizados por municipios con baja población, se ha dificultado su implantación. En los últimos años han proliferado tecnologías termoquímicas que emplean bajas cantidades de oxígeno, tales como la pirólisis y la gasificación, que mejoran la eficiencia energética y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero.

Este trabajo analiza los costes económicos y ambientales de tecnologías de valorización energética de residuos urbanos (WtE), alternativas a la incineración, así como al sistema biológico-mecánico aplicado en la actualidad en una zona de estudio. Para ello se propone una herramienta o metodología para conocer la mejor opción a implantar en un territorio determinado teniendo en cuenta criterios económicos, ambientales, territoriales y sociales. La metodología se ha desarrollado a partir de la combinación de otras herramientas utilizadas para la toma de decisiones, concretamente el Análisis del Ciclo de Costes, Análisis del Ciclo de Vida, los Sistemas de Información Geográfica y el Análisis Multicriterio.

Con la finalidad de validarla, se ha aplicado a un territorio del cinturón metropolitano de la ciudad de Granada (España), compuesto por 16 pequeños municipios integrados en el Consorcio para el Desarrollo de la Vega Sierra Elvira y que agrupa un total de 93.399 habitantes y una generación anual de 45.000 Tn de residuos urbanos o municipales. Los sistemas de valorización analizados han sido la digestión anaeróbica (biometanización), la producción de Combustible Sólido Recuperado (CSR) y la gasificación frente al tratamiento mecánico biológico actual (TMB),

con eliminación del rechazo en vertedero y la tradicional incineración con recuperación de energía.

Los resultados obtenidos han mostrado que la herramienta desarrollada puede utilizarse en la toma de decisiones relativas a la elección de un sistema que optimice la valorización energética de los RU. Desde el punto de vista económico se ha mostrado que la implantación de sistemas alternativos de valorización energética reduce considerablemente los costes de gestión con un canon inferior al sistema TMB y la incineración con recuperación de energía; así la gasificación presenta el valor más bajo, 23,28 €/Tn, frente a los 41,72 €/Tn del sistema TMB y los 43,01 €/Tn en el caso de la incineración. Desde el punto de vista ambiental, el LCA ha mostrado que cualquiera de las alternativas destinadas a la recuperación energética, incluida la incineración, implica importantes mejoras ambientales frente al tratamiento utilizado en la actualidad (TMB); así desde el punto de vista de la emisión de CO₂ eq, la digestión anaeróbica (biometanización) presenta unas emisiones de 323,87 Kg CO₂ eq, el menor valor de todas las opciones estudiadas, frente a los 624,77 Kg CO₂ eq del sistema actual MBT y los 362,68 Kg CO₂ eq de la incineración.

Finalmente, tras evaluar además los criterios territoriales (espaciales o geográficos, y socio-políticos), y realizar el análisis multicriterio final, resulta que la biometanización es la alternativa más favorable para el territorio estudiado. Por último, se proponen futuras líneas para avanzar en la investigación.

ABSTRACT

The Directive 2008/98/EC of the European Parliament and Council of 19 of November 2008, on Waste and why repealing certain directives, establish a waste hierarchy which serves as priorities in the legislation and the policy on the prevention and management of waste. The objective is to transform the EU into a recycling society where the waste is collected separately, when it is possible, before subjecting them to the recovery operations to provide better environmental result. The proposed hierarchy gives priority to operations of recovery, including energy recovering in opposite to the elimination of waste through disposal in landfills. In this context, the energy recovery of municipal waste is presented as a complementary way to prioritize the recycling previous material and priority to the elimination of waste through disposal in landfills, real sources of pollution and to waste of energy resources contained in waste, and which tend to disappear.

The most common technologies used for this purpose include biological and thermochemical treatments. Anaerobic digestion and bio-methanization are more useful than 90% of the available energy in waste from methane production. In the case of thermochemical treatment, incineration in all of its forms (energy recovery in situ, energy recovery in external installation or production of solid recovered fuels of waste and derived fuels), has been traditionally more applied system, however its scope, from the economic point of view, is set from 100000 tons/year; consequently, in countries such as Spain, characterized by municipalities with low population, this implementation has made difficult. In the last few years have proliferated thermochemical technologies that employ low amounts of oxygen, such as pyrolysis and gasification that improve energy efficiency and the reduction of greenhouse gas emissions.

This study analyses the economic and environmental costs about energy recovery of waste (Wte) technologies, alternatives to incineration, as well as the biological-mechanical system currently applied. This proposes a tool of methodology to know the best option to implement in a given territory, taking into account economic, environmental, social and territorial judgements. The methodology has been developed from a combination of other tools used for decision-making, in particular the Cost Cycle Analysis, Life Cycle Analysis, Geographic Information Systems and the Multi-Judgement Analysis.

In order to validate it, it was applied to an area of the metropolitan belt of the city of Granada (Spain), composed of 19 small municipalities in the Consortium for the Development of the Vega Sierra Elvira and comprising a total of 93.399 inhabitants and a yearly generation of 45.000 tons of Urban Waste. Analysed recovery systems have been anaerobic digestion (biogas), producing solid recovered fuel (CSR) and the gasification in opposite to the biological-mechanical treatment currently applied (MBT), with elimination of the rejection in landfill and the traditional incineration with energy recovery.

The obtained results have shown that the developed tool can be used to take decisions concerning the choice of a system that optimizes the recovery energy of municipal waste. From

the economic point of view has shown that the implementation of alternative systems of recovery energy reduces the cost of management with a rate less than the MTB system and incineration with recovery energy; so the gasification presents the lowest value 23,28 €/Tn, against the 41,72 €/Tn MTB system and 43,01 €/Tn for incineration. From the environmental point of view, the LCA has shown that any of the alternatives to the recovery energy, including incineration, implies important environmental improvements against the treatment used today, from the point of view of CO₂ eq emissions, anaerobic digestion (bio-methanization) presents 323,87 kg CO₂ eq, the lowest value of all options studied compared the 624,77 Kg CO₂ eq of the MTB system and the 362,68 Kg CO₂ eq of incineration.

Finally, after the final analysis multi-judgement, in which the territorial and social judgement are evaluated results that the bio-methanization is the most favourable alternative for the studied territory. Lastly future reseach works are proposed.

1. ANTECEDENTES EN EL TRATAMIENTO Y GESTIÓN DE LOS RU

1.1. INTRODUCCIÓN

La generación de residuos urbanos (RU) en Europa ha crecido regularmente en los últimos años, alcanzando más de 250 millones de toneladas en 2017, con tasas de generación de RU de 487 Kg por persona y año. En España, ese año se generaron 21,5 millones de toneladas, con 473 Kg RU generados por persona y año (Eurostat, 2017). De estos residuos, el 18,4% fue reciclado, el 11,6% compostado, el 12,7% valorizado energéticamente y el 57,3% eliminado en vertedero. Las elevadas cifras de eliminación contrastan con los datos medios de la UE, que recicla o composta el 47% de los residuos municipales, existiendo países, como Dinamarca, Alemania, Suecia, Holanda y Bélgica, que eliminan en vertedero tan sólo el 1% de los residuos generados en los hogares (Eurostat, 2017).

La Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los Residuos y por la que se derogan determinadas Directivas, Directiva Marco de Residuos (DMR), establece una jerarquía de residuos que sirve como orden de prioridades en la legislación y la política sobre la prevención y gestión de los residuos, que persigue transformar la UE en una sociedad del reciclado, en la que los residuos se recogerán por separado siempre que sea viable antes de someterlos a las operaciones de valorización para proporcionar un mejor resultado medioambiental. La trasposición de esta directiva a la normativa estatal corresponde a la Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y Suelos Contaminados cuyos objetivos fijados para 2020 son los mismos que los establecidos en la DMR.

Los RU son una fuente de energía doméstica generalizada en el territorio debido a su importante contenido en energía y su producción continua (Lombardi, et al., 2015). En relación a su contenido en energía, el Poder Calorífico Superior e Inferior de los RU oscila entre los 18-20 GJ/Tn y 8-12 GJ/Tn, respectivamente; este valor supone aproximadamente el 42% del valor del combustible de carbón bituminoso (23,9 GJ/Tn).

La valorización energética de residuos constituye una vía de gestión complementaria a la del reciclaje material previo y debe ser prioritaria a cualquier actividad de eliminación a través de vertedero, tal como establece actualmente la legislación europea y española, y como se evidencia de cara al cumplimiento de los ambiciosos objetivos de la UE planteados por la Comisión para 2030, que fijan un 65% de reciclaje y un máximo de un 10% de vertido, lo que deja un 25%, correspondiente a la fracción no reciclable de los RU, para valorización energética.

Todo lo indicado pone de manifiesto que, en los casos en los que la recuperación material no sea económicamente factible, aún está la posibilidad de utilizar la energía de los residuos de

manera eficiente mediante el uso de diferentes tecnologías de tratamiento, con el consiguiente beneficio económico y medioambiental (Poulsen y Hansen, 2009; Ionescu, et al., 2011; Baggio, et al., 2009). Para ello, entre las tecnologías más aplicadas se encuentran los tratamientos termoquímicos, que incluyen la combustión (incineración), gasificación y pirólisis, y los tratamientos biológicos, entre los que destaca la biometanización (Renkow y Rubin, 1998; Nelles, et al., 2010).

1.2. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LOS RU

En las últimas décadas, el vertido de RU está recibiendo una especial atención de la ciudadanía debido a los problemas ambientales que se derivan de su inadecuado manejo: la degradación ambiental, el aspecto del paisaje, el polvo, los humos y las emisiones de gases contaminantes entre otros, suponiendo un impacto negativo para el medio ambiente (Palmiotto, et al., 2014; Hogg y Bellinger, 2015).

El aumento de los hábitos consumistas de la mayoría de las poblaciones ha disparado la producción per cápita de residuos a valores hasta hace poco insospechados. La solución más rápida y cómoda ha sido la disposición en vertedero, y a ello se ha opuesto de manera enérgica y decidida la Unión Europea a través de sus programas de acción medioambientales en lo concerniente a la gestión de residuos, donde se insta a los Estados miembros a que penalicen la acción de verter, a través del fomento del reciclaje y la minimización en la generación de residuos (Elías Castells, 2005).

La contribución del sector de los residuos a las emisiones totales de contaminantes del aire es relativamente pequeña, con la excepción de CH₄. La gestión de residuos es la segunda actividad emisora de CH₄, después de la agricultura que representa el 31% del total de las emisiones de CH₄ en la UE-28 en 2012. Las emisiones de CH₄ procedentes de la gestión de residuos se han reducido en un 23% entre 2003 y 2012 (EEA, 2015).

Las emisiones derivadas de la gestión de residuos en España se situaron en 2015 en 15,7 millones de toneladas, representando un 4,6% del total de las emisiones y estimando un aumento de sus emisiones de 0,3% respecto del año anterior (DGCEAMN, 2016), aumento sostenido en los últimos años.

Los vertederos siguen representando la opción dominante en la gestión de residuos en muchas partes del mundo (Laner, et al., 2012). Esta opción puede suponer una amenaza para la contaminación de las aguas subterráneas, la contaminación del suelo y los efectos del calentamiento global debido a la ausencia de control en las emisiones de lixiviados y gases de vertedero para el medio ambiente (Pantini, et al., 2014; Scaglia, et al., 2010; Thomsen, et al., 2012). De hecho, esta falta de control en la gestión de vertederos ha sido reconocida como una de las principales fuentes de emisión de metano antropogénico e importante contribuyente al calentamiento global (Bogner, et al., 2008). En 2013, aproximadamente el 18,1% del total de emisiones de metano de Estados Unidos provinieron de los vertederos de RU (Lee, et al., 2016). La Agencia Europea del Medio Ambiente estimó, para 2011, que el gas de vertedero en la UE-15 supuso el 3% de todo el gas de efecto invernadero antropogénico (Di Maria, et al., 2016).

Las emisiones de gases en vertederos están dominadas principalmente por metano y dióxido de carbono, que se genera a partir de la conversión anaerobia de la materia orgánica contenida en los residuos, como resultado de procesos biológicos que ocurren naturalmente en los vertederos. Además, debido al alto contenido de nitrógeno de los desechos, también hay un considerable potencial de emisiones de óxido nitroso de los RU depositados en vertederos, que puede aumentar aún más los efectos del calentamiento global (Harborth, et al., 2013).

El gas de vertedero está compuesto aproximadamente por entre un 40% y 60% de metano (CH₄) y el resto principalmente dióxido de carbono (CO₂). Las emisiones de metano de vertederos representan un riesgo potencial de explosión (Scheutz, et al., 2014) y una fuerte amenaza ambiental, porque el metano es un potente gas de efecto invernadero.

Aunque la legislación actual obliga al tratamiento del biogás (generación de electricidad en un motor de cogeneración o su combustión en una antorcha), la realidad es que, la actual gestión de vertederos, se centra en el drenaje del gas y no en su tratamiento, siendo el resultado la emisión del biogás directamente a la atmósfera, con las consecuencias que ello provoca.

Una parte significativa de los residuos biodegradables que entran en las plantas de tratamiento se pierde en los procesos de pretratamiento y en los procesos de valorización material y energética, acabando mezclados en vertederos junto a otros productos inadecuados tales como plásticos, papel-cartón, textiles y metales, ocasionando pérdidas de eficiencia en la valorización e impactos sobre el medio ambiente (Colazo, et al., 2015).

Por tanto, es evidente la pérdida de recursos valorizables que llegan a los vertederos, tanto por la pérdida de materiales depositados con elevado poder calorífico, como por la falta de tratamiento y valorización del biogás (Massarutto, 2015).

1.3. DEFINICIÓN, TIPOLOGÍA, COMPOSICIÓN Y TASAS DE GENERACIÓN DE RU

1.3.1. DEFINICIÓN DE RU

Las normas de carácter comunitario y de carácter nacional sobre residuos no establecen la definición para residuo urbano o municipal, por lo que a los efectos de cumplir con las obligaciones de información a la Comisión Europea y a Eurostat se consideran residuos municipales aquellos que se generan en los hogares, comercios y servicios, entre ellos los servicios municipales: limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, y animales domésticos muertos. Responden a códigos LER (Lista Europea de Residuos) y su gestión es competencia de las Entidades Locales o de las Diputaciones Forales, de acuerdo con el apartado 5) del artículo 12 de la Ley 22/2011 (MAGRAMA, 2013).

De forma más amplia se pueden definir los residuos municipales como aquellos cuya gestión es de competencia municipal, en los términos regulados en las ordenanzas locales y en la normativa básica estatal y autonómica en la materia, y que se incluyen en el capítulo 20 de la lista europea de residuos.

1.3.2. TIPOLOGÍA DE RU

Hay muchos criterios para elaborar una clasificación de los residuos. Así podemos clasificarlos según su naturaleza, su origen y su peligrosidad. Una de las clasificaciones más sencilla y fácil de entender es la que los distingue atendiendo a su composición, que incluye los siguientes tipos:

Residuos orgánicos: A esta categoría corresponde todo desecho de origen biológico. Son residuos orgánicos los restos de fruta y verdura, las ramas de poda, las cáscaras de huevo o de frutos secos, así como los residuos de la fabricación de alimentos en el hogar.

Residuos inorgánicos: Un residuo será inorgánico cuando su origen no es biológico, o lo que es lo mismo, cuando tiene origen industrial o procede de algún otro proceso no natural. Son inorgánicos los restos de plástico, metal, vidrio y telas sintéticas entre muchos otros.

Residuos peligrosos: Se considera peligroso todo desecho, ya sea de origen biológico o no, que constituya un peligro potencial y por lo tanto deba ser tratado de forma especial. Entre los residuos peligrosos se encuentran el material médico infeccioso, los residuos radiactivos, las sustancias químicas corrosivas e incluso las pilas.

Como ejemplo de clasificación de residuos, el Decreto 73/2012, por el que se aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía, establece tres clasificaciones de residuos, atendiendo a diferentes criterios, como se recoge en la Tabla 1.

Tabla 1: Clasificación de los residuos recogida en el Decreto 73/2012 que aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía. (D 72, 2012).

NATURALEZA
Peligrosos
No Peligrosos
ÁMBITO DE COMPETENCIAS DE GESTIÓN
Municipales
No Municipales
ORIGEN
Domésticos
Industriales
Comerciales
Agrícolas

1.3.3. COMPOSICIÓN DE LOS RU

Los residuos urbanos (RU) están compuestos habitualmente de los siguientes materiales: vidrio, papel y cartón, restos orgánicos, plásticos, textiles, metales, madera y escombros domésticos. Se observan variaciones en las proporciones entre los distintos materiales según el nivel de industrialización y desarrollo del país. En el caso de España, la fracción predominante suele ser la orgánica, pudiendo llegar a representar el 60% (Hidalgo, et al., 2014; Calero, et al., 2018).

La composición de los residuos es un elemento fundamental para la selección de la mejor tecnología para la conversión de residuos en energía. Es por ello que existen diferentes normas a nivel internacional para realizar un correcto estudio de los residuos a tratar. En la Tabla 2 se describe algunas de estas normas (Gidarakos, et al., 2006):

Tabla 2: Normas internacionales para el estudio de muestras de RU (Gidarakos, et al., 2006).

NORMA	DESCRIPCIÓN
ASTM D 5231-92(2003)	Metodología para la medición de la composición de RU mediante una clasificación manual de los residuos
ASTM E790/830/897	Determinación porcentual del contenido de humedad, cenizas, volátiles y carbono fijo de los residuos
ASTM E777/778	Método para la determinación porcentual del contenido de carbono (C), hidrógeno (H) y nitrógeno (N)
ASTM E955	Determinación del poder calorífico superior de una muestra de RU

Existen numerosos estudios que han establecido correlaciones entre factores socioeconómicos y demográficos de la población y la cantidad y calidad de las basuras que generan. Una de las más interesantes es la relación directamente proporcional entre el poder adquisitivo y la cantidad de basuras generadas (Chang, et al., 1993; Dayal, et al., 1993; Hockett, et al., 1995) aunque existen estudios donde esa relación no se encontró (Ali Khan y Burney , 1989) o fue negativa (Grossman, et al., 1974).

En un estudio realizado por el Banco Mundial, se presenta una caracterización de RU para países con diferentes niveles de ingresos, como muestra la Figura 1 (The World Bank, 2015).

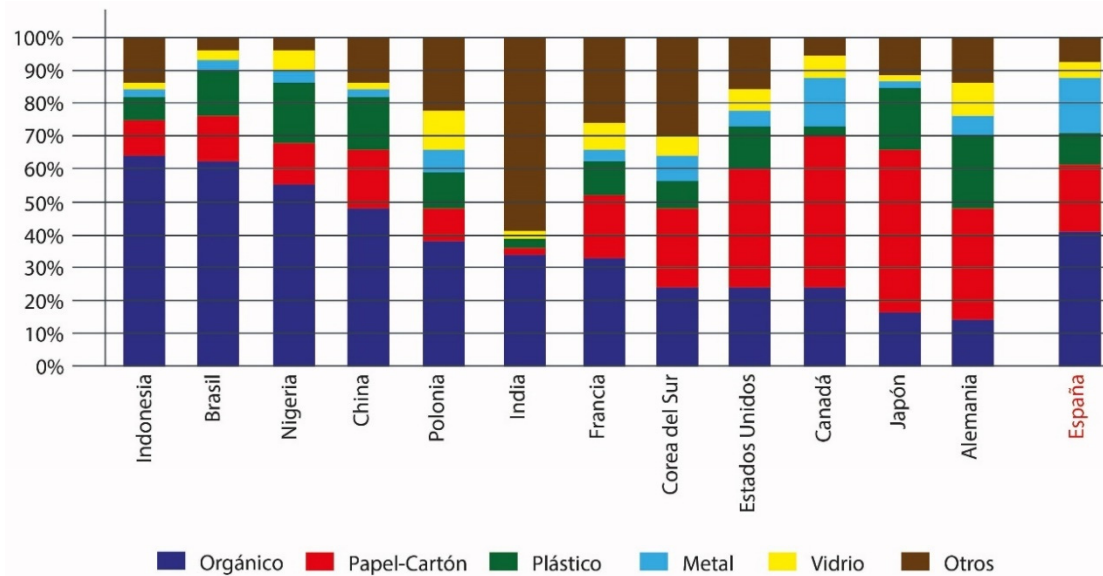


Figura 1: Composición de RU por país (The World Bank, 2015).

Llegando a clasificarlos, según los ingresos de los países sean bajos, bajos-medios, medios-altos o altos, como puede observarse en la Figura 2.

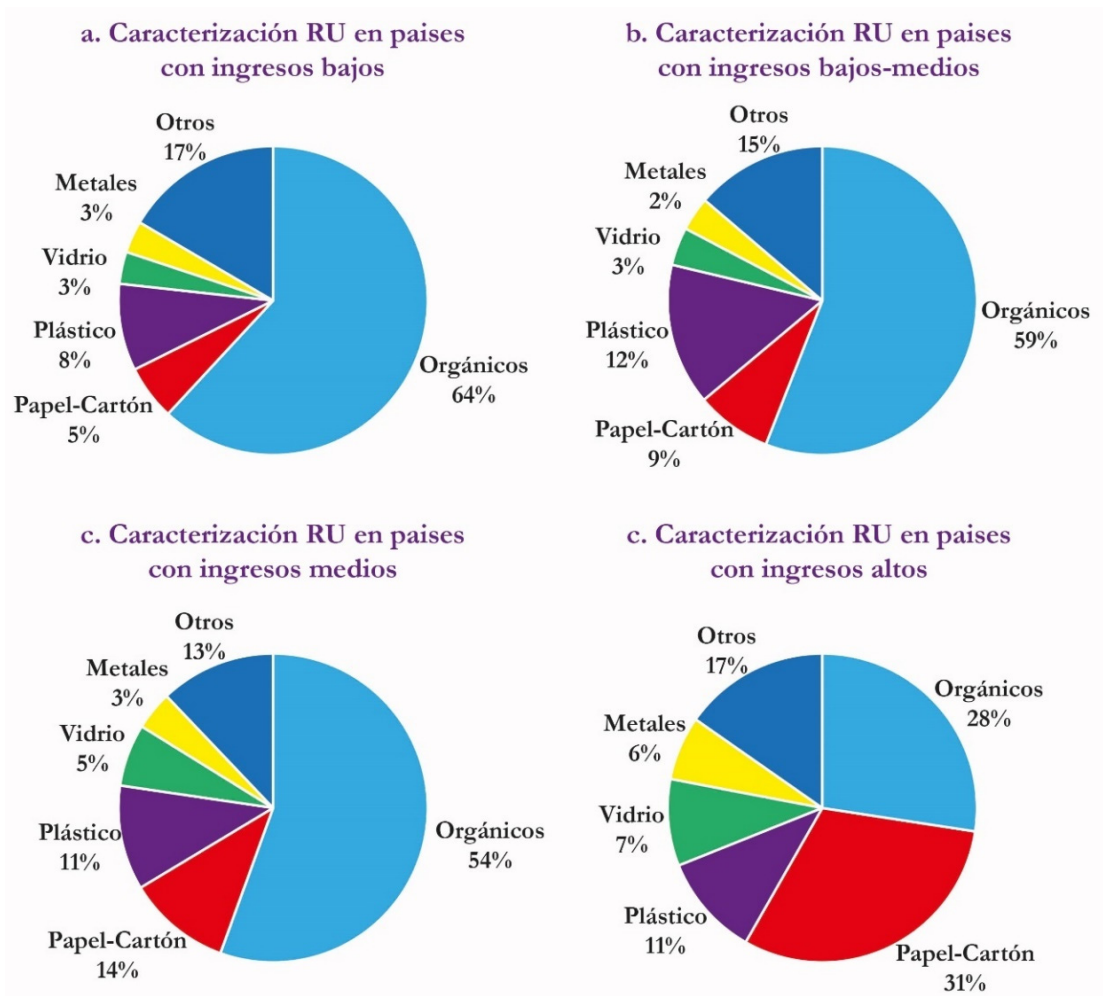


Figura 2: Caracterización de residuos en diferentes países según ingresos (The World Bank, 2015).

Por tanto, es evidente que hay una relación directa entre los ingresos o nivel de desarrollo de una zona determinada y la composición de los residuos que se generan en ella.

Esa relación evidencia que cuanto mayores son los ingresos, menor es el porcentaje de orgánicos en la composición del residuo.

El Plan Piloto de Caracterización de residuos de origen doméstico realizado por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente estableció que, en la composición de una bolsa-tipo de residuos el papel y el cartón representaban el 18,7%, los envases ligeros el 14,0% y el vidrio el 6,9%. Además de la fracción orgánica, que es la más relevante cuantitativamente con el 42,7%, existe una fracción resto que representa el 17,6% y que incluiría residuos de muebles, aparatos eléctricos y electrónicos, pilas y restos textiles (MAGRAMA, 2012).

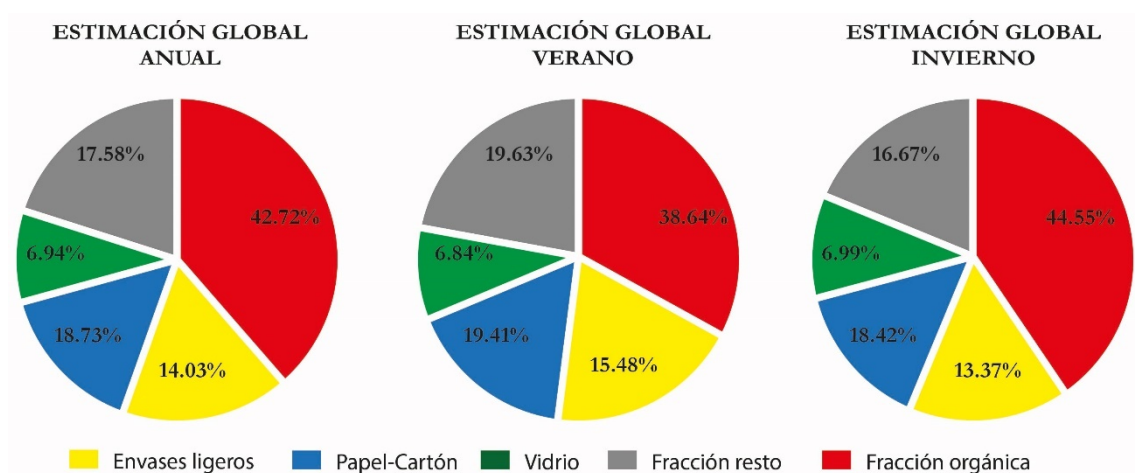


Figura 3: Estimación composición global nacional de residuos de origen domiciliario en España (MAGRAMA, 2012).

A pesar de las dificultades expresadas a la hora de obtener la composición o caracterización de los RU, y como parte fundamental de este estudio, es necesario tener una estimación de los mismos para poder determinar, a partir de esos datos, el poder calorífico que contienen y el sistema de valorización energética más acorde.

1.3.4. TASAS DE GENERACIÓN DE RU

Cada año, se generan entre 7.000 y 10.000 millones de toneladas de residuos en todo el planeta, y alrededor de 3.000 millones de personas carecen de acceso a instalaciones controladas de gestión de residuos (ISWA, 2015).

En 2012, la producción mundial de RU se estimó en 1.200 millones de toneladas, y se espera que aumente a 2.200 millones de toneladas en 2025 (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012).

Las tasas de generación de residuos se ven afectadas por el desarrollo socioeconómico, el grado de industrialización y el clima (Ionescu, et al., 2015). Como norma general, cuanto mayor es el desarrollo económico, mayor es la cantidad de RU generada. Hoy en día más del 50% de la población del mundo vive en zonas urbanas. La alta tasa de crecimiento de la población, el rápido ritmo de la urbanización global y la expansión económica de los países en desarrollo,

representan un aumento y aceleración de las tasas de producción de residuos sólidos urbanos (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012).

En 2017, los 28 países de la Unión Europea produjeron en promedio 488 kg per cápita de residuos municipales, 481 kg de los cuales tuvieron algún tipo de tratamiento, 230 kg de los residuos tratados se reciclaron o fueron compostados, 116 kg se depositaron en vertederos y 135 kg se incineraron con recuperación de energía (Eurostat, 2017).

A finales de 2013 se publicó el VII Programa de Acción en materia de Medio Ambiente de la UE para el periodo 2014-2020. Uno de sus objetivos es “convertir a la Unión en una economía hipocarbónica, eficiente en el uso de los recursos, ecológica y competitiva”. Para ello, debe garantizarse que los residuos se gestionen de forma segura como recurso. Además, para prevenir daños a la salud y al medio ambiente, el volumen de generación de residuos (en términos absolutos y per cápita) debe descender, la opción de vertido debe limitarse a residuos no valorizados, y la incineración con recuperación de energía debe ser una alternativa de gestión sólo para los residuos que no pueden ser valorizables materialmente (MAGRAMA, 2013).

1.4. PRINCIPIOS DE GESTIÓN DE RU

El modelo de gestión de residuos de competencia municipal se conforma a partir de las distintas fracciones de residuos recogidas de forma separada, y de la combinación de sistemas de recogida y de los tratamientos posteriores, que han de ser acordes a estas fracciones. En función del número de fracciones recogidas de forma separada y de su eficiencia (cantidad y calidad), las necesidades y tipos de tratamiento, tanto para las fracciones recogidas separadamente como para los residuos mezclados, los modelos de gestión varían de forma considerable (PEMAR, 2016-2022).

En el ámbito de los residuos generados en el entorno urbano, la Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y Suelos Contaminados y la Ley 7/1985, de 2 de abril, de Bases de Régimen Local, delimitan las competencias de las entidades locales. La gestión de los residuos domésticos corresponde a las Entidades Locales y, en mayor o menor medida, es orientada por las Comunidades Autónomas, sobre todo en lo que respecta a las autorizaciones y controles ambientales.

Los objetivos en la gestión de residuos se pueden resumir en (Brunner y Rechberger, 2015):

- Higienización.
- Reducción de volumen.
- Protección del medio ambiente.
- Mineralización y captura de sustancias peligrosas.
- Conservación de los recursos naturales.
- Costes asequibles.
- Aceptación ciudadana.

De forma mayoritaria en casi todo el mundo, incluyendo nuestro país, los residuos municipales llegan a las plantas de tratamiento de forma mezclada, por lo que la recuperación y valorización de sus diferentes fracciones exige un proceso de separación previa. Éste puede adoptar

diferentes formas, pero en general se compone de una retirada inicial de los desechos voluminosos y de sucesivas selecciones tanto manuales, como mecánicas de diferentes materiales (plásticos recuperables, metales férricos, aluminio, restos potencialmente conflictivos con la maquinaria, etc.), antes o después de varios tamizados a través de grandes trómeles con diámetros de malla decrecientes, los cuales darán finalmente lugar a dos fracciones separadas; la denominada tradicionalmente fracción fermentable, que será objeto de un tratamiento biológico o de estabilización, y el rechazo, que se valoriza energéticamente o se traslada a vertedero (López Martínez, et al., 2014).

Diferentes autores presentan esquemas, más o menos desarrollados, del flujo y tratamiento de residuos urbanos (RU). A continuación, se presenta un ejemplo en la Figura 4.

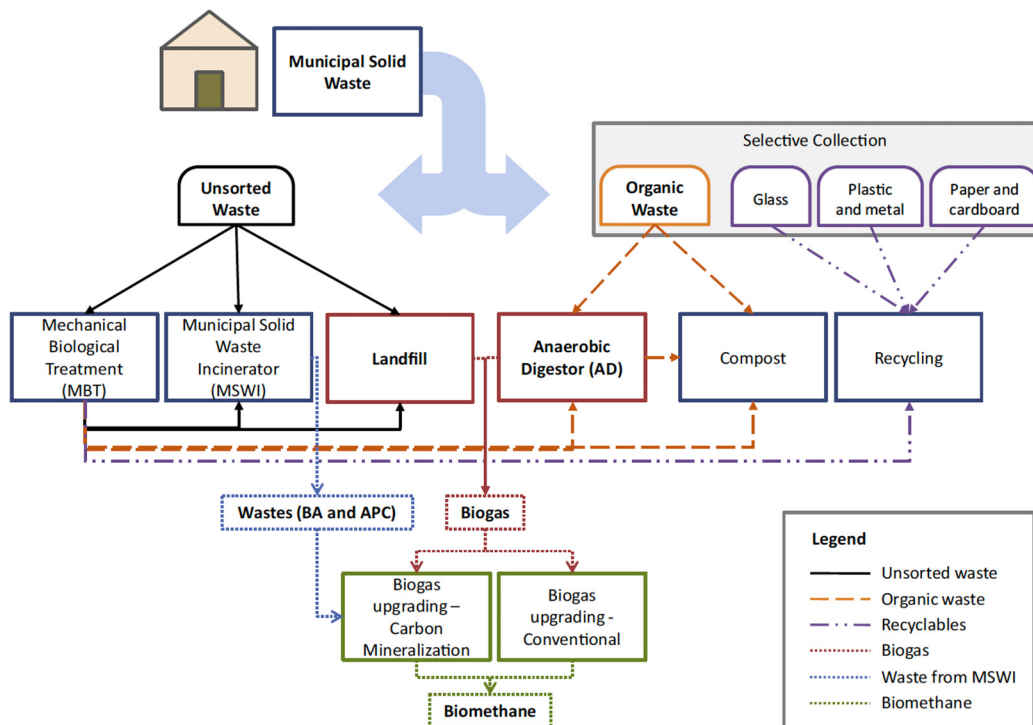


Figura 4: Esquema simplificado de flujo y tratamiento de RU (Starr, et al., 2015).

La Tabla 3 recoge los tratamientos más habituales según las fracciones recogidas.

Tabla 3: Tratamientos más habituales en función de las fracciones recogidas (PEMAR, 2016-2022).

FRACCIÓN	TRATAMIENTOS
Fracción orgánica	Instalación de compostaje Instalación de biometanización
Resto	Instalación de tratamiento mecánico Instalación de tratamiento mecánico-biológico Triaje + compostaje Triaje + biometanización + compostaje Incineradora (valorización energética o eliminación) /Coíncineradora Depósito controlado (con o sin recuperación energética del biogás)
Envases Ligeros	Instalación de clasificación de envases
Vidrio	Instalación de preparación de vidrio
Papel y Cartón	Instalación de preparación de papel y cartón
Voluminosos	Instalación de selección y tratamiento de voluminosos
RAEE	Instalación de tratamiento de RAEE
Textiles	Instalación de separación y preparación de textiles
Madera	Instalación de separación y preparación de madera
Peligrosos	Instalación de tratamiento de peligrosos
Tierras y escombros	Instalación de reciclaje de tierras y escombros

La DMR establece la jerarquía en la gestión de los residuos que se presenta en la Figura 5, en la que se representa la situación actual y la futura (deseable).



Figura 5: Jerarquía DMR en la gestión de los RU.

Referente a vertido e incineración, la Figura 6 muestra la cantidad de RU tratados en las instalaciones de vertido e incineración de residuos existentes en España y en la Unión Europea, expresada en kg/habitante/año.

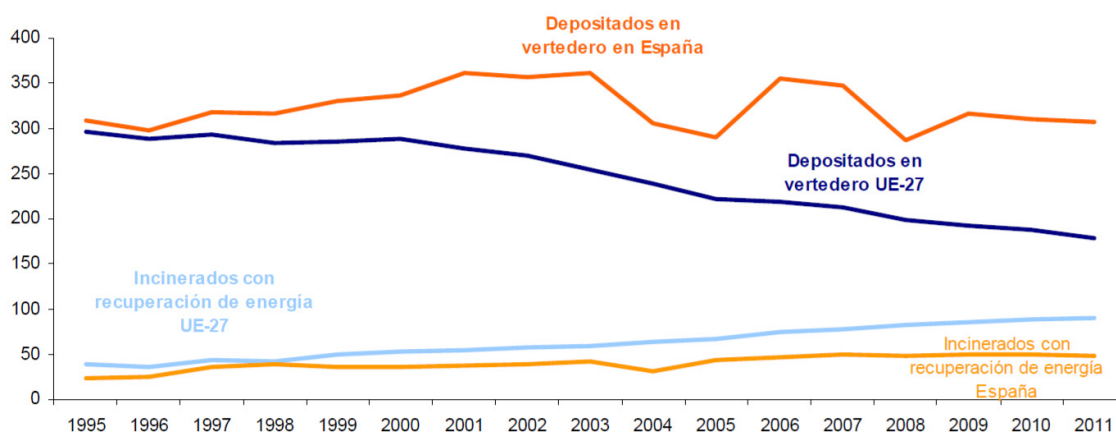


Figura 6: Tratamiento de residuos municipales en España y la UE-27 (kg/hab) (MAGRAMA, 2014).

En 2012, España contaba con 373 instalaciones de tratamiento de residuos municipales, 134 vertederos, 10 incineradoras, 94 plantas de clasificación de residuos de envases, 86 plantas de tratamiento mecánico-biológico de la fracción resto (23 de digestión anaerobia y 63 de compostaje), 5 plantas de tratamiento mecánico de la fracción resto y 44 plantas, en su mayoría de compostaje, para el tratamiento biológico de los biorresiduos recogidos separadamente. A ello habría que añadir las plantas de tratamiento de vidrio, metal, papel y plástico (PEMAR, 2016-2022).

Con todas estas instalaciones, en 2012 la situación de la gestión de los residuos municipales fue la siguiente: el 15% de lo generado se destinó a reciclado de materiales (13% procedente de recogida separada y 2% procedente de recogida mezclada), el 14 % se sometió a tratamiento biológico (12% materia orgánica obtenida tras su separación mecánica y 2% materia orgánica recogida separadamente), por lo que se considera que el 29% del total ha sido reciclado, situando la tasa de reciclado por debajo del 30%, lo cual supone un importante reto en los próximos años (Puig-Ventosa y Sastre, 2016). El resto de residuos se destinó a vertedero (60%) e incineración (11%), siendo todavía mayoritario en nuestro país, el depósito en vertedero. Sin

embargo, alrededor del 50% de los residuos destinados a incineración y a vertedero, procede de los rechazos de otras plantas de tratamiento (PEMAR, 2016-2022).

Dentro de estos principios o modelos de gestión de los RU, consideramos aquellos que incluyen la valorización energética. En el siguiente apartado, se definen los diferentes sistemas de valorización energética posibles.

1.5. VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE LOS RU

1.5.1. ÁMBITO

En la comunicación de la Comisión Europea al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social, y al Comité de las Regiones de fecha 26 de enero de 2017 y con el título de “El papel de la valorización energética en la economía circular”, aclara en qué procesos de la jerarquía de la gestión de residuos está presente la valorización energética; reciclado (digestión anaerobia de la fracción orgánica con utilización del digestato como fertilizante), otro tipo de valorización (incineración y co-incineración con alta recuperación de energía y producción de combustibles sólidos, líquidos o gaseosos) y eliminación (incineración y co-incineración con recuperación de energía y aprovechamiento del biogás de vertedero) (European Commission, 2017).

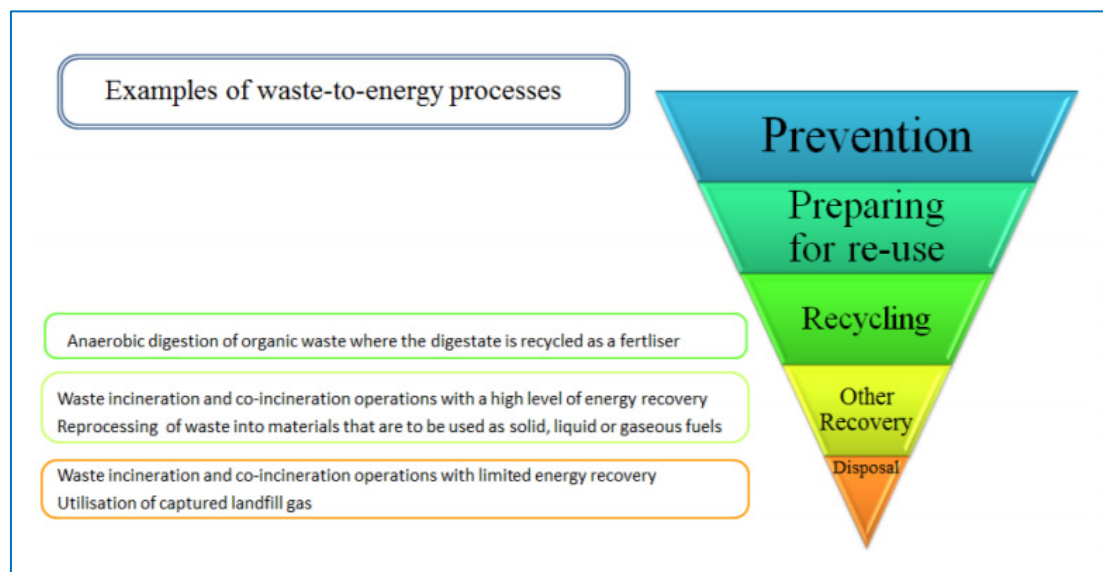


Figura 7: Ejemplos de procesos de valorización energética (EC, 2017).

1.5.2. DEFINICIÓN

La recuperación de energía a partir de residuos es la conversión de los residuos no reciclables en calor, electricidad o combustible a través de una variedad de procesos, incluyendo la combustión, gasificación, pirolización, digestión anaerobia y recuperación del gas de vertedero. A este proceso de recuperación de energía se le denomina “de residuos a energía” (Waste-to-Energy, WtE) (Rodrigo, et al., 2010).

La Figura 8 muestra las opciones de valorización energética de los RU.

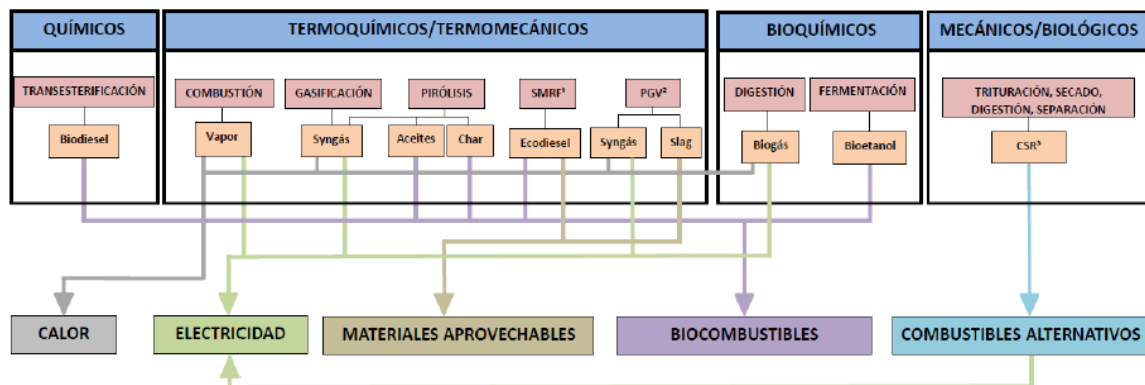


Figura 8: Valorización energética mediante diferentes procesos. Elaboración propia.

La recuperación de energía a partir de residuos forma parte de la jerarquía de gestión de residuos no peligrosos. La conversión de los materiales de desecho no reciclables en electricidad y calor genera una fuente de energía renovable, reduciendo las emisiones de carbono mediante la compensación del uso de energía de fuentes fósiles, y la generación de metano de los vertederos (U.S. EPA, 2015).

En el caso de los tratamientos termoquímicos, la incineración ha sido el sistema más utilizado. Este sistema reduce un 70% en masa y un 90% en volumen los residuos de entrada, a la vez que permite la recuperación energética en forma de electricidad y calor (Lee, et al., 2007). La combinación de sistemas de producción de calor y energía, en las plantas de incineración usando combustible sólido recuperado (CSR) como materia prima ofrece beneficios medioambientales significativos en comparación con la incineración de combustibles fósiles (Finney, et al., 2012; Rada y Andreottola, 2012). Recientemente, han proliferado otras tecnologías destinadas a llevar a cabo una valorización energética de residuos; por ejemplo, las tecnologías que emplean bajas cantidades de oxígeno en los procesos de conversión, tales como la pirólisis y la gasificación. Estos sistemas mejoran la eficiencia energética y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (Scott, et al., 1988; Huang y Tang, 2007; Arena, 2012).

A continuación, se presentan las tecnologías existentes para la valorización energética de los residuos municipales.

1.5.3. DESGASIFICACIÓN DE VERTEDEROS

Según el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, se define el vertedero como una “instalación de eliminación de residuos mediante su depósito subterráneo o en la superficie, por períodos de tiempo superior a un año en residuos no peligrosos y superior a seis meses para residuos peligrosos”.

A pesar de que el depósito en vertederos es un método sencillo y flexible para disponer los residuos, tiene efectos negativos sobre el medio ambiente, tales como la producción de lixiviados y emisión de gases de efecto invernadero, en forma de gas metano y dióxido de

carbono. Los vertederos que tienen sistemas de recuperación de gas pueden ser utilizados en la captura de CH₄ como fuente de combustible (Olisa, et al., 2016).

Los vertederos son la principal fuente de emisiones de CH₄, y la aplicación de estrategias de gestión de residuos específicos, políticas y regulaciones pueden ayudar a reducir las emisiones mediante la captura y utilización del CH₄ para aplicaciones de energía (Dace et al., 2015; Kumar, et al., 2016).

Diversos autores también han definido de forma concreta el concepto de vertedero controlado, destacando:

- Un vertedero controlado es fundamentalmente una obra de ingeniería, que precisa de una impermeabilización correcta, acorde con el terreno donde se ubica, de conducciones para los lixiviados y los gases producidos en la descomposición de los residuos, los cuales deberán estar correctamente colocados y cubiertos con los materiales adecuados (Hontoria García y Zamorano Toro, 2001).
- El vertedero controlado o sanitario se puede definir como un método consistente en enterrar los residuos en la tierra mediante operaciones controladas y con un diseño adecuado; los residuos pueden llegar en masa, pretratados, clasificados, en balas, incinerados, etc., y allí son compactados por maquinaria apropiada (Leton y Omotosho, 2004).

El proceso típico de generación de energía por vertedero se muestra en la Figura 9:

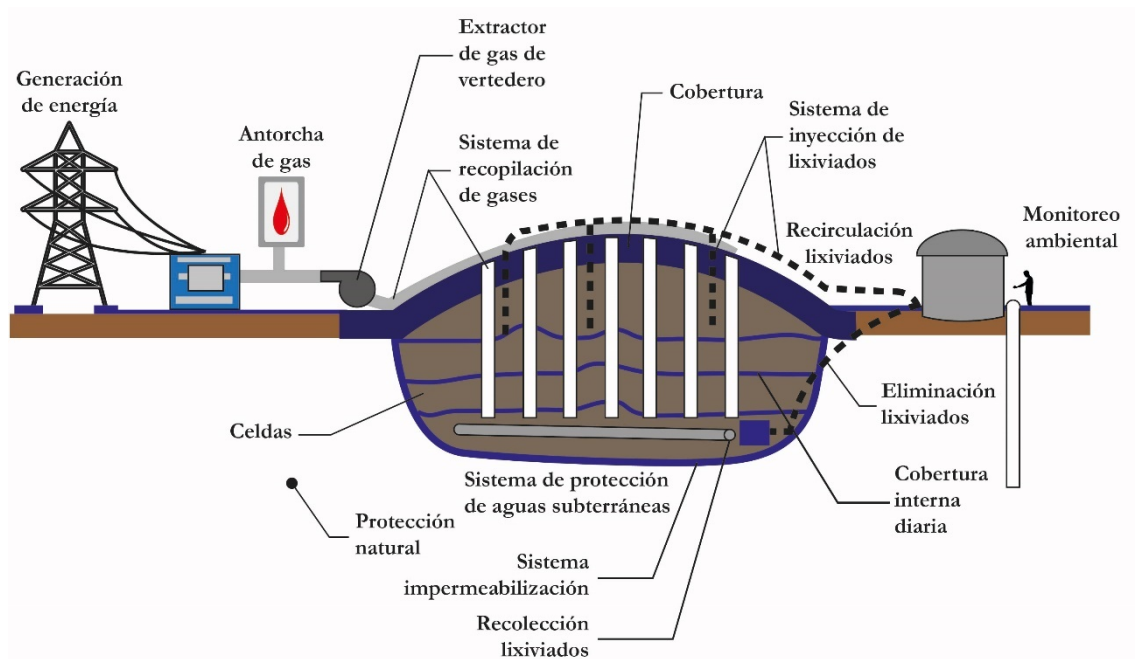


Figura 9: Principales elementos técnicos de un vertedero (FCM, 2004).

El biogás está formado por una mezcla de gases producidos a lo largo de las múltiples etapas del proceso de descomposición de la materia orgánica y en las que intervienen una población heterogénea de microorganismos.

La Tabla 4 muestra los componentes principales del biogás, cuyo PCI varía en el rango de 17,5 a 22,7 MJ/Nm³ (Lombardi y Carnevale, 2016).

Tabla 4: Componentes principales del biogás. Elaborada a partir de (Tchobanoglous, et al., 1996).

COMPONENTE	%
Metano (CH ₄)	45-60
Dióxido de Carbono (CO ₂)	40-60
Nitrógeno (N ₂)	2-5
Oxígeno (O ₂)	0,1-1,0
Sulfuros, disulfuros, mercaptanos	0-0,1
Amoniaco (NH ₃)	0,1-1,0
Hidrógeno (H ₂)	0-0,2
Monóxido de Carbono (CO)	0-0,2
Constituyentes en cantidades traza	0,01-0,6

Hay que tener en cuenta que las condiciones de contorno cambian continuamente y varían significativamente dependiendo del clima, composición de los residuos, las estrategias operativas de gestión en el lugar (por ejemplo, la recirculación de lixiviados, los métodos de eliminación de residuos), las características hidráulicas de los residuos dispuestos, la presencia y el tipo de sistemas de cobertura temporales y finales (Pantini, et al., 2015).

La generación de los principales gases del vertedero se produce en cinco o menos fases secuenciales, como muestra la Figura 10. A continuación, se describe cada una de estas fases (Rodrigo Ilarri, et al., 2014).

Fase I: Ajuste inicial. La fase I es la fase de ajuste inicial, en la que los componentes orgánicos biodegradables sufren descomposición microbiana. Se produce descomposición biológica bajo condiciones aerobias, porque hay cierta cantidad de aire atrapado dentro del vertedero.

Fase II: Fase de transición. En esta fase desciende el oxígeno y comienzan a desarrollarse condiciones anaerobias. El pH comienza a caer debido a la presencia de ácidos orgánicos y al efecto de las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del vertedero.

Fase III: Fase ácida. Se acelera la actividad microbiana con la producción de cantidades significativas de ácidos orgánicos y pequeñas cantidades de gas de hidrógeno. La demanda bioquímica de oxígeno (DOB₅), la demanda de oxígeno (DOQ) y la conductividad del lixiviado se incrementarán debido a la disolución de ácidos orgánicos en él.

Fase IV: Fase de fermentación del metano, donde los microorganismos convierten el ácido acético y el gas de hidrógeno producidos por los formadores de ácidos en la fase ácida en CH_4 y CO_2 . El pH del vertedero subirá a valores más neutros (6,8 a 8) y se reducirán las concentraciones de DOB_5 y DOQ y el valor de conductividad del lixiviado.

Fase V: Fase de maduración. La velocidad de generación del gas de vertedero en esta fase disminuye, porque la mayoría de los nutrientes disponibles se han separado con el lixiviado durante las fases anteriores.

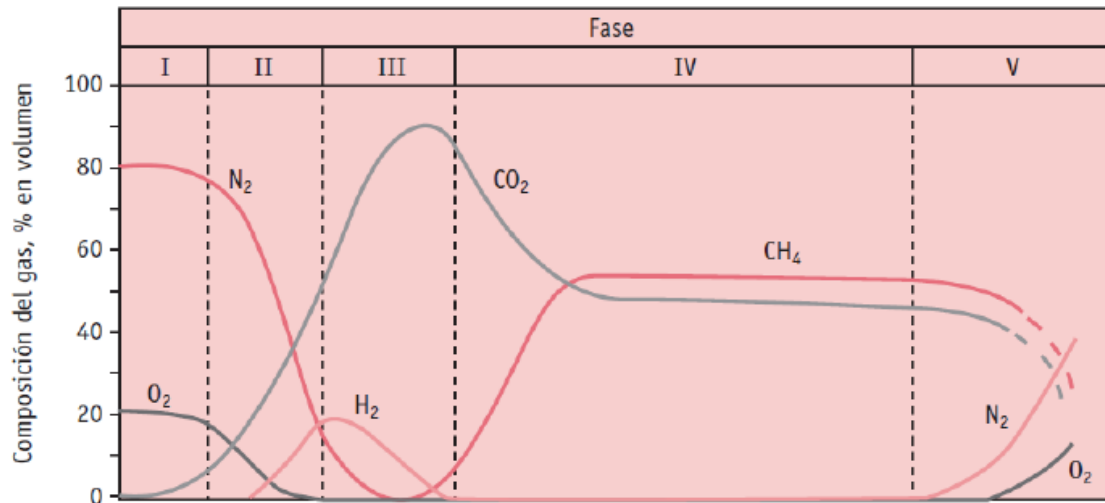


Figura 10: Fases del proceso de formación del biogás en un depósito controlado (Carreras y Dorrnsoro, 2006).

La Figura 11 muestra la producción de biogás en vertederos controlados en sus diferentes etapas.

La captación de gases se realiza mediante una red de pozos verticales y/o zanjas horizontales distribuidos por toda la superficie del vertedero, de este modo se facilita la salida del metano para ser recogido y conducido hasta una antorcha para ser quemado, o para su posterior reutilización, de acuerdo con el Real Decreto 1481/2001. El diseño de la red de captación de gas en un vertedero se realiza mediante ensayos de campo que permiten calcular el radio de influencia de un pozo (Rodrigo Ilarri, et al., 2014). En función de la zona del vertedero, varía la tasa de generación de biogás, la permeabilidad al paso del mismo y la profundidad del vaso del vertedero, lo que hace necesario en algunos casos acercar los pozos y permite en otros separarlos (Martín González, 1997). Aunque el espaciado entre pozos es muy variable, se considera habitual un radio de influencia de 20 m (Brown y Maunder, 1994).

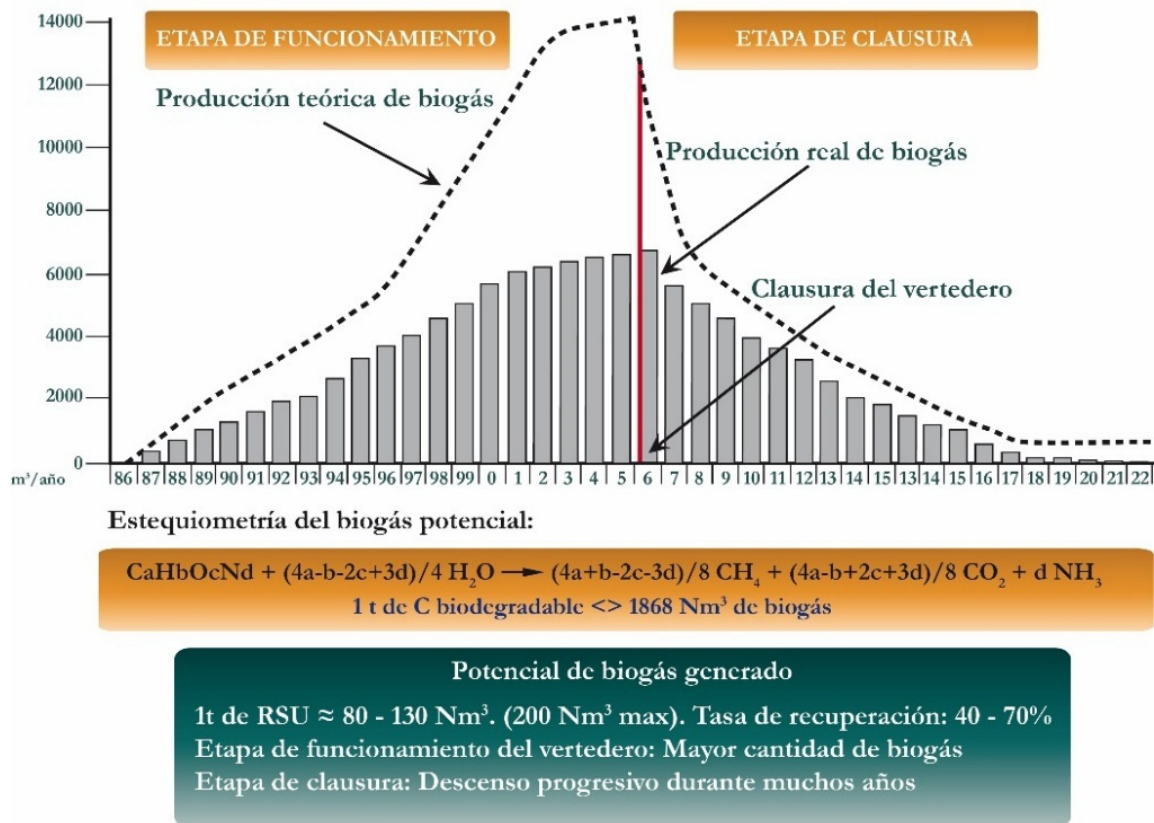


Figura 11: Producción de biogás en vertederos controlados (Martínez y Cuenca, 2014).

La Figura 12 muestra el esquema de distribución de chimeneas o pozos de desgasificación.

Una vez realizados los pozos se introducen en ellos unas tuberías (normalmente de polietileno) ranuradas en un 20-30% de su longitud, con objeto de que penetre el gas, y una parte ciega en lo más alto. En los últimos metros, donde la tubería es ciega, y para evitar la entrada de oxígeno al pozo, se rellena con un material aislante, incluyendo algún tipo de material de separación entre ambas capas, como puede ser una junta de plástico, caucho, etc., con el objetivo de impedir la entrada de oxígeno a los conductos de transporte de biogás (Rodrigo Ilarri, et al., 2014).

Una vez captado el gas, hay que trasladarlo desde la superficie de los pozos hasta los colectores. Para ello, se disponen una serie de tuberías, habitualmente de polietileno, donde se ubica la valvulería de medición y control de los caudales aportados por cada pozo con el objetivo de mantener constante el porcentaje de metano en el biogás que llega a la combustión, controlando los niveles de oxígeno presentes en el gas mediante la presión de aspiración de modo que no exista posibilidad de que la mezcla metano-oxígeno se vuelva explosiva. El transporte del biogás hasta la estación de aspiración se realiza mediante colectores de mayor diámetro a los que se conectan los ramales de conducción. En cualquier caso, no existe ningún método ni normativa que regule el diseño de estas instalaciones, por lo que es fácil encontrar una gran variedad de diseños (Rodrigo Ilarri, et al., 2014).

Debido al bajo contenido de metano, el gas de vertedero no es adecuado para la alimentación de motores y generalmente se quema en antorcha. Este tipo de gases de vertedero puede enriquecerse mediante la eliminación del dióxido de carbono (Lombardi y Carnevale, 2016).

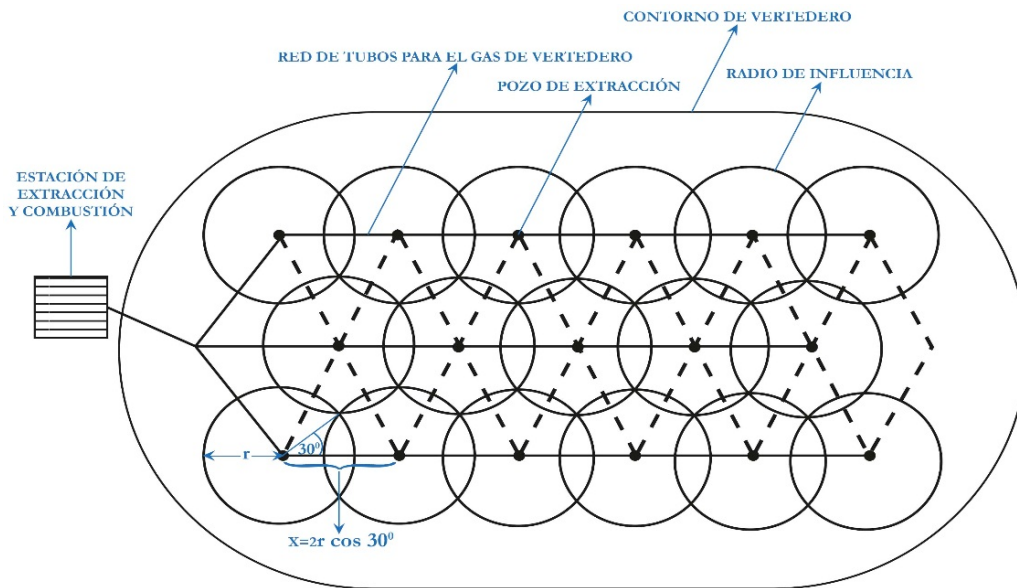


Figura 12: Esquema de distribución de chimeneas de desgasificación (Tchobanoglous, et al., 1996).

1.5.4. DIGESTIÓN ANAEROBIA (BIOMETANIZACIÓN)

La biometanización es un proceso de digestión (descomposición biodegradable) en ausencia de oxígeno, cuyo objetivo es transformar la fracción orgánica recuperada en las plantas de tratamiento mecánico biológico (material biodegradable) en dos productos: por un lado, biogás compuesto por metano y dióxido de carbono, y por otro lado el digesto, que es la materia orgánica resultante con destino a procesos biológicos de los que se obtendrá material bioestabilizado (Igoni, et al., 2008; Elango, et al., 2007; de Baere y Mattheeuws, 2015). El digestato es rico en nutrientes y, tras un proceso de compostaje, puede ser utilizado como enmienda orgánica del suelo (Sheets et al., 2015).

El proceso para la producción de biogás se detalla en la Figura 13, donde se muestran las distintas etapas que tienen lugar en una planta de digestión anaerobia: pretratamiento y depósito para la alimentación, digestor donde tiene lugar el proceso biológico, gasómetro para recoger el biogás producido y otro depósito para el digerido (efluente).

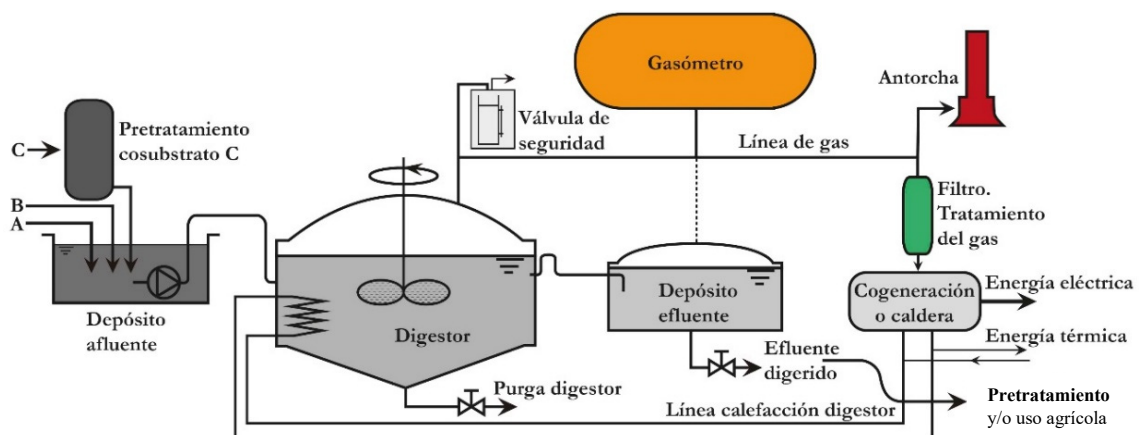


Figura 13: Esquema del proceso de biometanización (AgroWaste, 2014).

El proceso que se realiza en una planta de biometanización consiste, en primer lugar, en un tratamiento del material de entrada para poder recuperar la materia seca que pudiese aparecer mezclada junto con el residuo biodegradable. El segundo paso, es el tratamiento de la materia húmeda, en el que una vez homogeneizada y acondicionada, se produce la hidrólisis y estará en condiciones de alimentar a los digestores en los que se realizará la fermentación anaerobia (en ausencia de oxígeno). De este modo, se obtiene el biogás combustible. Por último, se debe estabilizar la materia orgánica digerida, que en este caso será una fermentación aerobia (en presencia de aire). En este paso, se obtiene material bioestabilizado que será valorizado materialmente. Para modelar completamente el proceso de digestión anaerobia, hay que tener en cuenta factores biológicos y físico-químicos, tales como la cinética del crecimiento bacteriano, la degradación del sustrato y la formación de gas (Kythreotou, et al., 2014).

El proceso de biometanización requiere la actividad metabólica combinada y coordinada de un conjunto de poblaciones microbiológicas en el reactor, y que puede ser resumida en las cuatro siguientes fases: hidrólisis, fermentación acidogénica o acidogénesis, fermentación acetogénica o acetogénesis y fermentación metanogénica o metanogénesis (Polanco y Encina, 2000; Campuzano y González-Martínez, 2016).

A continuación, se detallan estas fases (Mustafa, et al., 2016; Nikita Naik y Tkachenko, 2013).

1. Hidrólisis: donde complejas moléculas orgánicas (celulosa, proteínas y grasas) se descomponen en los azúcares simples, aminoácidos, y ácidos grasos por hidrolasa, una exoenzima. La hidrólisis de los hidratos de carbono se lleva a cabo en unas pocas horas, mientras que las proteínas y los lípidos necesitan varios días para descomponerse.

2. Acidogénesis o la formación de ácidos orgánicos: los monómeros formados en la fase hidrolítica se degradan por bacterias acidogénicas en los ácidos de cadena corta orgánicos, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono.

3. Acetogénesis: En esta etapa, los microorganismos acetogénicos descomponen el gas de hidrógeno y dióxido de carbono para producir ácidos orgánicos y principalmente ácido acético y alcoholes que se convierten posteriormente en acetato. El acetato sirve como un sustrato para las bacterias generadoras de metano y las bacterias acetogénicas, que crecen en sinérgica relación con las bacterias que forman el metano.

4. Metanogénesis: En la etapa final, las bacterias conocidas como metanogénicas, convierten el ácido acético en metano, CO₂ y agua en condiciones anaerobias estrictas. El subproducto, rico en nutrientes, conocido como digesto, se forma durante este proceso. El nivel de pH debe mantenerse entre 5,5 y 8,5 y la temperatura entre 30-60 °C para maximizar la tasa de digestión.

La digestión anaerobia ha sido considerada, en muchos casos, como un proceso difícilmente controlable y sujeto a posibles distorsiones. No obstante, existen ventajas de la digestión anaerobia que convierten el proceso en una tecnología muy competitiva (Rodrigo Ilarri, et al., 2014).

Algunas de las ventajas del proceso de biometanización son:

- Permite el tratamiento de fracciones orgánicas de RU de diferentes procedencias (Tchobanoglous, et al., 1993).
- Elevados porcentajes de eliminación de materia volátil (40-60%) (Vogt, et al., 2002; Mata-Álvarez, 2002; De Baere, 2000).
- Elevada destrucción de organismos patógenos y organismos parásitos: también produce la inactivación de algunos virus patógenos, según el tipo de éste, del proceso de depuración y de la temperatura (Turner y Burton, 1997).
- Baja producción y estabilización de lodos (Carreras y Dorronsoro, 2006).
- Alto grado de estabilización del vertido trabajando con altas velocidades de carga (Lissens, et al., 2001).

En cuanto a la producción de energía, se puede resaltar:

- Alta producción de biogás compuesto fundamentalmente por CH₄ y CO₂.
- Obtención de biogás susceptible de aprovechamiento energético y económico (Carreras y Dorronsoro, 1999).
- Bajo consumo energético; la alta producción de biogás con elevado valor energético reduce significativamente los costes del tratamiento (Milán, et al., 2001).
- Reducción de la emisión de gases responsables del efecto invernadero (El-Fadel y Massoud, 2001).

La digestión anaerobia requiere del estricto control de diversos factores ambientales (temperatura, pH del medio, disponibilidad de nutrientes, presencia de sustancias tóxicas) y operacionales (tiempo de retención y nivel de carga) que condicionan el desarrollo de las diferentes poblaciones microbianas que actúan en el proceso (Speece, 1987; Clark y Speece, 1989; Lay, et al., 1997; Jarabo, 1999; Van Lier, et al., 2001; Mata-Álvarez, 2002; Vélez-Sánchez-Verín, et al., 2008; Kraemer y Gamble, 2014).

1.5.5. COMBUSTIBLES ALTERNATIVOS: CSR y CDR

La legislación de la Unión Europea no dispone de una definición específica si bien, en su Catálogo de residuos, el Combustible Sólido Recuperado se clasifica con el código 19 12 10 “Residuos combustibles (combustible derivado de residuos)”, y está bajo la descripción de residuos del tratamiento mecánico de residuos (por ejemplo: clasificación, trituración, compactación, peletización) no especificados en otra categoría.

El Departamento de Medio Ambiente, Alimentación y Asuntos Rurales del Reino Unido (DEFRA) ha desarrollado la siguiente definición con el fin de clarificar qué se entiende como un residuo que pueda ser considerado Combustible Sólido Recuperado.

“Un combustible sólido recuperado (CSR) se compone de desechos residuales sujetos a un contrato con un usuario final para su uso como combustible energético en una instalación de

residuos. El contrato debe incluir las especificaciones técnicas del usuario final relativas, como mínimo, al valor calorífico, al contenido de humedad, la forma y la cantidad del CSR.”

Los combustibles obtenidos a partir de residuos (CSR y CDR), son combustibles alternativos producidos a partir de residuos sólidos urbanos y asimilables ricos en energía, contribuyendo su fabricación a minimizar los rechazos desviados a los vertederos, habiéndose convertido en una de las estrategias energéticas que más atención está suscitando en la actualidad (Nithikul, 2007; Passamani, et al., 2015; Server Akdag, et al., 2016).

La fabricación de CSR conserva los recursos de los RU a través del reciclaje y recuperación de energía. Tiene un alto potencial para la co-combustión con otros combustibles en muchas industrias, así como el uso en otras tecnologías WtE como la incineración y la gasificación. Reduce la cantidad de RU con un alto potencial para generar electricidad y requiere un pretratamiento mínimo (Intharathirat y Abdul Salam, 2016).

El CSR representa la evolución del CDR y puede ser la clave para la reactivación del aprovechamiento energético de la porción de los RU y especiales que no se recicla como materia prima. Su definición y clasificación por una serie de normas técnicas emitidas por la Comunidad Europea, facilita la comercialización de estos combustibles con particular referencia a la producción de energía eléctrica (también térmica) y la fabricación de cemento en sustitución de los combustibles fósiles tradicionales. La sustitución de los combustibles fósiles tradicionales por estos combustibles de residuos implica un ahorro considerable, tanto en términos económicos como de emisiones (Paolo y Paola, 2015).

El CSR es un combustible alternativo que se diferencia del CDR en función del tipo de residuo del que proviene, y a su vez, en el cumplimiento de una serie de valores límite para ciertos parámetros. En concreto:

- Los Combustibles Sólidos Recuperados son combustibles sólidos preparados a partir de residuos no peligrosos para ser valorizados energéticamente en plantas de incineración o co-incineración (entre las que estarían incluidas las plantas cementeras), que cumplen la clasificación y especificaciones establecidas en la especificación técnica CEN/TS 15359 (CEN/TC 343) del Comité Europeo de Normalización.
- Los Combustibles Derivados de Residuos pueden ser preparados a partir de residuos peligrosos o no peligrosos, pueden presentar un estado físico líquido o sólido. En cualquier caso, aquellos CDR sólidos producidos a partir de residuos no peligrosos, no están sometidos a la especificación técnica CEN/TS 15359 del Comité Europeo de Normalización.

El sistema de clasificación y las especificaciones técnicas de los CSR (las cuales constituyen la principal diferencia con los CDR), se encuentran recogidas en la especificación técnica CEN/TS 15359 del Comité Europeo de Normalización y están basadas en valores límite para tres propiedades importantes del combustible:

- El valor medio para el Poder Calorífico Inferior (PCI) en base húmeda.
- El valor medio para el contenido en cloro en base seca.
- Mediana y percentil 80% para el contenido de mercurio en relación al PCI en base húmeda.

Cada propiedad está dividida en 5 clases, con los valores límite. Los CSR son designados con un número de clase de cada propiedad (Universidad de Zaragoza, 2010).

Tabla 5: Sistema de clasificación para Combustibles Sólidos Recuperados (CEN/TS 15359:2006. Solid Recovered Fuels- Specifications and classes, 2006).

PROPIEDAD	MEDIA ESTADÍSTICA	UNIDAD	CLASES				
			1	2	3	4	5
PCI	Valor medio	MJ/Kg	≥25	≥20	≥15	≥10	≥3
Contenido en Cl	Valor medio	%	≤0,2	≤0,6	≤1,0	≤1,5	≤3
Contenido en Hg	Valor medio	mg/MJ	≤0,02	≤0,03	≤0,08	≤0,15	≤0,5
	Percentil 80%	mg/MJ	≤0,04	≤0,06	≤0,16	≤0,3	≤1

En general, las características del CDR obtenido a partir de RU en España se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6: Características CDR obtenido a partir de RU en España (Universidad de Zaragoza, 2010).

PARÁMETRO	VALOR	UNIDAD
Tamaño	30-50	mm
PCI	15-20	MJ/kg
Contenido en ceniza	10	%
Humedad	10-30	%
Azufre	≥0,1	%
Metales pesados	<500	ppm

La Figura 14 y la Figura 15 muestran respectivamente el aspecto de un CSR de clase 3 producido en la planta de tratamiento de RU de Cañada Hermosa, Murcia, y algunos ejemplos de CSR peletizado.



Figura 14: Aspecto de un CSR clase 3.



Figura 15: CSRs fabricados a partir de celulosa, plásticos y mezcla de ambos (80%-20%). (Arena y Di Gregorio, 2016).

La dificultad de estandarizar los CSR proviene de su alto grado de variedad de componentes, así como de las distintas tecnologías en las que puede ser aplicado.

El proceso de tratamiento mecánico de fabricación del CSR consiste en una selección, cribado, secado, reducción de tamaño (trituration, molienda y chipping), fabricación de briquetas y almacenamiento, todo ello con el fin de mejorar las características y homogeneidad del material, así como facilitar su manejo. Los principales beneficios del CSR de briquetas son; una composición física y química más homogénea, menor contenido de humedad, alto poder calorífico (PCI 15.0-25.0 MJ/kg), menores emisiones contaminantes, menor contenido de cenizas y, almacenamiento, manipulación y transporte más económico (Ionescu, et al., 2013; Leckner, 2015; Ramos Casado, et al., 2015).

Por otra parte, se puede producir un combustible de mejor calidad, superior habitualmente a la del CSR/CDR, a partir de aquellas fracciones que no se puedan reciclar separadas en origen (por ejemplo, de envases de cartón de bebidas o de envases de PE/PET contaminados con PVC) produciéndose lo que se denomina como PDF (Packaging derived fuel) o PEF (Process engineered fuel).

1.5.6. GASIFICACIÓN

Se denomina gasificación a un conjunto de reacciones termoquímicas que se produce en un ambiente pobre de oxígeno y que da como resultado la transformación de un sólido en una serie de gases susceptibles de ser utilizados en una caldera, en una turbina o en un motor, tras ser debidamente acondicionados (IDAE, 2007).

La gasificación se ha estado utilizando desde hace más de doscientos años y fue extensivamente utilizada para la producción de gas de ciudad desde finales del siglo XIX y durante el siglo XX. El verdadero impulso para el desarrollo de la tecnología de los gasificadores fue la escasez de gasolina durante la Segunda Guerra Mundial.

La gasificación se ha identificado como un método prometedor en la gestión de los residuos municipales para la producción de energía, debido a sus efectos de minimización de la contaminación y de alta eficiencia global. Ensayos recientes para producir hidrógeno a través de la gasificación con residuos municipales han arrojado resultados prometedores. A pesar de esto, todavía es necesario desarrollar modelos matemáticos capaces de ayudar al avance de esta tecnología y dar paso a la comercialización a gran escala (Couto, et al., 2016).

La mayor fuerza de la gasificación es el rendimiento medioambiental, ya que las pruebas de emisiones realizadas en reactores de gasificación cumplen los límites existentes, además de reducir los vertederos (Couto, et al., 2017).

La gasificación presenta ventajas sobre la combustión tradicional de los RU: solo se requiere una fracción de la cantidad estequiométrica de oxígeno necesario para la combustión, y la formación de dioxinas, SO₂ y NO_x es limitada (Mckay, 2002), siendo el volumen de gas de proceso bajo, con equipos de limpieza de gases menos costosos (Bosmans, et al., 2012). El gas de síntesis o singas generado por gasificación se puede utilizar en turbinas de ciclo combinado, motores de gas y, potencialmente, en pilas de combustible para producir electricidad y calor, o como un compuesto químico para producir metanol. La gasificación también ofrece gran potencial WtM (Waste to Material) con las escorias del gasificador (Hirschfelder y Olschar, 2010; Arena y Di Gregorio, 2013; Wilson, et al., 2013).

En la gasificación, la energía química contenida en la materia orgánica se convierte en energía química contenida en un gas. Los gases CO, H₂ y CH₄ confieren poder calorífico al gas, ya que pueden reaccionar con oxígeno en un motor de combustión, una caldera o una turbina de gas (Maillo Sánchez, 2009; Rodrigo Ilarri, et al., 2014).

Por otro lado, las cenizas pueden considerarse un residuo, que conduce a fenómenos problemáticos (García-Maraver, et al., 2017), o bien un recurso, usándolas como subproductos de aplicación en obras civiles y filler para la fabricación de cementos (Ferreira et al., 2003).

Como resultado del proceso de gasificación se obtiene (IDAE, 2011):

- Gas de síntesis: compuesto principalmente por CO, H₂, CO₂, N₂ (si se emplea aire como gasificante) y CH₄ en menor proporción. Como productos secundarios se encuentran alquitranes, compuestos halogenados y partículas.
- Residuo sólido: compuesto por materiales no combustibles e inertes presentes en el residuo alimentado; generalmente contiene parte del carbono sin gasificar. Las

características de este residuo son similares a las escorias de los hornos en las plantas de incineración.

En el proceso de gasificación, aproximadamente el 65% de la energía original en los residuos sólidos se convierte en gas de síntesis, el 23% de la energía original se convierte en char, y aproximadamente el 6% se convierte en aceite caliente, siendo el restante 6% pérdidas en calor (Begum, et al., 2014; Rajasekhar, et al., 2015).

La eliminación de los compuestos de alquitrán del gas de síntesis producidos durante la gasificación de residuos o biomasa es el mayor desafío técnico para una aplicación más amplia de esta tecnología. Estos pesados hidrocarburos polinucleares se caracterizan por tener temperaturas de alto punto de rocío (generalmente por encima de 300 ° C), pudiendo condensar a lo largo de las tuberías, intercambiadores de calor y filtros de partículas, lo que lleva a la suciedad o asfixia del sistema, con una fuerte limitación de la disponibilidad de la planta y el aumento de los costes de operación (Di Gregorio, et al., 2015).

El gas de síntesis obtenido en el proceso de gasificación tiene potencialmente varios usos (IDAE, 2011):

- Como materia prima para la producción de compuestos orgánicos, como la síntesis directa de metanol, amoníaco, o para su transformación en hidrógeno mediante el reformado con vapor o el reformado catalítico.
- Como combustible en los procesos de producción de energía eléctrica mediante ciclos térmicos distintos a los de vapor de agua, ya sean ciclos combinados o simples, en turbinas de gas o motores de combustión interna.
- Como combustibles en calderas tradicionales o en hornos.

El gas de síntesis ha de ser limpiado de impurezas que, generalmente, incluyen material particulado, hidrocarburos condensables (alquitranes), compuestos de azufre (H₂S, COS, CS₂, SO₂, SO₃, etc.), compuestos de nitrógeno (HCN, NH₃, HNO₃, NO, NO₂, etc.), compuestos alcalinos (CaO, K₂O, P₂O₅, MgO, Na₂O, etc.), compuestos de haluros (HCl, NaCl, HF, etc.) y trazas de contaminantes. Los procedimientos de limpieza del gas de síntesis pueden ser catalogados como limpieza en caliente (HGC) y limpieza en frío (CGC) (Woolcock y Brown, 2013).

1.5.7. PIRÓLISIS

La pirólisis es una degradación térmica de una sustancia en ausencia de oxígeno, por lo que dichas sustancias se descomponen mediante calor, sin que se produzcan las reacciones de combustión. Las características básicas de dicho proceso son las siguientes (MITECO, 2020):

- El único oxígeno presente es el contenido en el residuo a tratar.
- Las temperaturas de trabajo son inferiores a las de la gasificación, oscilando entre 300°C y 800°C.

Como resultado del proceso se obtiene:

- Gas: cuyos componentes básicos son CO, CO₂, H₂, CH₄ y compuestos más volátiles procedentes del cracking de las moléculas orgánicas, conjuntamente con los ya

existentes en los residuos. Este gas es muy similar al gas de síntesis obtenido en la gasificación, pero hay una mayor presencia de alquitranes, ceras, etc., en detrimento de gases, debido a que la pirólisis trabaja a temperaturas inferiores a la gasificación.

- Residuo líquido: compuesto básicamente por hidrocarburos de cadenas largas como alquitranes, aceites, fenoles y ceras, formados al condensar a temperatura ambiente.
- Residuo sólido: compuesto por todos aquellos materiales no combustibles, los cuales o bien no han sido transformados o proceden de una condensación molecular con un alto contenido en carbón, metales pesados y otros componentes inertes de los residuos.

Los residuos líquidos y gaseosos pueden aprovecharse mediante combustión a través de un ciclo de vapor para la producción de energía eléctrica. El residuo sólido puede utilizarse como combustible en instalaciones industriales como, por ejemplo, plantas cementeras.

En el proceso de pirólisis la energía puede ser obtenida de una manera más limpia que en la incineración de RU convencional, al producirse menos cantidades de óxidos de nitrógeno (NOx) y óxidos de azufre (SO₂) como consecuencia de la atmósfera inerte del proceso de pirólisis y de la oportunidad de lavar el gas de síntesis antes de su combustión (Saffarzadeh, et al., 2006).

Según el artículo 26.2 del Real Decreto 815/2013, de 18 de octubre, por el que se aprueba el reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrado de la contaminación, la autorización ambiental de instalaciones de pirólisis en España viene condicionada por *si los gases resultantes de este tratamiento térmico son purificados en tal medida que dejen de ser residuos antes de su incineración y que puedan causar emisiones no superiores a las resultantes de la quema de gas natural. A estos efectos, las instalaciones realizarán las mediciones correspondientes que así lo demuestren y lo pondrán en conocimiento del órgano competente de la comunidad autónoma.*

Entre las ventajas de la pirólisis se encuentran (Belgiorno, et al., 2003):

- Reducción significativa del volumen de residuos (<50-90%).
- Producción de combustibles sólidos, líquidos y gaseosos a partir de RU.
- El combustible producido es almacenable y transportable.
- Obtención de energía a partir de fuentes renovables como son los RU.
- El coste de inversión es menor que en el caso de la incineración.
- Una vez iniciado, el proceso es autosostenible.

Las condiciones de operación con las que se lleva a cabo la pirólisis pueden variar, diferenciándose tres tipos:

Pirólisis lenta: proceso discontinuo, (P=atm, T= 400 °C–500 °C) en el que la velocidad de calentamiento es reducida, (<2 °C/s), prolongando su tiempo de reacción entre 5 minutos y varias horas (Katyal, 2007).

Pirólisis rápida: proceso continuo a vacío y a temperaturas elevadas, por lo que la velocidad de reacción es mayor que en el caso anterior. Los productos volatilizados permanecen unos segundos en el reactor, evitando las reacciones de condensación. Se usa comúnmente para biomasa (Katyal, 2007).

Pirólisis “flash”: proceso continuo en el que el tiempo de residencia de los gases es <0,5 s, y la transmisión de calor es muy rápida. Se aplica a casos en los que el material a pirolizar tiene un alto contenido en volátiles (Demirbas, 2007).

La Tabla 7 muestra los principales parámetros de funcionamiento para el proceso de pirólisis y rangos y valores de diferenciación entre los tipos enunciados con anterioridad.

Tabla 7: Principales parámetros de funcionamiento para el proceso de pirólisis (Demirbas, 2009).

PARÁMETROS	UNIDADES	PIRÓLISIS CONVENCIONAL	PIRÓLISIS RÁPIDA	PIRÓLISIS ULTRA-RÁPIDA
Temperatura	°K	550-900	850-1.250	1.050-1.300
Velocidad calentamiento	°K/s	0,1-1	10-200	>1.000
Tamaño partículas	mm	5-50	<1	<0,2
Tiempo de residencia	s	300-3.600	0,5-10	<0,5

Con el método de la pirólisis, la gestión de residuos se hace más eficiente, se necesita menos capacidad de vertedero y se reduce la contaminación. Además, con la aplicación de pirólisis para descomponer plásticos en combustible, la dependencia de los combustibles fósiles se puede reducir y esto resuelve el aumento de la demanda de energía (Chen, et al., 2015; Sharuddin, et al., 2016).

La pirólisis se considera como una alternativa innovadora para el tratamiento de RU y la valorización de residuos orgánicos (Kuppens, et al., 2014), obteniéndose diferentes productos químicos y combustibles (Quesada, et al., 2020). A pesar de ello, y debido a la falta de experiencias prácticas de esta tecnología en el mundo de la gestión de los residuos, no se ha considerado en el presente estudio como alternativa de valorización energética.

1.5.8. INCINERACIÓN

El Anexo I de la Ley 22/2011 de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, diferencia la operación de eliminación mediante incineración (D10 incineración en tierra) de la operación de valorización (R1 Utilización principal como combustible u otro modo de producir energía). Esta fue una de las novedades introducidas por la ley, la consideración de la incineración de residuos municipales como operación de valorización siempre que se alcance una eficiencia energética establecida. Se recuerda esta distinción pues es habitual que se utilice el término “incineración” para ambas operaciones, cuando en realidad son totalmente diferentes.

La incineración es un proceso de combustión controlada que transforma los residuos, gracias a la fracción combustible de los mismos, en materiales inertes, cenizas y gases. Su objetivo básico consiste en destruir térmicamente los contaminantes y valorizar energéticamente los residuos

combustibles. Con ella se consigue una reducción del volumen de la basura de hasta un 90% y del 75% en peso (Chandler et al., 1997).

Para conseguir la oxidación total de los residuos, se emplea una atmósfera con exceso de aire a temperaturas superiores a 850 °C o a 1100 °C (en función del tipo de residuo que se incinere), durante un tiempo superior a dos segundos. Además, en este proceso de combustión hay que tener en cuenta que el combustible (residuos) y el comburente (oxígeno del aire), deben encontrarse en las proporciones adecuadas. Este proceso se puede realizar en hornos con aprovechamiento o sin aprovechamiento de la energía producida, en cuyo caso se habla de valorización energética o de eliminación.

Los residuos que se tratan en las plantas de incineración son de diversos tipos, siendo mayoritariamente residuos domésticos mezclados procedentes de la “bolsa resto” o la fracción no reciclable de los residuos que se origina como rechazo en las plantas de clasificación, comúnmente denominada CSR.

En la actualidad, la incineración de RU con recuperación energética es una de las principales opciones de gestión de residuos en la mayoría de los países desarrollados (Quina, et al., 2011).

Cabe señalar, que la incineración es un tratamiento que genera residuos que han de ser gestionados posteriormente de forma adecuada. Además, su coste de inversión y funcionamiento es elevado y su viabilidad depende en buena parte del precio de venta de la electricidad generada y de la posibilidad del aprovechamiento de la energía térmica. Además, debe establecerse un control riguroso de las emisiones de estas instalaciones conforme a lo establecido en la normativa aplicable (PEMAR, 2016-2022).

Entre los diferentes tipos de hornos de combustión se encuentran los siguientes:

- Horno de parrillas.
- Horno de lecho fluidizado.
- Horno rotatorio.

Los sistemas de recuperación de energía que se utilizan habitualmente son calderas de agua caliente o de vapor (a baja presión o alta presión). Las calderas de agua caliente se utilizan fundamentalmente para calefacción de edificios, mientras que las calderas de vapor se emplean para obtener energía eléctrica mediante turbogeneradores. Para poder obtener esta agua caliente o vapor, se hacen pasar los gases calientes que salen de la caldera por el exterior de los tubos del intercambiador de calor. Por el interior del mismo circula agua que se calienta por efecto de los gases de combustión, obteniéndose así el agua caliente o el vapor según las necesidades. A su vez, este vapor se conduce por un colector de alta presión desde la caldera a la turbina de vapor. Aquí, al circular el vapor a alta presión dentro de la misma, provoca el moviendo de la turbina y el del alternador que está unido solidariamente a ella. El giro de dicho alternador induce la generación de energía eléctrica, cerrándose así el proceso de valorización energética de los residuos. Tras pasar la turbina, el vapor de agua (ya a menor presión) se conduce a un aerocondensador donde se enfría para poder condensarlo en forma de agua líquida. Este fluido vuelve de nuevo al intercambiador de calor de la caldera para volver a sufrir el mismo proceso de variación de la presión y la temperatura. En ocasiones, la turbina de vapor se combina con turbinas de gas para mejorar el rendimiento energético de la planta (La planta

incineradora de Zabalgardi es un ejemplo de ello). Además, pueden existir otros elementos en el proceso como el desgasificador o el equipo desmineralizador de agua (Aeversu, 2015).

Los residuos que quedan tras el proceso de combustión (una vez extraído el valor energético de la basura) son: escorias, chatarras y cenizas principalmente, además de otros elementos como efluentes líquidos y gases (Aeversu, 2015; Chen, et al., 2016).

Los gases que salen del sistema de recuperación de energía pueden llevar diferentes contaminantes que es necesario eliminar antes de proceder a su emisión a la atmósfera. Entre estos compuestos se encuentran:

- Partículas sólidas en suspensión o cenizas volantes.
- Monóxido de carbono procedente de combustiones incompletas.
- Gases ácidos como HCl, HF, SO₂ y NO_x.
- Hidrocarburos inquemados y otros productos de combustión incompleta. Éstos, junto a los gases ácidos y por medio de la catálisis que proporcionan los metales pesados en las cenizas volantes, pueden producir dioxinas y furanos.
- Metales pesados: Cu, Cr, Cd, As, Hg, etc.

Para reducir la emisión de estos contaminantes se adoptan medidas primarias y secundarias. Las medidas primarias constituyen todas aquellas medidas orientadas a prevenir y evitar la formación de contaminantes y se basan en conseguir un proceso de combustión eficiente, entre las que se puede citar el diseño del horno para una buena combustión, turbulencia (para la buena mezcla del aire de combustión), tiempo de permanencia, aporte de oxígeno, temperatura, etc.; mientras que las medidas secundarias son aquellas que, una vez que se ha producido el contaminante, tratan de reducirlo (Aeversu, 2015).

El Anexo II "Operaciones de valorización" de la DMR clasifica como R1 las operaciones de valorización con "*Utilización principal como combustible u otro modo de producir energía*", incluyendo las instalaciones de incineración destinadas al tratamiento de residuos sólidos urbanos sólo cuando su eficiencia energética resulte igual o superior a (Falkenberg, 2011):

- 0,60 tratándose de instalaciones en funcionamiento y autorizadas conforme a la legislación comunitaria aplicable desde antes del 1 de enero de 2009;
- 0,65 tratándose de instalaciones autorizadas después del 31 de diciembre de 2008.

Aplicando la siguiente fórmula:

Ecuación 1: Eficiencia energética de una instalación de incineración.

$$E_E = \left(E_p - (E_f + E_i) \right) / \left(0,97 * (E_w + E_f) \right)$$

Donde:

E_E = Eficiencia energética.

E_p es la energía anual producida como calor o electricidad, que se calcula multiplicando la energía en forma de electricidad por 2,6 y el calor producido para usos comerciales por 1,1 (GJ/año).

E_f es la aportación anual de energía al sistema a partir de los combustibles que contribuyen a la producción de vapor (GJ/año).

E_w es la energía anual contenida en los residuos tratados, calculada utilizando el poder calorífico neto de los residuos (GJ/año).

E_i es la energía anual importada excluyendo E_w y E_f (GJ/año).

0,97 es un factor que representa las pérdidas de energía debidas a las cenizas de fondo y la radiación.

Esta fórmula se aplicará de conformidad con el documento de referencia (BREF) sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) para la incineración de residuos.

Dicho documento se ocupa únicamente de la incineración de residuos específica, y no de otras situaciones en las que se tratan térmicamente residuos como por ejemplo procesos de co-incineración, hornos de cemento y grandes plantas de combustión (BREF WI, 2006; Bove y Lunghi, 2006).

La Figura 16 muestra el rendimiento energético mínimo para la generación de electricidad requerido en el proceso de incineración para acceder a la categoría R1, según el porcentaje de combustible ajeno a los residuos ($E_i=0$).

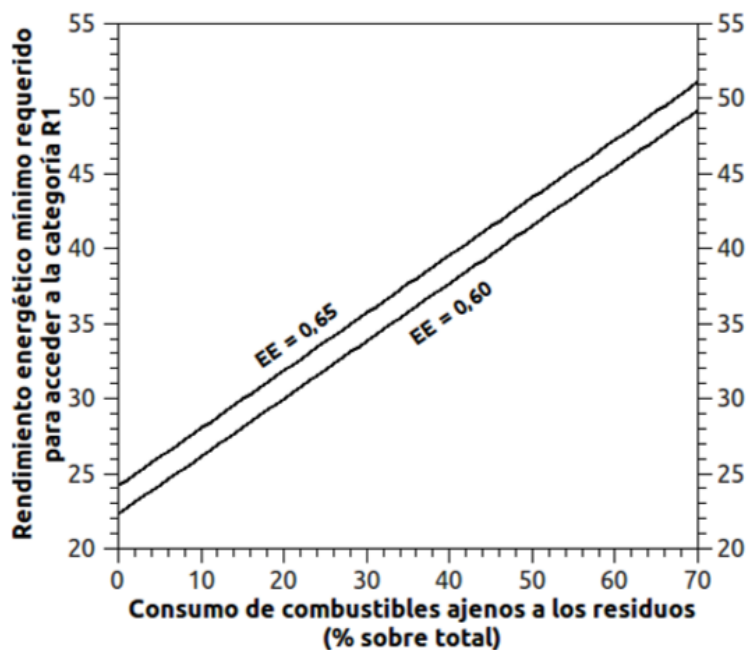


Figura 16: Rendimiento energético mínimo requerido para categoría R1 en proceso de incineración (Bueno, 2011).

1.6. MARCO LEGAL EN MATERIA DE RU

1.6.1. NORMATIVA EUROPEA

Desde los inicios de la preocupación ambiental europea, tras la publicación del informe del Club de Roma en 1972 o la primera directiva de residuos de 1975 hasta la emisión de la última directiva de 2008, la política europea ha seguido una línea lenta y quizás algo dubitativa pero coherente. Desde el principio, los fundamentos de la filosofía de base quedaron claros: la gestión de los residuos debe tener como objetivo esencial la protección de la salud del hombre y del medio ambiente contra los efectos perjudiciales causados por la recogida, el transporte, el tratamiento, el almacenamiento y el depósito de los residuos (Latasa, et al., 2015).

El 12 de diciembre de 2008 entraba en vigor la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre residuos por la que se derogan determinadas directivas y que debía haber sido traspuesta a la normativa estatal antes del 12 de diciembre de 2010. Esta Directiva Marco de Residuos (DMR) establece la filosofía comunitaria en relación con la prevención y la gestión de los residuos. Con ella se pretende conseguir simplificar y modernizar la presente legislación, implantar una política de prevención más efectiva y que amplíe sus horizontes. Del mismo modo quiere favorecer la reutilización de productos y el reciclado de residuos, para lo cual establece la jerarquía de residuos (art. 4) que sirve de orden de prioridades en la legislación y la política sobre la prevención y la gestión de los residuos: prevención, preparación para la reutilización, reciclado, otro tipo de valorización (por ejemplo, la valorización energética) y eliminación.

La DMR establece el marco jurídico para el tratamiento de los residuos en la Unión Europea (UE). Su objetivo es proteger el medio ambiente y la salud humana, destacando la importancia de utilizar unas técnicas adecuadas de gestión, recuperación y reciclado de los residuos para reducir la presión sobre los recursos naturales (DGMA, 2016).

La Directiva preconiza, en forma resumida, la necesidad de que la Unión Europea avance hacia una “sociedad del reciclado”, promoviendo la prevención de la generación de residuos y el uso de los residuos como fuente de recursos materiales y energéticos (DGMA, 2016).

Los puntos clave de la Directiva son los siguientes:

- Establece una jerarquía de residuos: prevención, reutilización, reciclado, recuperación con otros fines (como la valorización energética) y eliminación.
- Confirma el principio «quien contamina paga», por el que el productor original de los residuos debe pagar los costes de la gestión de dichos residuos.
- Introduce el concepto de Responsabilidad Ampliada del Productor.
- Distingue entre residuos y subproductos.
- La gestión de los residuos debe realizarse sin poner en peligro la salud humana y sin dañar al medio ambiente.
- Los productores o poseedores de residuos deben tratarlos ellos mismos o hacer que sean tratados por un operador oficialmente autorizado.
- Las autoridades nacionales competentes deben establecer planes de gestión y programas de prevención de residuos.
- Establece condiciones especiales a los residuos peligrosos, los aceites usados y los biorresiduos.

- Introduce unos objetivos de reciclado y recuperación que deberán alcanzarse antes de 2020 en relación con los residuos domésticos y los residuos de construcción y demolición.

Con objeto de cumplir con los objetivos de la Directiva, se establece el año 2014 como fecha límite para fijar los objetivos de prevención a nivel europeo que serán de obligado cumplimiento en el año 2020. Para entonces la preparación para la reutilización y el reciclaje (incluido el compostaje) deberá suponer al menos el 50% en peso en el caso de los RU, incluyendo domiciliarios y asimilables, mientras que para los procedentes de la construcción y demolición la cifra se eleva al 70%.

En relación a los biorresiduos, la Directiva los define como los residuos biodegradables de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor, y residuos comparables procedentes de plantas de transformación de alimentos. A partir de esta definición se puede concluir que una parte de los residuos municipales quedarían incluidos como la fracción de materia orgánica (FORM) o los restos de jardinería y poda. La Directiva exige para los biorresiduos su recogida selectiva, tratamiento específico, y el establecimiento de estándares de uso para el producto compost (art. 22).

Los Estados miembros adoptarán las medidas necesarias para asegurar que la gestión de los residuos se realice sin poner en peligro la salud humana y sin dañar al medio ambiente y, en particular, sin crear riesgos para el agua, el aire o el suelo, ni para la fauna y la flora, sin provocar incomodidades por el ruido o los olores, y sin atentar contra los paisajes y los lugares de especial interés.

La normativa europea relativa a la gestión de los residuos incluye las Directivas, Decisiones y Programas, que se recogen a continuación:

- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. (DOUE Nº 312, 22-NOV-2008).
- Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación).
- Directiva (UE) 2015/1127 de la comisión de 10 de julio de 2015 por la que se modifica el anexo II de la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.
- Directiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 4 de diciembre de 2000, relativa a la incineración de residuos.
- Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de abril de 2009, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables y por la que se modifican y se derogan las Directivas 2001/77/CE y 2003/30/CE. (DOUE Nº 140, 5-JUN-2009).
- Directiva 1994/62/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de diciembre de 1994, relativa a los envases y residuos de envases. (DOUE Nº 365, 31-DIC-1994).
- Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, Relativa al vertido de residuos. (DOUE Nº 182, 16-JUL-1999).

- Directiva 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. (DOUE Nº 187, 4-JUL-1986).
- Reglamento 1357/2014, por el que se sustituye el Anexo III de la DMR.
- Reglamento 1013/2006 del Parlamento y el Consejo relativo al traslado de residuos.
- VI programa de Acción Medioambiental de la Unión Europea. Sexto Programa de Acción de la Comunidad Europea en materia de Medio Ambiente “Medio ambiente 2010: el futuro está en nuestras manos”.
- Decisión del Consejo, de 19 de diciembre de 2002, por la que se establecen los criterios y procedimientos de admisión de residuos en los vertederos con arreglo al artículo 16 y al anexo II de la Directiva 1999/31/CEE. (DOUE Nº 11, 16-ENE-2003).
- Decisión 2014/995/UE que modifica la lista de residuos.
- Decisión de la Comisión 94/3/CE, de 20 de diciembre de 1993, por la que se establece una lista de residuos de conformidad con la letra A) del artículo 1 de la Directiva 75/442/CEE del Consejo, relativa a los Residuos (CATÁLOGO EUROPEO DE RESIDUOS) (CER). (DOUE Nº 5, 7-ENE-1994). (Decisión 2000/532/CE, por la que se establece una lista de residuos).

Esta normativa puede clasificarse en tres categorías (DGMA, 2016):

Legislación marco o básica: la Directiva 2008/98/CE Marco de Residuos (DMR), el Reglamento 1013/2006 del Parlamento y el Consejo relativo al traslado de residuos, la Decisión 2000/532/CE, por la que se establece una lista de residuos, la Decisión 2014/995/UE que modifica la lista de residuos y el Reglamento 1357/2014, por el que se sustituye el Anexo III de la DMR.

Legislación sobre operaciones de gestión de residuos: la Directiva 2000/76/CE relativa a la incineración de residuos y la Directiva 1999/31/CE sobre el vertido de residuos.

Legislación sobre flujos específicos de residuos: incluye las directivas relativas a los vehículos al final de su vida útil, la eliminación de los policlorobifenilos y de los policloroterfenilos (PCB/PCT), los residuos de la industria del dióxido de titanio, baterías y acumuladores, envases y residuos de envases, residuos de aparatos eléctricos y electrónicos y utilización de los lodos de depuradora en agricultura.

El Paquete de Economía Circular:

«Una Europa que utilice eficazmente los recursos» es una de las siete iniciativas emblemáticas que forman parte de la estrategia Europa 2020 que pretende generar un crecimiento inteligente, sostenible e integrador. Actualmente es la principal estrategia de Europa para generar crecimiento y empleo, con el respaldo del Parlamento Europeo y el Consejo Europeo.

Esta iniciativa emblemática pretende crear un marco político destinado a apoyar el cambio a una economía eficiente en el uso de los recursos y de baja emisión de carbono que nos ayude a:

- Mejorar los resultados económicos al tiempo que se reduce el uso de los recursos;
- Identificar y crear nuevas oportunidades de crecimiento económico e impulsar la innovación y la competitividad de la UE;
- Garantizar la seguridad del suministro de recursos esenciales;

- Luchar contra el cambio climático y limitar los impactos medioambientales del uso de los recursos.

En 2015, la Comisión Europea adoptó un plan de acción para contribuir a acelerar la transición de Europa hacia una economía circular, impulsar la competitividad mundial, promover el crecimiento económico sostenible y generar nuevos puestos de trabajo.

El paquete aprobado por la Comisión Europea tiene un carácter transversal incidiendo en las políticas europeas sobre cambio climático y medio ambiente, al tiempo que impulsa el crecimiento económico, la creación de empleo y la equidad social.

Desde el punto de vista ambiental, las acciones que incluye el Paquete de Economía Circular tienen como objetivo cerrar el círculo de los ciclos de vida de los productos a través de un mayor reciclado y reutilización, maximizando la utilización de los productos y sus residuos, fomentando el ahorro energético y reduciendo las emisiones de gases de efecto invernadero. El objetivo final de estas medidas es lograr una forma más eficiente de producir y consumir, reducir el impacto ambiental del uso de los recursos, ampliar el mercado de materias primas secundarias y, vinculado a lo anterior, crear puestos de trabajo (DGMA, 2016).

Entre las medidas que incluye el Paquete figuran:

- En el ámbito de la producción, medidas sobre diseño ecológico tendentes a promover la reparabilidad, la posibilidad de actualización, durabilidad y reciclabilidad de los productos. Igualmente, en lo que se refiere a los procesos productivos, la Comisión incluirá orientaciones sobre las mejores prácticas en materia de gestión de los residuos y de eficiencia en el uso de los recursos en sectores industriales en los documentos de referencia sobre las mejores técnicas disponibles (BREF); además, la Comisión propone, en las propuestas legislativas revisadas sobre residuos, aclarar las normas sobre los subproductos.
- En el ámbito del consumo, entre otras acciones, la Comisión estudiará específicamente unos requisitos proporcionados sobre la durabilidad y sobre la disponibilidad de información relativa a las reparaciones y las piezas de recambio. Asimismo, adoptará medidas sobre la contratación pública ecológica, haciendo hincapié en los aspectos de la economía circular.
- En materia de residuos, la Comisión va a adoptar diversas propuestas legislativas revisadas sobre los residuos.
- En lo que se refiere al mercado de materias primas secundarias, el Paquete de Economía Circular prevé la elaboración de normas de calidad para las materias primas secundarias a fin de reforzar la confianza de los operadores en el mercado interior y una revisión del Reglamento sobre fertilizantes, para facilitar el reconocimiento de los abonos orgánicos y a base de residuos en el mercado único.
- El Plan de Acción identifica una serie de sectores que se enfrentan a retos específicos en el contexto de la economía circular:
 - una estrategia para el plástico en la economía circular, que aborde los problemas de la reciclabilidad, la biodegradabilidad y la presencia en los mismos de sustancias peligrosas;
 - medidas para reducir los residuos alimentarios, incluida una metodología de medición común, adaptar la legislación de la UE relativa a los residuos, los

alimentos y los piensos, facilitar la donación de alimentos y la reutilización de antiguos alimentos y subproductos de la cadena alimentaria en la producción de piensos;

- medidas para garantizar la recuperación de recursos valiosos y la gestión adecuada de los residuos de construcción y demolición.

Junto al Plan de acción, la Comisión incluye cuatro propuestas de revisión correspondientes a la Directiva Marco de Residuos, la Directiva de envases y residuos de envases, la Directiva de vertido de residuos y un cuarto texto que modifica las Directivas de vehículos al final de su vida útil, baterías y acumuladores y de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.

Estas propuestas legislativas fijan nuevos objetivos de reducción, así como las medidas concretas para su implementación por los Estados miembros. Entre los elementos clave de la propuesta sobre residuos revisada figuran:

- un objetivo común de la UE para el reciclado del 65 % de los residuos municipales de aquí a 2030;
- un objetivo común de la UE para el reciclado del 75 % de los residuos de envases de aquí a 2030;
- un objetivo vinculante de reducción de la eliminación en vertedero a un máximo del 10 % de todos los residuos de aquí a 2030;
- la prohibición del depósito en vertedero de los residuos recogidos por separado;
- la promoción de instrumentos económicos para desincentivar la eliminación en vertedero;
- una simplificación y mejora de las definiciones y una armonización de los métodos de cálculo de los porcentajes de reciclado en toda la UE;
- medidas concretas para promover la reutilización y estimular la simbiosis industrial, convirtiendo los subproductos de una industria en materias primas de otra;
- incentivos económicos para que los productores pongan en el mercado productos más ecológicos y apoyo a los regímenes de recuperación y reciclado (por ejemplo, de envases, baterías, aparatos eléctricos y electrónicos, vehículos).

1.6.2. NORMATIVA ESTATAL

El conjunto de normas estatales fija objetivos de obligado cumplimiento en materia de gestión de residuos. En concreto, la Ley de Residuos, prohíbe el abandono, vertido o eliminación de forma incontrolada de los residuos; por otro lado las normas sobre vertido e incineración establecen los requisitos que tienen que cumplir estas instalaciones en los plazos indicados y para los residuos municipales biodegradables (RMB) destinados a vertedero se fija el siguiente objetivo de reducción, que, para el 16 de julio de 2016 deben suponer un vertido sólo del 35% de los RMB en relación a los generados en el año 1995.

La Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, ya derogada, estableció las competencias de las distintas administraciones, desde el Estado hasta las Entidades Locales. Concretamente, en este último caso los municipios de más de 5.000 habitantes debían implantar la recogida selectiva de los residuos valorizables antes del año 2001, incluyendo la recogida selectiva de la materia orgánica fermentable; y según el I Programa Nacional de Residuos Urbanos (2000-2006), la obligación debía ser extendida a municipios de más de 2.000 habitantes a partir del año 2006.

Tanto la Ley 22/2011, de Residuos, como el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) (2008-2015), establecen la jerarquía de gestión de acuerdo a los principios europeos: prevención, reutilización, reciclaje, valorización energética y eliminación (vertedero, incineración sin recuperación energética o con baja recuperación energética). También recogen otros principios básicos de gestión, entre ellos: el de responsabilidad del productor, la aplicación de instrumentos económicos para incentivar, los principios de autosuficiencia y proximidad, principios derivados de las estrategias de residuos de la UE, derivados de la política integrada del producto, derivados de la política de desarrollo sostenible y ahorro de recursos y de lucha contra el cambio climático. Aparte de la aplicación de estos principios, se establecen objetivos cuantitativos concretos de los que cabe destacar los previstos en la Estrategia Española de reducción de residuos biodegradables destinados a vertedero, transpuestos de la directiva de vertederos. Dentro de esta Estrategia se incluyen también objetivos de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero.

Para alcanzar estos objetivos el PNIR propone:

- Aumentar el compostaje y la biometanización de la fracción orgánica recogida selectivamente. En concreto, propone incrementar la cantidad de fracción orgánica recogida selectivamente como mínimo a 2 millones de toneladas para destinarla a instalaciones de compostaje o biometanización de la misma.
- Aumentar las tasas de reciclado de los diferentes materiales presentes en los RU de origen domiciliario. En concreto propone un incremento de las toneladas recogidas de las siguientes fracciones procedentes de recogida selectiva que serán del 80% para el papel y cartón de procedencia municipal, del 80% para el vidrio y del 100% para plástico y metales.

Todo ello, en buena parte, permitirá reducir la cantidad de residuos destinados a vertido y en especial la fracción biodegradable, en particular la fracción orgánica y el papel/cartón, así como un incremento de la cantidad y calidad de las diferentes fracciones recogidas selectivamente.

El Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos ha sido aprobado mediante Resolución de 16 de noviembre de 2015, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 6 de noviembre de 2015, por el que se aprueba el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022. Las líneas estratégicas del PEMAR son:

- Mejora de la gestión de la fracción orgánica de los residuos urbanos (FORSU).
- Optimización de la cantidad y la calidad de la basura recogida selectivamente.
- Mejora de la red municipal de puntos de recogida.
- Promoción de instrumentos económicos de apoyo a las políticas de residuos.

Las principales diferencias del PEMAR con el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) vigente, vienen marcadas por:

- Los objetivos nacionales son trasladables a cada una de las CCAA que deberán cumplir, como mínimo, esos objetivos con los residuos generados en su territorio, como forma de garantizar el cumplimiento de los objetivos nacionales.

- Objetivo de preparación para la reutilización, que en 2020 deberá suponer el 2% sobre el total de residuos municipales generados.
- Objetivo en preparación para reutilización y reciclado; pasar del 30% actual al 50% en 2020.
- Reducir del 47% actual al 35% en 2020 el vertido de residuos biodegradables.
- Reducir a cero el vertido de residuos sin tratar para 2020.

El PEMAR reconoce la importancia de la valorización energética para el cumplimiento de la jerarquía de residuos, a la vez que le pone límites, ya que uno de los objetivos es incrementar la valorización energética de los residuos municipales hasta el 15% (desde el 10% actual) para 2020, aunque limitándola en lo posible al tratamiento de los rechazos de otros procesos de tratamiento, y no usándola para residuo bruto.

El PEMAR pretende equilibrar la jerarquía de residuos sugiriendo el establecimiento de impuestos sobre la eliminación en vertedero y sobre la incineración.

A continuación, se enumera la normativa estatal que tiene una relación directa con la gestión de los residuos:

- Ley 7/1985, de 2 de abril, reguladora de bases de régimen local, que establece los servicios mínimos que deben ser prestados por las entidades locales con respecto a los residuos urbanos. (BOE Nº 80, 3-ABR-1985).
- Ley 27/2013, de 27 de diciembre, de racionalización y sostenibilidad de la Administración Local. (BOE Nº 312, 30-DIC-2013).
- Ley 11/1997, de 24 de abril, de envases y residuos de envases (LERE), (donde quedan fijados los principios de actuación de las Administraciones Públicas para fomentar la Prevención y Reutilización de Residuos de envases y los procedimientos para alcanzar los objetivos de Reciclado y Valorización previstos en la Directiva Europea 94/62/CE). (BOE Nº 99, 25-ABR-1997).
- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, (para la prevención en la producción de residuos, establecer el régimen jurídico de su producción y gestión y fomentar, por este orden, su reducción, su reutilización, reciclado y otras formas de valoración, así como regular los suelos contaminados, con la finalidad de proteger el medio ambiente y la salud de las personas). (BOE Nº 181, 29-JUL-2011).
- Ley 5/2013, de 11 de junio, por la que se modifican la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación y la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. (BOE Nº 140, 12-JUN-2013).
- Resolución de 20 de enero de 2009, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros por el que se aprueba el plan nacional integrado de residuos para el período 2008-2015. (PNIR). (BOE Nº 49, 26-FEB-2009).
- Resolución de 14 de junio de 2001, de la Secretaría General de Medio Ambiente, por la que se dispone la publicación del Acuerdo de Consejo de Ministros, de 1 de junio de 2001, por el que se aprueba el plan nacional de residuos de construcción y demolición 2001-2006. (BOE Nº 166, 12-JUL-2001).
- 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. (BOE Nº 43, 19-FEB-2002).

- Real Decreto 252/2006, de 3 de marzo, por el que se revisan los objetivos de reciclado y valoración establecidos en la Ley 11/1997, de 24 de abril, de envases y residuos de envases, y por el que se modifica el Reglamento para su desarrollo y ejecución, aprobado por el Real Decreto 782/1998, de 30 de abril. (BOE Nº 54, 4-MAR-2006).
- Real Decreto 833/1988 de 20 de julio, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, de residuos tóxicos y peligrosos.
- Real Decreto 212/2002, de 22 de febrero, por el que se regulan las emisiones sonoras en el entorno debidas a determinadas máquinas de uso al aire libre. (BOE Nº 52, 1- MAR-2002).
- Real Decreto 1383/2002, de 20 de diciembre, sobre gestión de vehículos al final de su vida útil. (BOE Nº 3, 3-ENE-2003).
- Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario (BOE Nº 142, 14-JUN-2013).
- Orden PRE/370/2012, de 27 de febrero, por la que se modifica el anexo II del Real Decreto 1383/2002, de 20 de diciembre, sobre gestión de vehículos al final de su vida útil. (BOE Nº 50, 28-FEB-2012).
- Real Decreto 1304/2009, de 31 de julio, por el que se modifica el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante el depósito en vertedero. (BOE Nº 185, 1-AGO-2009).
- Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. (BOE Nº 25, 29-ENE-2002).
- Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. (BOE Nº 262, 29-NOV-1990).
- Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación. (BOE Nº 157, 2-JUL-2002).
- Real Decreto 815/2013, de 18 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.

1.6.3. NORMATIVA AUTONÓMICA ANDALUZA

La Comunidad Autónoma de Andalucía, en virtud de lo dispuesto en el artículo 149.1.23.^a de la Constitución Española y en los artículos 57.1.g) y 57.3 del Estatuto de Autonomía para Andalucía, tiene competencia exclusiva en materia de prevención ambiental y competencia compartida en materia de medio ambiente en relación con el establecimiento y la regulación de los instrumentos de planificación ambiental, del procedimiento de tramitación y aprobación de estos instrumentos, así como la regulación sobre prevención y corrección de la generación de residuos con origen o destino en Andalucía.

Por tanto, en el ejercicio de sus competencias y para la consecución de los objetivos propuestos en materia de residuos en la Ley 7/1994, de 18 de mayo, de Protección Ambiental, el Consejo de Gobierno aprobó, mediante el Decreto 283/1995, de 21 de noviembre, el Reglamento de Residuos de la Comunidad Autónoma de Andalucía, así como otros instrumentos normativos de desarrollo en la materia. Posteriormente, preocupado por la protección del medio ambiente y por la adaptación a los nuevos instrumentos de gestión desarrollados a lo largo de los últimos años en la normativa ambiental, el Parlamento de Andalucía aprobó la Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental, para actualizar los procedimientos y criterios de tutela de la calidad ambiental en la Comunidad Autónoma de Andalucía.

Dicha Ley, en el Capítulo V del Título IV, concede prioridad en el modelo de gestión a la minimización de la producción en origen y al fomento de la reutilización y el reciclado, frente a la eliminación en vertedero, y define el marco normativo y de actuación para un posterior desarrollo reglamentario que posibilite la concesión de los instrumentos técnicos y administrativos adecuados para la necesaria obtención de resultados tangibles. Además, en su disposición final segunda se habilita al Consejo de Gobierno y a la persona titular de la Consejería competente en materia de medio ambiente en sus respectivos ámbitos competenciales para dictar las disposiciones que se consideren necesarias para su desarrollo y ejecución.

El Decreto 73/2012, de 20 de marzo, con el que se aprueba el nuevo Reglamento de Residuos de Andalucía, supone un paso decisivo para la consecución de los objetivos establecidos en la legislación de ámbito estatal y autonómico y, en particular, en la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, en el Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008-2015, aprobado mediante Acuerdo del Consejo de Ministros de fecha 26 de diciembre de 2008, en el Decreto 397/2010, de 2 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Director Territorial de Gestión de Residuos No Peligrosos de Andalucía 2010-2019, y en el Decreto 7/2012, de 17 de enero, por el que se aprueba el Plan de Prevención y Gestión de Residuos Peligrosos de Andalucía 2012-2020.

El contenido del Decreto armoniza el desarrollo reglamentario previsto en la Ley 7/2007, de 9 de julio, con el contexto definido por la liberalización de los servicios impulsada mediante la Ley 17/2009, de 23 de noviembre, sobre el libre acceso de las actividades de servicios y su ejercicio. A su vez, implica una adaptación a las políticas de gestión de residuos desarrolladas por la normativa específica, aplicando una regulación eficaz y coherente que tiene en cuenta, no sólo la fase de residuo, sino también el ciclo de vida de los materiales y productos.

Este Reglamento pone de manifiesto el reparto competencial entre las administraciones autonómica y locales, estableciendo el marco para las relaciones interadministrativas básicas; recoge los derechos y obligaciones de las personas o entidades productoras y poseedoras de residuos municipales e impulsa nuevas líneas de trabajo basadas en la transmisión de la información, la promoción de la participación y la cooperación para el desarrollo de la red de infraestructuras a través de dos herramientas nuevas: una comisión para la coordinación en materia de residuos y un foro de participación e integración.

Tal y como exige el Reglamento, se cuenta con el Plan Director Territorial de Gestión de Residuos no Peligrosos de Andalucía 2010-2019, aprobado mediante Decreto 397/2010, de 2 de noviembre, que surge ante la necesidad de adaptar la política en materia de residuos en nuestra Comunidad Autónoma a la normativa europea y al estado de la técnica sobre prevención y gestión, teniendo en cuenta los principios del desarrollo sostenible. El Plan constituye el documento básico que ha de orientar las actuaciones en materia de residuos no peligrosos, tanto generados como gestionados en Andalucía, en esta década. Incluye programas de actuación dirigidos a minimizar su producción por flujos de residuos, así como los instrumentos, medidas e infraestructuras necesarias para su adecuada gestión.

El modelo que propone el Plan para la gestión de los residuos municipales en Andalucía se basa en la búsqueda del máximo aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos. Este modelo lleva implícita la minimización del uso del vertido como solución a la gestión de los residuos. Para ello las fases propuestas para alcanzar los máximos niveles de recuperación

incluyen: (i) la implantación de actuaciones de prevención; (ii) la recogida selectiva de las distintas fracciones que componen los residuos municipales, pudiendo optar los entes locales por un sistema de recogida selectiva de la fracción orgánica biodegradable segregada de la fracción resto; (iii) tratamiento de los residuos a través del reciclado y el compostaje o la biometanización; sobre aquello que no pueda ser reciclado o compostado, se contempla la opción de la valorización energética; (iv) por último, los rechazos de los procesos anteriores se eliminarán en vertedero controlado.

A continuación, se recoge la normativa andaluza con una implicación directa o indirecta en la gestión de los residuos en la citada comunidad:

- Ley 5/2010, de 11 de junio, de autonomía local de Andalucía. (BOE Nº 174, 19-JUL-2010).
- Decreto 7/2012, de 17 de enero, por el que se aprueba el Plan de Prevención y Gestión de Residuos Peligrosos de Andalucía 2012-2020. (BOJA Nº 28, 10-FEB-2012).
- Decreto 73/2012, de 20 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía. (BOJA Nº 81, 26-ABR-2012).
- Decreto 218/1999, de 26 de octubre, por el que se aprueba el Plan Director Territorial de Gestión de Residuos Urbanos de Andalucía. (BOJA nº 134, 18-NOV- 1999).
- Acuerdo de 26 de julio de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se modifica el de 3 de agosto de 2010, de Formulación del Plan de Prevención y Gestión de Residuos Peligrosos de Andalucía 2011-2020. (BOJA Nº 154, 8-AGO-2011).
- Acuerdo de 3 de agosto de 2010, del Consejo de Gobierno, de formulación del Plan de Prevención y Gestión de Residuos Peligrosos de Andalucía (2011-2020). (BOJA Nº 159, 13-AGO-2010).
- Plan Director Territorial de Gestión de Residuos no Peligrosos de Andalucía 2010-2019. (Aprobado en Consejo de Gobierno de 02/11/2010).
- Ley 7/2007 de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental. (BOJA Nº 143, 20-JUL-2007 y BOE Nº 190, 9-AGO-2007).
- Decreto 292/1995, de 12 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de Evaluación del Impacto Ambiental. (BOJA Nº 166, 28-DIC-1995).
- Decreto 297/1995, de 19 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de Calificación Ambiental. (BOJA Nº 3, 11-ENE-1996).
- Decreto 94/2003, de 8 de abril, por el que se modifican puntualmente los anexos del Decreto 292/1995, de 12 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental de la Comunidad Autónoma de Andalucía y del Decreto 153/1996, de 30 de abril, por el que se aprueba el Reglamento de Informe Ambiental. (BOJA Nº 79, 28-ABR-2003).

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

La generación de residuos a nivel mundial va en aumento mientras que las reservas de combustibles fósiles y materias primas disminuyen, el mundo se enfrenta a una crisis de recursos cada vez mayor. La importante tarea para la comunidad mundial en las próximas décadas será desarrollar medios que aseguren fuentes renovables de energía y reducir en gran medida la cantidad de materiales obtenidos de las materias primas. La combinación de las energías renovables junto al desvío de materiales de los vertederos ha llevado a un enfoque en el uso de materiales de desecho como fuentes de energía renovable. En este contexto, existe un considerable interés en nuevas formas de eliminar los residuos utilizando las tecnologías de conversión térmica (Materazzi, et al., 2016).

La valorización energética de los residuos implica importantes beneficios ambientales, entre los que se encuentran: la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, de gases ácidos, del agotamiento de los recursos naturales, del impacto sobre el agua producido por los lixiviados y de la contaminación del suelo (Khraisheh y Li, 2010; Yap y Nixon, 2015).

Por estos motivos, es necesario ampliar la capacidad actual de valorización energética para abandonar la alta dependencia de los vertederos a la vez que se obtiene energía renovable.

Así pues, la **hipótesis** de este estudio es que una adecuada valorización energética de los RU, de acuerdo a los tratamientos alternativos disponibles, y ajustada a las características territoriales de un ámbito específico, supondrá relevantes beneficios medioambientales.

Por lo tanto, el **objetivo principal** de esta Tesis es el de realizar un estudio sobre la búsqueda de la mejor solución de valorización energética de los RU que se puede aplicar en un territorio determinado, mediante un análisis económico, ambiental y territorial (espacial o geográfico, y socio-político) de las diferentes opciones existentes.

Para alcanzarlo, se han planteado los siguientes **objetivos específicos**:

- Calcular el canon de cada alternativa de valorización energética y gestión de residuos mediante un estudio económico-financiero de costes de implantación y operación, e ingresos por venta de subproductos y energía.
- Identificar la alternativa más respetuosa con el medio ambiente, mediante la aplicación del método del Análisis del Ciclo de Vida a las alternativas en estudio.
- Priorizar y jerarquizar las alternativas en función de criterios geográficos y sociales (territoriales), mediante la aplicación del Modelo de Proceso Analítico Jerárquico (AHP).

3. ESTUDIO DE HERRAMIENTAS PARA LA TOMA DE DECISIONES

3.1. INTRODUCCIÓN

Los métodos de evaluación son herramientas comunes para apoyar las decisiones relativas a la gestión de recursos. La mayoría de los estudios consideran cuestiones económicas, ambientales y sociales, y se basan en evaluaciones del ciclo de vida, cálculo de la huella ecológica (Murphy y Mckeogh, 2004; Moliner, et al., 2011), métodos multicriterios para toma de decisiones, análisis de coste-beneficio, evaluación de riesgos y la evaluación comparativa (Herva y Roca, 2013; Allesch y Brunner, 2014; Fazeli, et al., 2016).

La Tabla 8 proporciona una visión general de los diferentes métodos de evaluación utilizados con más frecuencia.

Tabla 8: Métodos de decisión más utilizados. (Allesch y Brunner, 2014).

MÉTODO	DESCRIPCIÓN
Evaluación Comparativa	Comparación continua de los productos, servicios, métodos o procesos para identificar las brechas de desempeño, con los objetivos de aprender de los mejores y tener en cuenta las posibles mejoras
Análisis coste-beneficio (CBA)	Los fundamentos teóricos esenciales de CBA definen los beneficios como el aumento del bienestar humano y los costes como reducciones en el bienestar humano. Todos los beneficios se convierten en unidades monetarias. El componente de costes es la otra parte de la ecuación básica del CBA
Análisis de rentabilidad (CEA)	El análisis de rentabilidad evalúa alternativas teniendo en cuenta su coste y el efecto en relación con la producción
Análisis de Ecoeficiencia (Eco-Eff)	Analiza la optimización ecológica de los sistemas cuantificando la sostenibilidad de los productos y procesos, teniendo en cuenta los impactos ambientales y los datos económicos relativos a una empresa o el nivel económico nacional

MÉTODO	DESCRIPCIÓN
Análisis energético (EA)	Análisis de la cantidad de energía disponible que se utiliza en las transformaciones, directa e indirectas en un servicio o producto. El análisis de la energía es un método de evaluación que tiene en cuenta tanto los valores ambientales y económicos
Evaluación de impacto ambiental (EIA)	La evaluación de impacto ambiental es un método que se realiza antes de concederse la autorización a un proyecto. Efectos significativos sobre el medio ambiente en virtud, entre otras cosas, de su naturaleza, dimensiones o localización, se someten a un requerimiento de autorización, así como una evaluación de sus efectos
Análisis de "exergía"	El método de análisis de "exergía" evalúa el cambio cuantitativo de la energía disponible para realizar un trabajo
Análisis del ciclo de vida (ACV)	ACV aborda los aspectos ambientales y los impactos ambientales potenciales en todo un el ciclo de vida de un producto o proceso, desde la adquisición de materias primas, la producción, su tratamiento al final de la vida útil, reciclaje y disposición final
Análisis del ciclo de costes (LCC)	El análisis del ciclo de costes es un método de análisis económico que se combina con el ACV. Este método es una herramienta para la contabilidad de los costos totales de un producto o servicio a través de su vida útil
Análisis multicriterio (MCDM)	MCDM es una herramienta de toma de decisiones que facilita la elección de la mejor entre varias alternativas. Esta herramienta evalúa un problema mediante la comparación y clasificación de diferentes opciones mediante la evaluación de sus consecuencias, según los criterios establecidos
Análisis de riesgos (RA)	El análisis de riesgos es una parte integral de todo el sistema de evaluación y medición del desempeño de las organizaciones y los individuos. El objetivo es determinar la responsabilidad integral, de forma totalmente definida y plenamente aceptada
Análisis estadístico de entropía	El análisis estadístico de entropía es un método que cuantifica la capacidad de un sistema de sustancias para concentrarse o para diluirse
Evaluación ambiental estratégica (EAE)	La evaluación ambiental estratégica es un método para proporcionar un alto nivel de protección al medio ambiente y contribuir a la integración de las consideraciones ambientales en la preparación y adopción de planes y programas, con el objetivo de promover el desarrollo sostenible, garantizando que se lleva a cabo una evaluación ambiental de determinados planes y programas que puedan tener efectos significativos sobre el medio ambiente

En el presente apartado, se indican las herramientas para la toma de decisiones que se considerarán en la definición de la propuesta metodológica para la implantación territorial de la mejor alternativa de valorización energética de RU en un determinado territorio.

Se seleccionan herramientas acordes a criterios económicos, ambientales y territoriales (espaciales o geográficos, y socio-políticos), en concreto, el análisis coste-beneficio, el análisis del ciclo de vida y métodos de decisión multicriterio.

3.2. ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

Consiste en realizar el cálculo del canon de cada una de las alternativas en estudio, entendiendo como tal, el aporte de dinero público que compensa los costes de la gestión de los RU. Como se presenta en el apartado del desarrollo metodológico, para este análisis de coste-beneficio se ha diseñado una fórmula que permite obtener directamente el canon de cada alternativa de valorización energética planteada.

3.3. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

El Ciclo de Vida es el conjunto de etapas de un producto desde la extracción y procesamiento de las materias primas, la producción, comercialización, transporte, uso y mantenimiento, hasta la gestión final cuando llega a su fin de vida útil.

La suma de todas las entradas de materia y energía (inputs) y salidas de residuos y emisiones (outputs) constituye el impacto ambiental del producto (Lavola, 2013).

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una técnica objetiva utilizada para el análisis de los impactos de un producto o proceso. También se utiliza para realizar comparaciones de procesos, si tienen la misma unidad funcional, y para evaluar diferentes escenarios o mejoras (ISO 14040:2006, 2006). En esta metodología, todos los flujos de materia y energía, el uso de los recursos y los impactos potenciales se tienen en cuenta en relación con una unidad funcional que es la medida cuantitativa del servicio ofrecido por el proceso (Guinée, et al., 2011).

Según la SETAC (Society of Environment Toxicology and Chemistry), el ACV se define como *“un proceso objetivo para evaluar las cargas medioambientales asociadas a un producto, proceso o actividad, identificando y cuantificando la energía y los materiales utilizados y los residuos liberados al entorno, y para evaluar y poner en práctica mejoras ambientales”*.

La principal característica de esta herramienta es su enfoque holístico, es decir, que se basa en la idea de que todas las propiedades de un sistema no pueden ser determinadas o explicadas solo de manera individual por las partes que lo componen. Es necesaria la integración total de todos los aspectos que participan; de ahí el concepto de tener en cuenta todo el ciclo de vida del sistema (IHOBE, 2009), siendo capaz de proporcionar una visión general del perfil ambiental de diferentes estrategias, dando además una comparación de los impactos ambientales de todas las opciones (Leme, et al., 2014).

Los objetivos del ACV son:

- Suministrar información lo más completa, objetiva y transparente como sea posible de las interacciones del producto, el proceso o la actividad con el medio ambiente.
- Contribuir a entender todas las consecuencias interdependientes ambientales de las actividades humanas.
- Prever consecuencias negativas de la toma de decisiones e identificar oportunidades para mejoras ambientales.
- Facilitar el diálogo constructivo entre diferentes sectores de la sociedad preocupados por la calidad ambiental.

El marco de referencia, ha sido establecido por parte de ISO, International Organization for Standardization, estableciendo un marco para la estandarización de la metodología de ACV, según la familia de normas ISO 14.040:

- UNE EN ISO 14040:2006: Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.
- UNE EN ISO 14044:2006: Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Requisitos y directrices (Sustituye a 14041, 14042 y 14043).
- UNE EN ISO/TR 14047:2003: Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Ejemplos de aplicación de Inventario del ciclo de vida.
- UNE EN ISO/TS 14048:2002: Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Formato de datos de inventario.
- UNE EN ISO/TR 14049:2000: Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Ejemplos de aplicación de objetivos y alcance y análisis de inventario.

La metodología según la norma ISO 14040 establece que el ACV es una técnica para determinar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados con un producto o proceso, lo cual se efectúa recopilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema; evaluando los impactos ambientales potenciales asociados a esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación a los objetivos del estudio (ISO 14040:1997).

El Inventario del Ciclo de Vida (ICV) conlleva la recogida de los datos necesarios para cumplir con el objetivo y alcance del estudio. En esencia, se trata de un inventario de los datos de entrada y de salida relacionados con el sistema en estudio, es el balance ambiental de un proceso o material. Se tiene que anotar el conjunto de flujos de materiales, de energía y emisiones que atraviesan los límites del sistema en estudio. El resultado adopta la forma de tabla de inventario.

Se tienen que anotar las fuentes y unidades energéticas, las cuales se pueden enfocar desde el punto específico del sistema a estudiar o desde los datos medios de ámbito geográfico ("Mix" energético). Posteriormente será utilizado para calcular la evaluación de impacto del ciclo de vida en estudio, mediante factores de caracterización y agregación a la categoría de impacto ambiental correspondiente.

La Tabla 9 muestra las fases obligatorias y opcionales de la evaluación del impacto en el ACV.

Tabla 9: Evaluación del impacto del ACV (Lavola, 2013).

Obligatorio	Selección	Fase donde se seleccionan las categorías de impacto y la metodología que se seguirá	Cambio Climático
	Clasificación	Fase donde se asignan los datos del inventario a cada una de las diferentes categorías de impactos	Emisiones de GEI CO ₂ , CH ₄ , etc. (kg/unidad funcional)
	Caracterización	Fase donde se cuantifican y se agregan, mediante factores de caracterización los datos del inventario en las diferentes categorías de impactos	CO ₂ eq
Opcional	Normalización	Fase donde se valora la contribución relativa de cada uno de los diferentes tipos de impacto según valor de referencia	CO ₂ eq / CO ₂ eq total España
	Valoración o ponderación	Fase donde los datos de las diferentes categorías de impacto se ponderan y se agregan para obtener un resultado único o índice ambiental	Ecopoints

Existen numerosos programas informáticos para la aplicación del ACV, en el presente trabajo se utiliza el software SimaPro v8.0.4, que admite las metodologías de impacto recogidas en la Tabla 10.

Tabla 10: Metodologías de impacto en SimaPro v8.0.4 (Lavola, 2013).

EUROPEAS	NORTEAMERICANAS	INDICADOR ÚNICO
CLM 2000	BEES	Cumulative Energy Demand
Eco-indicator 99	TRACI	Cumulative Exergy Demand
Ecological scarcity 2006		Ecological footprint
EDIP 2003		IPCC 2007
EDP 2007		Selected LCI results
EPS 2000		USEtox
Impact 2002+		Greenhouse Gas Protocol
ReCiPe Midpoint		
ReCiPe Endpoint		
ILCD		

Existen multitud de categorías de impacto ambiental, y la selección de unas u otras en el ACV que se esté llevando a cabo dependerá del objetivo del estudio, público objetivo y nivel de

exactitud de los resultados requeridos. A modo orientativo, se indican en la Tabla 11 las principales categorías de impacto ambiental contempladas por la SETAC (Sociedad de Toxicología y Química Ambiental) (SETAC, 1993).

Tabla 11: Categorías de impacto en ACV (SETAC, 1993).

CATEGORÍA DE IMPACTO	DESCRIPCIÓN	UNIDADES
Huella de carbono	Emisiones de CO ₂ y otros gases de efecto invernadero	Kg CO ₂ eq
Agotamiento del ozono	Emisión de CFC y otros gases degradantes de las capas altas de la atmósfera (estratosfera)	Kg CFC-11 eq
Toxicidad humana	Emisión de sustancias o partículas que puedan generar enfermedades en la salud humana (respiratorios, cancerígenos, alergias, etc.)	Kg 1,4-DB eq
Formación de partículas	Formación de pequeñas partículas sólidas o líquidas dispersas en la atmósfera, cuyo diámetro es menor de 10 µm, que pueden provocar problemas respiratorios	Kg PM10 eq
Formación de oxidantes fotoquímicos	Formación de smog fotoquímico que provoca daños respiratorios y daños en plantas	Kg NMVOC
Acidificación terrestre	Exceso de óxidos de azufre, de nitrógeno o de amoníaco que disminuyen el pH del medio	Kg SO ₂ eq
Eutrofización de agua dulce	Exceso de materia orgánica en el agua que agota oxígeno y nutrientes	Kg P eq
Ocupación suelo agrícola	Superficie de suelo agrícola ocupada por año	m ²
Ocupación suelo urbano	Superficie de suelo urbano ocupada por año	m ²
Huella hídrica	Agotamiento de los recursos hídricos	m ³ de agua
Agotamiento de recursos fósiles	Consumo de recursos no renovables del planeta (combustibles fósiles o minerales)	Kg Oil eq

Esta metodología evalúa todos los gases de efecto invernadero pertinentes, incluidos en el Protocolo de Kioto, al convertirlos en emisiones de CO₂ equivalente por medio de los coeficientes del potencial de calentamiento global en 100 años (GWP) establecidos por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC).

Entre los gases que considera destacan los presentados en la Tabla 12.

Tabla 12: Gases de efecto invernadero y equivalencia de emisiones con CO₂eq. (IHOBE, 2009; IPCC, 2007).

GAS DE EFECTO INVERNADERO	FÓRMULA	GWP IPCC 2007	GWP IHOBE 2013
Dióxido de Carbono	CO ₂	1	1
Metano	CH ₄	25	21-23
Óxido Nitroso	N ₂ O	298	230-310
Hidrofluorcarburos	HFC ₃	150-11700	13000-14000
Perfluorcarbonos	PFCs	6500-9200	5700-11900
Hexafluoruro de Azufre	SF ₆	22800	23000

Las categorías representan los impactos ambientales de interés a los cuales se quieren asignar los resultados del estudio de impactos del ciclo de vida. Es decir, los impactos ambientales de los cuales se desean obtener resultados.

Se debe decidir si elegir indicadores Midpoints o Endpoints. La Figura 17 muestra los tipos de indicadores.

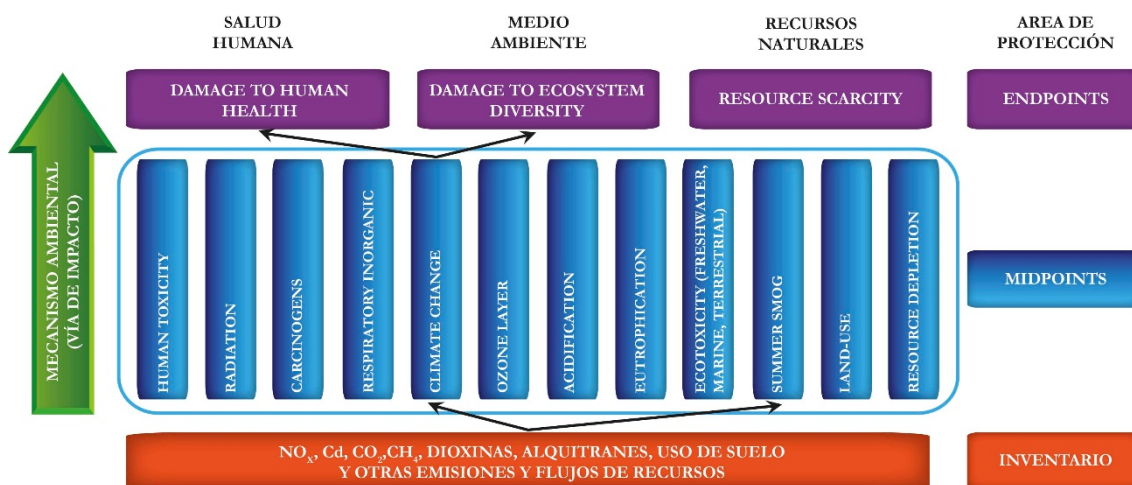


Figura 17: Tipos de indicadores (Lavola, 2013).

Los indicadores Endpoint más usuales son:

- El daño sobre la salud humana se mide en: Disability Adjusted Life Years (DALYs).
- La calidad del eco-sistema se expresa como porcentaje de las especies desaparecidas en una zona determinada, debido a la carga ambiental: Potentially Disappeared Fraction (PDF). El PDF se multiplica por el tamaño del área y el período de tiempo para obtener el daño.
- La Ecotoxicidad se expresa como el porcentaje de todas las especies presentes en el entorno de vida bajo estrés tóxico: Potentially Affected Fraction (PAF).

El enfoque con indicadores Midpoints proporciona resultados más fiables, mientras que los resultados de los indicadores Endpoint son más fáciles de comprender y utilizar para la toma de decisiones.

Los resultados del ACV arrojan una visión general de la acumulación de impactos ambientales durante las diferentes fases del ciclo de vida, proporcionando una base para identificar los cuellos de botella ambientales de las tecnologías específicas y para la comparación de un conjunto de escenarios alternativos en relación a su comportamiento ambiental (Finnveden, 1999; Calero de Hoces, et al., 2011; Hellweg y Milà i Canals, 2014).

En nuestro caso vamos a seguir la metodología de impacto IPCC 2007 GWP 100 años (Cálculo de la Huella de Carbono).

En los últimos años, los sistemas de gestión de residuos han sido evaluados utilizando el enfoque del ACV (Nouri, et al., 2014), siendo el inconveniente principal de la aplicación de este método al WtE la mezcla de residuos con características diferentes, presentándose problemas de asignación a cada fracción de residuos para las estimaciones de las emisiones y el consumo energético asociado (Barton, et al., 1996; Margallo, et al., 2014).

Como ya se ha informado por diferentes autores, el análisis de incertidumbre en la aplicación del ACV confirma valores más altos para las emisiones de procesos biológicos en comparación con las generadas por los procesos industriales (Di Maria, et al., 2016).

A continuación, se muestran algunos ejemplos de aplicación del ACV a sistemas de gestión de RU.

Cherubini et al., (2009), realizan un ACV para buscar la mejor estrategia de tratamiento entre una planta de clasificación de RU, la incineración y el depósito en vertedero.

Margallo et al., (2014), aplican un modelo multientrada para el ACV del proceso de incineración en España y Portugal, presentando predicciones de entradas y salidas de WtE, incluyendo el consumo de materiales auxiliares y combustibles, emisiones atmosféricas, residuos sólidos y la energía producida durante la combustión de cada residuo, determinado que la masa, la composición, la humedad y el poder calorífico de cada fracción de residuos son factores críticos en la implementación del inventario del ciclo de vida.

Panepinto et al., (2015), realizan una comparación ambiental entre un tratamiento mecánico biológico y un tratamiento térmico a través del ACV para los residuos urbanos de una zona del norte de Italia.

Blengini (2008) y Blengini et al., (2011), aplican el ACV para entender el comportamiento medioambiental de la corriente de actividades de gestión de residuos orgánicos procedentes de la recogida selectiva en la región del Piamonte italiana, y en Torino y Cuneo.

Evangelisti et al., (2015), compara el comportamiento ambiental a través del ACV del aprovechamiento energético de la desgasificación de un vertedero frente a varios tratamientos térmicos en Reino Unido.

Finnveden et al., (2005), evalúan el ciclo de vida para diferentes operaciones de tratamiento y eliminación de residuos urbanos en Estocolmo y Suecia, con resultados que pueden ser usados para decisiones estratégicas sobre los sistemas de gestión de residuos.

Moberg et al., (2005), contrastan el desempeño ambiental de las actividades de la jerarquía europea en el tratamiento de los residuos urbanos con aplicación del ACV.

Chaya y Gheewala (2007), aplican el análisis del ciclo de vida a los procesos de incineración y digestión anaerobia de residuos urbanos en Tailandia, estudiando los impactos potenciales de calentamiento global, la acidificación, el agotamiento del ozono estratosférico y la formación de oxidantes fotoquímicos.

Banar et al., (2009), aplican la metodología del AVC para determinar la estrategia óptima en la gestión de los residuos urbanos de la ciudad de Eskisehir, Turquía.

Arena et al., (2015a), comparan ambientalmente, mediante el ACV, dos tecnologías predominantes en instalaciones WtE, una incineradora con cámara de combustión de parrilla móvil y un gasificador de eje vertical.

Bueno et al., (2015), realizan un análisis comparativo de los dos enfoques alternativos para un sistema integrado de gestión de residuos municipales que se aplicará en la provincia vasca de Guipúzcoa (España), uno de ellos da prioridad a la valorización energética de los desechos residuales en una planta de incineración, el otro enfoque da prioridad a la recuperación de materiales de residuos recogidos de forma selectiva.

Es por tanto ampliamente aceptado que los conceptos y técnicas del ACV proporcionan a los planificadores en materia de residuos urbanos y tomadores de decisiones un marco de trabajo excelente para evaluar las estrategias de gestión de los RU (Obersteiner, et al., 2007).

3.4. ANÁLISIS TERRITORIAL

Además de los criterios económico y ambiental, es necesario tener en cuenta criterios territoriales que permitan incorporar al estudio otras variables de tipo geográfico y social (Rada, et al., 2014). Para ello, se utilizan habitualmente los métodos de análisis multicriterio (Abba, et al., 2013; Korucu y Erdagi, 2012) que tienen en cuenta aspectos espaciales o geográficos (tipo de recogida de los RU, caracterización, cantidad, disponibilidad de terrenos aptos, instalaciones de tratamiento existentes y infraestructuras existentes), y aspectos socio-políticos (normativa autonómica y local, aceptación pública y generación de empleo). Estas variables han sido analizadas en el trabajo de Hokkanen y Salminen (1997) sobre el análisis multicriterio mediante la aplicación del método ELECTRE III, para la elección del sistema más adecuado de gestión de residuos en una región de Finlandia, así como en las “Impact assessment guidelines” de la Comisión Europea (European Commission, 2009).

Como se presenta en el apartado del desarrollo metodológico, para este análisis territorial, se propone un método que permite jerarquizar las diferentes alternativas de implantación de sistemas de valorización energética, partiendo de criterios espaciales o geográficos, y socio-políticos.

3.5. ANÁLISIS MULTICRITERIO

Una variedad de métodos multicriterio es utilizada para hacer frente a problemas ambientales. Merkhofer y Keeney (1987) emplearon un análisis multiatributo tradicional para determinar los lugares para la disposición de los residuos nucleares; Leschine et al., (1992) consideran el problema de la localización de disposición en océanos utilizando el método Pareto-Race; Briggs, Kunsch y Mareschal (1990) han hecho uso práctico de los métodos PROMETHEE y GAIA dentro de la gestión de residuos nucleares; Stam, Kuula y Cesar (1992) han aplicado el método de Wierzbicki en el estudio de la contaminación atmosférica transfronteriza en Europa, por mencionar sólo algunos ejemplos. En la gestión de residuos sólidos, Caruso, Colorni y Paruccini (1993) utilizan el método de GFD, Hokkanen et al. (1995) y Hokkanen y Salminen (1994) han aplicado los métodos ELECTRE II y ELECTRE III respectivamente, mientras que Babalola (2015) aplica el Analytical Hierarchy Process (AHP).

Aparte de ser usadas en la modelización cartográfica del crecimiento urbano (Molero, et al., 2007), la utilización de herramientas de análisis multicriterio en la toma de decisiones, se está convirtiendo en una opción cada vez más importante para abordar el crecimiento y complejidad de los sistemas de gestión de residuos urbanos, pudiéndose aplicar a la selección de tecnologías para la recuperación de energía de residuos, a través de un enfoque estructurado que ayude a identificar todos los criterios pertinentes (Nixon, et al., 2013).

El análisis de decisiones multicriterio constituye, por tanto, una herramienta de apoyo a las decisiones importantes en el sector de gestión de residuos, permitiendo comparar y evaluar los datos cuantitativos y cualitativos de manera sistemática y consistente. En este proceso, un grupo de personas (panel de expertos), selecciona los criterios que son los más relevantes en las alternativas posibles a adoptar y atribuye pesos por importancia a cada criterio, puntuando finalmente cada alternativa de forma ponderada (Hanan, et al., 2013). Esta metodología puede ser aplicada para el diseño de la herramienta que facilite la toma de decisiones en materia de valorización energética de los residuos.

Se analiza con detalle el método o modelo AHP (Modelo Proceso Analítico Jerárquico-*Analytical Hierarchical Process*), pues será el que se utilizará en la metodología propuesta.

El método AHP (Saaty, 1977) es un procedimiento diseñado para cuantificar juicios u opiniones gerenciales sobre la importancia relativa a cada uno de los criterios en conflicto empleados en el proceso de toma de decisiones (Roche y Vejo, 2005), de relativa facilidad de manejo, fácil de entender y eficaz en el procesamiento de datos tanto cualitativos como cuantitativos (Moeinaddini, et al., 2010).

Además, el AHP también proporciona un mecanismo útil para comprobar la compatibilidad de la medida de evaluación de criterios, reduciendo de este modo el sesgo en la toma de decisiones.

El proceso analítico jerárquico no sólo ofrece algunas ventajas sobre los métodos tradicionales de decisión, sino que además puede integrarse con otros enfoques para aprovechar las fortalezas de cada uno (Abu Samah, et al., 2011).

Las ocho etapas del método AHP son las siguientes:

Etapa 1.- Descomponer el problema de decisión en una jerarquía de elementos interrelacionados, identificando:

- a. La meta general
- b. Los criterios ($i=1,2,\dots,m$)
- c. Las alternativas posibles ($j=1,2,\dots,n$)

Para cada uno de los “m” criterios repetir las etapas 2 a 5.

Etapa 2.- Desarrollar la Matriz de Comparación por Pares (MCP) de alternativas para cada uno de los criterios estableciendo el rating de importancia relativa entre ambas alternativas consideradas.

El rating se establece a partir de la escala siguiente:

1 = Igualmente preferida

3 = Moderadamente preferida

5 = Fuertemente preferida

7 = Muy fuertemente preferida

9 = Extremadamente preferida

Pueden asignarse los valores intermedios 2, 4, 6 y 8. Un rating recíproco (ej. $1/9, 1/7, 1/5, 1/3, \dots$) se aplica cuando la segunda alternativa es preferida a la primera. El valor 1 es siempre asignado a la comparación de una alternativa con sí misma.

Etapa 3.- Desarrollar la Matriz Normalizada (MCN) dividiendo cada número de una columna de la matriz de comparación por pares por la suma total de la columna.

Etapa 4.- Desarrollar el Vector de Prioridad para el Criterio calculando el promedio de cada fila de la Matriz Normalizada. Este promedio por fila representa el Vector de Prioridad de la Alternativa con respecto al criterio considerado.

Etapa 5.- La Consistencia de las opiniones utilizadas en la Matriz de comparación por pares puede ser determinada a través del **Cociente de Consistencia (RC)**. Un RC inferior a 0,10 es considerado aceptable. Para aquellos casos en que $RC > 0,10$, las opiniones y juicios deberán ser reconsiderados.

Etapa 6.- Luego de que la secuencia (2)-(3)-(4)-(5) ha sido ejecutada para todos los criterios, los resultados obtenidos en (4) son resumidos en una **Matriz de Prioridad (MP)**, listando las Alternativas por fila y los Criterios por columna.

Etapa 7.- Desarrollar una **Matriz de Comparación de Criterios** por pares de manera similar a lo que se hizo para las Alternativas en (2)-(3)-(4).

Etapa 8.- Desarrollar un **Vector de Prioridad Global** multiplicando el vector de prioridad de los Criterios (7) por la Matriz de prioridad de las Alternativas (6).

Para la determinación del RC se sigue el siguiente procedimiento:

1. Para cada Línea de la MCP, determinar una suma ponderada en base a la suma del producto de cada celda por la prioridad de cada alternativa correspondiente.
2. Para cada Línea, dividir su suma ponderada por la prioridad de su Alternativa correspondiente.
3. Determinar la media λ_{max} del resultado de la etapa (2)
4. Calcular el Índice de Consistencia (CI) para cada Alternativa: $CI = \frac{\lambda_{max}-n}{n-1}$
5. Determinar el Índice Aleatorio (RI), de la siguiente tabla:

TOTAL DE ALTERNATIVAS	ÍNDICE ALEATORIO (RI)
3	0,58
4	0,90
5	1,12
6	1,24
7	1,32
8	1,41

6. Determinar el RC: $RC = CI/RI$

3.6. OTRAS HERRAMIENTAS DE DECISIÓN

Además de las detalladas anteriormente, existen otras herramientas de decisión que pueden ayudar en la toma de decisiones. A continuación, se presentan algunas que están presentes en este trabajo.

Indicadores ambientales y económicos

Todas las herramientas para la toma de decisiones requieren experiencia y conocimientos específicos, además del procesamiento de una gran cantidad de datos. Los indicadores para la evaluación de la sostenibilidad ambiental y económica de los sistemas de gestión de RU, pueden ser una herramienta de decisión efectiva, ya que pueden ser calculados también por los administradores locales y directivos de empresas concesionarias de los servicios, y no sólo por los científicos y expertos (Rigamonti, et al., 2016).

El uso de indicadores no debe sustituir a otras herramientas de decisión, aunque pueden servir en la toma de decisiones sobre diferentes alternativas de gestión de RU en etapas previas de la evaluación ambiental y la viabilidad económica (Rigamonti, et al., 2016).

Sistemas de Información Geográfica

Los sistemas de información geográfica (GIS) tienen el potencial de ayudar a planificadores, tomadores de decisiones y otros agentes implicados en el proceso de selección de lugares adecuados para ubicación de instalaciones de tratamiento municipales, ya que aumenta su conocimiento del terreno físico, lo que facilita el análisis y la implementación de planes de acción (Zamorano, et al., 2008), y para la optimización de la recogida de residuos urbanos (Zamorano, et al., 2009; Nemade, et al., 2015).

Un ejemplo de aplicación de GIS es el proyecto Life “Giswaste, nothing is wasted”, que aborda una metodología basada en GIS para proponer una herramienta informática, que facilite la toma de decisiones sobre la alternativa más adecuada para la valorización de los subproductos agroalimentarios vegetales, cárnicos y lácteos, en vez de tratarlos como residuo directamente. (WASTE, 2015).

El análisis de flujos energéticos

La diversificación de las fuentes energéticas usadas a lo largo de la historia, resultado del creciente consumo de los sistemas socioeconómicos, ha sido un factor clave tanto en determinar nuestra relación con el medio ambiente, como en la evolución de la economía global y el ordenamiento territorial a todas las escalas geográficas. La mayoría de los estudios relacionados se han enfocado en el análisis del consumo energético urbano y de los factores que lo condicionan. El metabolismo energético para el análisis de sistemas urbano-regionales es una herramienta valiosa para la interpretación de la estructura económica de un sistema y la evaluación de su autosuficiencia energética. Adicionalmente, es capaz de revelar posibles patrones de consumo energético asociados a distintos tipos de economías y de urbanización (Fragkou, et al., 2015).

4. DEFINICIÓN DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE RU PARA LA APLICACIÓN METODOLÓGICA

En este estudio se ha realizado un análisis de diferentes tecnologías, en el que se considera tanto el tratamiento previo que corresponderá de forma general con la gestión actual de una planta de tratamiento mecánico biológico, pasando por una planta de valorización material o energética, y la eliminación posterior con depósito en vertedero. Por ello las soluciones que se plantean se agrupan en las seis alternativas (La alternativa 0 es el escenario base correspondiente con la situación actual de gestión de residuos en la zona de estudio) recogidas en la Tabla 13 y diseñadas de acuerdo a las tecnologías actualmente disponibles. Las alternativas 0, A, B y C incluyen una planta de tratamiento mecánico y biológico de residuos urbanos previa compuesta por: i) la recuperación mecánica de materiales reciclables, como papel, vidrio, los metales y los plásticos, y ii) el tratamiento biológico destinado a reducir y estabilizar la fracción orgánica biodegradable bajo condiciones anaeróbicas y/o aeróbicas. En el caso de las alternativas D y E sólo hay una recuperación mecánica de materiales reciclables, como el papel, los metales, el vidrio y los plásticos. La elección de las diferentes alternativas se ha hecho teniendo en cuenta la comparativa económica, ambiental y técnica de los procesos WtE realizada por diferentes autores (Tan, et al., 2014; Panepinto, et al., 2015; Bayard, et al., 2009; Server Akdag, et al., 2016).

Se recogen en este estudio las tecnologías propuestas en esos trabajos, a la vez que se incluye una nueva alternativa correspondiente a una planta de producción de Combustible Sólido Recuperado (CSR).

La Tabla 13 recoge la definición de las alternativas de tratamiento consideradas, especificando el tratamiento previo a la valorización, la tecnología de recuperación de energía y el proceso de eliminación.

Tabla 13: Definición de alternativas de tratamiento consideradas en el estudio. Elaboración propia.

Alternativa	Definición de la Alternativa	Tratamiento previo a la valorización	Tecnología para recuperación de energía	Eliminación
Alternativa 0	Planta de tratamiento mecánico biológico y vertedero de rechazos sin recuperación energética	Mecánico Biológico	Sin recuperación	Vertedero
Alternativa A	Planta de tratamiento mecánico biológico y vertedero de rechazos con recuperación energética	Mecánico Biológico	Desgasificación	Vertedero con desgasificación
Alternativa B	Planta de tratamiento mecánico biológico y planta de digestión anaeróbica de la fracción orgánica y vertedero de rechazos con recuperación energética	Mecánico Biológico	Biometanización	Vertedero con desgasificación
Alternativa C	Planta de tratamiento mecánico biológico y planta de producción de Combustible Sólido Recuperado y vertedero de rechazos con recuperación energética	Mecánico Biológico	Combustible sólido recuperado	Vertedero con desgasificación
Alternativa D	Planta de tratamiento mecánico y planta de gasificación	Mecánico	Gasificación	Vertedero Cenizas
Alternativa E	Planta de tratamiento mecánico y planta de incineración	Mecánico	Incineración	Vertedero Cenizas

Cada una de las alternativas se compone de una serie de procesos unitarios, y en base a la combinación de esos procesos, recogidos en la Tabla 14, se ha determinado el diagrama de flujo para cada una de las alternativas; la Figura 18 los presenta de forma conjunta, desde la Figura 19 a la Figura 24 de forma individualizada.

Tabla 14: Procesos considerados para las diferentes alternativas. Elaboración propia.

PROCESO DE TRATAMIENTO	ABREVIATURA (DENOMINACIÓN)
Pretratamiento o tratamiento mecánico	TM
Tratamiento biológico	TB
Digestión anaeróbica de materia orgánica	DA
Producción de combustible sólido recuperado	CSR
Gasificación	GF
Incineración con recuperación de energía	IRE
Disposición en vertedero	VSRE
Desgasificación de vertedero	VCRE
Disposición de cenizas de proceso térmico	VC

La Tabla 15 relaciona cada alternativa con los procesos de tratamiento que la componen.

Tabla 15: Composición de Alternativas con procesos de tratamiento. Elaboración propia.

ALTERATIVA	PROCESOS
Alternativa 0	TM + TB + VSRE
Alternativa A	TM + TB + VCRE
Alternativa B	TM + DA + TB + VCRE
Alternativa C	TM + TB + CSR + VCRE
Alternativa D	TM + GF + VC
Alternativa E	TM + IRE + VC

4.1. DIAGRAMAS DE FLUJOS

La Figura 18 recoge el esquema descriptivo de cada una de las alternativas planteadas en base a las cuales se determinará su diagrama de flujo. Para ello se ha estimado un volumen de residuos tratados de 45.000 Tn/año y unos rendimientos en el tratamiento mecánico del 10,61%, mostrados en la Tabla 16, basándonos en los ratios de recuperación de la planta de tratamiento existente en la zona de estudio situada en Alhendín (Granada) y en los datos aportados por empresas del sector de residuos (FCC, Masias Recycling, Urbaser, Dimasa Grupo, Zabalgardi, etc.).

Tabla 16: Porcentajes de recuperación de materiales/subproductos en tratamiento mecánico. (FCC, 2015).

MATERIALES/SUBPRODUCTOS	PORCENTAJE RECUPERADO (%)
Plásticos	6,39
Papel y cartón	2,43
Vidrio	0,18
Metales férricos	1,45
Metales no férricos	0,16
TOTAL	10,61

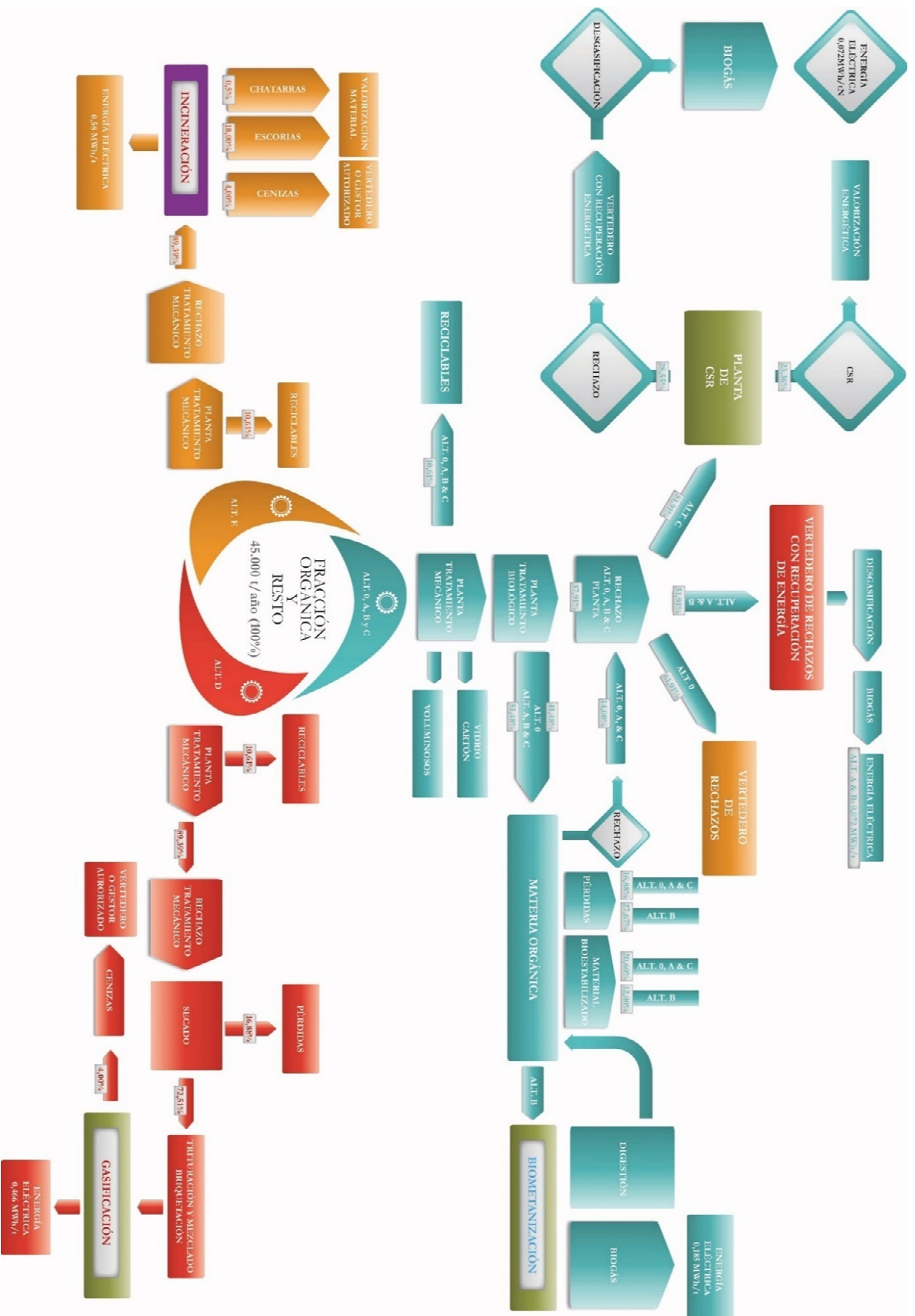


Figura 18: Diagrama de flujo de las alternativas en estudio. Elaboración propia en base a (FCC, 2015; Masias Recycling, 2014; Junfeng, 2005; Urbaser, 2015; CTRUZ, 2015; Dimasa Grupo, 2015; Zabalgarbi, 2015).

Como resultado se obtiene un volumen de rechazo del 51,91% en el caso de las alternativas 0, A, B y C, y, por último, en las alternativas D y E la cantidad de rechazos se ve reducida significativamente respecto a las anteriores, con unos porcentajes de rechazo del 4%.

Los rendimientos de los procesos de valorización energética se han determinado de acuerdo a las estimaciones de las empresas que operan las distintas tecnologías (Masias Recycling, 2014; Urbaser, 2015; Dimasa Grupo, 2015; Zabalgardi, 2015; CTRUZ, 2015; Junfeng, 2005).

4.1.1. Alternativa 0

Corresponde a la situación actual de tratamiento de RU en la zona de la Vega de Granada. Esta alternativa es el escenario base, en la que no se desarrolla ningún tipo de valorización energética de residuos. Se depositan en vertedero cantidades superiores al 50% de los residuos entrantes a la planta.

Esta alternativa incluye la valorización material de: reciclables (10,61%) y material bioestabilizado (20,60%).

La Figura 19 muestra el diagrama de proceso y el balance de masas de la alternativa 0.

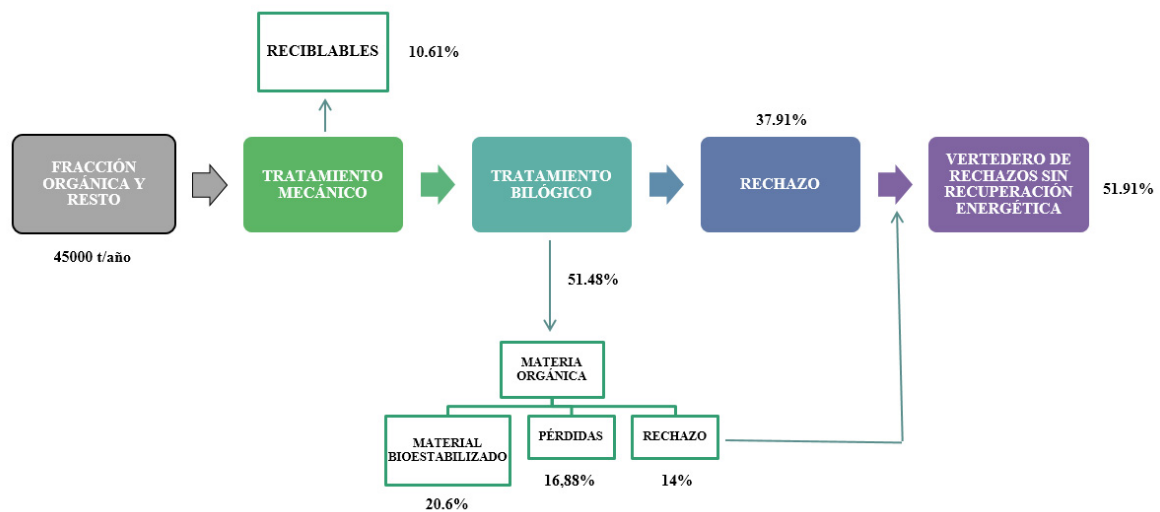


Figura 19: Planta de tratamiento mecánico biológico y vertedero de rechazos sin recuperación energética. Elaboración propia.

4.1.2. Alternativa A

Coincide con la Alternativa 0 pero teniendo en cuenta la recuperación de energía por desgasificación del vertedero de rechazos, con una producción media de 0,072 MWh/Tn.

La Figura 20 muestra el diagrama de proceso y el balance de masas de la alternativa A.

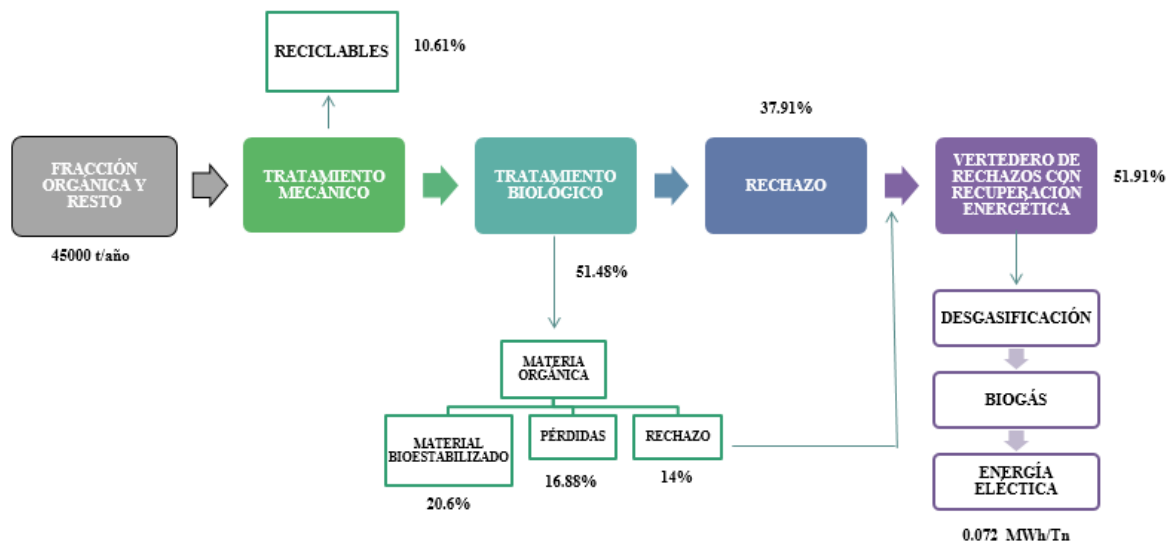


Figura 20: Planta de tratamiento mecánico biológico y vertedero de rechazos con recuperación energética. Elaboración propia.

4.1.3. Alternativa B

Esta alternativa se diferencia de la Alternativa A en la incorporación de una planta de biometanización que permite obtener energía eléctrica por la descomposición de la materia orgánica mediante un proceso de digestión anaeróbica y termófila. De este modo, del 51.48% del material biodegradable destinado a digestión anaeróbica, se pueden obtener 0,185 MWh/Tn de energía eléctrica. Al fomentar esta fase previa a la digestión aeróbica de la materia biodegradable, el porcentaje de material bioestabilizado se ve reducido a un 12%.

En este caso el rechazo total que resultaría se encuentra alrededor del 52%, que será destinado a vertedero con la opción de desgasificación, lo que permitiría la recuperación de 0,072 MWh/Tn.

La Figura 21 muestra el diagrama de proceso y el balance de masas de la alternativa B.

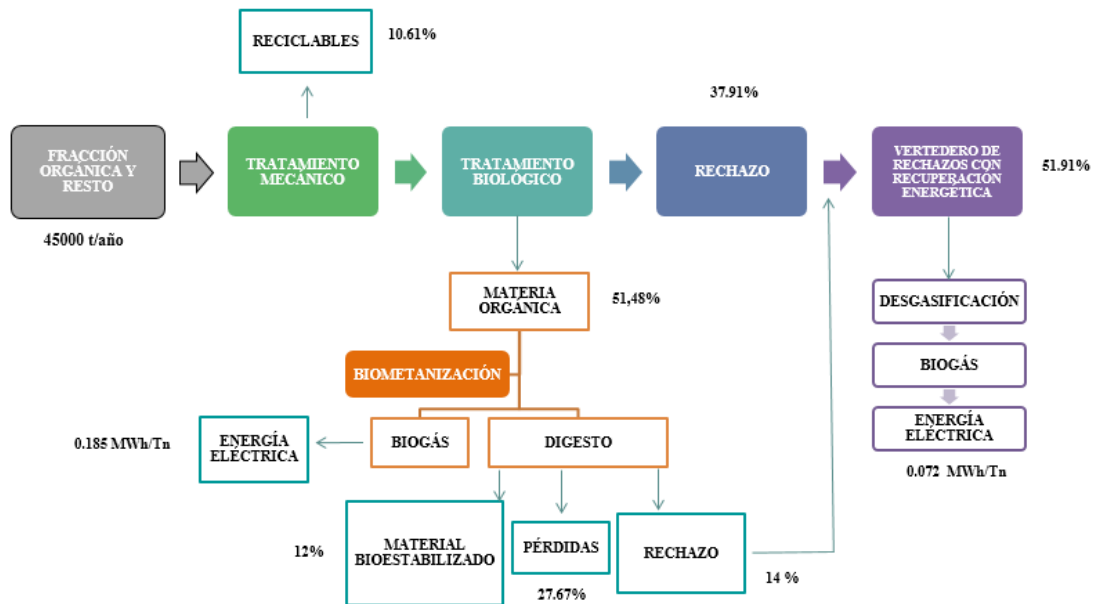


Figura 21: Planta de tratamiento mecánico biológico y planta de digestión anaeróbica de la fracción orgánica y vertedero de rechazos con recuperación energética. Elaboración propia.

4.1.4. Alternativa C

Esta alternativa incorpora una instalación de fabricación de CSR que procesa el 51,91% de rechazo que resultaría de una planta de tratamiento mecánico biológico, descrita para la alternativa A. De esta forma, se puede llegar a convertir un 23,36% de residuos urbanos en un combustible valorizable energéticamente. La fabricación de CSR conlleva un rechazo de aproximadamente el 28,55% de las entradas iniciales, que tendrían como destino un vertedero de rechazos con recuperación de energía del que se obtendrían 0,072 MWh/Tn por desgasificación.

La Figura 22 muestra el diagrama de proceso y el balance de masas de la alternativa C.

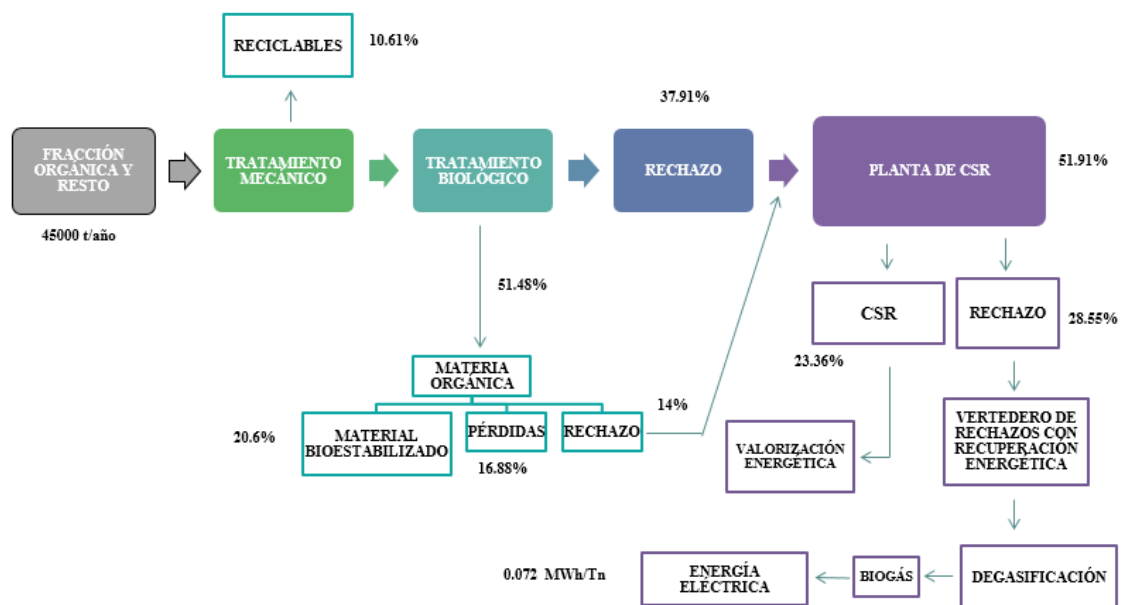


Figura 22: Planta de tratamiento mecánico biológico y planta de producción de Combustible Sólido Recuperado y vertedero de rechazos con recuperación energética. Elaboración propia.

4.1.5. Alternativa D

Consiste en una planta de gasificación que valoriza energéticamente los residuos urbanos a partir de la generación de energía eléctrica obtenida del proceso en reactores.

Tras una fase de tratamiento mecánico de los residuos y de acondicionamiento de la fracción biodegradable con sistemas de secado provenientes de la energía térmica liberada en el proceso, se introduce la fracción gasificable (sin materiales clorados) en el reactor generando alrededor de 0,466 MWh/Tn de energía eléctrica.

El rechazo que supone la implantación de esta alternativa es del 4% y serán principalmente cenizas, que se destinarán a vertedero.

Esta alternativa incluye además de la valorización material de reciclables (10,61%).

La Figura 23 muestra el diagrama de proceso y el balance de masas de la alternativa D.

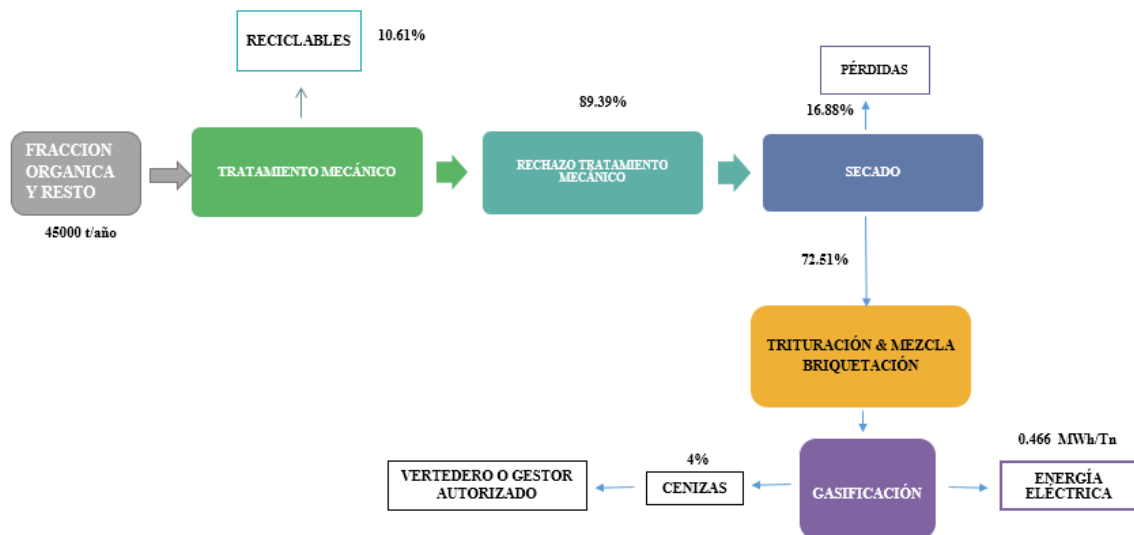


Figura 23: Planta de tratamiento mecánico y planta de gasificación. Elaboración propia.

4.1.6. Alternativa E

La última alternativa que se propone consiste en una planta de incineración que valoriza energéticamente los residuos urbanos a partir de la generación de energía eléctrica obtenida del proceso en hornos de incineración.

Tras una fase de tratamiento mecánico de los residuos urbanos, se introduce la fracción resto (sin materiales reciclables) en el horno, generando alrededor de 0,58 MWh/Tn de energía eléctrica.

El rechazo que supone la implantación de esta alternativa se sitúa en el 3% y serán principalmente cenizas, que se destinarán a vertedero.

Esta alternativa incluye la valorización material de: reciclables (10,61%), chatarras (0,5%) y escorias (18%).

La Figura 24 muestra el diagrama de proceso y el balance de masas de la alternativa E.

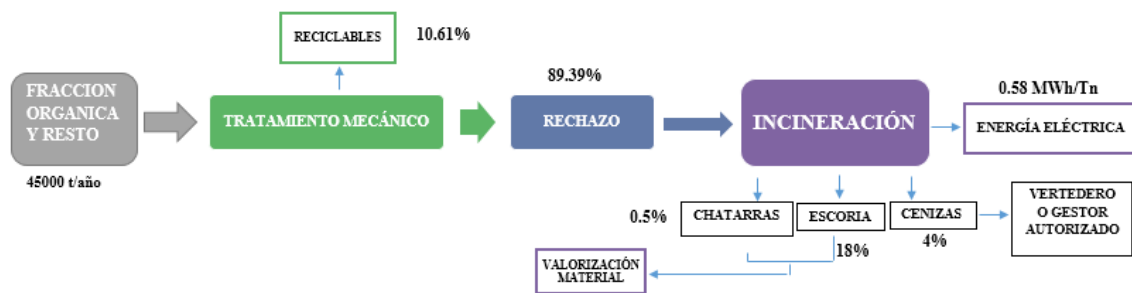


Figura 24: Planta de tratamiento mecánico y planta de incineración. Elaboración propia.

5. METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS DE VALORACIÓN ENERGÉTICA DE RU

En la Figura 25 se presenta el esquema de la metodología seguida en el desarrollo de la presente investigación sobre “Implantación territorial de sistemas de valorización energética de RU: Desarrollo de herramienta de apoyo en la toma de decisiones”, en ella pueden verse las fases seguidas para el análisis y selección de la mejor alternativa para el territorio en estudio, considerando los criterios económicos, ambientales y territoriales (geográficos y socio-políticos). Se propondrá como mejor solución aquella que sea mejor valorada según la ponderación de los citados criterios.

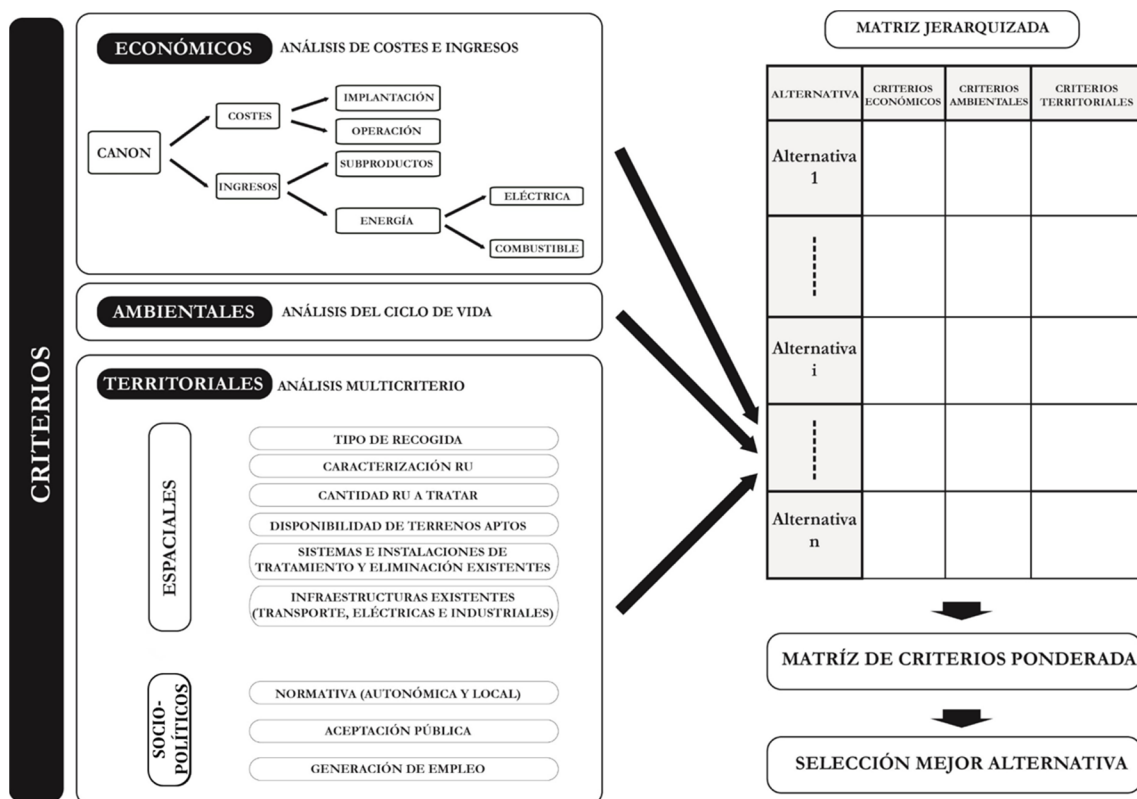


Figura 25: Esquema de metodología de Tesis usado. Elaboración propia.

En primer lugar, se analizan las distintas alternativas de tratamiento de RU, ya expuestas con anterioridad, y que son susceptibles de ser aplicadas en la zona de estudio.

Posteriormente se analizan los criterios que deben tenerse en cuenta a la hora de tomar la decisión de la elección de la mejor alternativa que se adapta al territorio en estudio, estos criterios son:

Criterios Económicos:

Se calcula el canon de cada alternativa mediante un estudio económico-financiero de costes de implantación y operación e ingresos por venta de subproductos y energía.

Obtendrá la máxima puntuación la alternativa que consiga el menor canon y la menor puntuación la que arroje el canon más alto.

Criterios Ambientales:

Se aplica el método del Análisis del Ciclo de Vida a las alternativas en estudio para, en función del inventario y evaluación de impactos, decidir la alternativa más respetuosa con el medio ambiente, teniendo en cuenta las emisiones de CO₂ equivalentes.

Criterios Territoriales:

Los criterios territoriales se subdividen en espaciales o geográficos, y socio-políticos. A continuación, se desarrollan los dos grupos:

Variables espaciales o geográficas:

Tipo de recogida: Hace referencia al sistema de recogida existente en la zona de estudio, que condiciona el tratamiento y la valorización energética. La tipología de recogida selectiva de la fracción orgánica primará la Digestión Anaerobia como forma de producir energía, frente a otras tipologías, que se analizan posteriormente.

Caracterización de los RU: A partir de la caracterización, que puede ser estimada en función de la zona de estudio, se obtiene el PCI de los RU y el potencial de energía que contienen. Se valorará como mejor alternativa la que más potencial de generación de energía tenga.

Cantidad de RU a tratar: Todas las alternativas y tecnologías estudiadas presentan economías de escala, sin embargo, hay determinadas opciones que sólo son “rentables” a partir de ciertas cantidades de residuos urbanos a tratar. Cantidades pequeñas de RU en el territorio de estudio, penalizarán los tratamientos térmicos.

Disponibilidad de terrenos aptos: A partir de un análisis del territorio mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG), se determinarán los terrenos con capacidad de albergar las instalaciones en el territorio en estudio. Ante la escasez de terrenos aptos, primarán alternativas que requieran menor espacio de implantación, como son los tratamientos térmicos.

Sistemas e instalaciones de tratamiento y eliminación existentes: El sistema de gestión para el tratamiento y eliminación de los RU existente en la zona de estudio, así como el estado de las instalaciones que operen y las amortizaciones pendientes, influirá en la decisión de adaptarlas para que admitan plantas de valorización energética, o construir instalaciones nuevas.

Infraestructuras existentes: Las infraestructuras existentes en el territorio de transporte (rodado, ferroviario y marítimo), eléctricas (redes, subestaciones) e industriales, así como importantes núcleos de población, condicionan el tipo de energía a producir, teniendo en cuenta que las infraestructuras adicionales necesarias para evacuar la energía producida repercuten económicamente en los ciudadanos.

Se analizan las siguientes **variables socio-políticas**:

Normativa: Se debe prestar atención a la normativa vigente y de aplicación en el territorio en estudio, especialmente a los Planes Directores de Residuos en cuanto a las determinaciones que recojan referentes a la valorización energética de residuos urbanos, ya que es en estos documentos donde se suele proponer el ámbito territorial de implantación.

Aceptación pública: Se realiza un análisis de los elementos de estas tecnologías que generan rechazo social, sobre todo en lo concerniente a emisiones de contaminantes a la atmósfera y las afecciones e impactos sobre la salud pública.

Generación de empleo: Las instalaciones de valorización energética de RU son potenciales generadores de empleo en los territorios donde se instalan, por lo que pueden aportar beneficios sociales adicionales, sobre todo en un contexto de crisis como el actual con altos índices de paro, y en territorios con deficiente desarrollo industrial.

Una vez analizados todos los criterios y variables anteriormente expuestos, se aplica el Modelo de Proceso Analítico Jerárquico (AHP) para jerarquizar las alternativas en estudio en función de dichos criterios y variables.

Es complicado determinar, a priori, las mejores tecnologías para la eliminación de los residuos, independientemente de la composición, el tamaño de la planta y la ubicación en el territorio. Un análisis ambiental ayuda a definir qué tecnologías en conjunto tienen un impacto menor. Un análisis de energía ayuda a determinar la forma más eficiente para recuperar la energía contenida en los residuos y un análisis de masas es necesario para determinar las dimensiones correctas de las diversas plantas. Por lo tanto, todos estos análisis (junto con la viabilidad económico-financiera) son necesarios para determinar el mejor sistema de gestión de RU. Además, el sistema propuesto debe tener en cuenta criterios sociales y el contexto geográfico (Rada, et al., 2014).

Se han de evaluar, por tanto, una serie de condicionantes económicos, tecnológicos, ambientales, sociales y territoriales, para tener todo el espectro de variables que permitan tomar la decisión más acertada.

En el presente trabajo se ha optado por llevar a cabo una combinación de diferentes herramientas de decisión para conocer la mejor alternativa de una forma científica, holística y objetiva. La Tabla 17 resume las herramientas seleccionadas y la aplicación a criterios efectuada.

Tabla 17: Herramientas de decisión utilizadas y aplicación a criterios. Elaboración propia.

HERRAMIENTA DE DECISIÓN	APLICACIÓN A CRITERIOS
Análisis Económico-financiero	Criterios económicos
Análisis del ciclo de vida	Criterios ambientales
Sistemas de información geográfica	Criterios espaciales
Análisis multicriterio	Criterios espaciales y socio-políticos
Análisis multicriterio final	Todos

5.1. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS ECONÓMICO

En los siguientes apartados, se propone una fórmula diseñada para el cálculo del canon, determinado como diferencia entre los costes e ingresos que se generan en cada una de las alternativas estudiadas. Para la obtención de los ingresos, se desarrollan a su vez unas fórmulas que cuantifican la energía producida en las alternativas que contemplan esta posibilidad, lo que permite a su vez monetizar el ingreso por este concepto.

5.1.1. Cálculo del Canon

Se estima que los costes de la recogida y transporte de RU suponen más del 50% de los costes totales del ciclo de gestión, por lo que los costes de tratamiento y eliminación, a los que nos referimos en el presente documento, suponen menos de la mitad de los costes totales de la gestión de los residuos municipales (Fernández-González, et al., 2016).

Es necesario realizar un análisis económico financiero con la finalidad de contar con una herramienta útil para la toma de la decisión correcta. No solo el proyecto debe cumplir los requerimientos técnicos y específicos de una planta WtE, sino que también, debe ser rentable para incentivar a instituciones privadas y estatales para su financiación.

Se pretende, mediante el cálculo del canon, poder establecer una comparativa que permita jerarquizar las alternativas.

Se define el Canon de tratamiento como la tasa que los municipios pagan a las plantas de tratamiento y eliminación, por cada tonelada de RU de la que se hacen cargo. Actualmente, los vertederos municipales tienen un cierto costo operativo, y la implantación de una planta WtE suplantaría la necesidad de enviar los residuos valorizables a un vertedero. Por lo tanto, en una primera aproximación, podría tomarse como valor base del canon el costo operativo de un vertedero. Es usual que se paguen cantidades mayores a los costes operativos del vertedero para fomentar las inversiones en plantas WtE. Es conocido que varios países europeos aplican tasas al vertido para penalizar la disposición en vertedero y en Cataluña se acaba de aprobar una tasa que penaliza la eliminación de residuos en vertedero.

En este trabajo, el cálculo del canon de gestión asociado al tratamiento y eliminación, para cada una de las alternativas, se obtiene como diferencia entre costes e ingresos de los procesos o fases que las componen, cuya determinación se hace a partir de artículos publicados, referencias comerciales y de información obtenida de gestores de plantas de tratamiento y eliminación de residuos municipales (Matsuto, 2002; Cogersa, 2011; Masias Recycling, 2014; Arena, et al., 2015b; FCC, 2015; Acciona, 2015; CTRUZ, 2015; Dimasa Grupo, 2015; Zabalgardi, 2015; Nizami, et al., 2016).

Recordemos que las fases o procesos contemplados en las diferentes alternativas son:

1. Pretratamiento o tratamiento mecánico (TM).
2. Tratamiento biológico (TB).
3. Digestión anaeróbica de la fracción orgánica (DA).
4. Producción de combustible sólido recuperado (CSR).
5. Gasificación (GF).
6. Incineración con recuperación de energía (IRE).
7. Vertedero de rechazos sin recuperación de biogás (VSRE).
8. Vertedero de rechazos con sistema de recuperación de biogás (VCRE).
9. Vertedero de cenizas (VC).

Estando compuestas las alternativas en estudio por los procesos recogidos en la Tabla 15.

Para el cálculo del canon se utiliza la siguiente fórmula:

Ecuación 2: Fórmula abreviada de cálculo del canon.

$$CAi = Ci - Ii$$

Donde:

CAi = Canon de la Alternativa i

Ci = Costes de la Alternativa i

Ii = Ingresos de la Alternativa i

Los costes e ingresos de cada alternativa se calculan como la sumatoria de costes e ingresos de las fases o procesos que las componen, en consecuencia, la Ecuación 2 se desarrolla en la Ecuación 3, en la que i hace referencia a cada uno de los n procesos que integran el tratamiento:

Ecuación 3: Desarrollo de ecuación de canon en procesos de tratamiento de cada alternativa.

$$CA_i = \sum^n C_n - \sum^n I_n$$

Cálculo de Costes:

El cálculo de los costes de cada proceso de tratamiento integrado en cada alternativa, se realiza mediante la Ecuación 4, que a su vez se desarrolla en la Ecuación 5 y en la Ecuación 6, para el cálculo de los costes de inversión y costes de explotación respectivamente.

Ecuación 4: Fórmula de cálculo de costes de cada proceso de tratamiento.

$$C_n = C_{inv} + C_{exp}$$

Donde:

$C_n = \text{Costes del proceso } n$

$C_{inv} = \text{Costes de inversión del proceso } n$

Ecuación 5: Fórmula de cálculo de costes de inversión de cada proceso de tratamiento.

$$C_{inv} = \left[\frac{In_{toc}}{P_{toc}} + \frac{In_{mp}}{P_{mp}} + \frac{In_{mex}}{P_{mex}} \right] * \frac{1}{G} = [A_{toc} + A_{mp} + A_{mex}] * 1/G$$

Donde:

$In_{toc} = \text{Inversión en terrenos y obra civil del proceso } n \text{ (€)}$

$In_{mp} = \text{Inversión en maquinaria de planta del proceso } n \text{ (€)}$

$In_{mex} = \text{Inversión en maquinaria de explotación del proceso } n \text{ (€)}$

$P_x = \text{Periodos de amortización de } toc, mp \text{ y } mex \text{ del proceso } n \text{ (años)}$

$A_{toc} = \text{Costes de amortización en terrenos y obra civil del proceso } n \text{ (€/año)}$

$A_{mp} = \text{Costes de amortización en maquinaria de planta del proceso } n \text{ (€/año)}$

$A_{mex} = \text{Costes de amortización en maquinaria de explotación del proceso } n \text{ (€/año)}$

G Son las toneladas de residuos tratadas anualmente en la instalación. Generación total de RU (Tn/año).

$C_{exp} = \text{Costes de explotación del proceso } n$

Los costes de explotación del proceso n se dividen a su vez en los siguientes conceptos:

Ecuación 6: Fórmula de cálculo de los costes de explotación de cada proceso de tratamiento.

$$C_{exp} = C_p + C_{mq} + C_g + C_F + C_{est}$$

Donde:

$C_p = \text{Costes de personal del proceso } n \text{ (€/año)}$

$C_{mq} = \text{Costes de mantenimiento y conservación maquinaria del proceso } n \text{ (€/año)}$

$C_g = \text{Costes de gestión del proceso } n \text{ (€/año)}$

$C_F = \text{Costes financieros (€/año)}$

$C_{est} = \text{Costes de estructura (€/año)}$

La Ecuación 6 se desarrolla para obtener estos costes, mediante la Ecuación 7, la Ecuación 8, la Ecuación 9, la Ecuación 10 y la Ecuación 11.

Los costes de personal se obtienen mediante la Ecuación 7, como sumatoria de los costes salariales de cada categoría por el número de operarios de dicha categoría:

Ecuación 7: Fórmula de cálculo de costes de personal de cada proceso de tratamiento.

$$C_p = \frac{1}{G} * \sum (\alpha_y * p_y)$$

Donde:

$\alpha_y = \text{Número de trabajadores categoría } y \text{ del proceso } n \text{ (uds)}$

$p_y = \text{Costes salariales categoría } y \text{ (€/año)}$

Mediante la Ecuación 8, los costes de mantenimiento y conservación de maquinaria se determinan aplicando un porcentaje sobre la inversión total en maquinaria de planta y en maquinaria de explotación:

Ecuación 8: Fórmula de cálculo de costes de mantenimiento y conservación de maquinaria de cada proceso de tratamiento.

$$C_{mq} = \frac{1}{G} * \beta * (In_{mp} + In_{mex})$$

Donde:

$\beta = \text{coeficiente de mantenimiento y conservación maquinaria (\%)}$

Los costes de gestión, que incluyen los consumos de agua, energía externa, seguros, asistencias técnicas y otros, se obtienen aplicando un porcentaje a los costes de inversión y se calculan con la aplicación de la Ecuación 9:

Ecuación 9: Fórmula de cálculo de costes de gestión de cada proceso de tratamiento.

$$C_g = \gamma * C_{inv}$$

Donde:

$\gamma =$ *coeficiente de costes de gestión (%)*

Los gastos financieros se calculan como porcentaje de los costes de inversión, aplicando la Ecuación 10:

Ecuación 10: Fórmula de cálculo de costes financieros de cada proceso tratamiento.

$$C_F = \omega * C_{inv}$$

Donde:

$\omega =$ *coeficiente de costes financieros (%)*

Mediante la Ecuación 11, los costes de estructura que comprenden los GG (gastos generales), el BI (Beneficio Industrial) y el Know-How, se calculan como porcentaje de la suma de costes de inversión, costes de personal, costes de mantenimiento y conservación de maquinaria, costes de gestión y costes financieros:

Ecuación 11: Fórmula de cálculo de costes de estructura de cada proceso de tratamiento.

$$C_{est} = \delta * (C_{inv} + C_p + C_{mq} + C_g + C_F)$$

Donde:

$\delta =$ *coeficiente de costes de estructura (%)*

Resultando, por tanto, que la Ecuación 12, que proviene del desarrollo de la Ecuación 4, nos permite calcular los costes de cada proceso de tratamiento:

Ecuación 12: Fórmula de cálculo de los costes de cada proceso.

$$C_n = 1/G * [(1 + \delta) * (1 + \gamma + \omega) * (A_{toc} + A_{mp} + A_{mex}) + \beta * (In_{mp} + In_{mex}) \sum (\alpha_y * p_y)]$$

Cálculo de Ingresos:

La Ecuación 13 permite determinar los ingresos de cada alternativa, se desarrolla en la Ecuación 14 y se calcula como sumatorio de los ingresos de cada uno de los procesos que la integran.

Ecuación 13: Fórmula de cálculo de ingresos de cada alternativa.

$$I_i = 1/G * \sum_{i=1}^n I_n$$

Ecuación 14: Fórmula de cálculo de ingresos por procesos de tratamiento.

$$I_n = [(I_{rec} + I_{sub} + I_{en}) + I_s]$$

En la Ecuación 13 y Ecuación 14, cada término hace alusión a los siguientes conceptos:

I_i = Ingresos de la alternativa i (€/año)

I_n = Ingresos del proceso n (€/año)

I_{rec} = Ingresos por venta de material recuperable del proceso n (€/año)

I_{sub} = Ingresos por venta de subproductos del proceso n (€/año)

I_{en} = Ingresos por venta de energía del proceso n (€/año)

I_s = Ingresos por subvenciones y ayudas (€/año)

La Ecuación 15 recoge los ingresos por venta de material recuperable de los procesos que los generan (envases ligeros, papel-cartón, vidrio, metales férricos y metales no férricos), se obtienen como sumatorio de cada fracción recuperada por el precio de venta de cada una:

Ecuación 15: Fórmula de cálculo de ingresos por venta de material recuperable.

$$I_{rec} = \sum (\varphi_i * P_i)$$

Donde:

φ_i = Toneladas del material recuperado i (Tn)

P_i = Precio de venta por tonelada del material recuperado i (€/Tn)

Los ingresos por venta de subproductos (material bioestabilizado y CSR), se determinan aplicando la Ecuación 16, producto del precio de venta por la cantidad generada:

Ecuación 16: Fórmula de cálculo de ingresos por venta de subproductos.

$$I_{sub} = \vartheta * P_{sub}$$

Donde:

ϑ = Toneladas de subproducto (Tn)

P_{sub} = Precio de venta por tonelada del subproducto (€/Tn)

La Ecuación 17 determina los ingresos por venta de energía, que se calculan como producto de la energía producida en cada proceso por el precio de venta de dicha energía:

Ecuación 17: Fórmula de cálculo de ingresos por venta de energía producida en cada proceso.

$$I_{en} = E * P_{en}$$

Donde:

$E =$ Energía producida (kWh)

$P_{en} =$ Precio de venta del kWh (€/kWh)

La Ecuación 18, obtenida a partir del desarrollo de la Ecuación 13, presenta la fórmula para la obtención de ingresos es, por tanto:

Ecuación 18: Fórmula para el cálculo de los ingresos de cada alternativa.

$$I_i = 1/G * \left[\sum (\varphi_i * P_i) + \partial * P_{sub} + E * P_{en} + I_s \right]$$

Quedando la fórmula desarrollada de obtención del canon como muestra la Ecuación 19:

Ecuación 19: Fórmula desarrollada de cálculo del canon de cada alternativa.

$$CA_i = \sum^n 1/G * \left[(1 + \delta) * (1 + \gamma + \omega) * (A_{toc} + A_{mp} + A_{mex}) + \beta * (In_{mp} + In_{mex}) \sum (\alpha_y * p_y) \right] * 1.10 - \sum^n 1/G * \left[\sum (\varphi_i * P_i) + \partial * P_{sub} + E * P_{en} + I_s \right] 1.21$$

Consideraciones particulares de aplicación a criterios económicos:

En el presente estudio se desestiman los ingresos por subvenciones y ayudas ya que, según el Real Decreto-Ley 1/2012, de 27 de enero, por el que se procede a la suspensión de los procedimientos de preasignación de retribución y a la supresión de los incentivos económicos para nuevas instalaciones de producción de energía eléctrica a partir de cogeneración, fuentes de energía renovables y residuos, en España no está primada la producción de energía eléctrica a partir de residuos. Los créditos al carbono¹, que entrarían en este apartado, se desprecian en todas las alternativas quedando así del lado de la seguridad al considerar menos ingresos.

¹ El tratamiento de los residuos en una planta WTE tiene una ventaja de ahorro en emisiones de metano frente al relleno sanitario, teniendo en cuenta que el metano (CH₄) tiene un potencial de generación de efecto invernadero 21 veces más potente que el anhídrido carbónico (CO₂). Por lo cual, por cada tonelada de residuos que se quema en la planta en vez de ser enviada al relleno sanitario, se reduce su impacto en la generación de gases de efecto invernadero (Themelis y Díaz Barriga, 2012).

Los costes del responsable de las instalaciones que componen cada alternativa, se han asignado al proceso de tratamiento mecánico, ya que este proceso es común en todas las alternativas.

El factor 1,10, que afecta a los costes, se corresponde con el Impuesto Sobre el Valor Añadido (IVA) aplicable en el momento de redacción del presente documento y que, por tratarse de un servicio público es del 10%.

El factor 1,21, que afecta a los ingresos, se corresponde con el IVA que se factura por la venta de subproductos y energía, en el momento de redacción de la presente tesis es del 21%.

Consideraciones generales de aplicación a criterios económicos:

Junto a la alta sensibilidad social contra la incineración, el factor de escala de los costes de implantación es otro de los principales obstáculos para su difusión en zonas de pequeño tamaño (es decir, <500.000 habitantes), donde las instalaciones MBT pueden seguir utilizándose ampliamente (Di Maria, et al., 2015).

En cumplimiento de los objetivos de reciclado para 2020 que impone la DMA 2008/98/CE para plásticos, papel, metales y vidrio (es decir, >50%), se prevé una reducción notable del rechazo en un futuro próximo. Como consecuencia, en las áreas de tamaño pequeño, la viabilidad de la construcción de nuevos incineradores se reducirá aún más (Di Maria, et al., 2015).

En general, una instalación de gasificación de RU depende en gran medida de su tamaño; cuánto más grande es la capacidad de la planta, mayor es la potencia instalada, el factor de utilización (CUF), la eficiencia de producción eléctrica y la rentabilidad económica (Codignole Luz, et al., 2015).

Para el análisis económico de una instalación se ha de tener en cuenta que, al contrario que el pretratamiento cuyo coste depende muy poco del tamaño de la planta, los tratamientos térmicos sí están sometidos a importantes economías de escala, sin olvidar en dicho análisis el coste del tratamiento de las cenizas de fondo y materiales inertes que genera el proceso, coste que puede rondar los 100 €/Tn (Consonni, et al., 2005).

5.1.2. Cálculo de Costes

Para el cálculo de los costes de cada alternativa se tiene en cuenta el desglose de costes mostrado en la Tabla 18:

Tabla 18: Desglose de costes. Elaboración propia.

NATURALEZA DE COSTE	TIPOLOGÍA DE COSTE
INVERSIÓN	Amortización de terrenos
	Amortización de obra civil
	Amortización maquinaria planta
	Amortización de maquinaria auxiliar de explotación
EXPLOTACIÓN	Costes de personal
	Costes de mantenimiento de maquinaria (planta y auxiliar)
	Costes de gestión
	Costes de estructura (GG+BI+KH)
	Costes financieros

5.1.3. Cálculo de Ingresos

El tratamiento y valorización de residuos genera una serie de ingresos variables procedentes de la venta de subproductos y la producción de energía, cuya determinación se indica a continuación:

Venta de subproductos

La estimación de los ingresos por tonelada de los subproductos obtenidos se basa en los precios de venta y compensaciones de los diferentes subproductos en la zona de estudio. Los distintos fabricantes ponen a disposición del cliente los datos esperados para las salidas de materiales o energía, según proceda (Masias Recycling, 2015; Urbaser, 2015; FCC, 2015; Cogersa, 2015; Acciona, 2015; CTRUZ, 2015; Dimasa Grupo, 2015; Zabalgardi, 2015). Así, quedan determinados los porcentajes anuales para la venta de materiales recuperables, material bioestabilizado, CSR, producción energética obtenida de la biometanización y producción energética por gasificación e incineración, según el tipo de planta. En la Tabla 27 se detallan los subproductos destinados a venta, así como el valor de venta por unidad y las respectivas referencias empleadas.

Dada la incertidumbre existente en cuanto a los precios aplicables, así como en las condiciones y características del subproducto obtenido, en este estudio se ha considerado que un 80% del total de subproductos obtenidos será susceptible de producir ingresos.

Para determinar el precio de venta de las salidas anteriores, hay que tener en cuenta que no tienen un valor constante en el mercado que pueda ser garantizado a largo plazo, por ello se ha tomado un valor conservador, de entre los que se han investigado, para quedar siempre del lado de la seguridad. Tal es el caso de la venta del material bioestabilizado, del CSR y de los materiales recuperados en la fase de tratamiento mecánico.

Venta de energía

En cuanto al precio de venta de la energía eléctrica producida por la digestión anaeróbica en la biometanización y la energía generada por la gasificación y la incineración, hay que considerar las variaciones del precio de la misma y los cambios en el régimen regulador de estas energías en España. Para este estudio se ha tomado un precio medio obtenido a partir del balance anual de la venta de energía generada a partir de fuentes de energía renovable para el año 2013-2014 (OMIE, 2015).

Para las alternativas que impliquen disponer de un vertedero de cola, se ha considerado el ingreso por la venta de energía eléctrica generada por la recogida y tratamiento del biogás recuperado del vertedero (con las mismas condiciones de venta de energía ya comentadas), ya que así lo marca la actual normativa española (RD 1481/2001, de 27 de diciembre, por la que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero) como trasposición de la Directiva 1999/31/CE. La producción de biogás es una variable que depende en gran medida de la climatología del lugar, la composición del residuo depositado y del tiempo de degradación, principalmente. Para este estudio se ha considerado un año medio, entre el primer año de explotación del vertedero y su clausura, de forma que se obtiene un valor de producción energética tipo.

Para el cálculo de la energía de aquellos procesos que la generan, se propone la aplicación de fórmulas experimentales, tanto para el cálculo del poder calorífico de los residuos que se valorizan con producción de energía eléctrica, como para el cálculo de la producción de energía, tal y como se explica en los siguientes apartados.

5.1.3.1. *Poder calorífico*

El poder calorífico de un combustible es la cantidad de energía (KJ o Kcal) que produce la combustión de 1 kilogramo del mismo.

Es necesario diferenciar en un combustible el poder calorífico inferior (PCI) y el poder calorífico superior (PCS). La diferencia entre ambos radica básicamente en la energía asociada a la condensación del vapor de agua contenido en los gases de la combustión (Moratorio et al., 2012). El PCS es el calor que desprende 1 kilogramo de combustible completamente seco, contando con el calor latente de vaporización del agua formada por la combustión del hidrógeno (si lo hay). En los procesos industriales no se aprovecha el calor de condensación del vapor, puesto que los gases se evacúan a una temperatura superior al punto de rocío, por lo que en la práctica se usa el PCI. En los combustibles exentos de hidrógeno, el PCS y el PCI coinciden (Elías Castells, 2005).

Dado que por condiciones medioambientales no se puede alcanzar una temperatura de los gases de 0 °C, donde se aprovecharía el calor de cambio de estado del agua (597 kcal/kg vapor de agua condensado), el PCI tiene un significado mayor para el cálculo del potencial energético de los residuos (Moratorio y Rocco, 2011).

Hay un sinfín de expresiones experimentales que determinan el PCI a partir del análisis elemental y se basan en que el calor desprendido por un combustible es igual a la suma de los calores generados por los componentes elementales que lo componen, restando el posible hidrógeno consumido por el oxígeno (Elías Castells, 2005).

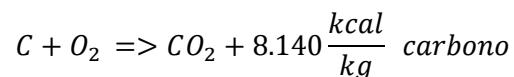
Existen dos formas para el cálculo del PCI: el método analítico y el método práctico.

El **método analítico**, basado en el Principio de Conservación de la Energía, consiste en sumar los poderes caloríficos de los elementos principales que forman la muestra de combustible, ponderados por su fracción en peso, descontando de la cantidad de hidrógeno total la que se encuentra ya combinada con el oxígeno. Este método analítico permite obtener el poder calorífico sin necesidad de realizar analíticas, y por tanto reduciendo el coste de la etapa de toma de decisión.

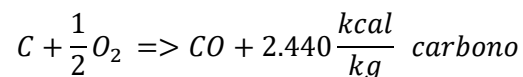
Por tanto, para la aplicación de este método es necesario conocer previamente la estequiometría elemental del combustible cuyo poder calorífico deseamos determinar (C, H, O₂, S y humedad) (Fernández, 2012):

Poder calorífico del Carbono

Si el carbono se combina con suficiente cantidad de oxígeno se quema totalmente formando anhídrido carbónico con desprendimiento de calor. La reacción química de la combustión completa del carbono es:

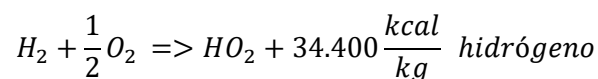


Si el oxígeno disponible para la combustión no fuera suficiente, el carbono se oxida formando monóxido de carbono con liberación de calor en menor cantidad, según la siguiente reacción:



Poder calorífico del Hidrógeno

El hidrógeno se combina con el oxígeno en forma total, dando como resultado agua con desprendimiento de calor:



Este valor incluye el calor cedido por la condensación del vapor de agua formado en la combustión, correspondiéndose por tanto con el PCS del hidrógeno.

En el caso de que no se pueda aprovechar ese calor de condensación, al calor liberado en la oxidación del hidrógeno hay que descontarle el calor que pierde al no condensar el vapor de agua, con lo que se obtiene el PCI del hidrógeno:

$$PCI = PCS - 600 * (9H + H_2O)$$

Donde:

$H_2O = 0$, por considerar que no existe humedad en el combustible

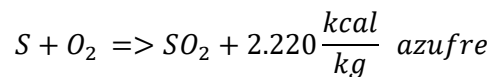
$H = 1$ kg de hidrógeno

Resultando:

$$PCI = 34.400 - 600 * 9 = 34.400 - 5.400 = 29.000 \frac{kcal}{kg} \text{ hidrógeno}$$

Poder calorífico del Azufre

El azufre es un contaminante del combustible y su presencia es indeseable, no obstante, cuando este elemento está presente y se oxida libera calor de acuerdo a la siguiente reacción química:



Teniendo la composición elemental estequiométrica de un combustible, el PCI (por el método analítico) se puede calcular con diferentes fórmulas.

Para Moratorio y Rocco (2011), la fórmula propuesta es la fórmula de Dulong:

Ecuación 20: Fórmula de Dulong para cálculo del PCI de un combustible seco.

$$PCI \left[\frac{kcal}{kg} \right] = 8.140 * C + 29.000 * \left(H - \frac{O}{8} \right) + 2.220 * S; \text{ combustible seco}$$

Ecuación 21: Fórmula de Dulong para cálculo del PCI de un combustible húmedo.

$$PCI \left[\frac{kcal}{kg} \right] = 8.140 * C + 29.000 * \left(H - \frac{O}{8} \right) + 2.220 * S - 600 * H_2O; \text{ combustible húmedo}$$

También son de aplicación para el cálculo del PCI la fórmula de Hutte:

Ecuación 22: Fórmula de Hutte para el cálculo del PCI de un combustible húmedo.

$$PCI \left[\frac{kcal}{kg} \right] = 8.100 * C + 29.000 * \left(H - \frac{O}{8} \right) + 2.500 * S - 600 * H_2O; \text{ combustible húmedo}$$

Y la de la Asociación de ingenieros alemanes:

Ecuación 23: Fórmula de la AIA para el cálculo del PCI de un combustible húmedo.

$$PCI \left[\frac{kcal}{kg} \right] = 8.080 * C + 29.000 * \left(H - \frac{O}{8} \right) + 2.500 * S - 600 * H_2O; \text{ combustible húmedo}$$

Algunos autores, particularizan el cálculo del PCI a combustibles concretos, así Magrinho y Semiao (2008) proponen para el cálculo del PCI de un CSR la fórmula de Mendeliev:

Ecuación 24: Fórmula de Mendeliev para el cálculo del PCI de un CSR.

$$PCI_{CSR} \left[\frac{kJ}{kg} \right] = 339.13 * C + 1029.95 * H - 108.85 * (o - S) - 25.12W; \text{combustible húmedo}$$

Mientras que Lombardi et al., (2012) utilizan la fórmula de Dulong para el cálculo del poder calorífico de un CDR:

Ecuación 25: Fórmula de Dulong para el cálculo del PCI de un CDR.

$$PCI_{CDR} \left[\frac{kJ}{kg} \right] = 33,950 * C + 144,200 * \left(H_2 - \frac{O_2}{8} \right) + 9,400 * S - 2,400 * (H_2O + 9H_2); c. húmedo$$

A modo de ejemplo, la Tabla 19 muestra la variabilidad obtenida, mediante la aplicación de las distintas fórmulas expuestas, en el cálculo del PCI de un combustible con la siguiente composición elemental (H₂O, 0,157 kg; O₂, 0,259 kg; N₂, 0,002 kg; S, 0,007 kg; H₂, 0,069 kg; Cl, 0,009 kg; C, 0,430; Cenizas, 0,067), (Lombardi, et al., 2012).

Tabla 19: Resultados del PCI aplicando diferentes fórmulas experimentales. Elaboración propia.

AUTOR	PCI (Kcal/Kg)	PCI (MJ/Kg)
Moratorio y Rocco (2011) (Base seca)	4.577,87	19,17
Moratorio y Rocco (2011) (Base húmeda)	3.977,87	16,65
Hutte (Base húmeda)	4.466,41	18,70
Asociación de ingenieros alemanes (base húmeda)	4.457,81	18,66

Tabla 20: Componentes combustibles en las fracciones de los RU (Calvo, et al., 1997).

COMPONENTES	PESO EN % SOBRE MUESTRA SECA				
	Carbono	Hidrógeno	Oxígeno	Nitrógeno	Azufre
Residuos de comida	48,0	6,4	37,6	2,6	0,4
Residuos de jardinería	47,8	6,0	38,0	3,4	0,3
Madera	49,5	6,0	42,7	0,2	0,1
Papel y cartón	43,8	5,9	44,2	0,3	0,2
Plásticos	60,0	7,2	22,8		
Textiles	55,0	6,6	31,2	4,6	0,1
Vidrio	0,5	0,1	0,4		
Metales	4,5	0,6	4,3		

La caracterización y la composición química de los residuos urbanos son muy variables, por lo que decantarse por una u otra fórmula a la hora de calcular el PCI no tiene mucho sentido. Cualquier fórmula experimental de las expuestas con anterioridad nos dará un valor bastante aproximado del PCI de nuestra muestra o combustible.

El **método práctico** consiste en calcular el PCI a partir del valor del PCS hallado mediante el ensayo de laboratorio de poder calórico o calorífico. Para poder hallar el PCI basta con restarle el calor de cambio de estado del agua. Para ello se precisa conocer la cantidad de H del combustible (se obtiene del análisis último) y la humedad (análisis próximo). La ecuación resultante es la siguiente (Fernández, 2012):

Ecuación 26: Fórmula de cálculo del PCI por el método práctico.

$$PCI \left[\frac{kcal}{kg} \right] = PCS \left[\frac{kcal}{kg} \right] - 597 * (9H + H_2O)$$

En la práctica se utiliza otra fórmula mucho más dinámica:

Ecuación 27: Fórmula dinámica de cálculo del PCI por el método práctico.

$$PCI = PCS - 600 * \frac{G_{agua}}{G_{combustible}}$$

Donde:

G_{agua} = Peso total del agua existente (kg)

$G_{combustible}$ = Peso de combustible quemado (kg)

Con las fórmulas propuestas anteriormente, se puede obtener de manera exacta la energía contenida en cualquier combustible, a partir de una composición dada.

Además, existe la posibilidad de obtener una estimación del PCI a partir de una caracterización dada, sin la necesidad de aplicar los métodos descritos en los apartados anteriores, a partir del PCI de fracciones que componen los RU, y para estimaciones en fase previa de decisión y encaje de plantas e instalaciones de valorización energética de RU.

Esta estimación se obtiene como sumatoria del porcentaje de cada fracción por su poder calorífico (Shrestha, et al., 2014).

Ecuación 28: Fórmula de cálculo estimado del PCI.

$$PCI = \sum F_i * PCI_i$$

Donde:

F_i = Fracción del componente i

PCI_i = Poder calorífico del componente i

La Tabla 21 muestra valores del poder calorífico de los componentes de los RU, según diferentes autores y diferentes ubicaciones de generación de los RU:

Tabla 21: Poder calorífico de los componentes de los RU. Elaboración propia.

COMPONENTE	PC Medio (MJ/Kg)				PC Medio (MJ/Kmol)
	Gómez, et al., 2010	Schavion, et al., 2014	Rada, et al., 2010	Tchobanoglous 1996	Arafat y Jijakli, 2013
FO	2,72	8,2	3,98	4,65	1.644,90
Papel-cartón	10,05	7,07	11,66	16,54	1.575,00
Madera	13,58	14,18	14,65	18,61	1.909,55
Textiles	14,35	14,56	14,61	17,44	2.245,25
Plásticos	35,22	23,84	31,51	32,56	2.364,10
Vidrio	0	0,11	0	0,14	0
Metales	0	0,74	0	0,70	0

Típicamente un valor aproximado del PCI de los RU es de 9-11 MJ/kg (Badami, et al., 2008), aunque Gómez et al., (2010) proponen tomar como valor 7,98 MJ/Kg, y Ma, et al., (2016) lo sitúan entre los 4 a 6 MJ/Kg. Del análisis realizado de datos de plantas existentes en España, se obtiene que el rango del PCI para los rechazos de las plantas de TMB está entre 8 y 12 MJ/kg.

En base a la revisión bibliográfica realizada sobre estudios que cuantifican el poder calórico de los residuos, se determina en el presente trabajo que el PCS de los RU varía entre 18 y 20 MJ/Kg y el PCI entre 8 y 12 MJ/Kg, por lo que este será el rango de valor que se adoptará en el presente trabajo (Habib, et al., 2013; Schavion, et al., 2014; Tchobanoglous 1996).

5.1.3.2. Producción de energía eléctrica

En términos generales reciben el nombre de combustibles aquellos cuerpos que al combinarse con el oxígeno desprenden calor. La calidad de un combustible viene dada, más que por la mayor facilidad o dificultad en arder, por la cantidad de energía que contiene y puede liberar cuando se le somete a un proceso de conversión energético. Esta cantidad de calor referida a la unidad de masa, en el caso de los gaseosos se suele referir a la unidad de volumen, se denomina poder o potencia calorífica (Elías Castells, 2005).

Se considera Potencia Eléctrica Neta Específica a la energía disponible por tonelada de residuo seco una vez deducido el autoconsumo eléctrico del proceso.

La Potencia Eléctrica instalada es la capacidad combinada del motor de combustión interna y el generador eléctrico (coincide con la Potencia Eléctrica Nominal dada por el fabricante).

El rango de producción de energía se sitúa entre los 0,44 MWh/Tn y los 0,94 MWh/Tn para la gasificación y la incineración, y entre 0,10 MWh/Tn y 0,22 MWh/Tn para la biometanización (Watkins y McKendry, 2015; Korai, et al., 2016) y hasta 0.78 MWh/Tn en la desgasificación de vertederos (Yechiel y Shevah, 2016).

A continuación, se presentan fórmulas experimentales para calcular el potencial de generación de energía eléctrica a partir de los RU con diferentes tecnologías (Gómez, et al., 2010; Clerens Consulting, 2012; Ozbay y Durmusoglu, 2013; Dimasa Grupo, 2015; Urbaser, 2015; CHP & EEOC, 2000).

Energía potencial a partir de gas de vertedero

Para obtener la energía eléctrica potencial a generar a partir del gas de vertedero procedente de la desgasificación, se aplica la siguiente fórmula:

Ecuación 29: Potencial de generación de energía eléctrica a partir del gas de vertedero.

$$E_{LFG} = P_C * R_{AR} * M * Q * \eta$$

Donde:

E_{LFG} = Energía potencial a partir del gas de vertedero (MJ)

P_C = Población del ámbito territorial (Hab)

R_{AR} = Ratio generación de residuos por habitante (Tn/Hab)

M = Ratio de generación de metano en el vertedero por Tn de RU (Nm^3/Tn)

$$25 \leq M \leq 200$$

Q = PCI del metano (MJ/Nm^3) = $37.2 MJ/Nm^3$

η = Rendimiento de transformación del gas en electricidad
= 0.33 para motores de combustión interna

Energía potencial a partir de Digestión Anaerobia de la FORM

Para obtener la energía eléctrica potencial a generar a partir de la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los RU, se aplica la siguiente fórmula:

Ecuación 30: Potencial de generación de energía eléctrica a partir de la DA de la FORM.

$$E_{FORM} = P_C * R_{AR} * F * M_{FORM} * Q * \eta$$

Donde:

E_{FORM} = Energía potencial a partir de la FORM (MJ)

P_C = Población del ámbito territorial (Hab)

$$R_{AR} = \text{Ratio generación de residuos por habitante } \left(\frac{Tn}{Hab} \right)$$

$F = \text{Fracción orgánica}$

$$M_{FORM} = \text{Ratio de generación de metano de la fracción orgánica de los RU } \left(\frac{Nm^3}{Tn} \right)$$

$$67.5 \leq M_{FORM} \leq 122$$

$$Q = \text{PCI del metano } \left(\frac{MJ}{Nm^3} \right) = 37.2 \frac{MJ}{Nm^3}$$

$\eta = \text{Rendimiento de transformación del gas en electricidad}$
 $= 0.26 \text{ para motores de combustión interna, descontando el autoconsumo de la planta.}$

Energía potencial a partir de incineración

Para obtener la energía eléctrica potencial a generar a partir de la incineración de los RU, se aplica la siguiente fórmula:

Ecuación 31: Potencial de generación de energía eléctrica a partir de la incineración.

$$E_{INC} = P_C * R_{AR} * Q * \eta$$

Donde:

E_{INC}
 $= \text{Energía potencial a partir de la incineración del rechazo del tratamiento mecánico (MJ)}$

$P_C = \text{Población del ámbito territorial (Hab)}$

$R_{AR} = \text{Ratio generación de residuos por habitante } \left(\frac{Tn}{Hab} \right)$

$Q = \text{PCI del rechazo del tratamiento mecánico } \left(\frac{MJ}{Kg} \right)$

$\eta = \text{Rendimiento de la planta de incineración}$
 $= 0.29 \text{ para plantas incineradoras, descontando el autoconsumo de la planta.}$

Energía potencial a partir de gasificación

Para la estimación de la energía potencial a generar mediante gasificación, se puede utilizar la misma fórmula que para la incineración disminuyendo el factor de rendimiento (Margallo, et al., 2014):

Ecuación 32: Potencial de generación de energía eléctrica a partir de la gasificación.

$$E_{GAS} = P_C * R_{AR} * Q * \eta$$

Donde:

E_{GAS}
= Energía potencial a partir de la gasificación del rechazo del tratamiento mecánico (MJ)

P_C = Población del ámbito territorial (Hab)

R_{AR} = Ratio generación de residuos por habitante $\left(\frac{Tn}{Hab}\right)$

Q = PCI del rechazo del tratamiento mecánico $\left(\frac{MJ}{Kg}\right)$

η = Rendimiento de la planta de gasificación
= 0.25 para plantas gasificadoras, descontando el autoconsumo de la planta.

Esta metodología ha sido aplicada con éxito en el trabajo profesional llevado a cabo por la spin-off de la Universidad de Granada, Proma, Proyectos de Ingeniería Ambiental, S.L., para el cálculo económico del modelo de gestión integral de residuos del "Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos de Panamá 2017-2027".

5.2. METODOLOGÍA DE ANÁLISIS AMBIENTAL

Para analizar las diferentes alternativas de gestión en los procesos de toma de decisiones, las autoridades, las comunidades, la industria y empresas de gestión de residuos deben tener en cuenta aspectos ambientales, además de la evaluación de los aspectos técnicos y económicos (Obersteiner, et al., 2007).

Se han desarrollado un gran número de métodos y herramientas para describir y evaluar aspectos medioambientales en diferentes tipos de contextos de decisión.

En este estudio, se utiliza la evaluación del ciclo de vida (ACV), descrito en el apartado 3.3 ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA, para comparar diferentes alternativas de valorización energética de residuos. El ACV estudia aspectos ambientales e impactos potenciales en toda la vida de un producto o proceso (es decir, desde la cuna hasta la tumba) desde la adquisición de las materias primas, el proceso productivo, el uso y la eliminación (Finnveden, et al., 2005).

La versión de SimaPro utilizada para realizar el modelo de las seis alternativas es SimaPro v8.0.4 (2015). La metodología utilizada (define los factores de caracterización) es IMPACT 2000. La base de datos de procesos utilizada es Ecoinvent v3.1.

Escenarios analizados:

ALTERNATIVA 0: TRATAMIENTO DEL RECHAZO EN VERTEDERO SIN RECUPERACIÓN ENERGÉTICA (Depósito del rechazo resultante del tratamiento mecánico y del rechazo del proceso de bioestabilización en vertedero controlado sin recuperación energética del biogás generado por la descomposición anaeróbica de la materia depositada).

ALTERNATIVA A: TRATAMIENTO DEL RECHAZO EN VERTEDERO CON RECUPERACIÓN ENERGÉTICA (Depósito del rechazo resultante del tratamiento mecánico y del rechazo del proceso de bioestabilización en vertedero controlado con recuperación energética del biogás generado por la descomposición anaeróbica de la materia depositada.)

ALTERNATIVA B: TRATAMIENTO DEL RECHAZO EN VERTEDERO CON RECUPERACIÓN ENERGÉTICA + PLANTA DE BIOMETANIZACIÓN (Similar a la alternativa A pero con incorporación de una planta de biometanización que permite obtener energía eléctrica por la descomposición de la materia orgánica mediante un proceso de digestión anaeróbica y termófila.)

ALTERNATIVA C: PLANTA CSR (Esta alternativa incorpora una instalación de fabricación de Combustible Sólido Recuperado que procesa el 51.91% de rechazo que resultaría de una planta de tratamiento mecánico biológico, descrita para la alternativa A.)

ALTERNATIVA D: PLANTA DE GASIFICACIÓN (Planta de gasificación que valoriza energéticamente los RU a partir de la generación de energía eléctrica obtenida del proceso en reactores de gasificación.)

ALTERNATIVA E: PLANTA DE INCINERACIÓN (Planta de incineración que valoriza energéticamente los RU a partir de la generación de energía eléctrica obtenida del proceso de combustión controlada.)

Solo en la Alternativa 0, Alternativa B y en la Alternativa E se han contemplado emisiones directas del proceso.

Para la Alternativa 0, las emisiones directas son debidas a la no valorización del biogás. Por lo tanto, la composición del biogás es considerada una emisión directa: La composición del biogás es: 70% metano-30% CO₂, acorde con el alto porcentaje de materia orgánica de los residuos de la zona considerada.

Para la Alternativa B, las emisiones directas han sido tomadas de valores teóricos de la base de datos Ecoinvent v3, existentes en el proceso de "Biogás production lower heating value by anaerobic digestion".

Para la Alternativa E, incineración, las emisiones directas contempladas se han obtenido del proceso de la base de datos ECOINVENT: Municipal solid waste {ES}| treatment of, incineration | Alloc Def, U

En los demás casos el impacto ambiental evaluado corresponde a los balances de entradas y salidas indicados en la Figura 28.

Para los consumos de energía eléctrica por etapas de cada Alternativa se ha realizado asignación lineal a partir de la potencia instalada en cada equipo y el total de energía consumida.

No se han incluido en los procesos los elementos relacionados con la fabricación de la Infraestructura, Maquinaria y Equipos, por tratarse de equipos con una vida útil mayor de 20 años cuya amortización por 1 tn de RU es insignificante. Las entradas de agua se han considerado homogéneas para todas las alternativas.

Los resultados se presentan por la unidad funcional siguiente:

1 ton de RU tratados en diferentes alternativas

Se presentan resultados para:

- Análisis específico de cada una de las 6 alternativas:
 - Resultados totales midpoint (indicadores a nivel sustancia equivalente)
 - Indicadores normalizados en ecopoints.
- Comparativa entre las 6 alternativas.

Detrás de cada resultado se incluye la "mochila ecológica" de las etapas anteriores (es decir, tener como entrada un producto valorizable de otra etapa, implica que cuando aparece su impacto, es precisamente el agregado de los impactos de las fases anteriores).

Los indicadores que aparecen en negativo (tanto en las tablas como en los gráficos) están indicando que en realidad se trata de "beneficios" ambientales. Estos valores en negativo están indicando que las fases/procesos que aportan "beneficio ambiental" son mayores que las fases/procesos que aportan impacto ambiental, quedando un global para ese indicador en negativo. El beneficio ambiental se modela en SimaPro mediante la llamada Expansión de sistema, incluyendo en el análisis el "elemento evitado". En este estudio la Expansión de sistema se ha visto representada por:

- La energía eléctrica generada en cada escenario se ha modelado como "energía eléctrica evitada del mix español", es decir, en cada escenario se ha incluido como elemento evitado la cantidad de energía eléctrica generada usando en valor negativo el proceso siguiente: Electricity, low voltage {ES} | electricity voltage transformation from medium to low voltage (Alloc Def stands for allocation default, Conseq for consequential, Unit or U for unit processes, and System or S for system processes).

Por ejemplo, en el caso del Escenario E (incineración), para varias categorías de impacto aparece que el indicador resultante es negativo.

En concreto para la incineración el beneficio ambiental se debe a la Generación de energía eléctrica: debido a que la cantidad de energía eléctrica generada es mucho mayor que la cantidad de energía consumida y demás elementos asociados a este proceso de incineración (obtención de amoníaco, carbón activo, etc.), emisiones directas, tratamientos de residuos, etc.

Por ejemplo, para la categoría de impacto de Huella de carbono, las emisiones directas de la combustión son mayores que el beneficio ambiental que supone generar energía eléctrica, por lo tanto, el total de la huella de carbono es un indicador positivo (impacto ambiental).

En cambio, si analizamos la categoría de impacto de "Consumo de recursos no renovables" vemos que el total es un indicador negativo (beneficio ambiental) pues la energía generada evita un consumo energético de combustibles fósiles mayor que la suma de todos los demás elementos de la incineración.

Para el escenario B, el proceso de modelado de los residuos debidos a las pérdidas (lixiviados, humedades, etc.) ha sido sustituido por otro más adecuado en el modelo dentro de SimaPro:

Pérdidas (lixiviados, humedad)	27,67%	Residuo	12.451,50	Tn/año
--------------------------------	--------	---------	-----------	--------

Inicial: “Biowaste {CH}| treatment of, composting | Alloc Def, U

Nuevo proceso escogido: “Biowaste {RoW}| treatment of waste from anaerobic digestion | Alloc Def, U”

5.3. METODOLOGÍA DE ANÁLISIS TERRITORIAL

Se busca con el análisis territorial determinar la mejor ubicación para la instalación de valorización energética de los RU generados en el área de influencia y estudio, a la vez que se consideran otras variables que condicionan la mejor alternativa de tecnologías disponibles para la valorización energética de RU.

Para el análisis territorial de las variables seleccionadas, se ha utilizado el software libre gvSIG (gvSIG Asociación, 2015) combinado con la aplicación online BPMSG (BPMSG, 2015) que desarrolla la metodología multicriterio denominada AHP (Analytical Hierarchy Process). Con el primer software se obtienen las prevalencias de unas variables frente a las demás, que se introducen en la aplicación.

Aunque influyen en el coste (Garrido-Jiménez, et al., 2017), no se han tenido en cuenta en la presente investigación las distancias existentes entre la instalación de tratamiento, valorización y eliminación y los puntos de generación, es decir, las distancias de transporte de los RU, por considerarlas iguales para todas las alternativas.

Las etapas de aplicación del método AHP están explicadas en el punto 3.5 del presente documento.

Estas variables o aspectos espaciales y socio-políticos se engloban dentro del apartado de “criterios territoriales” y se desarrollan en los apartados siguientes.

Aspectos Espaciales o geográficos.

A continuación, se detallan cada uno de los aspectos espaciales o geográficos estudiados.

Tipo de recogida de los RU.

La mezcla de materiales de diferentes características dentro de los residuos municipales tiene implicaciones muy negativas para las posteriores labores de tratamiento. La selección mediante procedimientos mecánicos, automáticos o manuales de las diferentes fracciones, sigue siendo la alternativa más habitual y, aunque cada vez la tecnología es más eficiente, es costosa y altamente ineficiente. Por este motivo las políticas implicadas en la gestión de residuos intentan

evitar la mezcla en origen de materiales orgánicos y diferentes tipos de residuos no orgánicos fomentando la recogida selectiva (Gallardo et al., 2009).

La recogida selectiva quedó definida en la derogada Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos, como un sistema de recogida diferenciada de materiales orgánicos y fermentables y de materiales reciclables, o cualquier otro sistema que permita la separación de los materiales valorizables contenidos en los residuos. En la nueva Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados, se habla de recogida separada, a la que define como aquella en la que un flujo de residuos se mantiene por separado, según su tipo y naturaleza, para facilitar un tratamiento específico.

Los modelos de recogida de residuos de competencia municipal implantados en España (MAGRAMA, 2013), se muestran en la Tabla 22:

Tabla 22: Modelos de recogida de residuos implantados en España (MAGRAMA, 2013).

TIPO 1	TIPO 2	TIPO 3	TIPO 4	TIPO 5	TIPO 6
5 FRACCIONES	HÚMEDO-SECO	MULTI-PRODUCTO	4 FRACC. +PODA	4 FRACCIONES	3 FRACCIONES
Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio
Papel - cartón	Papel - cartón	Papel - cartón + Envases ligeros	Papel - cartón	Papel - cartón	Papel - cartón
Envases ligeros			Envases ligeros	Envases ligeros	
Resto	Resto + Envases ligeros	Resto	Resto (Incluye MO)	Resto (Incluye MO)	Resto (incluye MO + Envases ligeros)
FORS	FORS	FORS	Residuos de jardinería		

La recogida selectiva de la fracción orgánica en origen tiene implicaciones importantes en la calidad de dicha fracción de cara a su tratamiento posterior, de hecho, según la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, sólo puede llamarse “compost” al material fabricado proveniente de este tipo de recogida, denominándose “bioestabilizado” si la fracción orgánica no ha sido recogida selectivamente.

La fracción orgánica de residuos municipales que llega a las instalaciones de tratamiento biológico presenta una calidad diversa según el tipo de recogida. Hasta el año 2011, previamente a la Ley de Residuos 22/2011, se podía elaborar compost a partir de la fracción orgánica procedente de recogida selectiva y de recogida en masa, lo que permitía obtener compost de FORM (de recogida selectiva) y compost de FORSU (de fracción orgánica seleccionada mecánicamente), a partir de la entrada en vigor de la ley, únicamente el material obtenido de la recogida selectiva permite el nombre de “compost”, mientras que el procedente de recogida no

selectiva se denomina “bioestabilizado”, quedando la definición de compost recogida en el artículo 3 como “enmienda orgánica obtenida a partir del tratamiento biológico aerobio 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”.

En aquellos territorios donde esté implantada la recogida diferenciada de la materia orgánica, se primará la biometanización y la fabricación de compost frente a los tratamientos térmicos y la producción de CSR.

En base a este criterio, y en función del tipo de recogida, la prevalencia de alternativas se muestra en la Tabla 23.

Tabla 23: Tabla de prevalencia del criterio “tipo de recogida”.

TIPO 1	TIPO 2	TIPO 3	TIPO 4	TIPO 5	TIPO 6
5 FRACCIONES	HÚMEDO- SECO	MULTI- PRODUCTO	4 FRACC. +PODA	4 FRACCIONES	3 FRACCIONES
ALT. A	ALT. A	ALT. A	ALT. E	ALT. C, D, E	ALT. C, D, E
ALT. B	ALT. B	ALT. B	ALT. D, C	ALT. C, D, E	ALT. C, D, E
ALT. 0	ALT. 0	ALT. 0	ALT. D, C	ALT. C, D, E	ALT. C, D, E
ALT. B, C, D	ALT. B, C, D	ALT. B, C, D	ALT. A, B	ALT. B	ALT. 0, A, B
ALT. B, C, D	ALT. B, C, D	ALT. B, C, D	ALT. A, B	ALT. A	ALT. 0, A, B
ALT. B, C, D	ALT. B, C, D	ALT. B, C, D	ALT. 0	ALT. 0	ALT. 0, A, B

Caracterización de los RU.

Como se indicó en el apartado 1.3.3 COMPOSICIÓN, es necesario tener una estimación, lo más aproximada posible, de la composición de los residuos urbanos para poder determinar, a partir de esos datos, el poder calorífico que contienen y el sistema de valorización más acorde al territorio donde se instala.

Si no pueden tomarse muestras para la caracterización real de los residuos, puede estimarse la composición química a partir de la composición media calculada como media de las obtenidas de los trabajos analizados (Moratorio, et al., 2012).

Para poder calcular de forma estimada la composición química de los residuos, se utilizan tablas (Tchobanoglous, et al., 1993) que determinan el porcentaje de C (carbono), H (hidrógeno), O (oxígeno), N (nitrógeno), S (azufre) y cenizas, de los componentes típicos de los residuos. A modo de ejemplo, la Tabla 24 muestra la estimación de la composición química de los residuos para la caracterización media de los RU en España.

Tabla 24: Composición química de los RU (Tchobanoglous, et al., 1993).

COMPONENTE	COMPOSICIÓN FÍSICA (% peso base seca)	Análisis último del componente (% peso base seca)					
		C	H	O	N	S	Cenizas
Materia Orgánica	60	48	6,4	37,6	2,6	0,4	5
Plásticos	18	60	7,2	22,8			10
Cartón	7	44	5,9	44,6	0,3	0,2	5
Papel	4	43,5	6	44	0,3	0,2	5
Textiles	4	55	6,6	31,2	4,6	0,2	6
Vidrio	3	0,5	0,1	0,4			2,5
Metales	0	4,5	0,6	4,3			98,5
Otros	4	26,3	3	2	0,5	0,2	90,5
Composición química RU		47,68	6,18	32,88	1,8	0,28	11,18
Humedad (% peso)		59					

En función de la composición química obtenida podremos calcular el poder calorífico de los residuos a tratar, como se ha explicado en el apartado 5.1.3.1 Poder calorífico.

Caracterizaciones de residuos con PCI por encima de 10 MJ/kg primarán los tratamientos térmicos sobre las alternativas que no los implementan.

Cantidad de RU a tratar

La cantidad de residuos a tratar es un factor determinante a la hora de elegir el sistema de valorización energética. La incineración presenta importantes economías de escala, por lo que para cantidades inferiores a 240 Tn/día no es viable económicamente (The World Bank, 2015).

La gasificación permite producir un gas de síntesis (singas) en plantas de menor tamaño e inversión a partir de residuos urbanos y/o industriales (RU, neumáticos, madera de demolición, etc.) garantizando un gas con excelente estándar de limpieza y ausencia de efluentes líquidos, por lo que se puede desarrollar a menor escala y en forma distribuida en el territorio, siendo ventajosa económicamente con respecto a la incineración clásica.

Por lo tanto, pequeñas cantidades de RU a tratar en un determinado territorio, penalizarán la incineración con recuperación de energía, y en general los tratamientos térmicos, frente a las otras alternativas.

Disponibilidad de terrenos aptos

Para la búsqueda de terrenos aptos en el territorio en estudio, se realiza un análisis territorial con una herramienta SIG.

Como ejemplo de esta forma de seleccionar terrenos aptos para la ubicación de instalaciones de tratamiento y eliminación de RU, se puede citar el análisis territorial similar (con menos criterios restrictivos) que se ha realizado en la Comunitat Valenciana para realizar la reserva de zonas consideradas aptas por los Planes Zonales en los que se divide el territorio autonómico, recogido en el artículo 13 del Decreto 81/2013, de 21 de junio, del Consell, de aprobación definitiva del PIRCV.

Los terrenos aptos resultarán de la intersección de una serie de mapas o coberturas (álgebra de mapas) en las que se descartarán los terrenos afectados por los siguientes condicionantes:

- Núcleos de Población: Se impone el condicionante de que la ubicación de la instalación no debe situarse a menos de 2 Km de cualquier núcleo de población del territorio.
- Red Natura 2000: Se impone una zona de servidumbre de 250 m desde el contorno de espacios protegidos y zonas con alto valor ambiental, paisajístico y de patrimonio (vestigios arqueológicos, vestigios fósiles paleontológicos asociados a la actividad humana, etc.), en las que no será conveniente ubicar las instalaciones de tratamiento, valorización y eliminación.
- Usos del Suelo: Se buscan suelos, para la ubicación de este tipo de instalaciones, que tengan poco valor desde el punto de vista urbanístico y agrario, por lo que se descartarán suelos urbanos, urbanizables, los que tengan cualquier tipo de protección ambiental y los que se encuentren en explotación agrícola o ganadera.
- Interacción Recursos Hídricos: Para evitar la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas en los procesos de tratamiento, valorización y eliminación de los RU, se descartarán de las zonas aptas todos los cauces públicos (respetando el dominio público hidráulico) y elementos de almacenamiento de agua (embalses, pantanos, balsas de riego, etc.), así como los acuíferos existentes. Se considera una servidumbre de 250 m sobre todos los elementos hídricos. En el caso de acuíferos, y cuando no exista la posibilidad de guardar la servidumbre horizontal, se considera una servidumbre en la proyección vertical del mismo sobre la superficie de 20 metros.
- Orografía del terreno: Con el objeto de abaratar los costes de construcción de las instalaciones, reduciendo los movimientos de tierras y facilitando la construcción de los elementos de gestión y control, se limita la pendiente de los terrenos aptos al 3%.

Para la determinación de las zonas aptas para albergar las instalaciones de tratamiento, valorización y eliminación a ubicar en el territorio en estudio, se realiza la intersección de los mapas o coberturas especificadas con anterioridad.

Una vez determinadas estas zonas se puede establecer una jerarquía de prioridad en función de otros parámetros que tiendan a aminorar los costes del transporte desde los lugares de

generación hasta las instalaciones o del propio estudio de alternativas de la preceptiva evaluación ambiental.

Las alternativas con vertedero de rechazos de procesos previos de tratamiento mecánico y biológico, por necesitar más superficie para esta infraestructura, se verán penalizadas sobre las alternativas con vertedero para cenizas, para cuando el análisis de zonas aptas previo determina que son escasas. En caso de haber suficientes zonas aptas, este criterio seguirá priorizando las alternativas con tratamientos térmicos, ya que necesitan menos superficie que las plantas de tratamiento biológico.

Sistemas de gestión e instalaciones de tratamiento existentes:

Las instalaciones de tratamiento y eliminación existentes en el territorio de estudio pueden condicionar la elección del sistema o tecnología de valorización energética de los RU. Hay que valorar la posibilidad de acondicionar las plantas existentes para albergar las tecnologías de valorización energética antes de construir nuevas en otros lugares.

Así, la existencia de plantas de un tipo determinado de gestión, primará la alternativa que suponga ampliar el mismo modelo.

Infraestructuras existentes

Mediante un análisis SIG se determinan las infraestructuras de transporte, eléctricas e industriales existentes en el territorio, ya que la existencia de determinadas infraestructuras, así como la proximidad a las mismas priorizan unos sistemas de valorización sobre otros.

- Infraestructuras de transporte: Se tendrán en cuenta todas las infraestructuras para transporte rodado (Grindlay Moreno, 2014), ferroviario y marítimo. La existencia de buenas y cercanas infraestructuras de transporte primará las tecnologías que obtengan productos (CSR, combustibles, etc.) transportables frente a las que producen energía eléctrica. Se considera que la distancia máxima a estas infraestructuras de transporte sea inferior a los 60 Km.
- Infraestructuras energéticas: Se tendrán en cuenta líneas de transporte de energía eléctrica (AT, MT), subestaciones eléctricas, parques eólicos, huertos solares (termosolar y fotovoltaica), centrales hidroeléctricas, centrales térmicas, gaseoductos, etc. Se persigue un doble objetivo, por un lado, evaluar la saturación de producción de energía eléctrica en el territorio y por otro, ver las posibilidades de evacuación de la energía eléctrica producida.
- Infraestructuras industriales: Se tendrán en cuenta los centros industriales del territorio (Zamorano, et al., 2011), polígonos industriales, plataformas logísticas y de producción, y plantas de fabricación de cemento, ladrillos, etc., como posibles polos de consumo de la energía (electricidad y calor) producida.

Aspectos Socio-políticos.

La gestión de los RSU no es sólo una cuestión técnica, sino también social y política. Las estrategias de gestión de residuos deben ser adaptadas a la estructura social de cada territorio, existiendo una relación directa entre la sostenibilidad ambiental y social (Fragkou, et al., 2014).

Dentro de los criterios o aspectos sociales, se analiza la normativa autonómica y local, la aceptación pública de las plantas WtE y la potencial generación de empleo de su implantación y explotación en un territorio determinado.

Normativa autonómica y local:

La normativa de aplicación ha de tenerse en cuenta para considerar los condicionantes locales que se establezcan a la implantación de las instalaciones de valorización energética. Los planes autonómicos de residuos orientan y determinan consideraciones sobre la valorización energética. El PIRCV por ejemplo, establece que las instalaciones de valorización energética deben tener carácter suprazonal.

Como ejemplo, el pleno del Consell de fecha 5 de abril de 2019 modificó el decreto 81/2013 que aprobaba el Plan Integral de Residuos de la Comunitat Valenciana (PIRCV). Así, desaparece la posibilidad de incineración de residuos. El PIRCV desestima el desarrollo por parte de la Generalitat Valenciana de infraestructuras de incineración en relación con los residuos domésticos y asimilables. Introduce nuevos criterios para la gestión adecuada de residuos industriales y no se contempla la incineración, coincineración ni valorización energética de residuos peligrosos de cualquier tipo susceptibles de tratamientos previos o alternativos.

El análisis de la normativa aplicable en la zona de estudio, determina la prioridad de implantación de unas alternativas sobre otras, o directamente las desestima, como el caso que se ha presentado de la Comunitat Valenciana.

En general, las instalaciones que no implementan tratamientos térmicos, suelen tener menos plazos y requisitos de aprobación, sobre todo por no estar condicionadas por la normativa referente a la emisión de gases, por lo que se les dará prioridad en la evaluación de este criterio.

Aceptación pública.

La eficacia de cualquier sistema de gestión de RU y su buen funcionamiento depende en gran medida de su aceptación por parte de las comunidades locales. Esto se hace aún más necesario en aquellas sin prácticamente experiencia previa en el tratamiento de residuos. Teniendo en cuenta que para la mejora de la viabilidad de las instalaciones WtE es necesaria la explotación del calor producido, deben construirse cerca de las aglomeraciones urbanas, lo que origina objeciones públicas a su construcción (Achillas, et al., 2011; Chaliki, et al., 2016).

Los debates en torno a la incineración de residuos se reproducen con demasiada frecuencia. Estos debates se centran sólo en los aspectos negativos. Los opositores sostienen que las incineradoras no son necesarias, no son seguras, y no son justas. Los proponentes argumentan que las alternativas no son viables, y que no pueden permitirse el lujo de que la eliminación se haga en vertederos (Ehrenfeld, et al., 1989).

La OMS define la incineración como *“un método higiénico para reducir el peso y el volumen de los residuos y su potencial contaminante”* y *“como una de las estrategias que pueden adaptarse para asegurar que los residuos se manejan de una forma ambientalmente sostenible”*, concluyendo que *“es técnicamente posible ubicar las incineradoras cerca de áreas densamente pobladas”* (SOGAMA, 2015).

Sin embargo, la valorización energética, y en concreto la incineración encuentran una alta oposición a su implantación por parte de la ciudadanía.

Uno de los aspectos que más preocupa cuando se habla de instalaciones WtE, son las emisiones de partículas y gases que desprenden a la atmósfera en el proceso de producción de energía o combustible.

Las emisiones de dioxinas y furanos de las incineradoras europeas suponen el 0,07% del total de las emisiones de estas sustancias, llegando a estar en algunas instalaciones 10 veces por debajo del nivel legal (0,1 ng/Nm³). Las altas temperaturas de combustión (>850°C), complementadas con potentes sistemas de depuración de gases (cal apagada, carbón activo, filtros de mangas, etc.) hacen posible que los parámetros de emisiones se sitúen por debajo de los valores permitidos, llegando incluso las incineradoras modernas a comportarse como sumideros de dioxinas (SOGAMA, 2015).

Otro de los retos y preocupación de la incineración de RU es la emisión de metales pesados (European Commission, 2002; Amlinger, 2004). Los metales pesados son perjudiciales para el medio ambiente y los seres humanos en concentraciones superiores a las que se pueden encontrar en el medio ambiente natural. En comparación con la biomasa y carbón, la concentración de metales pesados en RU es relativamente alta (Sorum, et al., 2003). Por lo tanto, la formación y características de los metales pesados en instalaciones de incineración de RU debe ser ampliamente estudiada (Tang, et al., 2015).

Son numerosos los artículos en los que no se encuentra relación entre la ubicación de plantas incineradoras y la salud de las personas (Meneses-Benitez, 2002; Ibarluzea y Basterretxea, 2004; FME, 2005; Reis, et al., 2007a; Reis, et al., 2007b; WHO, 2007; Ansorena-Miner, 2008; Vilavert, et al., 2009; Ansorena-Miner, 2009; HPA, 2009; HPA, 2010; Vilavert, et al., 2012; Buonanno y Morawska, 2015; Wolff, 2016).

Por el contrario, Fabre, et al., (2008), Franchini, et al., (2004), García-Pérez, et al., (2013), y otros autores llegan a la conclusión de que los resultados de sus estudios respaldan la hipótesis de un riesgo estadísticamente significativo más elevado de afecciones a la salud de las personas que viven en entornos de este tipo de instalaciones.

No se han encontrado estudios que indiquen que la residencia en el entorno de plantas de incineración con tecnología moderna, que cumplen la legislación sobre emisiones, sea un factor de riesgo para cáncer o efectos adversos en la reproducción o desarrollo. A favor de esta afirmación juegan varios factores como: 1) los niveles de emisión de las plantas actualmente construidas en los países desarrollados son varios órdenes de magnitud inferiores a los de las plantas en cuyos entornos se han realizado estudios epidemiológicos y que han encontrado algún tipo de asociación negativa en términos de salud, 2) los estudios de valoración de riesgos señalan que la mayor parte de la exposición, incluso para la población residente en el entorno a las plantas de incineración, y más si lo son de las que utilizan tecnología moderna, se produce a través de la dieta y no por vía directa y 3) que los estudios de seguimiento de los niveles de dioxinas en la población residente en el entorno de plantas de incineración no revela incrementos de dichos niveles cuando se comparan con población que vive en zonas más alejadas que pueden considerarse de referencia (Ibarluzea y Basterretxea, 2004).

Se puntuarán las alternativas de valorización energética desde la biometanización, como la que menos rechazo social genera hasta la incineración con recuperación de energía como alternativa con mayor rechazo social.

Generación de Empleo

Otro de los criterios sociales a tener en cuenta es la creación de puestos de trabajo, de forma que se relacione el nivel de ocupación de un territorio con los puestos de trabajo de cada tecnología o alternativa.

Además del imprescindible servicio público y ambiental que presta el sector de los residuos en España, las actividades de recogida y tratamiento de residuos, se están revelando como un sector dinámico y con capacidad de creación de empleo. Según datos del MAGRAMA (2014), en 2012, el “sector residuos” en España ocupaba a unas 77.500 personas. Si bien el sector todavía supone un porcentaje pequeño con respecto a los ocupados en el conjunto de la economía (un 0,45%), es destacable que entre 2008 y 2012 el número de empleos ha aumentado en casi 10.000 personas. La tasa de paro ha subido entre 2008 y 2012, llegando al 11,4% que se sitúa muy por debajo del desempleo total de la economía (25,03%). Dentro de este sector, aproximadamente el 57% de los ocupados se dedican a la recogida de residuos, mientras que el “tratamiento y eliminación” y la “valorización” suponen el 27% y 16% respectivamente, aunque estas últimas actividades siguen una tendencia positiva desde el 2010 (Meseguer, 2015).

Se puntuarán las alternativas de mayor a menor de acuerdo a los puestos de trabajo que generan. En este sentido, y en base a datos obtenidos de diferentes instalaciones, las alternativas con valorización energética de residuos generan más puestos de trabajo y de mayor especialización que las alternativas sin valorización energética. Esta situación se debe a la compleja tecnología que conlleva la valorización energética.

5.4. SELECCIÓN MEJOR ALTERNATIVA

Es de esperar, que la aplicación metodológica arroje como resultado de la evaluación por cada criterio una diferente alternativa seleccionada como mejor opción. En este caso, se volverán a jerarquizar utilizando de nuevo el software “BPMSG’s AHP Online System” (Goepel, 2015), hasta la obtención de una única alternativa óptima.

6. APLICACIÓN METODOLÓGICA Y RESULTADOS SOBRE UN TERRITORIO DETERMINADO

6.1. CARACTERÍSTICAS ZONA DE APLICACIÓN

Este trabajo se ha particularizado para un conjunto de 13 municipios situados en la Vega de Granada (España) (Figura 26), con una población de 93.300 habitantes, una superficie de 1.100 Km² y una generación de residuos urbanos que asciende a 45.000 Tn/año (datos de 2014), con la composición recogida en la Figura 27 y en la Tabla 25.

1 - SITUACIÓN Y EMPLAZAMIENTO

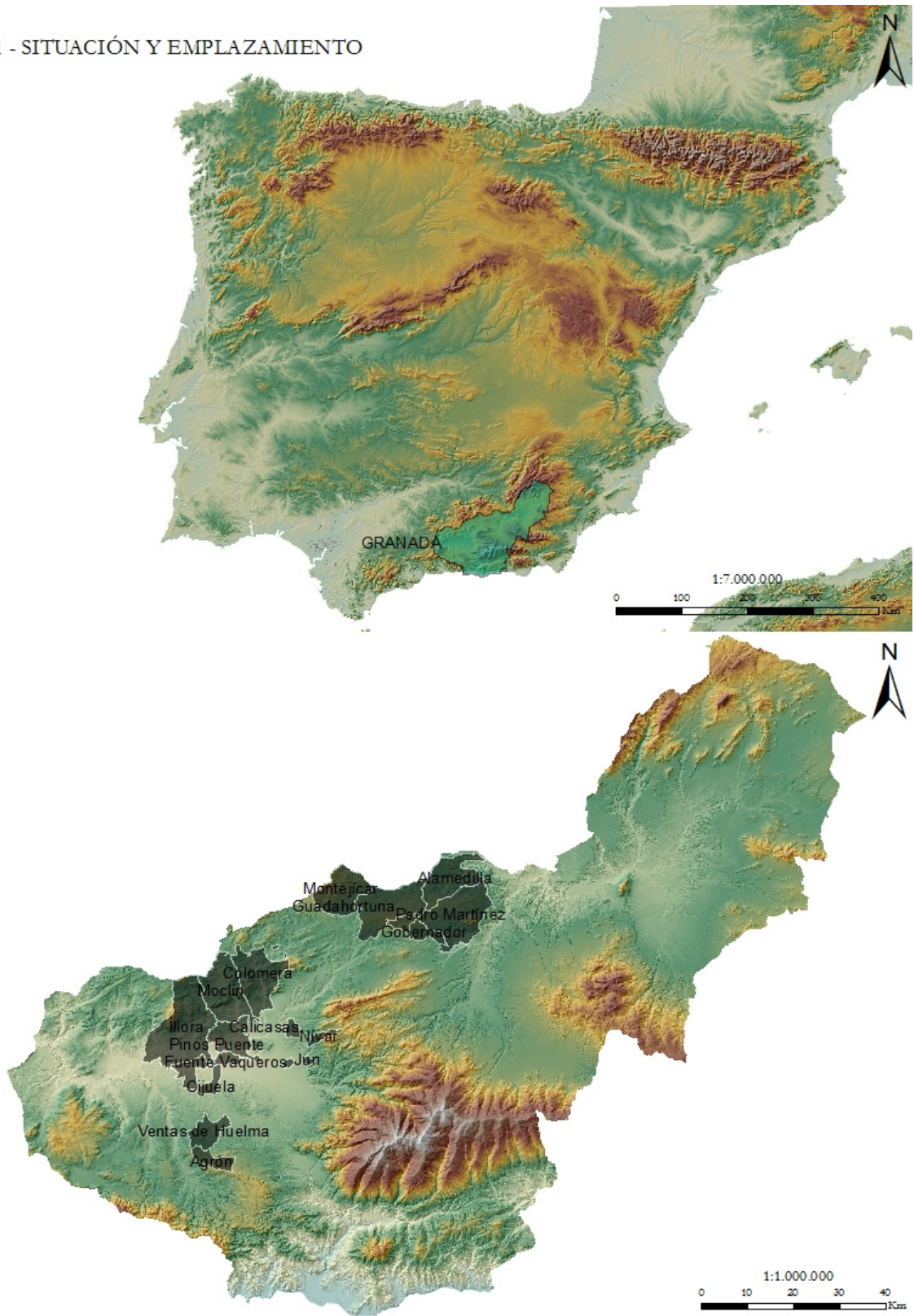


Figura 26: Zona de estudio. CVSE. Elaboración propia.

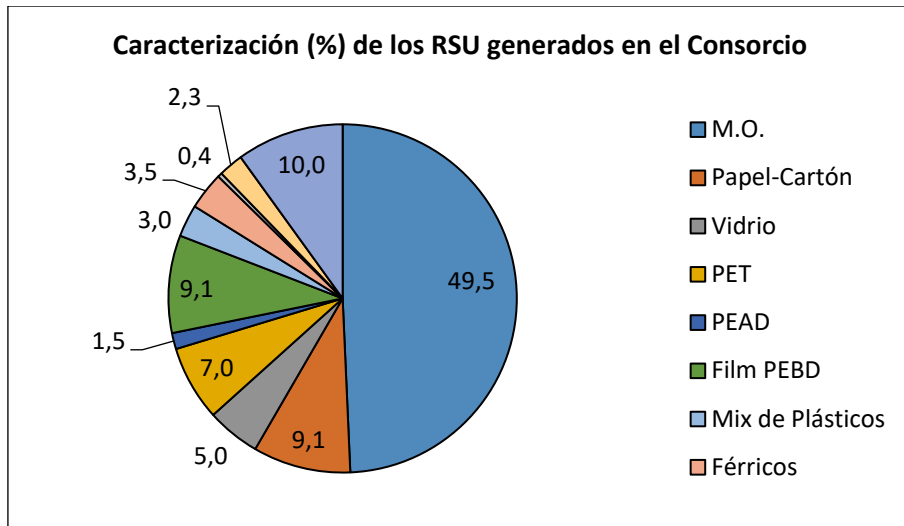


Figura 27: Caracterización de los RU del CVSE. (Diputación de Granada, 2010).

La Figura 28 presenta el diagrama de flujo de las alternativas en estudio.

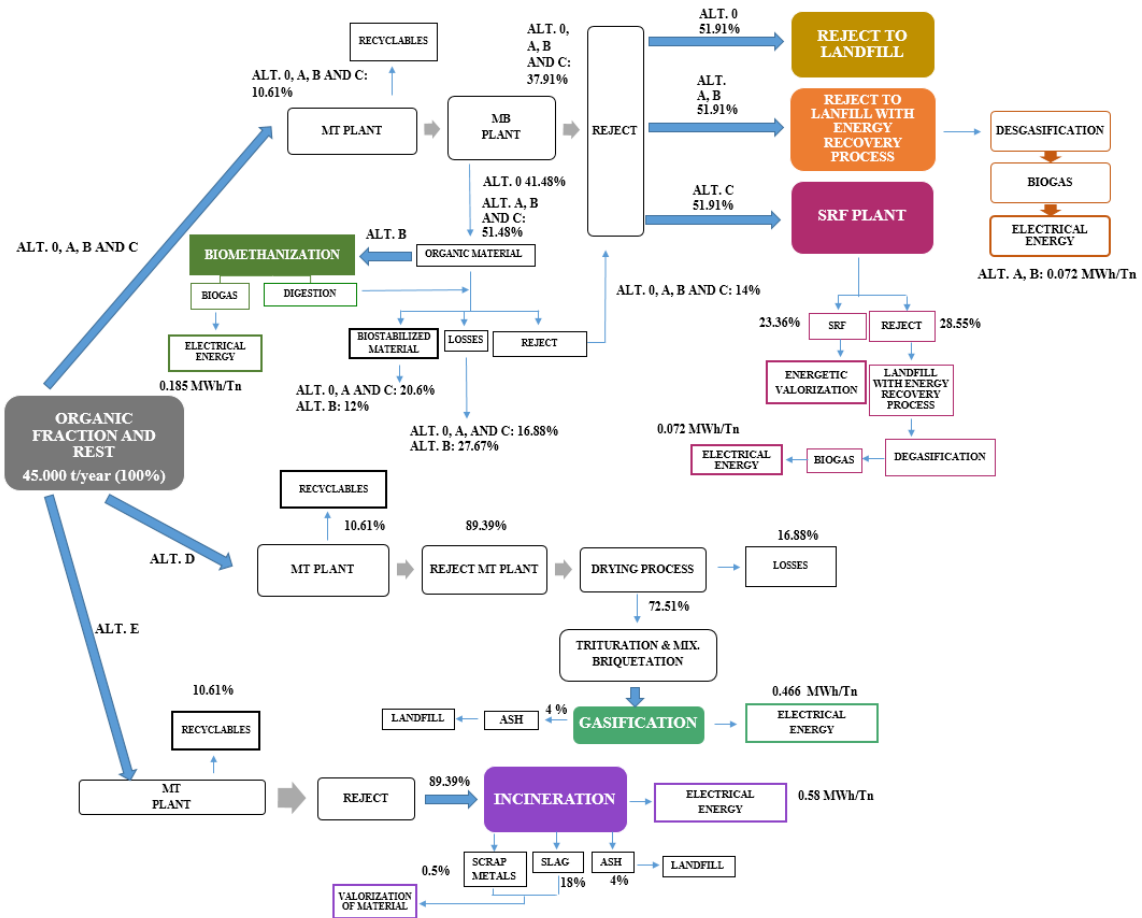


Figura 28: Diagrama de flujo de las alternativas en estudio. (Elaboración propia en base a (Masias Recycling, 2015; Junfeng, 2005; Urbaser, 2015; Complejo para Tratamiento de Residuos Urbanos de Zaragoza, 2015; Dimasa Grupo, 2015; Zabargarbi, 2015; Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, 2014)).

Tabla 25: Caracterización (%) de los RU generados en el Consorcio, (Diputación de Granada, 2010).

CARACTERIZACIÓN DE LOS RU GENERADOS EN EL CVSE (%)	
Materia Orgánica	49,48
Papel-Cartón	9,02
Vidrio	4,98
PET	7,00
PEAD	1,48
Film PEBD	9,08
Mix de Plásticos	2,90
Férricos	3,44
No Férricos	0,37
Bricks	2,25
Otros	9,99

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos mediante la aplicación de las diferentes herramientas de evaluación y decisión al territorio elegido para la comprobación de la metodología propuesta en el presente trabajo.

Se comparan entre sí los resultados de las distintas alternativas y se cotejan con publicaciones e investigaciones análogas.

6.2. RESULTADOS ANÁLISIS ECONÓMICO

Tal y como se ha indicado en el apartado correspondiente, el cálculo del canon para cada alternativa se ha obtenido como diferencia entre costes e ingresos de los procesos o fases que las componen, (Ecuación 19). Así, en primer lugar, se han determinado por separado los costes e ingresos asociados a cada uno de los procesos unitarios que integran las diferentes alternativas (Tabla 14), utilizando para ello la Ecuación 12 y la Ecuación 18 respectivamente, así como los valores ya definidos anteriormente. Los resultados obtenidos se han recogido en la Tabla 26 y en la Tabla 27.

En relación a los costes asociados a los procesos unitarios recogidos en la Tabla 26, se puede observar que el tratamiento mecánico destinado a recuperar fracciones reciclables presentes en la fracción materia orgánica y resto es, tras el proceso unitario de incineración con recuperación de energía, el más elevado, con un coste de 39,64 €/Tn. Este resultado pone de manifiesto la

importancia de impulsar la recogida selectiva, ya que, aunque esto supone un sobrecoste en la fase de recogida, se ha demostrado que los costes de tratamiento disminuyen (D'Onza, et al., 2016). Por otro lado, si se analizan los costes de los procesos de recuperación energética por separado, la incineración, con 58,78€/Tn, presenta un valor que casi duplica al siguiente, la gasificación, con 30,64 €/Tn; este resultado era esperable debido a la baja producción de residuos en el área de estudio, inferior a los valores que optimizan estos sistemas, estimados en 240 Tn/día (The World Bank, 1999; Cappello, et al., 2013), o incluso por encima de las 700 Tn/día (Lauret, 2010), y esto debido fundamentalmente a los grandes costes de inversión de los hornos y los sistemas de depuración de gases y control de la polución, y a la pérdida de eficiencia eléctrica neta en las plantas pequeñas (Lombardi, et al., 2015). Finalmente merece la pena destacar los bajos costes asociados a la eliminación de residuos en vertedero en España, estimados en 14,93 €/tn, que contrastan con las tasas de vertido que existen en otros países como Reino Unido que ha incrementado en los últimos años estos costes hasta aproximadamente 102 €/Tn (Government, 2014); las bajas o nulas tasas de vertido existentes en España no facilitan medidas destinadas a la valorización material y energética de los residuos (Freire-González y Puig-Ventosa, 2019), alternativas ambientalmente más sostenibles, y son las responsables, en parte, de los elevados ratios de eliminación de residuos en vertedero en la actualidad (Eurostat, 2013).

Tabla 26: Relación de costes de los procesos que integran las alternativas en estudio. Elaboración propia.

COSTES										
	TM	TB	DA	CSR	GF	IRE	VSRE	VCRE	VC	
G					45,000					
Iloc	2.640,000		300,000	300,000	2.000,000	3.500,000	2.900,000	2.900,000		
Ptoc	20	20	20	20	20	20	20	20		
Atoc	132,000	-	15,000	15,000	100,000	175,000	145,000	145,000		
Imp	3.566,455	2.180,905	2.000,000	250,000	7.600,000	11.500,000		1.200,000		
Pmp	20	20	20	20	20	20	20	20		
Amp	178,323	109,045	100,000	12,500	380,000	575,000	-	60,000		
Imex	500,000		150,000	180,000		600,000	600,000	600,000		
Pnex	20	20	20	20	20	20	20	20		
Amex	25,000	-	7,500	9,000	-	30,000	30,000	30,000		
Cinv	7,45	2,42	2,72	0,81	10,67	17,33	3,89	5,22		
Categoría laboral 1	1									
Coste salarial 1	45,138	45,138	45,138	45,138	45,138	45,138	45,138	45,138		
Categoría laboral 2	2									
Coste salarial 2	42,450	42,450	42,450	42,450	42,450	42,450	42,450	42,450		
Categoría laboral 3	14	2	1	1	2	20	6	4		
Coste salarial 3	36,192	36,192	36,192	36,192	36,192	36,192	36,192	36,192		
Cp	14,15	1,61	1,75	1,75	2,55	17,03	5,77	4,16		
B	0,08	0,06	0,06	0,06	0,05	0,03	0,08	0,08		
Cmq	7,23	2,91	2,87	0,57	8,44	8,07	1,07	3,20		
Y	0,25	0,15	0,15	0,20	0,17	0,16	0,20	0,17		
Cg	1,86	0,36	0,41	0,16	1,81	2,77	0,78	0,89		
w	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05		
CF	0,37	0,12	0,14	0,04	0,53	0,87	0,19	0,26		
δ	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16		
Cest	4,97	1,19	1,26	0,53	3,84	7,37	1,87	2,20		
Cexp	28,58	6,19	6,42	3,06	17,18	36,11	9,68	10,71		
C	36,04	8,61	9,14	3,87	27,85	53,44	13,57	15,93		4,00
10% IVA	3,60	0,86	0,91	0,39	2,79	5,34	1,36	1,59		0,40
Cn (€/Tn)	39,64	9,47	10,06	4,26	30,64	58,78	14,93	17,52		4,40

Tabla 27: Relación de ingresos de los procesos que integran las alternativas en estudio. Elaboración propia.

	INGRESOS									
	TM	TB	DA	CSR	GF	IRE	VSRE	VCRE	VC	
G					45,000					
% Envases Ligeros	6,39									
Precio EELL (€/Tn)	180									
% papel-Cartón	2,43									
Precio Papel-Cartón (€/Tn)	30									
% Vidrio	0,18									
Precio Vidrio (€/Tn)	45									
% Metales férricos	1,45					0,50				
Precio metales férricos (€/Tn)	130					140				
% Metales no férricos	0,16									
Precio metales no férricos (€/Tn)	500									
% material bioestabilizado		20,60	12,00							
Precio Bioestabilizado (€/Tn)		8	8							
% CSR				23,36						
Precio CSR (€/Tn)				25						
F (%)			51,48							
MFORM (Nm ² /Tn)			115							
Q (MJ/Nm ³)			37,20							
Q (MJ/Tn)			30		10,000	8,000				
η (%)					23	29				
R (%)					72,51	89,39				
Energía (kwh/año)			8.324,748		21.013,398	26.130,485		3.248,230		
Precio energía (€/kwh)			0,055		0,055	0,055		0,055		
In (€)	674.865,00	74.160,00	501.061,16	262.800,00	1.155.736,89	1.468.676,66		178.652,63		
In (€/Tn) antes de impuestos	14,99	1,65	11,13	5,84	25,68	32,64		3,97		
21% IVA	3,15	0,35	2,34	1,23	5,39	6,85		0,83		
In (€/Tn)	18,15	1,99	13,47	7,07	31,08	39,49		4,80		

Tabla 28: Canon de cada alternativa estudiada para el CVSE. Elaboración Propia.

ALTERNATIVA	PROCESOS	COSTES	INGRESOS	CANON
O	TM + TB + VSRE	64,04	20,14	43,90
A	TM + TB + VCRE	66,63	24,94	41,69
B	TM + DA + TB + VCRE	76,69	38,41	38,28
C	TM + TB + CSR + VCRE	70,89	32,01	38,88
D	TM + GF + VC	74,68	49,23	25,45
E	TM + IRE + VC	102,82	57,64	45,18

Tabla 29: Balances energéticos de las alternativas en estudio. Elaboración propia.

ALTERNATIVA	TM	TB	DA	CSR	GF	IRE	VSR E	VCRE	Total Instalada (kW)	Horas/año ²	Total consumida (MWh/año)
O	374,6	228,8	-	-	-	-	36	-	639,56	6.090	3.894,92
A	374,6	228,8	-	-	-	-	-	36	639,56	6.090	3.894,92
B	374,6	228,8	289,3	-	-	-	-	36	639,56	6.000	3.837,36
C	374,6	228,8	-	263,1	-	-	-	36	639,56	6.310	4.035,81
D	541,1	-	-	-	503,3	-	-	-	1.044,53	5.000	5.222,65
E	256,0	-	-	-	-	1.500	-	-	1.756,00	5.000	8.780,00

² Horas anuales de funcionamiento de la instalación.

Tabla 30: Balance de masas, subproductos y energía de las alternativas en estudio (Masias Recycling, 2014; Urbaser, 2015; Dimasa Grupo, 2015; Zabalgardi, 2015; CTRUZ, 2015; Junfeng, 2005; Alonso, 2009; Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, 2014).

ALTERNATIVA	RECICLABLES	BIODEGRADABLE	BIOESTABILIZADO	RECHAZO	SUBPRODUCTO
0	10,61	51,48	20,60	51,91	--
A	10,61	51,48	20,60	51,91	0,072 MWh/Tn
B	10,61	51,48	12	51,91	0,257 MWh/Tn
C	10,61	51,48	20,60	51,91	23,36% CSR 0,072 MWh/Tn
D	10,61	--	--	72,51	0,466 MWh/Tn
E	10,61	--	--	89,39	0,580 MWh/Tn

En cuanto al análisis de los ingresos obtenidos por cada proceso por separado, se destacan los elevados valores de la incineración, seguida de la gasificación con 39,49 y 31,08 €/Tn respectivamente. Estos valores contrastan con la biometanización, con ingresos por producción energética mucho menores, 13,47 €/Tn. Estos resultados están de acuerdo con los estudios consultados que ponen de manifiesto como la incineración sigue siendo en la actualidad la tecnología con mayor rendimiento en el aprovechamiento energético (Evangelisti et al., 2015; Tan, et al., 2015). No obstante, los beneficios de la gasificación surgen de su mayor eficiencia energética y menor coste de depuración de gases al trabajar en atmósfera confinada, si bien Evangelisti et al., (2015) reconocen que la solidez de estas conclusiones es limitada ya que no está totalmente comercializada, de manera que todavía parte de los estudios se basan en resultados a pequeña escala y simulaciones.

Una vez determinados los costes e ingresos unitarios por procesos, se ha calculado el canon, en €/Tn, para cada una de las alternativas propuestas, de acuerdo con la descripción recogida en la Tabla 15; los resultados obtenidos se han recogido en la Tabla 28 y en la Figura 29 se puede observar que los valores del canon oscilan entre 25,45 €/Tn y 45,18 €/Tn para la Alternativa D, que incluye la gasificación de la fracción rechazo, y la Alternativa E, que recupera mediante incineración la energía del rechazo, tras llevar a cabo un proceso previo de separación mecánica en ambos casos; estos valores obtenidos, de acuerdo a documentos consultados relativos a ofertas de concursos públicos, se encuentran dentro de los actuales aplicados en diferentes plantas de tratamiento de residuos en España. Si se analizan los diferentes valores del canon obtenidos, de forma comparativa al tratamiento actual, es decir la Alternativa 0, se puede observar que, en todos los casos, excepto en el de la incineración, que implica un incremento en el canon del 3%, la implantación de sistemas de valorización energética supondría una reducción en el valor de dicho canon (Figura 30), siendo la gasificación la que permitiría una mayor reducción del mismo, estimada en un 42%; la biometanización permitiría una reducción en el canon cercana al 13%, debido al menor rendimiento en la recuperación de energía.

La Figura 29 muestra los resultados obtenidos del análisis económico, costes, ingresos y canon para cada una de las alternativas estudiadas, y la Figura 30 la comparativa de costes, ingresos y canon de las diferentes alternativas con respecto al tratamiento actual (Alternativa 0).

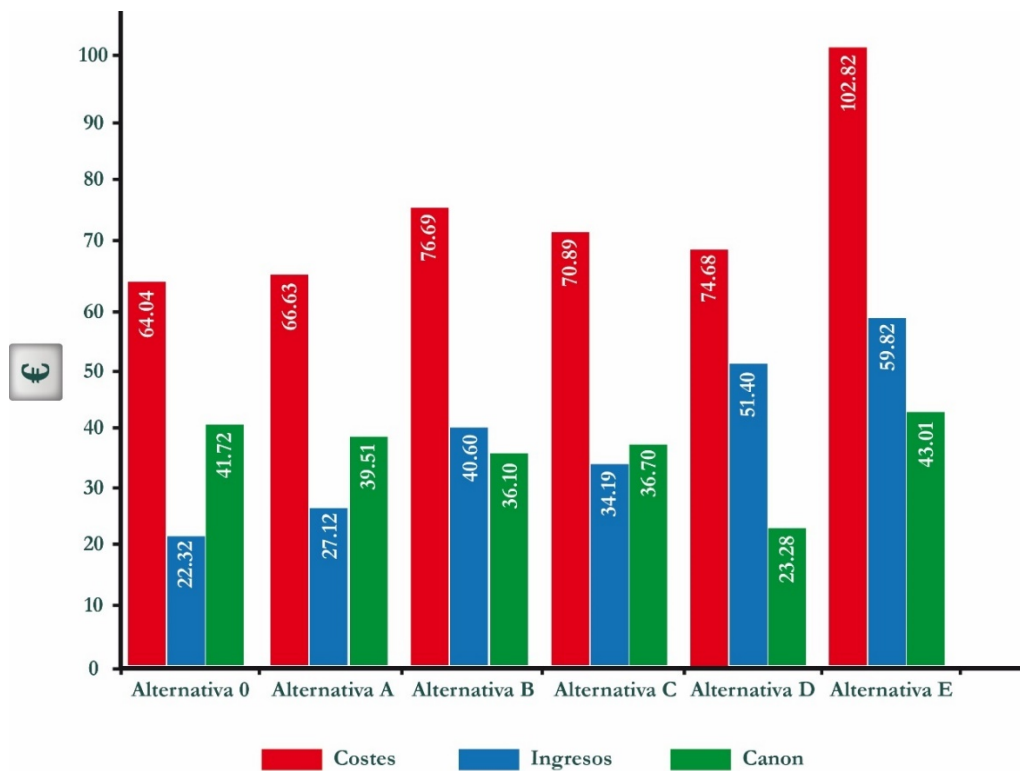


Figura 29: Costes, Ingresos y Canon de las alternativas estudiadas para el CVSE. Elaboración propia.

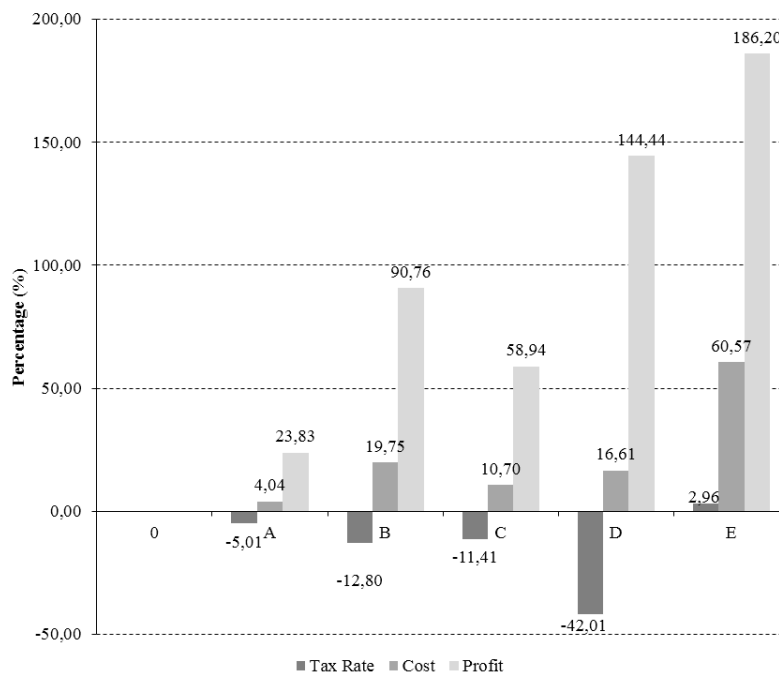


Figura 30: Comparativa de costes, ingresos y canon de las diferentes alternativas con respecto al tratamiento actual (Alternativa 0). Elaboración propia.

La Figura 31 muestra la jerarquización de alternativas resultante del análisis económico.

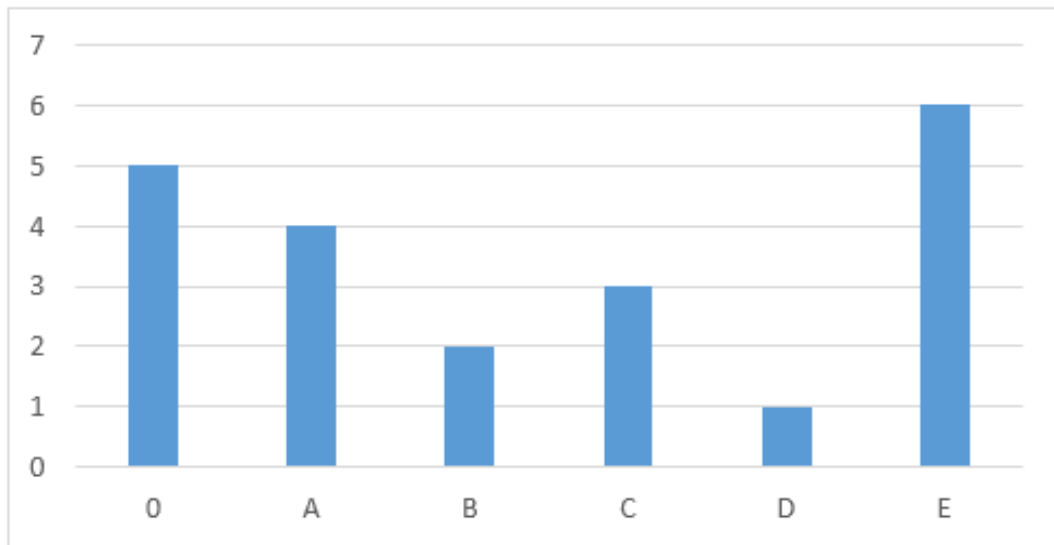


Figura 31: Jerarquía de alternativas resultante del análisis económico. Elaboración propia.

6.3. RESULTADOS ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

Para analizar el alcance de los efectos ambientales generados por las diferentes alternativas estudiadas, se han cuantificado cada uno de los impactos por tonelada de residuo tratada para los procesos unitarios considerados por separado, componiendo posteriormente las alternativas como suma de estos. La Tabla 31 recoge los impactos ambientales por procesos unitarios y la Tabla 32 por alternativas, en ambos casos los valores están referidos toneladas tratadas.

Tabla 31: Cuantificación de los impactos ambientales por proceso unitario, por cada tonelada de residuos tratada.

Damage category	Impact category	Unit	Unit process									
			MT	BT	AD	SRF	GF	I-ER	LD	LD-GF	LD-AS	
Human health	Carcinogens	kg C ₂ H ₅ Cl eq	0,41	5,52	6,25	6,44	5,11	4,55	0,00	-1,54	0,67	
	Non-carcinogens	kg C ₂ H ₅ Cl eq	0,10	3,84	5,03	4,32	3,05	15,07	0,00	-0,37	2,23	
	Respiratory inorganics	kg PM _{2.5} eq	0,01	0,32	0,40	0,36	0,35	0,52	0,00	-0,05	0,06	
	Ionizing radiation	Bq C-14 eq	787,41	3544,54	2167,49	4594,12	71,01	-9220,67	0,00	-2955,11	120,47	
	Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Respiratory organics	kg C ₂ H ₄ eq	0,00	0,06	0,08	0,07	0,07	-0,02	0,25	0,00	0,02	
	Total impact	mPt	1,75	35,18	44,05	40,33	43,57	64,44	0,07	-5,83	0,67	
		%	2,72	54,60	68,36	62,58	67,62	100,00	0,11	-9,05	1,04	
		kg TEG water	744,15	18603,60	23339,74	21037,11	61,47	286241,47	0,00	-2688,03	23769,09	
		kg TEG soil	134,04	4968,24	6498,90	5589,39	4559,20	-68,12	0,00	-503,05	2261,92	
Ecosystem quality	Terrestrial acidnutri	kg SO ₂ eq	0,27	5,20	6,62	5,97	5,48	6,38	0,00	-1,02	0,79	
	Land occupation	m ² org.arable	0,15	6,35	8,38	7,13	7,93	-0,75	0,00	-0,55	1,22	
	Aquatic acidification	kg SO ₂ eq	0,09	1,83	2,30	2,10	1,91	7,41	0,00	-0,34	0,40	
	Aquatic eutrophication	kg PO ₄ -P-lim	0,00	0,04	0,05	0,05	0,04	0,00	0,00	0,00	0,01	
	Total impact	mPt	0,13	3,82	4,99	4,32	5,13	2,88	0,00	-0,42	0,09	
		%	2,46	74,56	97,36	84,33	100,00	56,23	0,00	-8,20	1,70	
		kg CO ₂ eq	15,12	298,68	189,00	165,72	270,53	266,01	310,96	119,74	90,38	
		mPt	1,72	29,58	18,89	16,74	35,73	35,27	31,41	12,10	0,53	
		%	4,81	83,90	52,88	46,84	100,00	98,72	87,90	33,86	1,49	
		MI primary	305,64	3614,28	3969,93	4248,61	2804,51	-3519,08	0,00	-1147,05	753,03	
Climate change	Global warming	mPt	1,72	29,58	18,89	16,74	35,73	35,27	31,41	12,10	0,53	
	Total impact	%	4,81	83,90	52,88	46,84	100,00	98,72	87,90	33,86	1,49	
	Non-renewable energy	MI primary	305,64	3614,28	3969,93	4248,61	2804,51	-3519,08	0,00	-1147,05	753,03	
Resources	Mineral extraction	MI surplus	0,27	3,55	4,08	4,15	3,28	-1,15	0,00	-1,03	0,45	
	Total impact	mPt	2,26	23,55	25,89	27,98	22,45	-19,19	0,00	-7,55	0,73	
		%	8,09	84,18	92,53	100,00	80,23	-68,57	0,00	-26,98	2,61	
Total	mPt	5,86	92,54	93,83	89,37	106,89	83,41	31,48	-1,70	2,02		
	%	5,48	86,58	87,78	83,61	100,00	78,03	29,45	-1,59	1,89		

Tabla 32: Cuantificación de los impactos ambientales para cada alternativa, por cada tonelada de residuos tratada.

Damage category	Impact category	Unit	Alternative					
			0	A	B	C	D	E
Human health	Carcinogens	kg C ₂ H ₃ Cl eq	5.93	4.39	5.12	10.82	6.19	5.63
		%	54.78	40.52	47.28	100	57.20	51.97
	Non-carcinogens	kg C ₂ H ₃ Cl eq	3.94	3.57	4.75	7.88	5.38	17.40
		%	22.64	20.51	27.33	45.31	30.93	100
	Respiratory inorganics	kg PM _{2.5} eq	0.33	0.28	0.37	0.65	0.42	0.59
		%	51.53	43.72	56.48	100	64.82	90.92
	Ionizing radiation	Bq C-14 eq	4331.95	1377.65	-0.05	5971.78	979.04	-8312.65
		%	52.11	16.57	-0.001	71.84	11.78	-100
	Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	3.6E-05	2.7E-05	3.2E-05	6.6E-05	3.8E-05	-2.2E-05
		%	54.31	40.99	48.63	100	58.54	-32.61
	Respiratory organics	kg C ₂ H ₄ eq	0.31	0.06	0.08	0.13	0.09	0.002
		%	100	20	24.12	41.66	27.81	0.64
	Total impact	mPt	37.01	31.10	39.97	71.43	46	66.86
		%	51.81	43.54	55.96	100	64.4	93.6
Ecosystem quality	Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	19347.7	16663.3	21396.0	37700.4	24574.8	310754.8
		%	6.23	5.36	6.89	12.13	7.91	100
	Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	5102.28	4600.17	6129.91	10189.5	6955.20	2327.88
		%	50.07	45.15	60.16	100	68.26	22.85
	Terrestrial acid/nutri	kg SO ₂ eq	5.47	4.46	5.88	10.43	6.54	7.44
		%	52.51	42.75	56.35	100	62.74	71.4
	Land occupation	m ² org.arable	6.50	5.95	7.98	13.08	9.29	0.62
		%	49.70	45.51	61	100	71.05	4.76
	Aquatic acidification	kg SO ₂ eq	1.92	1.59	2.05	3.68	2.39	7.9
		%	24.31	20.07	25.99	46.59	30.31	100
	Aquatic eutrophication	kg PO ₄ P-lim	0.04	0.04	0.05	0.08	0.06	0.01
		%	50.66	45.37	58.46	100	66.66	13.16
	Total impact	mPt	3.95	3.53	4.7	7.85	5.34	3.1
		%	50.32	44.97	59.87	100	68.02	39.49
Climate change	Global warming	kg CO ₂ eq	624.77	433.60	323.87	599.32	376.03	371.52
		%	100	69.40	51.84	95.93	60.19	59.46
	Total impact	mPt	63.1	43.79	32.71	60.53	37.98	37.52
		%	100	69.4	51.84	95.93	60.19	59.46
Resources	Non-renewable energy	MJ primary	3919.92	2773.60	3128.58	7022.21	3863.24	-2460.35
		%	55.82	39.50	44.55	100	55.02	-35.04
	Mineral extraction	MJ surplus	3.83	2.80	3.33	6.95	4.00	-0.42
		%	55.02	40.28	47.87	100	57.56	-6.1
	Total impact	mPt	25.82	18.27	20.61	46.25	25.45	-16.19
		%	55.83	39.5	44.56	100	55.02	-35
Total	mPt	129.88	96.69	97.98	186.07	114.77	91.29	
	%	69.8	51.97	52.66	100	61.68	49.06	

Se puede observar que, para todas las categorías de daño consideradas, los tratamientos térmicos son los que más impacto presentan, exceptuando el proceso de la incineración con recuperación de energía (I-ER) que, para la categoría de “resources”, presenta el menor impacto debido a la mayor eficiencia en la producción de energía eléctrica que implica no tener que generarla a partir de recursos no renovables. El proceso unitario de desgasificación de vertedero (LD-GF) es el que menos impacto presenta en todas las categorías excepto en la de “climate change” que es para el vertido de cenizas (LD-AS).

De forma global, el proceso unitario de gasificación (GF) es el que más impacto genera y la desgasificación de vertedero (LD-GF) el que menos.

A partir de estos valores unitarios se ha determinado el impacto de las diferentes alternativas (Tabla 32). Se puede observar que en todas las categorías de daño la alternativa C es la que mayores impactos origina excepto en la categoría “climate change” para la que la situación actual (alternativa 0) es la más desfavorable, siendo la biometanización (alternativa B) la que presenta mejor comportamiento en la citada categoría.

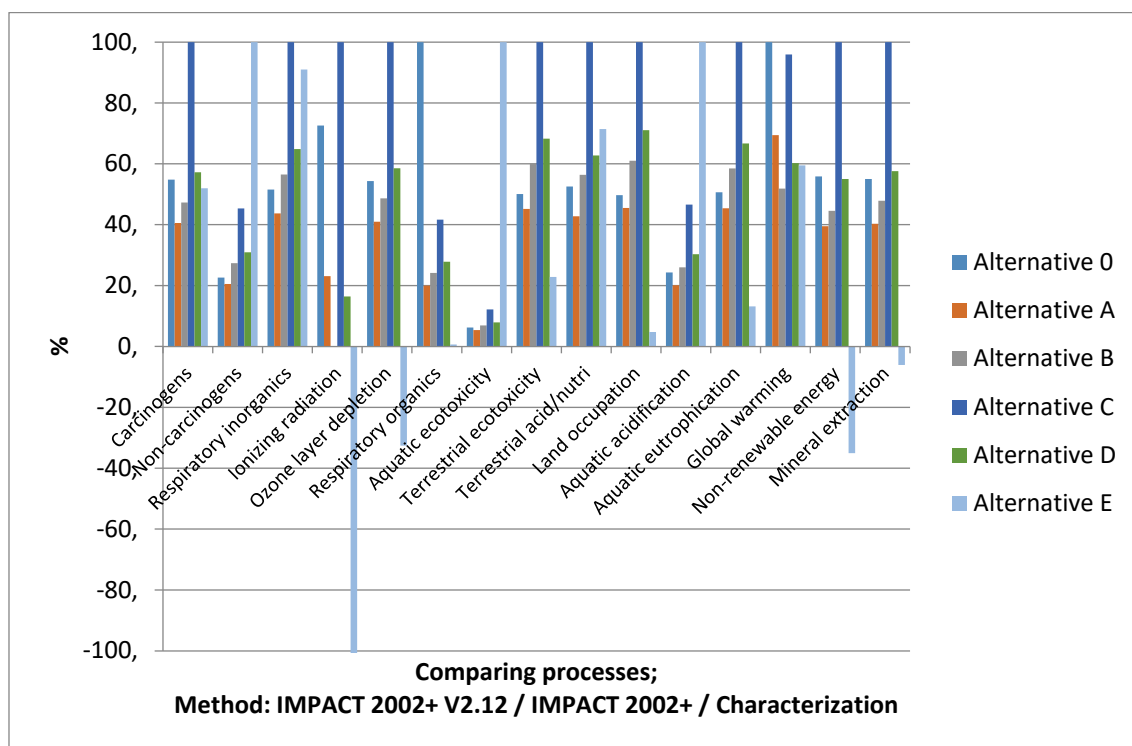


Figura 32: Comparativa de impactos para cada alternativa.

Si se ponderan estos valores sobre el valor máximo de una categoría de impacto (asociado a una alternativa), los valores que resultan para las restantes alternativas, se obtienen los resultados en términos porcentuales para dicha categoría de impacto para todas las alternativas. Estos valores (Figura 32) se obtienen relacionando porcentualmente cada uno de los valores de la categoría de impacto sobre el máximo valor de esa misma categoría, para todas las alternativas. Como resultado se puede observar que la Alternativa C es la que mayores impactos ambientales presenta para todas las categorías estudiadas, excepto para las categorías de impacto “non carcinogens”, “aquatic ecotoxicity” y “aquatic acidification” cuyo mayor impacto lo presenta la

Alternativa E, y las categorías de impacto “respiratory organics” y “global warming” que presenta el mayor impacto para la Alternativa 0. Los indicadores que aparecen en negativo reflejan que se trata de beneficios ambientales. Estos valores están indicando que las fases/procesos que aportan beneficio ambiental son mayores que las fases/procesos que aportan impacto ambiental, quedando un global para ese indicador en negativo.

Dentro de las categorías de impacto consideradas se analiza con más detalle el impacto Global Warming (Kg CO₂ eq) como elemento para comparar ambientalmente las alternativas del estudio, debido a su relación directa con el calentamiento global y cambio climático (Tan, et al., 2014; Panepinto et al., 2015). Se ha podido observar que cualquiera de las opciones de tratamiento que incluyen una valorización energética, proporciona una menor cantidad de emisiones (Figura 33), si se compara con el tratamiento actual basado en la eliminación de la fracción resto en vertedero (Alternativa 0), solución que genera 624,77 kg CO₂ eq por cada tonelada de residuos tratada. Estas reducciones oscilan entre el 4%, con un total de 599,32 kg CO₂ eq en el caso de la producción de CSR (Alternativa C), y el 48% con la recuperación energética mediante biometanización de la materia orgánica (Alternativa B), con 323,87 kg CO₂ eq. La alternativa basada en la incineración ha supuesto en este caso una reducción de emisiones del 40,5%. El mayor impacto ambiental generado en los vertederos está derivado de las emisiones provocadas por la biodegradación de los residuos fermentables, estimándose que el efecto invernadero que generan las emisiones se podría reducir en aproximadamente un 50% si se recuperase el biogás producido (Elías Castells, 2005; Di María et al. 2003; Di María y Micale 2014a, b; Di María y Micale 2015b; Assamoi y Lawryshyn; 2012).

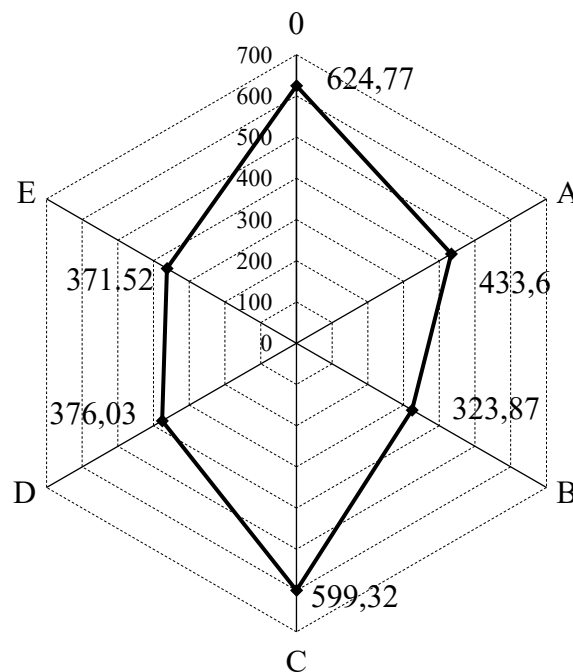


Figura 33: Emisiones de CO₂ eq para las alternativas de estudio, en Kg CO₂ eq.

Finalmente, se quiere poner de manifiesto que, tal y como se han diseñado las alternativas analizadas, tan sólo las denominadas D y E implican una reducción del porcentaje de residuos eliminados en vertedero, que serán un 4% de los residuos tratados, frente al 51,91% para el

resto. Esta reducción es una de las grandes ventajas que presentan los tratamientos termoquímicos, con las importantes mejoras ambientales derivadas de esta reducción (Moberg et al, 2005; Colazo, et al, 2015; Rajaeifar, et al., 2015).

La Figura 34 muestra la jerarquización de alternativas desde el punto de vista ambiental, para lo que se ha tenido en cuenta la categoría de impacto Glowal Warming (Kg CO₂ eq).

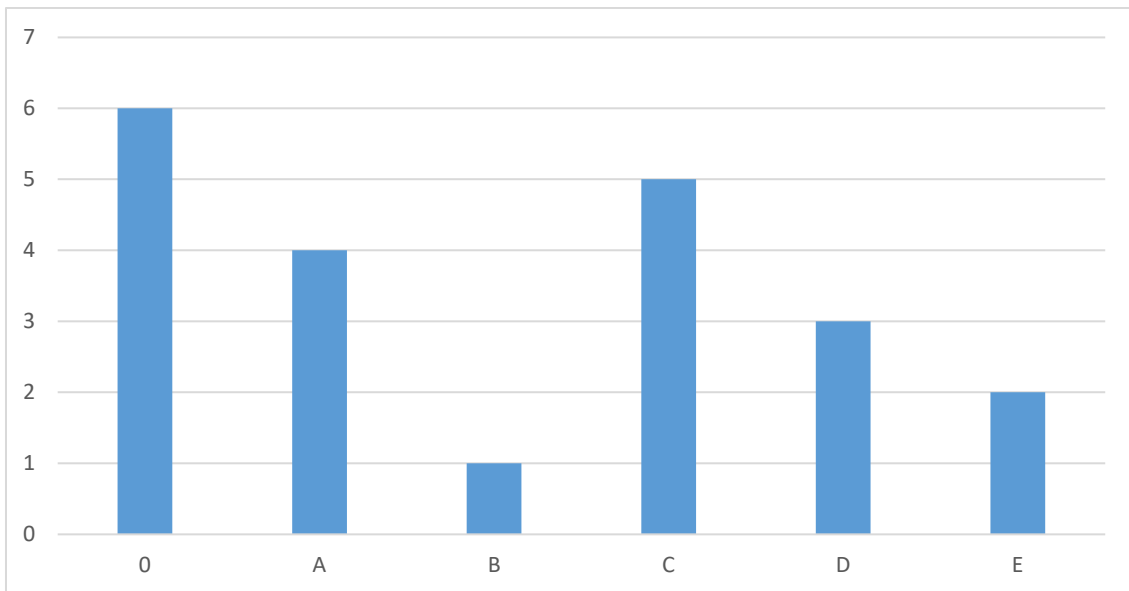


Figura 34: Jerarquía de alternativas resultante del análisis ambiental. Elaboración propia.

En el Anexo I, se presentan los datos obtenidos para las demás categorías de impacto, los valores de la contribución de las etapas de todas las categorías de impacto de las alternativas estudiadas y los datos de inventario del ciclo de vida.

6.4. RESULTADOS ANÁLISIS TERRITORIAL

Para el análisis territorial se ha empleado la aplicación online BPMSG (BPMSG, 2015) que desarrolla la metodología multicriterio denominada AHP (Analitical Hierarchy Process) así como el software libre gvSIG. La Tabla 33 muestra la matriz de ponderación de variables territoriales analizadas (espaciales o geográficas, y socio-políticas), en la que puede comprobarse que la alternativa C es la que obtiene una mejor puntuación, seguida de las alternativas que incluyen tratamientos térmicos in situ, sobre todo por la mayor generación de empleo y no necesitar vertedero de cola, lo que facilita su implantación en mayor número de terrenos. La Figura 35 muestra la jerarquización de alternativas del análisis territorial.

Tabla 33: Matriz de ponderación de variables territoriales analizadas.

criterio	Subcriterio	Glb Prioridad (%)	Alternative 0	Alternative A	Alternative B	Alternative C	Alternative D	Alternative E
Tipo recogida	Espacial	3.5	0.08	0.08	0.596	0.081	0.081	0.081
Caracterización	Espacial	3.2	0.06	0.061	0.565	0.196	0.059	0.059
Cantidad	Espacial	4.6	0.043	0.05	0.049	0.064	0.227	0.567
Terrenos aptos	Espacial	24.8	0.039	0.048	0.061	0.24	0.306	0.306
Infr. tratamiento y eliminación	Espacial	12.6	0.156	0.249	0.11	0.256	0.138	0.092
Infr. transporte, eléctricas e industriales	Espacial	17.9	0.047	0.19	0.086	0.519	0.079	0.078
Normativa aplicable	Social	16.1	0.037	0.297	0.272	0.167	0.08	0.043
Aceptación pública	Social	3.1	0.043	0.128	0.412	0.067	0.169	0.081
Generación empleo	Social	14.1	0.068	0.074	0.09	0.256	0.232	0.469
Total ponderado alternativas			0.061	0.147	0.155	0.256	0.173	0.208

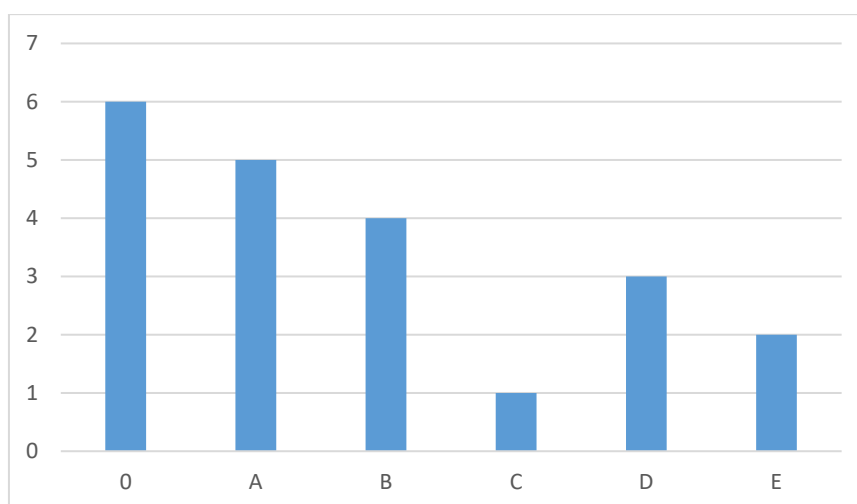


Figura 35: Jerarquía de alternativas resultante del análisis territorial. Elaboración propia.

En el Anexo II, se presenta el soporte gráfico realizado para el análisis territorial.

En el Anexo III, se presentan los datos de aplicación online BPMSG.

6.5. ELECCIÓN MEJOR ALTERNATIVA PARA EL CVSE

La Tabla 34 muestra la matriz con los resultados finales obtenidos para la evaluación de las alternativas de estudio según los criterios Económico, Ambiental y Territorial.

Tabla 34: Matriz de jerarquías de según criterios económicos, ambientales y territoriales.

ALTERNATIVA	C. ECONÓMICOS	C. AMBIENTALES	C. TERRITORIALES
O	5	6	6
A	4	4	5
B	2	1	4
C	3	5	1
D	1	3	3
E	6	2	2

Como puede comprobarse, cada criterio arroja una alternativa distinta como mejor solución, por lo que es necesario ponderar los criterios según la importancia relativa entre ellos, para lo que se vuelve a aplicar, como anteriormente se indicó, el método AHP para la obtención de la alternativa óptima. La Figura 36 muestra la importancia de criterios asignada y la prioridad obtenida.

AHP Online System

Pairwise Comparison Ponderación criterios

Please do the pairwise comparison of all criteria. When completed, click *Calculate Result* to get the priorities.

AHP Scale: 1- Equal Importance, 3- Moderate importance, 5- Strong importance, 7- Very strong importance, 9- Extreme importance (2,4,6,8 values in-between).

With respect to *Ponderación criterios*, which criterion is more important, and how much more on a scale 1 to 9?

A - wrt Ponderación criterios - or B?	Equal	How much more?
1 <input type="radio"/> Económicos or <input checked="" type="radio"/> Ambientales	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
2 <input checked="" type="radio"/> Económicos or <input type="radio"/> Territoriales	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
3 <input checked="" type="radio"/> Ambientales or <input type="radio"/> Territoriales	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9

CR = 0% OK

AHP
 Balanced scale

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank
1 Económicos	28.6%	2
2 Ambientales	57.1%	1
3 Territoriales	14.3%	3

Figura 36: Importancia de criterios asignada y prioridad obtenida.

Aplicando la prioridad de criterios obtenida en la Figura 36 la matriz de la Tabla 34, se obtiene la jerarquización o prioridad final de las alternativas estudiadas, resultados mostrados en la Tabla 35 y en la Figura 37.

Tabla 35: Prioridad final de alternativas en función de criterios económicos, ambientales y territoriales.

ALTERNATIVA	C. ECONÓMICOS	C. AMBIENTALES	C. TERRITORIALES	TOTAL	PRIORIDAD
O	1,430	3,426	0,858	5,174	6
A	1,144	2,284	0,715	4,143	5
B	0,572	0,571	0,572	1,715	1
C	0,858	2,855	0,143	3,856	4
D	0,286	1,713	0,429	2,428	2
E	0,716	1,142	0,286	3,144	3

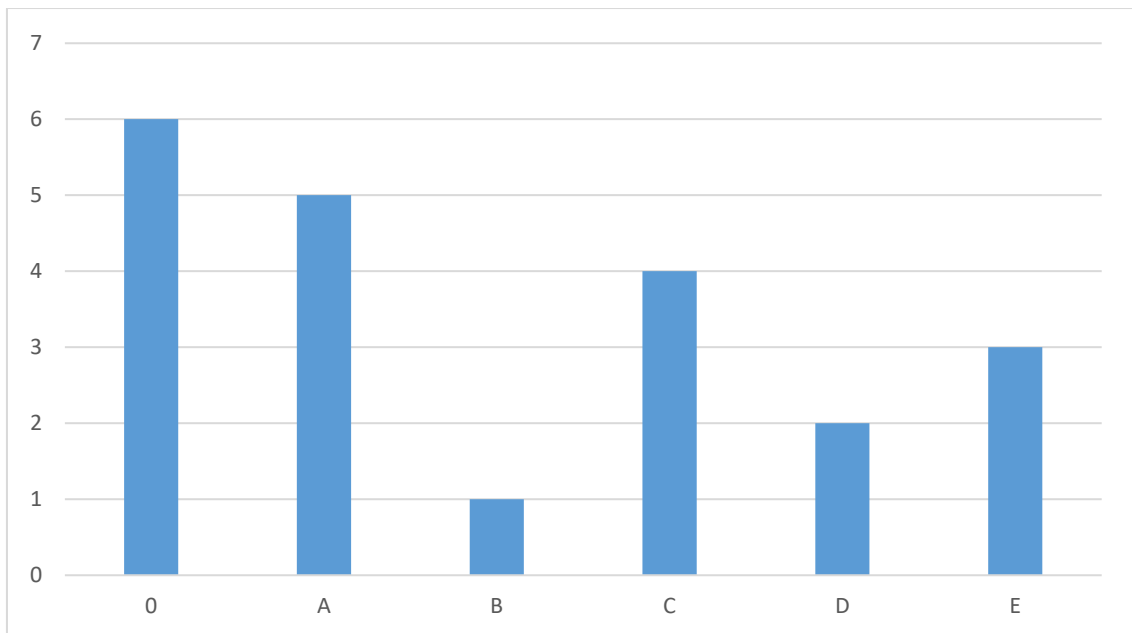


Figura 37: Jerarquía final de alternativas.

Finalmente, la alternativa resultante del análisis conjunto de todos los criterios estudiados es la **Alternativa B**. La Figura 38 muestra el resumen de jerarquías por cada criterio de decisión evaluado en el presente trabajo, así como la jerarquía final.

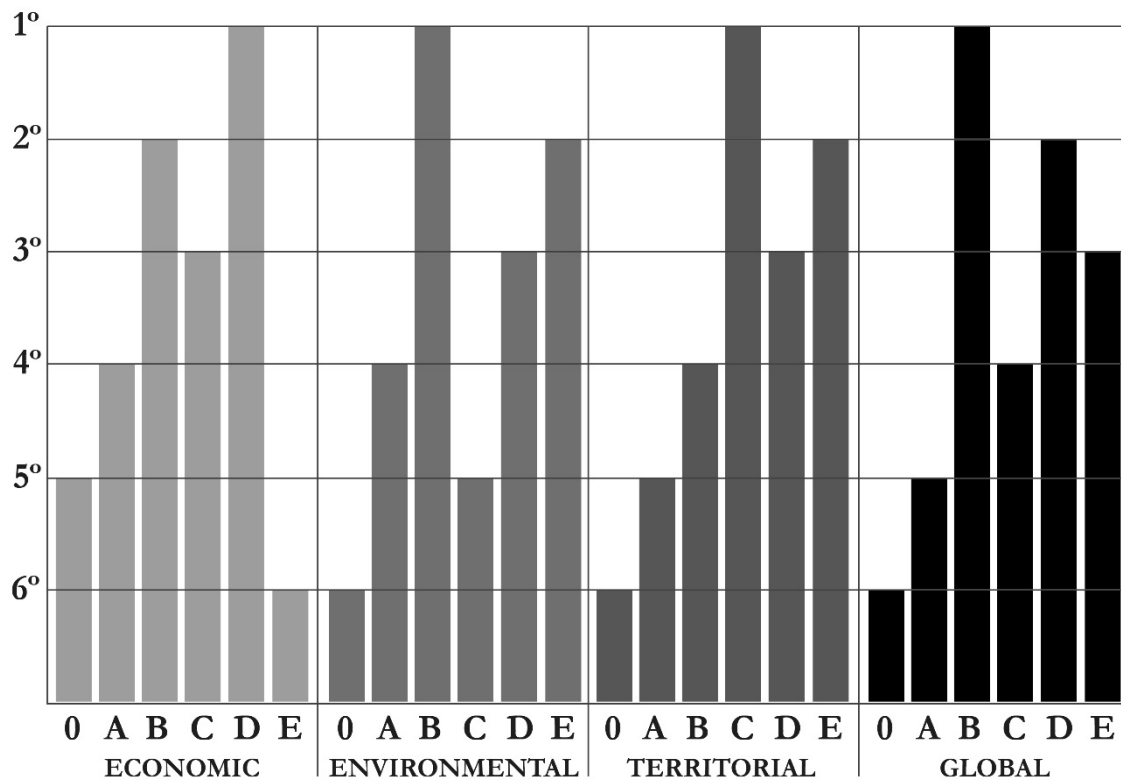


Figura 38: Resumen de jerarquías por criterios de análisis y final.

6.6. COMPARACIÓN DE RESULTADOS CON OTROS ESTUDIOS

Los resultados obtenidos en el ACV van en concordancia con los obtenidos por Panepinto et al., (2015), que tras evaluar económica y ambientalmente la producción de CSR, la digestión anaerobia de la fracción orgánica y la pirogasificación (tratamiento térmico), en escenarios con diferentes niveles de recogida selectiva, concluyen que los tratamientos mecánico-biológicos son preferibles desde el punto de vista ambiental, siendo preferible la pirogasificación, económicamente hablando. Este artículo clasifica los tratamientos mecánico-biológicos como preferibles ambientalmente frente a los tratamientos térmicos.

Arafat, et al., (2015) evalúan los impactos ambientales durante cinco procesos de tratamiento de RU con potencial de recuperación de energía, a través del ACV. Los cinco procesos considerados fueron la incineración, gasificación, digestión anaerobia, bio-vertederos, y el compostaje. Además, estos procesos se compararon con el reciclaje en su caso. Además de los impactos al medio ambiente, se compararon los potenciales de producción de energía para los cinco procesos para proporcionar una evaluación exhaustiva. Los análisis se basan en las tecnologías de tratamiento de residuos que se aplican a los flujos de residuos individuales, y no a una mezcla específica de RU en un lugar determinado. Se consideraron seis corrientes de residuos sólidos urbanos; alimentos, restos de podas, plástico, papel, madera y textiles. Desde un punto de vista de recuperación de energía, descubrieron que es mejor reciclar papel, madera y plásticos, digerir anaeróbicamente alimentos y restos de poda e incinerar residuos textiles. Por otro lado, el nivel de impacto ambiental para cada proceso depende de la categoría de impacto considerado. En general, se encontró que la digestión anaeróbica y la gasificación obtienen

mejores resultados ambientales que los otros procesos, mientras que el compostaje tenía un beneficio medioambiental mínimo.

Para Evangelisti et al., (2015), la gasificación tiene mejor comportamiento ambiental que las tecnologías de tratamiento convencionales, y algo mejor que la incineración más moderna. Los beneficios de la gasificación y los procesos de plasma surgen de su mayor eficiencia energética, si bien reconoce que la solidez de estas conclusiones es limitada debido a que la gasificación no está todavía totalmente comercializada, de manera que el análisis se ha basado en los resultados de una planta piloto y simulaciones.

Para Tan et al., (2015), tras evaluar y comparar diferentes escenarios WtE, desde el punto de vista energético, económico y ambiental, incluyendo la recuperación de gas de vertedero, la incineración, la digestión anaerobia y la gasificación, y buscando la mejor estrategia en la gestión de los RU de Malasia, selecciona la incineración y la digestión anaerobia como las mejores opciones, la primera cuando se tiene en cuenta la producción de electricidad y calor, y la segunda cuando sólo se considera la producción de electricidad.

Para Danthurebandara et al., (2015) cuando se aplica el método de evaluación de impacto IPCC 2007 GWP 100a, en la comparativa entre gasificación por plasma e incineración, para la valorización energética de CDR procedente de "minería de vertedero", el CO₂ neto de emisiones equivalente del proceso de gasificación de plasma es de 0,5 t CO₂ eq/t CDR, casi dos veces menos que las emisiones de CO₂ equivalente de la incineración tradicional. La comparación, alternativamente, sirve para demostrar que una planta de incineración deberá alcanzar al menos el 29% neto de eficiencia eléctrica para mostrar el mismo desempeño ambiental de GWP (es decir, kg de CO₂ eq por kg de CDR tratado) que la gasificación por plasma. Económicamente la incineración tradicional tiene el mayor beneficio económico, habiendo una clara disyuntiva entre los resultados económicos y ambientales de las alternativas en estudio.

Para Finnveden et al., (2005), tras analizar el ciclo de vida para los residuos urbanos de Estocolmo en las operaciones de reciclaje, compostaje, digestión anaerobia, incineración y depósito en vertedero, la jerarquía propuesta por la DMR es acorde con los resultados ambientales obtenidos, si bien advierte que políticas que favorezcan la incineración de materiales de papel pueden tener éxito en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, debido al incremento de la eficiencia del proceso y la disminución del uso de combustibles fósiles que llevaría aparejada.

Özeler, et al., (2006), analiza diferentes escenarios del sistema de gestión de residuos urbanos de Ankara mediante la metodología del ACV con el objetivo de determinar la opción más ecológica para la ciudad, siendo la digestión anaerobia la que presenta menos contribución potencial de calentamiento global.

Colazo et al., (2015), estudian las pérdidas potenciales de biogás en los rechazos generados durante las fases de pretratamiento y postratamiento en instalaciones de digestión anaerobia debido a la pérdida de materia orgánica, y evalúa las cargas ambientales asociadas a la eliminación final (vertederos e incineración) mediante el ACV, demostrando que hay una pérdida potencial de producción de biogás que varía desde el 8% al 15%. Además, desde el punto de vista ambiental, el ACV muestra que el escenario de incineración es mejor alternativa que el vertedero en ocho de las nueve categorías de impacto evaluadas.

En la comparación de la incineración con los vertederos para la eliminación del rechazo de los RU, Moberg et al. (2005), encontraron que el potencial de calentamiento global (GWP) asociados a la incineración fue significativamente menor que para vertederos. Siendo los vertederos para Fernández-Nava et L. (2014), los que mayor impacto sobre el cambio climático originan.

Los ACV aplicados a vertederos de RU, han puesto de manifiesto que, aún en la hipótesis de usar vertederos controlados, el impacto ambiental que generan es muy importante, proviniendo el mayor impacto ambiental de las emisiones provocadas por la biodegradación de los residuos fermentables, estimándose que el efecto invernadero que generan las emisiones se podría reducir en aproximadamente un 50% si se recuperase el biogás producido (Elías Castells, 2005).

Resultados similares se obtuvieron también por Di Maria et al. (2003), Di Maria y Micale (2014a, b), Di Maria y Micale (2015b) y Assamoi y Lawryshyn (2012) confirmando la GWP inferior en la gestión RMSW por incineración en lugar de por el depósito en vertederos, a pesar de que el costo de la incineración es significativamente mayor (Di Maria y Micale, 2015b).

Para Di María y Micale (2015a) la adopción de la incineración para la gestión de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos muestra mejor comportamiento ambiental que la digestión anaeróbica más compostaje, debido principalmente a la mayor cantidad de energía recuperable y a las emisiones evitadas por la producción de energía del total del mix energético compuesto en gran parte por generación eléctrica a partir de combustibles fósiles (en Italia). Por otra parte, el escenario AD más compostaje también genera emisiones biogénicas con un alto potencial de calentamiento global. Si la incineración no es viable debido a los costos excesivos, AD más compostaje es, en cualquier caso, recomendable antes de la opción de eliminación por disposición en vertedero.

Yap y Nixon (2015), jerarquizan una serie de tecnologías de recuperación energética de residuos urbanos; incineración, CSR, gasificación, digestión anaerobia y desgasificación de vertedero, mediante la aplicación de un análisis multicriterio, en un país desarrollado (Reino Unido) y otro de los denominados emergentes (India), llegando a la conclusión de que la tecnología preferida para Reino Unido es la gasificación y la digestión anaerobia para la India.

Para Chen y Chen (2013), es preferible que se realice el reciclado de la fracción orgánica e incinerar recuperando energía los residuos de plástico.

La Tabla 36 presenta un análisis comparativo de las diferentes tecnologías estudiadas, considerando aspectos técnico-económicos y ambientales.

Tabla 36: Análisis comparativo global de las diferentes alternativas tecnológicas de tratamiento de residuos. Elaboración propia a partir de Bojana Ž, et al., (2015).

TRATAMIENTO	ASPECTOS TÉCNICO-ECONÓMICOS			ASPECTOS AMBIENTALES			
	Riesgo Tecnológico	Costes (€/Tn)	Adecuación para el cumplimiento de límite de entrada de residuo biodegradable en vertedero	Emisiones a la atmósfera	Generación de residuos	Riesgo de contaminación de aguas	Afección al suelo
Compostaje	Bajo	25-45	Regular	Bajo	Alto	Medio	Bajo
Biometanización	Medio	30-55	Regular	Medio	Alto	Medio	Bajo
CSR	Bajo	20-30	Regular	Bajo	Medio	Bajo	Bajo
Incineración	Bajo	40-90	Muy Alta	Alto	Medio	Medio	Bajo
Gasificación	Alto	30-55	Muy Alta	Medio	Bajo	Medio	Bajo
Vertedero	Bajo	15-25	Mala	Alto	Muy Alto	Muy Alto	Muy Alto

7. CONCLUSIONES

La jerarquía marcada por la DMR, así como los objetivos recogidos por la normativa vigente en materia de residuos y economía circular, hacen necesaria la implantación de sistemas de valorización energética como una herramienta más del proceso de gestión de los RU.

Los países que están a la vanguardia de la gestión energética sostenible, y a la vez los que más reciclan, son los países que tienen mayor porcentaje de valorización energética de los rechazos de los RU. No actuar de la misma forma en España nos sitúa en desventaja respecto al cumplimiento de los objetivos europeos en materia de residuos y energía.

La perspectiva económica del análisis realizado, confirma la conveniencia de la asignación de un papel destacado a los sistemas de valorización energética en la estrategia de gestión integral de los RU.

Dentro de los tratamientos térmicos disponibles para la valorización energética de los RU, la incineración es el sistema más maduro, fiable y eficiente, aunque tiene el hándicap de ser poco escalable y contar con gran oposición ciudadana, y ello, aunque los estudios epidemiológicos analizados de este tipo de instalaciones construidas bajo los requerimientos de las Mejores Técnicas Disponibles (MTD), demuestran ausencia de afección sobre la salud ciudadana.

La gasificación y la pirólisis necesitan mucho más desarrollo comercial y tecnológico para su aplicación en valorización energética de RU, si bien el futuro es prometedor en cuanto que permiten operar con cantidades de RU menores que la incineración y los sistemas de limpieza de gases requeridos son menos costosos, ya que operan en atmósfera reductora y se producen menos emisiones. Países como EE.UU., Japón y Gran Bretaña están apostando fuertemente por estas tecnologías dentro de sus sistemas de gestión de RU.

La metodología propuesta y aplicada al CVSE ha determinado que la Biometanización es la tecnología de valorización energética más ventajosa en conjunto y a la vez la más respetuosa con el medio ambiente, postulándose como el sistema previo a la disposición en vertedero para climas mediterráneos en zonas con moderada producción de RU y caracterización de residuos con valores del PCI en el intervalo de 8 MJ/Kg a 12MJ/Kg.

Este estudio ha permitido evaluar económica, ambiental y territorialmente la recuperación energética procedente de los residuos generados en un ámbito caracterizado por una producción de residuos media-baja, demostrando que, a pesar de la baja producción de residuos del territorio analizado, la valorización energética presenta importantes ventajas desde el punto de vista económico y ambiental frente a la solución actual.

Desde el punto de vista económico se puede concluir que existen soluciones que valoricen energéticamente los residuos, en áreas de producción media-baja, alternativas a la tradicional incineración, con costes menores que el tratamiento mecánico-biológico. Concretamente la

gasificación reduciría el canon actual en un 42,03%, seguido de la biometanización con una reducción del 12,8%, es decir 18,45 €/tn y 5,62 €/tn respectivamente.

Desde el punto de vista ambiental, sólo las alternativas que incluyan tratamientos térmicos consiguen reducir la cantidad de residuos depositados en vertederos, entre un 28,55%, en el caso del CSR, y 4% para la gasificación e incineración; esto permitiría dar cumplimiento a las exigencias de la Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos, así como la Directiva 98/2008/UE, marco de residuos. En cuanto a impactos generados, la recuperación energética implica, en todos los casos, mejoras frente al tratamiento actual; se destaca la reducción de emisiones a la atmósfera, fundamentalmente las de CO₂, que se reducen entre un 4,07% y 48,16%, con las consiguientes ventajas ambientales derivadas. Particularmente se puede concluir que la biometanización es la alternativa que permitirá la mayor reducción de los efectos ambientales en territorios de producción de residuos media-baja.

Desde el punto de vista territorial, las alternativas que incluyen valorización energética mediante procesos térmicos (in situ o externos), arrojan un mejor comportamiento, condicionado por la mayor generación de empleo y por la posibilidad de ubicarse en terrenos menos extensos, y con menores requerimientos ambientales y por tanto más asequibles.

Por todo lo indicado, se puede concluir que el mejor sistema de tratamiento en un ámbito de producción de residuos media-baja, sería aquel que incluyese la biometanización como sistema de valorización energética para el aprovechamiento de la energía contenida en los RU.

Es necesario poner en marcha actuaciones para facilitar el desarrollo de la valorización energética en España, tales como: la despolitización de la gestión de los residuos con definición de estrategias y objetivos claros y comunes, establecimiento de una tasa de vertido homogénea en todo el territorio nacional que incorpore al canon de vertido todas las externalidades, desincentive la disposición final en vertederos y favorezca la valorización material y energética.

8. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

Como continuación al presente trabajo se proponen las siguientes líneas de investigación:

- La validación de la metodología propuesta en un territorio más amplio y con una generación de RU superior a la considerada en el presente trabajo.
- El estudio de la importancia de la valorización energética de los RU en la consecución de los objetivos del paquete de economía circular.
- El estudio sobre la viabilidad para la producción de biometano a partir de la fracción orgánica de los residuos municipales para su inyección en redes de gas natural (en estado avanzado).
- La validación de la tecnología de pirólisis como alternativa de valoración energética de los RU, conforme se vaya implantando en la gestión de los mismos.

9. REFERENCIAS

- Abba, A., Noor, Z., Yusuf, R., Din, M., & Hassan, M. (2013). Assessing environmental impacts of municipal solid waste of Johor by analytical hierarchy process. *Resources Conservation Recycling*, 73, 188-196.
- Abu Samah, M., Abd Manaf, L., Aris, A., & Azmin Sulaiman, W. (2011). Solid Waste Management: Analytical Hierarchy Process (AHP) Ppplication of Selecting Treatment Technology in Sepang Municipal Council, Malaysia. *Current World Environment*, 6(1), 1-16.
- Acciona. (2015). *Acciona*. Recuperado el 23 de mayo de 2015, de <http://www.acciona.com/es/>
- Achillas, C., Vlachokostas, C., Moussiopoulos, N., Baniyas, G., Kafetzopoulos, G., & Karagiannidis, A. (2011). Social acceptance for the development of a waste-to-energy plant in an urban area. *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 857-863.
- Aeversu. (2015). *Asociación de Empresas de Valorización Energética de R.S.U.* Recuperado el 14 de 10 de 2015, de <http://www.aeversu.org/index.php/es/valorizacion-energetica/instalaciones-de-valorizacion-de-residuos>
- Agovino, M., Ferrara, M., & Garofalo, A. (2016). An exploratory analysis on waste management in Italy: A focus on waste disposed in landfill. *Land Use Policy*(57), 669-681.
- AgroWaste. (2014). *AgroWaste*. Recuperado el 8 de febrero de 2015, de <http://www.agrowaste.eu/>
- Alcázar Arévalo, P. (2016). Control de emisiones en plantas de RSU con calderas de lecho fluido circulante CFB: Ejemplo de SOGAMA. *Retema, Revista técnica de medio ambiente*, 189, 34-42.
- Ali Khan, M., & Burney , F. (1989). Forecasting solid waste composting. *Resources, Conservation and Recycling*, 3, 50-59.
- Allesch, A., & Brunner, P. (2014). Assessment methods for solid waste management: A literature review. *Waste Management & Research*, 32(6), 461-473.
- Alonso, A. (2009). Estudio de viabilidad de una planta de producción de CSR el el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Madrid: Jornada Técnica Internacional "Combustibles Sólidos Recuperados- Una opción sostenible para España".
- Amlinger, F., Pollak, M., & Favoino, E. (2004). *Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers*. Austria.

- Ansorena-Miner, J. (2008). Incineración de residuos urbanos. Efectos mediambientales y sobre la salud I. *Residuos*, 108, 24-29.
- Ansorena-Miner, J. (2009). Incineración de residuos urbanos. Efectos medioambientales y sobre la salud II. *Residuos*, 109, 18-25.
- Arafat, H., & Jijakli, K. (2013). Modeling and comparative assessment of municipal solid waste gasification for energy production. *Waste Management*, 32, 1704-1713.
- Arafat, H., Jijakli, K., & Ahsan, A. (2015). Environmental performance and energy recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, 105, 233-240.
- Arena, U. (2012). Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management*, 32(4), 625-639.
- Arena, U. (2015). From waste-to-energy to waste-to-resources: The new role of thermal treatments of solid waste in the Recycling Society. *Waste Management*, 37, 1-2.
- Arena, U., & Di Gregorio, F. (2013). Element partitioning in combustion- and gasification-based waste-to-energy units. *Waste Management*, 33, 1142-1150.
- Arena, U., & Di Gregorio, F. (2016). Fluidized bed gasification of industrial solid recovered fuels. *Waste Management*, In press.
- Arena, U., Ardolino, F., & Di Gregorio, F. (2015). A life cycle assessment of environmental performances of two combustion- and gasification-based waste-to-energy technologies. *Waste Management*, In press.
- Arena, U., Di Gregorio, F., Amorese, C., & Mastellone, M. (2011). A techno-economic comparison of fluidized bed gasification of two mixed plastic wastes. *Waste Management*, 31, 1494-1504.
- Arena, U., Di Gregorio, F., De Troia, G., & Saponaro, A. (2015b). A techno-economic evaluation of a small-scale fluidized bed gasifier for solid recovered fuel. *Fuel Processing Technology*(131), 69-77.
- Arpal. (2013). *Estudio sobre la recuperación de envases de aluminio*. Retrieved from <http://aluminio.org/>
- Asadullah, M. (2014). Biomass gasification gas cleaning for downstream applications: A comparative critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 40, 118-132.
- Assamoi, B., & Lawryshyn, Y. (2012). The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. *Waste Management*, 32(5), 1019-1030.
- Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. (2014). *Planta de tratamiento de residuos urbanos de Vitoria-Gasteiz para el territorio de Álava (Biocompost)*. Recuperado el 12 de mayo de 2015, de

http://www.vitoria-gasteiz.org/we001/was/we001Action.do?idioma=es&aplicacion=wb021&tabla=contenido&uid=entuo_7_7_1

- Babalola, M. (2015). A Multi-Criteria Decision Analysis of Waste Treatment Options for Food and Biodegradable Waste Management in Japan. *Environments*, 2, 471-488.
- Badami, M., Mittica, A., & Poggio, A. (2008). MSW Incineration capacity evaluations for the province of Turín (Northern Italy). Philadelphia, Pennsylvania, USA: 16th Annual North American Waste-to-Energy Conference (NAWTEC16).
- Baggio, P., Baratieri, M., Fiori, L., Grigiante, M., Avi, D., & Tosi, P. (2009). Experimental and modeling analysis of a batch gasification/pyrolysis reactor. *Energy Conversion and Management*, 50(6), 1426-1435.
- Banar, M., Cokaygil, Z., & Ozkan, A. (2009). Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. *Waste Management*, 29, 54-62.
- Banks, C., Chesshire, M., Heaven, S., Arnold, R., & Lewis, L. (2011). Biocycle anaerobic digester: performance and benefits. *Waste and Resource Management*, 164(1), 141-150.
- Bartl, A. (2014). Moving from recycling to waste prevention: A review of barriers and enablers. *Waste Management & Research*, 32(9), 3-18.
- Bartl, A. (2014). Ways and entanglements of the waste hierarchy. *Waste Management*, 34, 1-2.
- Barton, J., Dalley, D., & Patel, V. (1996). Life cycle assessment for waste management. *Waste Management*, 16(1-3), 35-50.
- Bayard, R., De Araújo Morais, J., Ducom, G., & Achour, F. (2009). Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. *Journal of hazardous materials*, 175(1-3), 23-32.
- Beaven, R., Knox, K., Gronow, J., Greedy, D., & Hjelm, D. (2014). A new economic instrument for financing accelerated landfill aftercare. *Waste Management*, 34(7), 1191-1198.
- Begum, S., Rasul, M., Cork, D., & Akbar, D. (2014). An experimental investigation of solid waste gasification using a large pilot scale waste to energy plant. *Procedia Engineering*, 90, 718-724.
- Belgiorno, V., de Feo, G., Della Rocca, C., & Napoli, R. (2003). Energy from gasification of solid wastes. *Waste Management*, 23(1), 1-15.
- Beneroso, D., Bermúdez, J., Arenillas, A., & Menéndez, J. (2014). Influence of the microwave absorbent and moisture content on the microwave pyrolysis of an organic municipal solid waste. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 105, 234-240.

- Björklund, A. (2000). *Environmental system analysis of waste management: Experiences from applications of the ORWARE model* (PhD Thesis ed.). Stockholm: Division of Industrial Ecology. Royal Institute of Technology.
- Björklund, A., & Finnveden, G. (2007). Life cycle assessment of a national policy proposal – The case of a Swedish waste incineration tax. *Waste Management*, 27(8), 1046-1058.
- Blengini, G. (2008). Applying LCA to organic waste management in Piedmont, Italy. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 19(5), 533-549.
- Blengini, G., Genon, G., & Fantoni, M. (2011). LCA of integrated municipal solid waste management system: case studies of Torino & Cuneo (Italy). En *Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Italy: CISA Publisher.
- Bogner, J., Pipatti, R., Hashimoto, S., Diaz, C., Mareckova, K., Diaz, L., . . . Gregory, R. (2008). Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). *Waste Management and Research*, 26(1), 11-32.
- Bojana Ž, B., Siniša N., D., Damjan G., V., Jelena M., D., & Jovana A., G. (2015). Waste-to-energy status in Serbia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 1437-1444.
- Bosmans, A., Vanderreydt, I., Geysen, D., & Helsen, L. (2012). The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review. *Journal of Cleaner Production*, 55, 10-23. Obtenido de <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.032>
- Bove, R., & Lunghi, P. (2006). Electric power generation from landfill gas using traditional and innovative technologies. *Energy Conversion and Management*, 47(11-12), 1391-1401.
- BPMSG. (2015). *Business Performance Management*. Recuperado el 1 de noviembre de 2015, de <http://bpmsg.com/>
- BREF WI. (2006). *Integrated Pollution Prevention and Control reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration* (http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/wi_bref_0806.pdf ed.). European Commission.
- Briggs, T., Kunsch, P., & Mareschal, B. (1990). Nuclear waste management: An application of the multicriteria PROMETHEE methods. *European Journal of Operational Research*, 44(1), 1-10.
- Brown, K., & Maunder, D. (1994). Exploitation of landfill gas: A UK perspective. *Water Science & Technology*, 30(12), 143-151.
- Brunner, P., & Rechberger, H. (2015). Waste to energy - key element for sustainable waste management. *Waste Management*, 37, 3-12.

- Bueno, G. (2011). *Valorando la valorización energética de RSU en las plantas incineradoras de la CAPV*. Leioa, Vizcaya, Spain: Universidad del País Vasco.
- Bueno, G., Latasa, I., & Lozano, P. (2015). Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 51, 449-459.
- Buonanno, G., & Morawska, L. (2015). Ultrafine particle emission of waste incinerators and comparison to the exposure of urban citizens. *Waste Management*, 37, 75-81.
- Calvo, A., Femenias, L., Fontoria, J., Forcada, R., García, A., González, J., . . . Rufes, E. (1997). *Recogida de Residuos* (La enciclopedia del medio ambiente urbano ed.). Sevilla: Cerro Alto Editorial.
- Campos Pozuelo, E., Teira-Esmatges, M., Bonmatí Blasi, A., & Flotats Ripoli, X. (2000). El proceso de secado de purines en el marco de una gestión integral de residuos ganaderos. *Residuos: revista técnica*, 53, 40-46.
- Campuzano, R., & González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, *In press*.
- Cappello, G., Ross, D., & Pinasco, H. (2013). *Valorización energética de los RSU municipales: Gasificación*. Rio Cuarto, Argentina: VSIR-REDISA.
- Carreras, N., & Dorronsoro, J. (1999). Aprovechamiento energético del biogás generado a partir de Residuos Sólidos Urbanos. *TecnoAmbiente*, 71, 121-123.
- Carreras, N., & Dorronsoro, J. (2006). Generación de energía a través del biogás extraído de los vertederos españoles. *Residuos: Revista Técnica*, 16(89), 66-70.
- Caruso, C., Colorni, A., & Paruccini, M. (1993). The regional urban solid waste management system: A modelling approach. *European Journal of Operational Research*, 70(1), 16-30.
- CEN/TS 15359:2006. Solid Recovered Fuels- Specifications and classes (2006).
- CEWEP. (09 de 2011). *Map of European Waste-to-Energy plants in 2011. Confederation of European Waste-to-Energy Plants*. Bruselas. Recuperado el 29 de 09 de 2015, de <http://http://www.cewep.eu/information/data/studies/index.html>
- Chakma, S., & Mathur, S. (2013). Postclosure Long-Term Settlement for MSW Landfills. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 17(2), 81-88.
- Chaliki, P., Psomopoulos, C., & Themelis, N. (2016). WTE plants installed in European Cities. A review of success stories. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 27(5), 606-620.
- Chandler, A., Eighmy, T., Hartlén, J., Hjelm, O., Kossom, D., Sawell, S., . . . Vehlow, J. (1997). *Municipal Solid Waste incinerator residues. The International Ash Working Group*.

Studies in Environmental Science 67 (ISBN 0-444-82563-0 ed.). Amsterdam-The Netherlands: Elsevier.

- Chang, N., Pan, Y., & Huang, S. (1993). Time series forecasting of solid waste generation. *J. Resource Management, 21*, 1-9.
- Chaya, W., & Gheewala, S. (2007). Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand. *Journal of Cleaner Production, 15*, 1463-1468.
- Chen, C.-C., & Chen, Y.-T. (2013). Energy recovery or material recovery for MSW treatments? *Resources, Conservation and Recycling, 74*, 37-44.
- Chen, D., Yin, L., Wang, H., & He, P. (2015). Reprint of: Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. *Waste Management, 37*, 116-136.
- Chen, Z., Liu, Y., Zhu, W., & Yang, E. (2016). Incinerator bottom ash (IBA) aerated geopolymer. *Construction and Building Materials, 112*, 1025-1031.
- Cheng, H., & Hu, Y. (2010). Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: Current and future practices in China. *Bioresource Technology, 101*(11), 3816-3824.
- Cherubini, F., Bargigli, S., & Ulgiati, S. (2009). Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy, 34*(12), 2116-2123.
- CHP, & EEOC. (2000). *Central public Health and Environmental Engineering Organization. manual on municipal solid waste management. energy recovery from municipal solid waste*. Ministry of Urban Development. Government of India.
- Christensen, T., Bhandar, G., Lindvall, H., Larsen, A., Fruergaard, T., Damgaard, A., . . . Hauschild, M. (2007). Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management. *Waste Management and Research, 25*(3), 257-262.
- Chugh, S., Chynoweth, D., Clarke, W., Pullammanappallil, P., & Rudolph, V. (1999). Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. *Bioresource Technology, 69*(2), 103-115.
- Clark, R., & Speece, R. (1989). The pH tolerance on anaerobic digestion. 5th International Conference on Water Pollution Research.
- Clay, S., Gibson, D., & Ward, J. (2007). Sustainability Victoria: Influencing resource use, towards zero waste and sustainable production and consumption. *Journal of Cleaner Production, 15*(8-9), 782-786.
- Clerens Consulting. (2012). *Energy recovery Efficiency in Municipal Solid Waste-to-Energy plants in relation to local climate conditions*. Petten: European Commission. Joint Research Centre. Institute for Energy and Transport.

- Coca, P., Cueto, A., & Hernández, R. (2008). *Estudio Multidisciplinar sobre la Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en Asturias*. Oviedo. Asturias: Área de Medicina Preventiva y Salud Pública. Departamento de Medicina. Universidad de Oviedo.
- Codignole Luz, F., Rocha, M., Silva Lora, E., Venturini, O., Vieira Andrade, R., Vicente Leme, M., & Almazán del Olmo, O. (2015). Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil. *Energy Conversion and Management*, *103*, 321-337.
- Cogersa. (2011). *Cogersa*. Recuperado el 4 de marzo de 2015, de <http://www.cogersa.es/metaspaces/portal/14498/14519-inicio>
- Colangelo, F., Messina, F., & Cioffi, R. (2015). Recycling of MSWI fly ash by means of cementitious double step coldbonding pelletization: Technological assessment for the production of lightweight artificial aggregates. *Journal of Hazardous Materials*, *299*, 181-191.
- Colazo, A., Sanchez, A., Font, X., & Colón, J. (2015). Environmental impact of rejected materials generated in organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion plants: Comparison of wet and dry process layout. *Waste Management*, *43*, 84-97.
- Cole, C., Osmani, M., Quddus, M., Wheatley, A., & Kay, K. (2014). Towards a Zero Waste strategy for an English Local Authority. *Resources, Conservation and Recycling*, *89*, 64-75.
- Consonni, S., Giugliano, M., & Grosso, M. (2005). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part B: Emission and cost estimates. *Waste Management*, *25*(2), 137-148.
- Coşar, G., Pooyanfar, M., Amirabedin, E., & Topal, H. (2013). Design and Economic Analysis of a Heating/Absorption Cooling System Operating with Municipal Solid Waste Digester: A Case Study of Gazi University. *Journal of Environmental and Climate Technologies*, *11*, 12-18.
- Couto, N., Monteiro, E., Silva, V., & Rouboa, A. (2016). Hydrogen-rich gas from gasification of Portuguese municipal solid wastes. *International journal of hydrogen energy*, *In press*.
- Couto, N., Silva, V., & Rouboa, A. (2016). Municipal solid waste gasification in semi-industrial conditions using air-CO₂ mixtures. *Energy*, *104*, 42-52.
- Couto, N., Silva, V., Monteiro, E., & Rouboa, A. (2017). Exergy analysis of Portuguese municipal solid waste treatment via steam gasification. *Energy Conversion and Management*, *134*, 235-246.
- Couto, N., Silva, V., Monteiro, E., Teixeira, S., Chacartegui, R., Bouziane, K., . . . Rouboa, A. (2015). Numerical and experimental analysis of municipal solid wastes gasification process. *Applied Thermal Engineering*, *78*, 185-195.
- Crowe, C., Schwarzkopf, J., Sommerfeld, M., & Tsuji, Y. (2011). *Multiphase Flows with Droplets and Particles* (Second Edition ed.). Boca Raton: CRC Press.

- CTRUZ. (2015). *Complejo para Tratamiento de Residuos Urbanos de Zaragoza*. Recuperado el 22 de abril de 2015, de <http://www.zaragozarecicla.org/>
- Currant, T., & Williams, I. (2012). A zero waste vision of industrial networks in Europe. *Journal of Hazardous Materials*, 207-208, 3-7.
- D 72. (2012). Decreto 73/2012, de 22 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía. Junta de Andalucía.
- D´Onza, G., Greco, G., & Allegrini, M. (2016). Full cost accounting in the analysis of separated waste collection efficiency: A methodological proposal. *Journal of Environmental Management*, 167, 59-65.
- Dace, E., Blumberga, D., Kuplais, G., Bozko, L., Khabdullina, Z., & Khabdullin, A. (2015). Optimization of landfill gas use in municipal solid waste landfills in Latvia. *Energy Procedia*, 72, 293-299.
- Dahlén, L., & Lagerkvist, A. (2008). Methods for household waste composition studies. *Waste Management*, 28(7), 1100-1112.
- Danthurebandara, M., Van Passel, S., Vanderreydt, I., & Van Acker, K. (2015). Environmental and economic performance of plasma gasification in Enhanced Landfill Mining. *Waste Management*, In press.
- Dayal, G., Yadav, A., Singh, R., & Upadhyay, R. (1993). Impact of climatic conditions and socio-economic status on solid waste characteristics: a case study. *Science of The Total Environment*, 136(1-2), 143-153.
- De Baere, L. (2000). Anaerobic digestion of Solid Waste: state-of-the-art. *Water Science & Technology*, 41(3), 283-290.
- De Baere, L., & Mattheeuws, B. (2015). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in Europe – Status, experience and prospects-. *Waste Management*, 3, 517-526.
- DEFRA. (2004). *Air quality and emissions statistic*. Recuperado el 25 de 09 de 2015, de <https://www.gov.uk/government/collections/air-quality-and-emissions-statistics>
- DEFRA. (2007). *Incineration of Municipal Solid Waste*. UK: Department for Environment, Food & Rural Affairs.
- Demirbas, A. (2007). Producing Bio-oil from Olive Cake by Fast Pyrolysis. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 30(1), 38-44.
- Demirbas, A. (2009). Biorefineries: Current activities and future developments. *Energy Conversion and Management*, 50(11), 2782-2801.

- Department of Energy and Climate Change-UK. (2012). *Combined Heat and Power Focus-What is Combined heat and power*. Recuperado el 30 de enero de 2015, de <http://chp.decc.gov.uk/cms/what-is-chp>
- DGCEAMN. (2016). *Nota informativa sobre el Avance de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero correspondientes al año 2015*. Madrid: Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría de Estado de Medio Ambiente.
- DGMA. (2016). *Documento preliminar para la definición de la estrategia de gestión sostenible de los residuos de la Comunidad de Madrid 2017-2024*. Dirección General de Medio Ambiente. Consejería de Medio Ambiente, Administración local y ordenación del territorio. Comunidad de Madrid.
- Di Gianfilippo, M., Costa, G., Pantini, S., Allegini, E., Lombardi, F., & Astrup, T. (2015). LCA of management strategies for RDF incineration and gasification bottom ash based on experimental leaching data. *Waste Management*, In press.
- Di Gregorio, F., & Zaccariello, L. (2012). Fluidized bed gasification of a packaging derived fuel: energetic, environmental and economic performances comparison for waste-to-energy plants. *Energy*, 42(1), 331-341.
- Di Gregorio, F., Parrillo, F., Cammarota, F., Salzano, E., & Arena, U. (2015). A Secondary Method for Hot Syngas Cleaning in Fluidized Bed Gasifiers: Tar Removal by Activated Carbons. Turku, Finland: FBC.
- Di Maria, F., & Micale, C. (2014a). What is the acceptable margin of error for the oxygen uptake method in evaluating the reactivity of organic waste? *Waste Management*, 34(8), 1356-1361.
- Di Maria, F., & Micale, C. (2014b). A holistic life cycle analysis of waste management scenarios at increasing source segregation intensity: The case of an Italian urban area. *Waste Management*, 34, 2382-2392.
- Di Maria, F., & Micale, C. (2015a). Life cycle analysis of incineration compared to anaerobic digestion followed by composting for managing organic waste: the influence of system components for an Italian district. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(3), 377-388.
- Di Maria, F., & Micale, C. (2015b). Life cycle analysis of management options for organic waste collected in an urban area. *Environmental Science Pollution Research*, 22, 248-263.
- Di Maria, F., Micale, C., & Morettini, E. (2016). Impact of the pre-collection phase at different intensities of source segregation of bio-waste: An Italian case study. *Waste Management*, 53, 12-21.

- Di Maria, F., Micale, C., Morettini, E., Sisani, L., & Damiano, R. (2015). Improvement of the management of residual waste in areas without thermal treatment facilities: A life cycle analysis of an Italian management district. *Waste Management*, 10, 206-215.
- Di Maria, F., Micale, C., Sisani, L., & Rotondi, L. (2016). Treatment of mechanically sorted organic waste by bioreactor landfill: Experimental results and preliminary comparative impact assessment with biostabilization and conventional landfill. *Waste Management*, 55, 49-60.
- Di Maria, F., Saetta, S., & Leonardi, D. (2003). Life cycle assessment of a PPV plant applied to an existing SUW management system. *International Journal of Energy Research*, 27, 481-494.
- Díaz, R., & Warith, M. (2006). Life-cycle assessment of municipal solid wastes: development of the WASTED model. *Waste Management*, 26(8), 886-901.
- Diener, A., Kieckäfer, K., & Spengler, T. (2013). A material flow-based approach for the economic assessment of alternative landfill mining concepts. *First International Conference on Resource Efficiency in Interorganizational Networks : ResEff 2013; November 13th - 14th, 2013, Georg-August-Universität Göttingen*, 362-373.
- Dimasa Grupo. (2015). *Dimasa Grupo*. Recuperado el 14 de marzo de 2015, de <http://www.dimasagrupo.com/>
- Dipgra. (2013). *Programa de Gestión de Residuos Municipales de la Provincia de Granada 2014-2024*. Granada: Diputación de Granada.
- Diputación de Granada. (2010). *Caracterización de residuos sólidos urbanos en la Planta de recuperación y Compostaje de Loma de Manzanares*. Alhendín, Granada: Diputación de Granada.
- Ecoembes. (2012). *Informe y cuentas*. Ecoembalajes España.
- ECOFYS. (2016). *Market opportunities for use of alternative fuels in cement plants across the EU: Assessment of drivers and barriers for increased fossil fuel substitution in three EU member states: Greece, Poland and Germany*. Utrecht: Cembureau.
- EEA. (2015). *Air quality in Europe — 2015 report*. Copenhagen : European Environment Agency.
- Ehrenfeld, J., Craig, E., & Nash, J. (1989). Waste incineration: Confronting the sources of disagreement. *Environmental Impact Assessment Review*, 9(3), 305-315.
- Ekvall, T., & Finnveden, G. (2000). The application of life cycle assessment to integrated solid waste management, Part 2: Perspectives on energy and material recovery from paper. *Trans. ICHemE*, 78(4), 288-294.

- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., & Finnveden, G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *waste Management, 27*, 989-996.
- Elango, D., Pulikesi, M., Baskaralingam, P., Ramamurthi, V., & Sivanesan, S. (2007). Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage. *Journal of Hazardous Material, 141*, 301-304.
- El-Fadel, M., & Massoud, M. (2001). Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution, 114*(2), 177-185.
- Elías Castells, X. (2005). *Tratamiento y valorización energética de residuos*. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.
- EPA. (2011). *Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2010*. Obtenido de http://www.epa.gov/waste/nonhaz/municipal/pubs/msw_2010_rev_factsheet.pdf
- EPA. (2014). *U.S. Environmental Protection Agency*. Recuperado el 24 de 09 de 2015, de <http://www.epa.gov/wastes/nonhaz/municipal/index.htm>
- EPA, U.S. (1991). *Risk Assessment Guidance for Superfund: Human Health Evaluation Manual (Part A), vol I*. Washington DC.
- EPA, U.S. (2001). *Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. Office of Solid Waste and Emergency Response*. Washington DC: OSWER9355.
- European Commission. (2002). *EU report: Heavy metals in waste*. DG ENV.E3, Project ENV.E.3./ETU/2000/0058.
- European Commission. (2009). *Impact assessment guidelines*. SEC. Bruselas: European Commission.
- European Recovered Fuel Organisation. (2008). *Fast and figures about SRF*. Retrieved julio 22, 2015, from <http://erfo.info/About-Erfo.7.0.html>
- Eurostat. (2011). *Eurostat*. Retrieved marzo 5, 2015, from <http://ec.europa.eu/eurostat>
- Eurostat. (2012). *Eurostat*. Recuperado el 10 de marzo de 2015, de <http://ec.europa.eu/eurostat>
- Eurostat. (2013). *Eurostat*. Retrieved 2013, from <http://ec.europa.eu/eurostat>
- Eurostat. (30 de 09 de 2014). *Municipal Waste Statistics*. Recuperado el 7 de marzo de 2015, de http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Municipal_waste_statistics
- Eurostat. (10 de 02 de 2015). *Eurostat Statistics Explained*. Obtenido de http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics/es

- Evangelisti, S., Tagliaferri, C., Clift, R., Lettieri, P., Taylor, R., & Chapman, C. (2015). Life cycle assessment of conventional and two-stage advanced energy from waste technologies for municipal solid waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, *100*, 212-223.
- Fabre, P., Daniau, C., Gorla, S., de Crouy-Chanel, P., & Empereur-Bissonnet, P. (2008). *Étude d'incidence des cancers à proximité des usines d'incinération d'ordures ménagères*. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire.
- Falkenberg, K. (2011). Guidelines on the interpretation of the energy efficiency formula for incineration facilities dedicated to the processing of municipal solid waste according to Annex II of Directive 2008/98/EC on waste. Bruselas: European Commission. Directorate-general Environment.
- FAO. (2011). Pérdidas y desperdicio de alimentos en el mundo: alcance, causas y prevención. Düsseldorf: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Fazeli, A., Bakhtvar, F., Jahanshaloo, L., CheSidik, N., & Bayat, A. (2016). Malaysia's stand on municipal solid waste conversion to energy: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *58*, 1007-1016.
- FCC. (2015). FCC . Recuperado el 29 de junio de 2015, de <http://www.fcc.es/fccweb/index.html>
- FCM. (2004). *Solid waste as a resource, review of waste technologies*. Federation of Canadian Municipalities. Obtenido de http://www.sustainablecommunities.ca/files/Capacity_Building__Waste/SW_Guide_Technology.pdf
- Fellner, J., Lederer, J., Purgar, A., Winterstetter, A., Rechberger, H., Winter, F., & Laner, D. (2015). Evaluation of resource recovery from waste incineration residues – The case of zinc. *Waste Management*, *37*, 95-103.
- Fernández, J. (2012). Poder Calorífico. Mendoza: Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Mendoza.
- Fernández-González, J., García-Pérez, J., Ruiz-Lozano, A., & Vilaplana, D. (2016). Logística y optimización del servicio de recogida de residuos urbanos en áreas rurales. Valencia: XII Congreso de Ingeniería del Transporte.
- Fernández-Nava, Y., Del Río, J., Rodríguez-Iglesias, J., Castrillón, L., & Marañón, E. (2014). Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production*, *81*, 178-189.
- Ferreira, C., Ribeiro, A., & Ottosen, L. (2003). Possible applications for municipal solid waste fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, *96*, 201-216.
- Finney, K., Chen, Q., Sharifi, V., Swithenbank, J., Nolan, A., White, S., & Ogden, S. (2012). Developments to an existing city-wide district energy network: Part II – Analysis of environmental and economic impacts. *Energy Conversion and Management*, *62*, 176-184.

- Finnveden, G. (1999). Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26(3-4), 173-187.
- Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P., & Moberg, A. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 213-229.
- FME. (2005). *Waste Incineration — A Potential Danger?. Bidding Farewell to Dioxin Spouting*. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety.
- Fragkou, M., Salinas, L., Espluga, J., & Gabarrell, X. (2014). Metabolisms of injustice: municipal solid-waste management and environmental equity in Barcelona's Metropolitan Region. *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability*, 19, 731-747.
- Fragkou, M., Vicent, T., & Gabarrell, X. (2010). A general methodology for calculating the MSW management self-sufficiency indicator: Application to the wider Barcelona area. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 390-399.
- Fragkou, M., Vicent, T., & Gabarrell, X. (2015). Energy flow analysis as a tool for territorial analysis; the case of the Barcelona Metropolitan Region. *Revista de Urbanismo*(33), 3-25.
- Franchini, M., Rial, M., Buiatti, E., & Bianchi, F. (2004). Health effects of exposure to waste incinerator emissions: a review of epidemiological studies. *Ann Ist Super Sanità*, 40(1), 101-115.
- Gallardo, A., Bovea, M., Colomer, F., Carlos, M., & Prades, M. (2009). Estudio de los modelos de recogida selectiva de residuos urbanos implantados en ciudades españolas. Análisis de su eficiencia. *Infoenviro*, 67-74.
- García-Pérez, J., Fernández-Navarro, P., Castelló, A., López-Cima, M., Ramis, R., Boldo, E., & López-Abente, G. (2013). La mortalidad por cáncer en ciudades situadas en las proximidades de incineradoras e instalaciones para la recuperación o eliminación de residuos peligrosos. *Environment International*, 51, 31-44.
- Genon, A., & Brizio, E. (2008). Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste Management*, 28(11), 2375-2385.
- Ghosh, S. (2014). Paradigm shift for a total waste management in developing in India. *Proceedings of the Fourth International Conference on Solid Waste Management*, 3-12.
- Gidaracos, E., Havas, G., & Ntzamillis, P. (2006). Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. *Waste Management*, 26(6), 668-679.
- Goepel, K. (2015). *BPMSG's AHP Online System*. Recuperado el 04 de 11 de 2015, de <http://bpmsg.com/academic/ahp.php>

- Gómez, A., Zubizarreta, J., Rodrigues, M., Dopazo, C., & Fueyo, N. (2010). Potential and cost of electricity generation from human and animal waste in Spain. *Renewable Energy*, 35, 498-505.
- Goulart Coelho, H., Lange, L., & Goulart Coelho, L. (2012). Proposal of an environmental performance index to assess solid waste treatment technologies. *Waste Management*, 32(7), 1473-1481.
- Government, U. (2014). *Landfill Tax. Liability of waste "fines"*. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/325100/Landfill_tax_condoc.pdf.
- Greater London Authority. (2009). *Where there's Much there's Brass- Waste to energy schemes in London*. London- UK: Greater London Authority.
- Grindlay Moreno, A. (2014). *El Valor de las Carreteras Provinciales: Estudio Económico sobre el Dominio Público Viario de la Diputación de Granada*. Granada: Diputación de Granada.
- Grossman, D., Hudson, J., & Marks, D. (1974). Waste Generation Models for Solid Waste Collection. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 100(6), 1219-1230.
- Guinea, R. (2015). Retos y perspectivas en la gestión de residuos. *FuturEnviro*, 18, 43-45.
- Guinée, J., Huppes, G., Zamagni, A., & Masoni, P. (2011). Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90-96.
- Gutierrez, A., Miró, L., Gil, A., Rodríguez-Aseguinolaza, J., Barreneche, C., Calvet, N., . . . Cabeza, L. (2016). Advances in the valorization of waste and by-product materials as thermal energy storage (TES) materials. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 59, 763-783.
- gvSIG Asociación. (2015). *Asociación gvSIG*. Recuperado el 4 de 11 de 2015, de <http://www.gvsig.com/es>
- Habib, K., Schmidt, J., & Christensen, P. (2013). A historical perspective of Global Warming Potential from Municipal Solid Waste Management. *Waste Management*, 33, 1926-1933.
- Hanan, D., Burnley, S., & Cooke, D. (2013). A multi-criteria decision analysis assessment of waste paper management options. *Waste Management*, 33(3), 566-573.
- Harborth, P., Fub, R., Münnich, K., Flessa, H., & Fricke, K. (2013). Spatial variability of nitrous oxide and methane emissions from an MBT landfill in operation: Strong N₂O hotspots at the working face. *Waste Management*, 33(10), 2099-2107.
- Harder, M., Stantzios, N., Woodard, A., & Read, A. (2008). Development of a new quality fair access best value performance indicator (BVPI) for recycling services. *Waste Management*, 28(2), 299-309.

- Hasler, P., & Nussbaumer, T. (1999). Gas cleaning for IC engine applications from fixed bed biomass gasification. *Biomass and Bioenergy*, 16, 385-395.
- Heberlein, J., & Murphy, A. (2008). Thermal plasma waste treatment. *Journal of Physics D: Applied Physics*, 41(5).
- Heermann, C., Schewager, F., & Whiting, K. (2001). *Pyrolysis and Gasification of Waste: Full Report v. 1 & 2: A Worldwide Technology and Business Review* (2nd ed.). UK: Gloucestershire.
- Hellweg, S., & Milà i Canals, L. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188), 1109-1113.
- Herva, M., & Roca, E. (2013). Ranking municipal solid waste treatment alternatives based on ecological footprint and multi-criteria analysis. *Ecological Indicators*, 25, 77-84.
- Hidalgo, D., Martín-Marroquin, J., Corona, F., & Basany, M. (2014). Residuos: Las nuevas fuentes de energía y materias primas. *Retema*, 173, 8-17.
- Hirschfelder, H., & Olschar, M. (2010). Further Developments and Commercial Progress of the BGL Gasification Technology. Washington DC, USA: Gasification Technologies Conference.
- Hockett, D., Lober, D., & Pilgrim, K. (1995). Determinants of Per Capita Municipal Solid Waste Generation in the Southeastern United States. *Journal of Environmental Management*, 45(3), 205-217.
- Hogg, D., & Ballinger, A. (2015). *The Potential Contribution of Waste Management to a Low Carbon Economy*. Bristol: Eunomia Research & Consulting Ltd.
- Hogland, W., & Marques, M. (2003). Physical biological and chemical processes during storage and spontaneous combustion of waste fuel. *Conservation and Recycling*, 40, 53-69.
- Hokkanen, J., & Salminen, P. (1994). The choice of a solid waste management system by using the ELECTRE III decision-aid method. In M. Paruccini, editor, *Applying multiple criteria aid for decision to environmental management, volume 3 of Environmental Management*, 3, 111-153.
- Hokkanen, J., & Salminen, P. (1997). Choosing a solid waste management system using multicriteria decision analysis. *European Journal of Operational Research*, 98(1), 19-36.
- Hokkanen, J., Salminen, P., Rossi, E., & Ettala, M. (1995). The choice of a solid waste management system using the Electre II decision-aid method. *Waste Management & Research*, 13(2), 175-193.
- Hontoria García, E., & Zamorano Toro, M. (2001). *Fundamentos del manejo de los residuos urbanos* (ISBN: 9788438001721 ed.). Granada-Spain: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.

- Hoorweg, D., & Bhada-Tata, P. (2012). *What a waste: A global review of Solid Waste Management*. USA: The world bank.
- HPA. (2009). *The Impact on Health of Emissions to Air from Municipal Waste Incinerators*. Health Protection Agency. Obtenido de <https://www.gov.uk/government/organisations/health-protection-agency>
- HPA. (2010). *The impact on health of emissions to air from municipal waste incinerators*. Health Protection Agency.
- Hu, Y., Zhang, P., Li, J., & Chen, D. (2015). Stabilization and separation of heavy metals in incineration fly ash during the hydrothermal treatment process. *Journal of Hazardous Materials*, 299, 149-157.
- Huang, H., & Tang, L. (2007). Treatment of organic waste using thermal plasma pyrolysis technology. *Energy Conversion and Management*, 48(4), 1331-1337.
- Ibarluzea, J., & Basterretxea, M. (2004). *Incineración de residuos urbanos y salud pública*. Vitoria-Gasteiz: Dirección de Salud Pública del Departamento de Sanidad. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- IDAE. (2011). *Evolución tecnológica y prospectiva de costes de las energías renovables. Estudio Técnico PER 2011-2020*. Madrid- Spain: IDAE.
- IDAE. (2011). IDAE. Recuperado el 9 de febrero de 2015, de <http://www.idae.es/>
- IEA Bioenergy. (2009). *Accomplishments from IEA Bioenergy Task 36: Integrating Energy Recovery into Solid Waste Management Systems (2007-2009)*. Fukuoka, Japan: International Energy Agency (IEA).
- IEA Bioenergy. (2013). *Waste to Energy - Summary and Conclusions from the IEA Bioenergy. ExCo71 Workshop*.
- Igoni, A., Ayotamuno, M., Eze, C., Ogaji, S., & Probert, S. (2008). Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. *Applied Energy*, 85, 430-438.
- IHOBE. (2009). *Análisis de Ciclo de Vida y Huella de Carbono: Dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto* (1 ed.). Bilbao- Spain: Ihobe, Sociedad Pública de Gestión Ambiental. Gobierno Vasco.
- Instituto Cerdá. (2013). *Reciclado y valorización de residuos en la industria cementera en España*. Madrid- Spain: CEMA. Fundación Laboral del Cemento y el Medio Ambiente.
- Intharathirat, R., & Abdul Salam, P. (2016). Valorization of MSW-to-Energy in Thailand: Status, Challenges and Prospects. *Waste Biomass Valor*, 7, 31-57.
- Ionescu, G., Marculescu, C., & Badea, A. (2011). Alternative solutions for MSW to energy conversion. *U.P.B. Science Bull*, 73(3), 243-254.

- Ionescu, G., Merler, G., Rada, E., & Ragazzi, M. (2011). Integrated valorization system of MSW: Metropolitan area case study. In: Proceedings of 5th international conference on energy and environment. Bucharest, Romania.
- Ionescu, G., Rada, E., & Cioca, L. (2015). Municipal Solid Waste sorting and treatment schemes for the maximization of material and energy recovery in a latest EU member . *Environmental Engineering and Management Journal* , 14(11), 2537-2544.
- Ionescu, G., Rada, E., Ragazzi, M., & Marculescu, C. (2013). Integrated municipal solid waste scenario model using advanced pretreatment and waste to energy processes. *Energy Conversion and Management*, 76, 1083-1092.
- Ionescu, G., Rada, E., Ragazzi, M., Marculescu, C., & Apostol, T. (2013). Integrated municipal solid waste scenario model using advanced pretreatment and waste to energy processes. *Energy Conversion and Management*, 76, 1083-1092.
- IPCC. (2007). Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático.
- ISO 14040:2006 (2006).
- ISWA. (2015). *Global Waste Management Outlook*. Vienna, Austria: International Solid Waste Association.
- Jarabo, F. (1999). *La energía de la biomasa* (2 ed.). Madrid: S.A.P.T. publicaciones técnicas S.L.
- Jones, A., & Harrison, R. (2016). Emission of ultrafine particles from the incineration of municipal solid waste: A review. *Atmospheric Environment*, 140, 519-528.
- Junfeng, L. (2005). *CDM country guide for China*. Institute for Global Environmental Strategies (1 ed.). China: Chinese Renewable Energy Industries Association.
- Katyal, S. (2007). Effect of Carbonization Temperature on Combustion Reactivity of Bagasse Char. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 29(16), 1477-1485.
- Kaufman, S., Krishnan, N., & Themelis, N. (2010). A Screening Life Cycle Metric to Benchmark the Environmental Sustainability of Waste Management Systems. *Environmental Science and Technology*, 44(15), 5949-5955.
- Khan, A., de Jong, W., Jansens, P., & Spliethoff, H. (2009). Biomass combustion in fluidized bed boilers: Potential problems and remedies. *Fuel Processing Technology*, 90(1), 21-50.
- Khan, D., & Samadder, S. (2014). Municipal solid waste management using Geographical Information System aided methods: A mini review. *Waste Management & Research*, 32(11), 1049-1062.

- Khraisheh, M., & Li, A. (2010). Bio-ethanol from Municipal Solid Waste (MSW): The Environmental Impact Assessment. *Proceedings of the 2nd Annual Gas Processing Symposium*, 69-76.
- Koornneef, J., Junginger, M., & Faaij, A. (2007). Development of fluidized bed combustion—An overview of trends, performance and cost. *Progress in Energy and Combustion Science*, 33(1), 19-55.
- Korai, M., Mahar, R., & Uqaili, M. (2016). Optimization of waste to energy routes through biochemical and thermochemical treatment options of municipal solid waste in Hyderabad, Pakistan. *Energy Conversion and Management*, 124, 333-343.
- Korucu, M., & Erdagi, B. (2012). Criticism of applications with multi-criteria decision analysis that are used for the site selection for the disposal of municipal solid wastes. *Waste Management*, 32, 2315-2323.
- Kraemer, T., & Gamble, S. (2014). Integrating Anaerobic Digestion With Composting. *Biocycle*, 55(10), 32.
- Krook, J., Svensson, N., & Eklund, M. (2012). Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management*, 32, 513-520.
- Kulczycka, J., Lelek, L., Lewandowska, A., & Zarebska, J. (2015). Life Cycle Assessment of Municipal Solid Waste Management. Comparison of Results Using Different LCA Models. *Pol. J. Environ. Stud.*, 24(1), 125-140.
- Kumar, S., Nimchuk, N., Kumar, R., Zietsman, J., Ramani, T., Spiegelman, C., & Kenney, M. (2016). Specific model for the estimation of methane emission from municipal solid waste landfills in India. *Bioresource Technology*, 216, 981-987.
- Kuppens, T., Van Dael, M., Vanreppelen, K., Carleer, R., Yperman, J., Schreurs, S., & Van Passel, S. (2014). Techno-Economic Assessment of Pyrolysis Char Production and Application – A Review. *Chemical Engineering Transactions*, 37, 67-72.
- Kythreotou, N., Florides, G., & Tassou, S. (2014). A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renewable Energy*, 71, 701-714.
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J., & Barlaz, M. (2012). A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 32(3), 498-512.
- Latasa, I., Lozano, P., & Bueno, G. (2015). La gestión de los residuos sólidos urbanos: una revisión de los elementos clave de un problema ambiental y un debate persistente. *Lurralde: invest. espac.*, 38, 213-231.
- Lauret, A. (2010). Valorización energética de RU. Incineración-Gasificación. San Sebastian de los Reyes, Madrid: Traco Ibérica S.L.

- Lausselet, C., Cherubini, F., Del Alamo, G., Becidan, M., & Hammer, A. (2016). Life-cycle assessment of a Waste-to-Energy plant in central Norway: Current situation and effects of changes in waste fraction composition. *Waste Management*, In press.
- Lavola. (2013). Análisis del Ciclo de Vida y su modelización mediante el software simapro. Barcelona, Spain.: Lavola Sostenibilidad.
- Lay, J.-J., Li, Y.-Y., & Noike, T. (1997). Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research*, 31(6), 1518-1524.
- Lechtenberg, D. (2008). Alternative Fuels. Tunisia: Waste management and the cement industry. *Global cement Magazine*, 10-12.
- Leckner, B. (2015). Process aspects in combustion and gasification Waste-to-Energy (WtE) units. *Waste Management*, 37, 13-25.
- Lee, S., Kim, J., & Chong, W. (2016). The causes of the municipal solid waste and the greenhouse gas emissions from the waste sector in the United States. *Procedia Engineering* , 145, 1074-1079.
- Lee, V., Kwok, K., Cheung, A., & McKay, G. (2007). Operation of a municipal solid waste co-combustion pilot plant. *Asia-Pacific Joernal of Chemical Engineering*, 2(6), 631-639.
- Leme, M., Rocha, M., Silva-Lora, E., Venturini, O., Lopes, B., & Ferreira, C. (2014). Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, 87, 8-20.
- Leschine, T., Wallenius, H., & Verdini, W. (1992). Interactive multiobjective analysis and assimilative capacity based ocean disposal decision. *European Journal of Operational Research*, 56, 278-289.
- Leton, T., & Omotosho, O. (2004). Landfill operations in the Niger delta region of Nigeria. *Engineering Geology*, 73(1-2), 171-177.
- Li, J., Dong, H., Sun, J., Nie, J., Zhang, S., Tang, J., & Chen, Z. (2016). Composition profiles and health risk of PCDD/F in outdoor air and fly ash from municipal solid waste incineration and adjacent villages in East China. *Science of the Total Environment*, In press.
- Liamsanguan, C., & Gheewala, S. (2008). LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems. *Journal of Environmental Management*, 87, 132-138.
- Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Biey, E., & Verstrae, W. (2001). Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science Technology*, 44(8), 91-102.

- Liu, A., Ren, F., Lin, W., & Wang, J. (2015). A review of municipal solid waste environmental standards with a focus on incinerator residues. *International Journal of Sustainable Built Environment*(4), 165-188.
- Lombardi, L., & Carnevale, E. (2016). Analysis of an innovative process for landfill gas quality improvement. *Energy*(109), 1107-1117.
- Lombardi, L., Carnevale, E., & Corti, A. (2012). Analysis of energy recovery potential using innovative technologies of waste gasification. *Waste Management*, 32(4), 640-652.
- Lombardi, L., Carnevale, E., & Corti, A. (2015). A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste. *Waste Management*, 37, 26-44.
- López Martínez, M., Canet Castelló, R., Huerta Pujol, O., Gea Leiva, M., Pérez Murcia, M., & Martínez Farré, F. (2014). *De residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad* (1 ed.). Madrid: Mundi-Prensa.
- Lou, Z., Bernd, B., Zhu, N., Chai, X., Li, B., & Zhao, Y. (2015). Environmental impacts of a large-scale incinerator with mixed MSW of high water content from a LCA perspective. *Journal of Environmental Sciences*, In press.
- Ma, H., Cao, Y., Lu, X., Ding, Z., & Zhou, W. (2016). Review of Typical Municipal Solid Waste Disposal Status and Energy Technology. *Energy Procedia*, 88, 589–594.
- MAGRAMA. (2012). *Plan piloto de Caracterización de Residuos Urbanos de origen domiciliario. Informe de resultados*.
- MAGRAMA. (2013). *Gestión de biorresiduos de competencia municipal: Guía para la implantación de la recogida separada de biorresiduos de competencia municipal*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MAGRAMA. (2013). *Introducción a los Modelos de Gestión de Residuos*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MAGRAMA. (2013). *Perfil ambiental de España*. Madrid: Centro de publicaciones del MAGRAMA.
- MAGRAMA. (2014). Banco Público de Indicadores Ambientales. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MAGRAMA. (2014). *Diagnóstico del sector residuos en España, Análisis y prospectiva*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Serie Medio Ambiente.
- MAGRAMA. (2016). *Inventario de gases de efecto invernadero en España. Serie 1990-2014. Informe Resumen*. Madrid: Secretaría de Estado de Medio Ambiente.

- Magrinho, A., & Semiao, V. (2008). Estimation of residual MSW heating value as a function of waste component recycling. *Waste Management*, 28(12), 2675-2683.
- Maíllo Sánchez, A. (2009). Congreso Internacional en la gestión y tratamiento de los Residuos Municipales. La tecnología de la gasificación aplicada a los Residuos Sólidos Urbanos. Sabadell.
- Manfredi, S., Pant, R., Pennington, D., & Versmann, A. (2011). Supporting environmentally sound decisions for waste management with LCT and LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16, 937-939.
- Margallo, M., Aldaco, R., Irabien, A., Carrillo, V., Fischer, M., Bala, A., & Fullana, P. (2014). Life cycle assessment modelling of waste-to-energy incineration in Spain and Portugal. *Waste Management & Research*, 32(6), 492-499.
- Marrella, G., & Raga, R. (2014). Use of the Contingent Valuation Method in the assessment of a landfill mining project. *Waste Management*, 34(7), 1199-1205.
- Martín González, S. (1997). Producción y recuperación del biogás en vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: análisis de variables y modelización. Universidad de Oviedo: Tesis Doctoral.
- Martínez, J., Mahkamov, K., Andrade, R., & Silva Lora, E. (2012). Syngas production in downdraft biomass gasifiers and its application using internal combustion engines. *Renewable Energy*, 38, 1-9.
- Martínez, M., & Cuenca, I. (2014). *Diseño de un vertedero de RSU con aprovechamiento energético de biogás en la provincia de Ávila* (Escuela Politécnica Superior de Ávila ed.). Ávila: Universidad de Salamanca.
- Masias Recycling. (2014). *Masias Recycling*. Recuperado el 24 de junio de 2015, de <http://masiasrecycling.com/>
- Massarutto, A. (2015). Economic aspects of thermal treatment of solid waste in a sustainable WM system. *Waste Management*, 37, 45-57.
- Mata-Álvarez, J. (2002). *Biomethanization of the organic fraction of Municipal Solid Wastes* (1 ed.). Barcelona-Spain: IWA Publishing.
- Materazzi, M., Lettieri, P., Mazzei, L., Taylor, R., & Chapman, C. (2013). Thermodynamic modelling and evaluation of a two-stage thermal process for waste gasification. *Fuel*, 108, 356-369.
- Materazzi, M., Lettieri, P., Mazzei, L., Taylor, R., & Chapman, C. (2014). Tar evolution in a two stage fluid bed-plasma gasification process for waste valorization. *Fuel Processing Technology*, 128, 146-157.

- Materazzi, M., Lettieri, P., Taylor, P., & Chapman, C. (2015). Performance analysis of RDF gasification in a two stage fluidized bed–plasma process. *Waste Management*, In Press.
- Materazzi, M., Lettieri, P., Taylor, R., & Chapman, C. (2015). Performance analysis of RDF gasification in a two stage fluidized bed plasma process. *Waste Maanagement*, In press.
- Matsuto, T. (2002). Life Cycle Assessment of municipal solid waste management - Cost, energy consumption, & CO2 emission -. *Proceedings of International Symposium and Workshop on Environmental Pollution Control ans Waste Management 7-10 January 2002, Tunis (EPCOWM'2002)*, 243-248.
- McKay, G. (2002). Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*, 86, 343-368.
- Meneses-Benitez, M. (2002). *Model d'avaluació del risc sobre la salut. Aplicació als residents a les rodalies de la incineradora de Montcada i Reixac*. Tarragona: Universitat Rovira i Virgili.
- Merkhofer, M., & Keeney, R. (1987). A Multiattribute Utility Analysis of Alternative Sites for the Disposal of Nuclear Waste. *Risk Analysis*, 7(2), 173-194.
- Meseguer, M. (2015). Estado de la economía circular en España. *Residuos Profesional*. Obtenido de <http://www.residuosprofesional.com/estado-de-la-economia-circular-en-europa-y-en-espana/>
- Michaels, T. (2014). *The 2014 ERC Directy of Waste-to-Energy facilities*. Energy recovery council.
- Milán, Z., Sánchez, E., Weiland, P., Borja, P., Martín, A., & Llangovan, K. (2001). Influence of different natural zeolite concentrations on the anaerobic digestion of piggery waste. *Bioresource Technology*, 80(1), 37-43.
- Ministerio de la Presidencia. (2005). Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. BOE 15, 1833-1843.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2007). Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Moberg, A., Finnveden, G., Johansson, J., & Lind, P. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste—part 2: landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*, 13, 231-240.
- Moeinaddini, M., Khorasani, N., Danehkar, A., Darvishsefat, A., & Zienalyan, M. (2010). Siting MSW landfill using weighted linear combination and analytical hierarchy process (AHP) methodology in GIS environment (case study: Karaj). *Waste Management*, 30, 912-920.

- Moffett, A., & Sarkar, S. (2006). Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: a minireview with recommendations. *Diversity and Distributions*, 12, 125-137.
- Molero, E., Grindlay, A., & Asensio, J. (2007). Escenarios de aptitud y modelización cartográfica del crecimiento urbano mediante técnicas de evaluación multicriterio. *GeoFocus*, 7, 120-147.
- Moliner, E., Muñoz, C., Garraín, D., & Vidal, R. (2011). La huella ecológica del transporte de residuos en la Provincia de Castellón. *XV Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos*. Huesca.
- Moratorio, D., & Rocco, I. (2011). *Proyecto para la conversión de residuos en energía*. Montevideo: Universidad de Montevideo.
- Moratorio, D., Rocco, I., & Castelli, M. (2012). Converting Municipal Solid Waste into energy. *Memoria de Trabajos de Difusión Científica y Técnica*, 10, 115-126.
- Morrón Lingl, C. (2015). Aprobada la Propuesta de Directiva que facilitará la valorización energética de los residuos urbanos en el sur de la UE. Barcelona: Terraqui.
- Murphy, J., & McKeogh, E. (2004). Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste. *Renewable Energy*, 29(7), 1043-1057.
- Mustafa, M., Calay, R., & Román, E. (2016). Biogas from Organic Waste - A Case Study. *Procedia Engineering*(146), 310-317.
- Nakasima, M., Velázquez, N., Ojeda, S., Santillán, N., Uribe, L., Pando, G., & Ruelas, A. (2014). Diseño de un digester anaeróbico de flujo ascendente y estudio de adaptación a la variabilidad de los residuos sólidos orgánicos. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(3), 41-52.
- Nelles, M., Arena, U., & Bilitewski, B. (2010). Thermal waste treatment--an essential component of a sustainable waste treatment system. *Waste Management*, 30(7), 1159-1160.
- Nemade, P., Bansode, S., Deshmukh, P., Lawand, V., Kulal, S., & Pawar, S. (2015). Solid Waste Management and Route Optimization By Using GIS-A Case Study of Indapur City. *International Journal on Recent and Innovation Trends in Computing and Communication*, 3(5), 3293-3295.
- Nikita Naik, E., & Tkachenko, R. (2013). *The anaerobic digestion of organic municipal solid waste in California*. Berkeley: University of California.
- Nikita Naik, E., & Tkachenko, R. (2013). *The Anaerobic Digestion of Organic Municipal Solid Waste in California*. Berkeley: University of California.
- Nithikul, J. (2007). *Potential of Refuse Derived Fuel Production from Bangkok Municipal Solid Waste*. Thailand: School of Environment, Resources and Development .

- Nixon, J., Dey, P., Ghosh, S., & Davies, P. (2013). Evaluation of options for energy recovery from municipal solid waste in India using the hierarchical analytical network process. *Energy*, *59*, 215-223.
- Nizami, A., Shahzad, K., Rehan, M., Ouda, O., Khan, M., Ismail, I., . . . Demirbas, A. (2016). Developing waste biorefinery in Makkah: A way forward to convert urban waste into renewable energy. *Applied Energy*, In press.
- Nopharatana, A., Pullammanappallil, P., & Clarke, W. (2003). A dynamic mathematical model for sequential leach bed anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Biochemical Engineering Journal*, *13*(1), 21-33.
- Nouri, J., Omrani, G., Arjmandi, R., & Kermani, M. (2014). Comparison of solid waste management scenarios based on life cycle analysis and multi-criteria decision making (Case study: Isfahan city). *Iranian Journal of Science & Technology*, *38*(3), 257-264.
- Obersteiner, G., Binner, E., Mostbauer, P., & Salhofer, S. (2007). Landfill modelling in LCA - a contribution based on empirical data. *Waste Management*, *27*(8), s58-s74.
- Oficemen. (2015). *Agrupación de fabricantes de cemento de España*. Recuperado el 2015, de https://www.oficemen.com/reportajePag.asp?id_rep=1112
- Ofori-Boateng, C., Lee, K., & Mensah, M. (2013). The prospects of electricity generation from municipal solid waste (MSW) in Ghana: A better waste management option. *Fuel Processing Technology*, *110*, 94-102.
- Oka, S. (2003). *Fluidized bed combustion* (1 ed.). New York: MARCEL DEKKER.
- Olisa, E., Sapari, N., Malakahmad, A., Ezechi, E., & Riahi, A. (2016). Enhancing Landfill Gas Recovery: A review. *Jurnal Teknologi (Sciences & Engineering)*, *78*, 105-109.
- OMIE. (2015). *OMIE*. Recuperado el 10 de 01 de 2015, de <http://www.omie.es/inicio>
- Ørnebjerg, H., Franck, J., Lamers, F., Angotti, F., & Morin, R. (2006). *Management of Bottom Ash from WTE Plants: An overview of management options and treatment methods*. International Solid Waste Association.
- Ouedraogo, A. (1999). *Pilot-scale two-phase anaerobic digestion of the biodegradable organic fraction of Bamako district municipal solid waste* (2 ed.). Barcelona- Spain: Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes.
- Ozbay, I., & Durmusoglu, E. (2013). Energy content of municipal solid waste bales. *Waste Management & Research*, *31*(7), 674-683.
- Özeler, D., Yetis, Ü., & Demirer, G. (2006). Life cycle assesment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. *Environment International*, *32*, 405-411.

- Paleologos, E., Caratelli, P., & El Amrousi, M. (2016). Waste-to-energy: An opportunity for a new industrial typology in Abu Dhabi. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 55, 1260-1266.
- Palmiotto, M., Fattore, E., Paiano, V., Celeste, G., Colombo, A., & Davoli, E. (2014). Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects. *Environment International*, 68, 16-24.
- Panepinto, D., Blengini, G., & Genon, G. (2015). Economic and environmental comparison between two scenarios of waste management: MBT vs thermal treatment. *Resources, Conservation and Recycling*, 97, 16-23.
- Pantini, S., Verginelli, I., Lombardi, F., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2015). Assessment of biogas production from MBT waste under different operating conditions. *Waste Management*, 43, 37-49.
- Pantini, S., Verginelli, I., & Lombardi, F. (2014). A new screening model for leachate production assessment at landfill sites. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(6), 1503-1516.
- Paolo, M., & Paola, M. (2015). RDF: from waste to resource – the Italian case. *Energy Procedia*, 81, 569–584.
- Pardal, A. (2012). *Obtención de biodiesel por transterificación de aceites vegetales: nuevos métodos de síntesis* (Departamento de Ingeniería Química y Química Física ed.). Universidad de Extremadura: Facultad de Ciencias.
- Passamani, G., Ragazzi, M., & Torretta, V. (2015). Potential SRF generation from a closed landfill in northern Italy. *Waste Management*, 47(B), 157-163.
- Pavlostathis, S., & Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetics of Anaerobic Treatment. *Water Science & Technology*, 24(8), 35-59.
- PEMAR. (2016-2022). *Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Peng, N., Li, Y., Liu, Z., Liu, T., & Gai, C. (2016). Emission, distribution and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) during municipal solid waste (MSW) and coal co-combustion. *Science of the Total Environment*, In press.
- Pennington, D., & Koneczny, K. (2007). Life cycle thinking in waste management: Summary of European Commission's Malta 2005 workshop and pilot studies. *Waste Management*, 27(8), 592-597.
- Pires, A., Martinho, G., & Chang, N.-B. (2011). Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management*, 92, 1033-1050.

- Pirotta, F., Ferreira, E., & Bernardo, C. (2013). Energy recovery and impact on land use of Maltese municipal solid waste incineration. *Energy*, 49, 1-11.
- Plata-Díaz, A., Zafra-Gómez, J., Pérez-López, G., & López-Hernández, A. (2014). Alternative management structures for municipal waste collection services: The influence of economic and political factors. *waste Management*, 34(11), 1967-1976.
- Polanco, F., & Encina, A. (2000). Procesos Biológicos Anaerobios. Jornadas sobre tratamientos biológicos de residuos orgánicos. Universidad de Valladolid.
- Porteous, A. (2005). Why energy from waste incineration is an essential component of environmentally responsible waste management. *Waste Management*, 25(4), 451-459.
- Poulsen, T., & Hansen, J. (2009). Assessing the impacts of changes in treatment technology on energy and greenhouse gas balances for organic waste and wastewater treatment using historical data. *Waste Management & Research*, 27(9), 861-870.
- Pré Consultans. (2015). *Pré Consultans*. Recuperado el 8 de 11 de 2015, de <https://www.pre-sustainability.com/>
- Puig-Ventosa, I., & Sastre, S. (2016). Las tasas de residuos en España. *Crónica tributaria*, 159, 131-164.
- Puntes, V., Sánchez, A., Casals, E., Font, X., Barrena, R., & Busquets, M. (2014). Tecnología BiogásPlus. Barcelona: Compostaje de Residuos Sólidos Orgánicos de la Escuela de Ingeniería de la UAB.
- Quina, M., Bordado, J., & Quinta-Ferreira, R. (2011). *Air pollution control in Municipal Solid Waste incinerators* (ISBN: 978-953-307-528-0 ed.). Dr. Mohamed Khallaf .
- Quiroga, G., Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., & Marañón, E. (2010). Physico-chemical analysis and calorific values of poultry manure. *Waste Management*, 30, 880-884.
- Rada, E. (2014). Energy from municipal solid waste. *Energy Production and Management in the 21st Century*, 2, 945-957.
- Rada, E., & Andreottola, G. (2012). RDF/SRF which perspective for its future in EU. *Waste Management*, 32(6), 1059-1060.
- Rada, E., Ragazzi, M., Ionescu, G., Merler, G., Moedinger, F., Raboni, M., & Torretta, V. (2014). Municipal Solid Waste treatment by integrated solutions: energy and environmental balances. *Energy Procedia*, 50, 1037-1044.
- Rada, E., Ragazzi, M., Merler, G., & Ionescu, G. (2010). Comparative analysis between two case studies based on the same integrated system for MSW management. Mines d'Albi, France: 14th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation.

- Ragazzi, M., & Rada, E. (2012). RDF/SRF evolution and MSW bio-drying. *WIT Trans, Ecol. Environ.*, *163*, 199-208.
- RAIS. (2013). The risk assessment information system. Obtenido de <http://rais.ornl.gov>
- Rajaeifar, M., Tabatabaei, M., Ghanavati, H., Khoshnevisan, B., & Rafiee, S. (2015). Comparative life cycle assessment of different municipal solid waste management scenarios in Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *51*, 886-898.
- Rajasekhar, M., Venkat Rao, N., Chinna Rao, G., Priyadarshini, G., & Jeevan Kumar, N. (2015). Energy Generation from Municipal Solid Waste by Innovative Technologies – Plasma Gasification. *Procedia Materials Science*, *10*, 513-518.
- Ramos Casado, R., Arenales Rivera, J., Borjabad García, E., Escalada Cuadrado, R., Fernández Llorente, M., Bados Sevillano, R., & Pascual Delgado, A. (2015). Classification and characterisation of SRF produced from different flows of processed MSW in the Navarra region and its co-combustion performance with olive tree pruning residues. *Waste Management*, *47*, 206-216.
- Rao, P., Baral, S., Deya, R., & Mutnuri, S. (2010). Biogas generation potential by anaerobic digestion for sustainable energy development in India. *Renewable and sustainable energy reviews*, *14*, 2086-2094.
- Ravelli, S., Perdichizzi, A., & Barigogozzi, G. (2008). Description, applications and numerical modelling of bubbling fluidized bed combustion in waste-to-energy plants. *Progress in Energy and Combustion Science*, *34*(2), 224-253.
- Reimann, D. (2009). *Energy Report II (Status 2004-2007): Results of specific data for energy R1 plant efficiency factor and net calorific value (NCV) of 231 european WtE plants*. Bamberg, Germany: CEWEP .
- Reis, M., Pereira-Miguel, J., Sampaio, C., Aguiar, P., Melim, J., & Pöpke, O. (2007a). Determinants of dioxins and furans in blood of non-occupationally exposed populations living near Portuguese solid waste incinerators. *Chemosphere*, *67*, 224-230.
- Reis, M., Sampaio, C., Aguiar, P., Melim, J., Pereira-Miguel, J., & Pöpke, O. (2007b). Biomonitoring of PCDD/Fs in populations living near portuguese solid waste incinerators: Levels in human milk. *Chemosphere*, *67*, 231-237.
- Renkow, M., & Rubin, A. (1998). Does municipal solid waste composting make economic sense? *Journal of Environmental Management*, *53*(4), 339-347.
- Revenge Frauca, J. (09 de 08 de 2016). Por qué no hay que beber dos litros de agua al día. *El país*.
- Richard, M. (2012). *Global waste-to-energy market to reach \$29.2 Billion by 2022*. Obtenido de <https://www.navigantresearch.com/newsroom/global-waste-to-energy-market-to-reach-29-2-billion-by-2022>

- Rigamonti, L., Sterpi, I., & Grosso, M. (2016). Integrated municipal waste management systems: An indicator to assess their environmental and economic sustainability. *Ecological Indicators*, 60, 1-7.
- Riuj Lohri, C., Rajabu, H., Sweeney, D., & Zurbrügg, C. (2016). Char fuel production in developing countries - A review of urban biowaste carbonization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 59, 1514-1530.
- Roche, H., & Vejo, C. (2005). Métodos cuantitativos aplicados a la Administración. Material de apoyo Análisis Multicriterio. Análisis multicriterio en la toma de decisiones.
- Rodrigo Ilarri, J., Rodrigo Clavero, M., & Fernández González, J. (2014). *Alternativas de valorización y eliminación de Residuos Sólidos Urbanos* (1 ed.). Valencia- España: Entornos-Diseño y percepción.
- Rodrigo, M., Centeno, L., Muruais, J., Maíllo, A., Ramírez, M., Vallina, D., & Tolosa, E. (2010). *Guía de valorización energética de residuos*. Madrid- Spain: Fenercom-IDAE.
- Rodríguez Mendiola, A. (2012). Conversión de residuos sólidos urbanos en biocombustibles. Madrid: Congraso Nacional del Medio Ambiente (Conama 2012).
- Romay Díaz, M. (2004). *La valorización energética de residuos en la industrial española del cemento*. Madrid- Spain: Oficemen.
- Rovira, J., Vilavert, L., Nadal, M., Schuhmacher, M., & Domingo, J. (2015). Temporal trends in the levels of metals, PCDD/Fs and PCBs in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. Preliminary assessment of human health risks. *Waste Management*, In press.
- Saaty, T. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15(3), 234-281.
- Saffarzadeh, A., Shimaoka, T., Motomura, Y., & Watanabe, K. (2006). Chemical and mineralogical evaluation of slag products derived from the pyrolysis/melting treatment of MSW. *Waste Management*, 26, 1443-1452.
- Sanlisoy, A., & Carpinlioglu, M. (2016). A review on plasma gasification for solid waste disposal. *International Journal of Hydrogen Energy*(In press).
- Scaglia, B., Confalonieri, R., D'Imporzano, G., & Adani, F. (2010). Estimating biogas production of biologically treated municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 101(3), 945-952.
- Schavion, M., Ragazzi, M., Rada, E., & Merler, G. (2014). Proposal for a correct management of the LCA results from a MSW integrated treatment. *Waste Management, Witt press*, 163-173.
- Scheutz, C., Pedersen, R., Petersen, P., Jorgensen, J., Buendia Ucendo, I., Monster, J., . . . Kjeldsen, P. (2014). Mitigation of methane emission from an old unlined landfill in

- Klintholm, Denmark using a passive biocover system. *Waste Management*, 34(7), 1179-1190.
- Schryver, A., Humbert, S., & Huijbregts, M. (2012). Different visions on abiotic resource depletion. Radboud University Nijmegen.
- Scott, D., Piskorz, J., Bergougnou, M., & Overend, R. (1988). The role of temperature in the fast pyrolysis of cellulose and wood. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 27(1), 8-15.
- Seiler, H., Sigel, H., & Sigel, A. (1988). Handbook on toxicity of inorganic compounds. *Journal of Organometallic Chemistry*, 353(1), C17.
- Server Akdag, A., Atimtay, A., & Sanin, F. (2016). Comparison of fuel value and combustion characteristics of two different RDF samples. *Waste Management*, 47, 217-224.
- Server-Barceló, P. (2015). Innovative thermo-mechanical waste processing to produce high quality diesel fuel. LIFE15 ENV/ES/000634: LIFE ZEROLANDFILL.
- SETAC. (1993). *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*. Recuperado el 2015, de <https://www.setac.org/>
- Shahriari, H., Warith, M., Hamoda, M., & Kennedy, K. (2012). Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. *Waste Management*, 32, 41-52.
- Sharuddin, S., Abnisa, F., Wan Daud, W., & Aroua, M. (2016). A review on pyrolysis of plastic wastes. *Energy Conversion and Management*(115), 308-326.
- Shrestha, M., Sartohadi, J., Ridwan, M., & Hizbaron, D. (2014). Converting Urban Waste into Energy in Kathmandu Valley: Barriers and Opportunities. *Journal of Environmental Protection*, 5, 772-779. Obtenido de <http://www.scirp.org/journal/jep;> <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2014.59079>
- Singh, J., & Gu, S. (2010). Biomass conversion to energy in India—A critique. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(5), 1367-1378.
- SIRUSA. . (2010). *Valorización energética de residuos urbanos. Breve introducción a tecnologías, instalaciones y resultados*. SIRUSA. Serveis d'Incineració de Residus Urbans SA.
- SOGAMA. (2015). *Sociedade Galega do medio ambiente*. Recuperado el 13 de 08 de 2015, de <http://www.sogama.es/es>
- Sonesson, U., Björklund, A., Carlsson, M., & Dalemo, M. (2000). Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 28(1), 29-53.

- Soria, J., Gauthier, D., Flamant, G., Rodriguez, R., & Mazza, G. (2015). Coupling scales for modelling heavy metal vaporization from municipal solid waste incineration in a fluid bed by CFD. *Waste Management*, *43*, 176-187.
- Sorum, L., Frandsen, F., & Hustad, J. (2003). On the fate of heavy metals in municipal solid waste combustion Part I: devolatilisation of heavy metals on the grate. *Fuel*, *82*(18), 2273-2283.
- Speece, R. (1987). *Nutrient requirements of anaerobic digestion of biomass* (1 ed.). London: Elsevier Applied Science LTD.
- Stam, A., Kuula, M., & Cesar, M. (1992). Transboundary Air Pollution in Europe: An Interactive Multicriteria Tradeoff Analysis. *European Journal of Operational Research*, *56*, 263-277.
- Starr, K., Villalba, G., & Gabarrell, X. (2015). Upgraded biogas from municipal solid waste for natural gas substitution and CO₂ reduction – A case study of Austria, Italy, and Spain. *waste Management*, *38*, 105-116.
- Stehlík, P. (2009). Contribution to advances in waste-to-energy technologies. *Journal of Cleaner Production*, *17*, 919-931.
- Stiegel, G., & Maxwell, R. (2001). Gasification technologies: the path to clean, affordable energy in the 21st century. *Fuel Processing Technology*, *71*, 79-97.
- STOCKHOLM CONVENTION. (2006). *Cement Kilns firing Hazardous Waste. Blooket 3*. Stockholm Covention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Retrieved 2015
- Sun, Y., Takaoka, M., Takeda, N., Matsumoto, T., & Oshita, K. (2006). Application of microwave-assisted extraction to the analysis of PCBs and CBzs in fly ash from municipal solid waste incinerators. *Journal of Hazardous Materials*, *137*(1), 106-112.
- Tan, S., Hashim, H., Lee, C., Taib, M., & Yan, J. (2014). Economical and Environmental Impact of Waste-to-Energy (WTE) Alternatives for Waste Incineration, Landfill and Anaerobic Digestion. *Energy Procedia*, *61*, 704-708.
- Tan, S., Ho, W., Hashim, H., Lee, C., Taib, M., & Ho, C. (2015). Energy, economic and environmental (3E) analysis of waste-to-energy (WTE) strategies for municipal solid waste (MSW) management in Malaysia. *Energy Conversion and Management*, *102*, 111-120.
- Tang, P., Florea, M., Spiesz, P., & Brouwers, H. (2015). Characteristics and application potential of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ashes from two waste-to-energy plants. *Construction and Building Materials*, *83*, 77-94.
- Tang, Y., Ma, X., Yu, Q., Zhang, C., Lai, Z., & Zhang, X. (2015). Heavy metal enrichment characteristics in ash of municipal solid waste combustion in CO₂/O₂ atmosphere. *Waste Management*, In press.

- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1993). *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues* (ISBN 0-07-063237-5 ed.). New York-USA: McGraw Hill.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1996). *Gestión integral de residuos sólidos* (Vol I ed.). Spain: McGraw-Hill. .
- Tehrani, S., Karbassi, A., Ghoddosi, J., Monavari, S., & Mirbagheri, S. (2009). Prediction of energy consumption and urban air pollution reduction in e-shopping adoption. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 7, 898-903.
- The World Bank. (1999). *Municipal Solid Waste Incineration*. Washington, D.C., USA: The International Bank for Reconstruction and Development.
- The World Bank. (2015). *The World Bank*. Retrieved from <http://www.worldbank.org/>
- Themelis, N. (2011). RECOVERING ENERGY FROM WASTE. PART A: MSW Management in the City of Buenos Aires, Argentina . Columbia: Columbia University.
- Themelis, N., & Diaz Barriga, M. (2012). *Estudio de prefactibilidad técnica y económica para la instalación de capacidad de generación de energía a partir de residuos (WtE) en Uruguay*. Montevideo: Themelis Associates.
- Thomsen, N., Milosevic, N., & Bjerg, P. (2012). Application of a contaminant mass balance method at an old landfill to assess the impact on water resources. *Waste Management*, 32(12), 2406-2417.
- Tian, H., Gao, J., Lu, L., Zhao, D., Cheng, K., & Qiu, P. (2012). Temporal Trends and Spatial Variation Characteristics of Hazardous Air Pollutant Emission Inventory from Municipal Solid Waste Incineration in China. *Environmental Science and Technology*, 46(18), 10364-10371.
- Tozlu, A., Özahi, E., & Abusoglu, A. (2016). Waste to energy technologies for municipal solid waste management in Gaziantep. *Renewable and Sustainable Energy Review*, 54, 809-815.
- Trulli, E., Torretta, V., Raboni, M., & Masi, S. (2013). Incineration of Pre-Treated Municipal Solid Waste (MSW) for Energy Co-Generation in a Non-Densely Populated Area. *Sustainability*, 5, 5333-5346.
- Turner, C., & Burton, C. (1997). The inactivation of viruses in pig slurries: A review. *Bioresource Technology*, 61(1), 9-20.
- U.S. EPA. (2015). *U.S. Environmental Protection Agency*. Obtenido de <http://www.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/wte/index.htm>
- UK-HPA. (2009). *The Impact on Health of Emissions to Air from Municipal Waste Incinerators*. United Kingdom Health Protection Agency. United Kingdom Health Protection Agency,.

Recuperado el 2 de 10 de 2015, de http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140714084352/http://www.hpa.org.uk/webc/HPAwebFile/HPAweb_C/1251473372218

Universidad de Zaragoza. (2010). *Alternativas de gestión en el Ecovertedero de Zaragoza*. Zaragoza- Spain: Cátedra CEMEX de Sostenibilidad.

Urbaser. (2015). *Urbaser*. Recuperado el 12 de agosto de 2015, de <http://www.urbaser.es/>

US EPA. (1989). Risk assessment guidance for superfund Volume I: Human health evaluation manual. US Environmental Protection Agency, EPA/540/1-89/002. Obtenido de <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsa/pdf/preface.pdf>

US EPA. (2009). Risk assessment guidance for superfund (RAGS), Volume I: Human health evaluation manual (Part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment). US Environmental Protection Agency. EPA-540-R-070-002. Obtenido de http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsf/pdf/partf_200901_final.pdf

Vaish, B., Srivastava, V., Singh, P., Singh, A., Pratap Singh, R., & Kumar Singh, P. (2016). Exploring untapped energy potential of urban solid waste. *Energy, Ecology and Environment*, 1(5), 323-342.

Van der Berg, L., & Kennedy, K. (1981). Potential use of anaerobic process for industrial waste treatment. Pittsburgh- Pennsylvania: Seminar of anaerobic waste water treatment and energy recovery.

Van Lier, J., Tilche, A., Ahring, B., Macarie, H., Moletta, R., Dohanyos, M., . . . Verstraete, W. (2001). New perspectives in anaerobic digestion. *Water Science & Technology*, 43(1), 1-18.

Vehlow, J. (2015). Air pollution control systems in WtE units: An overview. *waste Management*, 37, 58-74.

Vélez-Sánchez-Verín, C., Pinedo-Álvarez, C., Viramontes Olivas, Ó., Ortega Ochoa, C., & Melgoza-Castillo, A. (2008). Bio-tecnologías ambientales para el tratamiento de residuos ganaderos. *Tecnociencia- Creatividad y desarrollo tecnológico*, 2(2), 131-144.

Vilavert, L., Nadal, M., Inza, I., Figueras, M., & Domingo, J. (2009). Baseline levels of bioaerosols and volatile organic compounds around a municipal waste incinerator prior to the construction of a mechanical-biological treatment plant. *waste Management*, 29, 2454-2461.

Vilavert, L., Nadal, M., Schuhmacher, M., & Domingo, J. (2012). Long-term monitoring of dioxins and furans near a municipal solid waste incinerator: human health risks. *Waste Management & Research*, 30(9), 908-916.

- Vivanco, D., Ventosa, I., & Durany, X. (2012). Building waste management core indicators through Spatial Material Flow Analysis: Net recovery and transport intensity indexes. *Waste Management*, 32, 2496-2510.
- Vogt, G., Liu, H., Kennedy, K., Vogt, H., & Holbein, B. (2002). Super blue box recycling (SUBBOR) enhanced two-stage anaerobic digestion process for recycling municipal solid waste: laboratory pilot studies. *Bioresource Technology*, 85(3), 291-299.
- WASTE, G. (2015). *GIS waste Nothing is wasted*. Recuperado el 27 de 10 de 2015, de <http://www.lifegiswaste.eu/es/>
- Watkins, P., & McKendry, P. (2015). Assessment of waste derived gases as a renewable energy source – Part 2. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 10, 114-124.
- Weiland, P. (1993). One- and Two-Step Anaerobic Digestion of Solid Agroindustrial Residues. *Water Science & Technology*, 27(2), 145-151.
- Werther, J., & Ogada, T. (1999). Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science*, 25, 55-116.
- WHO. (2007). *Population health and waste management: scientific data and policy options*. Rome, Italy: World Health Organization Regional Office for Europe.
- Wilson, B., Willians, N., Liss, B., & Wilson, B. (2013). *A Comparative Assessment of Commercial Technologies for Conversion of Solid Waste to Energy*. Seattle, USA: EnviroPower Renewable, Inc.
- Winkler, J., & Bilitewski, B. (2007). Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *waste Management*, 27(8), 1021-1031.
- Wolff, G. (15 de Septiembre de 2016). Las incineradoras que cumplen la normativa no tienen efectos nocivos. *El Diario Vasco*. Obtenido de <http://www.diariovasco.com/gipuzkoa/201609/13/gunther-wolff-miembro-direccion-20160913000957-v.html>
- Womack, J., & Jones, D. (2003). *Lean Thinking: Banish waste and create wealth in your corporation* (2 ed.). New York: Free Press.
- Woolcock, P., & Brown, R. (2013). A review of cleaning technologies for biomass-derived syngas. *Biomass and Bioenergy*, 52, 54-84.
- World Energy Council. (2013). *World Energy Council*. Recuperado el 8 de agosto de 2015, de <https://www.worldenergy.org/>
- Yap, H., & Nixon, J. (2015). A multi-criteria analysis of options for energy recovery from municipal solid waste in India and the UK. *Waste Management*, In press.

- Yecheil, A., & Shevah, Y. (2016). Optimization of energy generation using landfill biogas. *Journal of Energy Storage*, 7, 93-98.
- Young, G. (2010). *Municipal solid waste to energy conversion processes. Economic, technical and renewable comparisons*. Hoboken, New Jersey, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Yuan, H. (2013). Key indicators for assessing the effectiveness of waste management in construction projects. *Ecological Indicators*, 24, 476-484.
- Zabalgardi. (2015). *Zabalgardi*. Recuperado el 12 de agosto de 2015, de <http://www.zabalgardi.com/>
- Zaman, A. (2009). Life Cycle Environmental Assessment of Municipal Solid Waste to Energy Technologies. *Global Journal of Environmental Research*, 3(3), 155-163.
- Zaman, A. (2010). Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7(2), 225-234.
- Zaman, A., & Lehmann, S. (2013). The zero waste index: a performance measurement tool for waste management systems in a 'zero waste city'. *Journal of Cleaner Production*, 50, 123-132.
- Zamorano, M., Díaz, L., García-Maraver, A., & Martín, J. (2011). *Tratamiento, Manipulación y Recuperación de Residuos Urbanos*. Granada: Godel Impresiones Digitales, S.L.
- Zamorano, M., Fernández-González, J., García-Martínez, F., & García-Maraver, A. (2015). *Guía sobre competencias locales en materia de gestión de residuos*. Granada: Diputación Provincial de Granada. Área de Medio Ambiente, Familia y Bienestar Social.
- Zamorano, M., Grindlay, A., Molero, E., & Rodríguez, M. (2011). Diagnosis and proposals for waste management in industrial areas in the service sector: case study in the metropolitan area of Granada (Spain). *Journal of Cleaner Production*, 19, 1946-1955.
- Zamorano, M., Molero, E., Grindlay, A., Rodríguez, M., Hurtado, A., & Calvo, F. (2009). A planning scenario for the application of geographical information systems in municipal waste collection: A case of Churriana de la Vega (Granada, Spain). *Resources, Conservation and Recycling*, 54(2), 123-133.
- Zamorano, M., Molero, E., Hurtado, Á., Grindlay, A., & Ramos, Á. (2008). Evaluation of a municipal landfill site in Southern Spain with GIS-aided methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2-3), 473-481.
- Zhan, M., Chen, T., Lin, X., Fu, J., Li, X., Yan, J., & Buekens, A. (2016). Suppression of dioxins after the post-combustion zone of MSWIs. *Waste Management*, 54, 153-161.

10. ANEXOS

ANEXO I: RESULTADOS ANÁLISIS CICLO VIDA

A continuación, se presentan los datos obtenidos para las demás categorías de impacto, distinguiendo:

Para la comparativa de todas las alternativas, se presentan:

- Valores absolutos de la contribución de todas las categorías de impacto referidas a 1 tn de RSU.
- Gráficos de valores absolutos de la contribución de todas las categorías de impacto.
- Valores en % de la contribución de todas las categorías de impacto.
- Gráfico de valores de la contribución de todas las categorías de impacto (%).
- Valores absolutos de la contribución de todos los indicadores endpoints referidos a 1 Tn de RSU a la entrada.
- Gráfico de valores absolutos de la contribución de todos los indicadores endpoints.

Para cada alternativa, se presentan:

- Valores absolutos de la contribución por etapas en todas las categorías de impacto.
- Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming (Kg CO₂ eq).
- Valores en % de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto.
- Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto (%).
- Valores absolutos de la contribución por etapas de todos los indicadores endpoints.
- Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de todos los indicadores endpoints.

Tabla 37: Valores absolutos de la contribución de todas las categorías de impacto referidas a 1 Tn RSU a la entrada. Todas las alternativas.

Todo por 1 Tn RSU a la entrada							
Impact category	Unit	Alternativa 0	Alternativa A	Alternativa B	Alternativa C	Alternativa D	Alternativa E
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	5,93	4,39	5,12	10,82	6,19	5,63
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	3,94	3,57	4,75	7,88	5,38	17,40
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,33	0,28	0,37	0,65	0,42	0,59
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	4331,95	1377,65	-0,05	5971,78	979,04	-8312,65
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-2,16E-05
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,31	0,06	0,08	0,13	0,09	2,00E-03
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	19347,75	16663,33	21396,00	37700,45	24574,85	310754,86
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	5102,28	4600,17	6129,91	10189,56	6955,20	2327,88
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	5,47	4,46	5,88	10,43	6,54	7,44
Land occupation	m ² org.arable	6,50	5,95	7,98	13,08	9,29	0,62
Aquatic acidification	kg SO2 eq	1,92	1,59	2,05	3,68	2,39	7,90
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,04	0,04	0,05	0,08	0,06	0,01
Global warming	kg CO2 eq	624,77	433,60	323,87	599,32	376,03	371,52
Non-renewable energy	MJ primary	3919,92	2773,60	3128,58	7022,21	3863,24	-2460,35
Mineral extraction	MJ surplus	3,83	2,80	3,33	6,95	4,00	-0,42

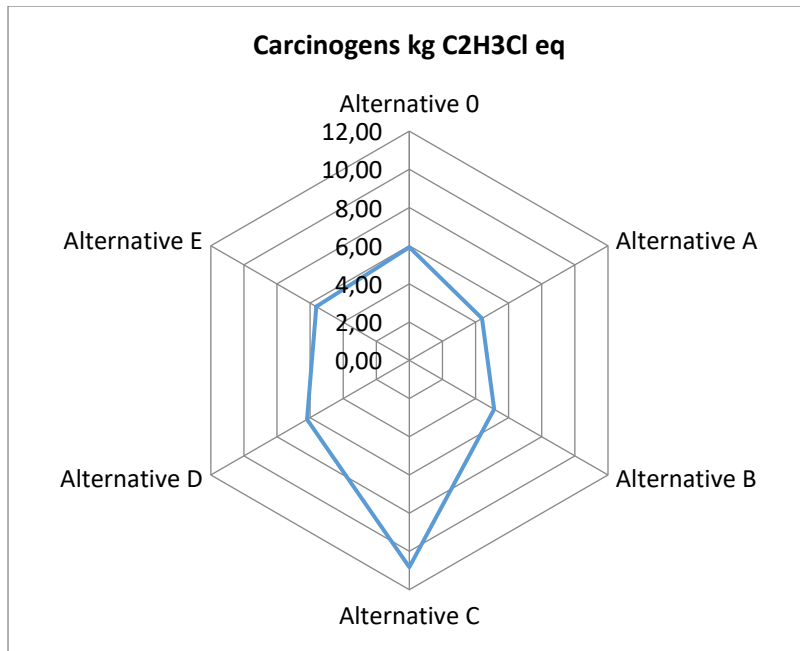


Figura 39: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Carcinogens. Todas las alternativas.

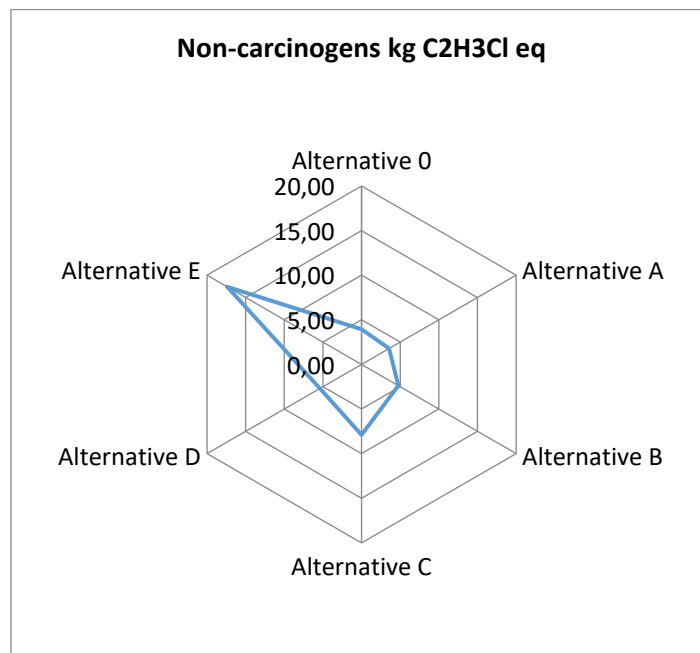


Figura 40: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Non-Carcinogens. Todas las alternativas.

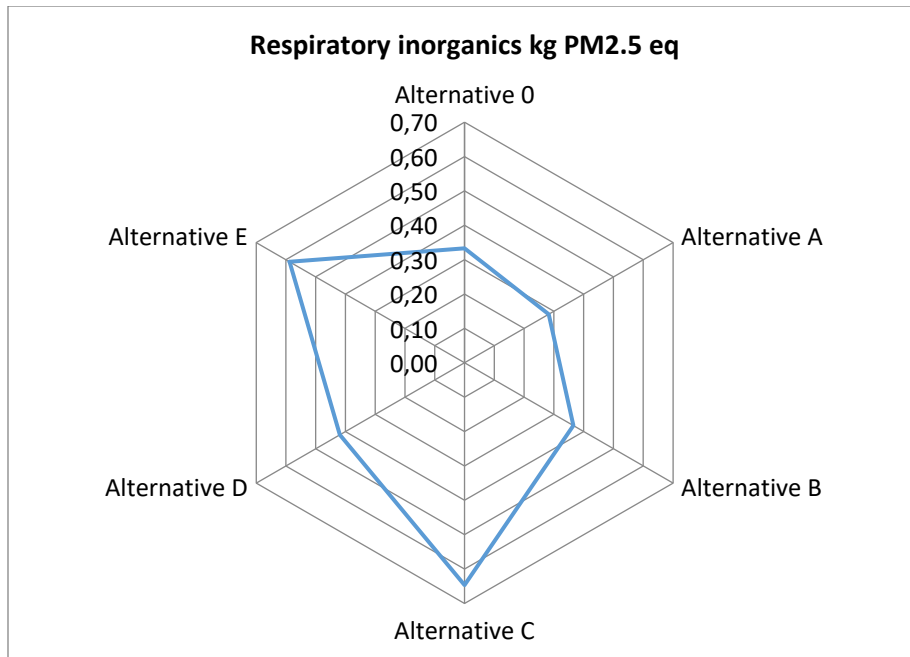


Figura 41: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Respiratory inorganics. Todas las alternativas.

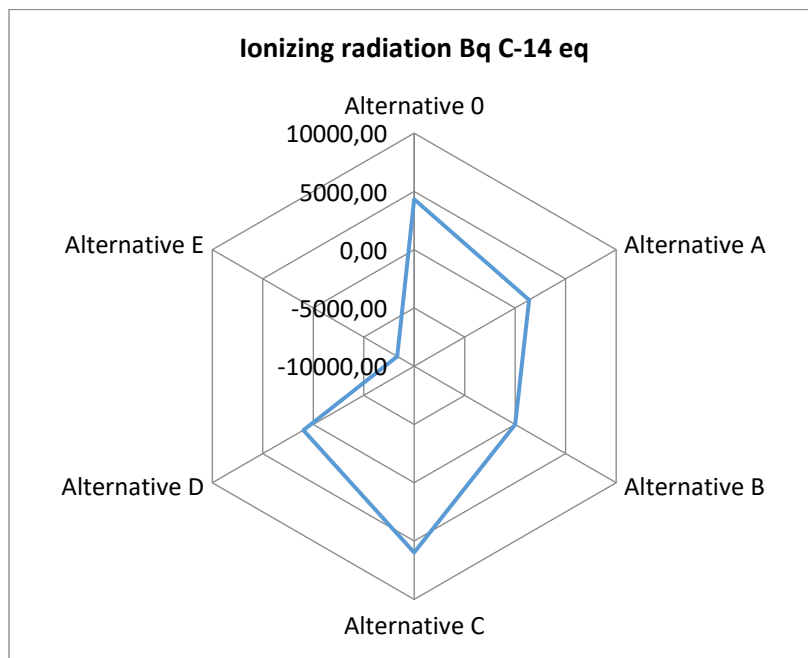


Figura 42: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Ionizing radiation. Todas las alternativas.

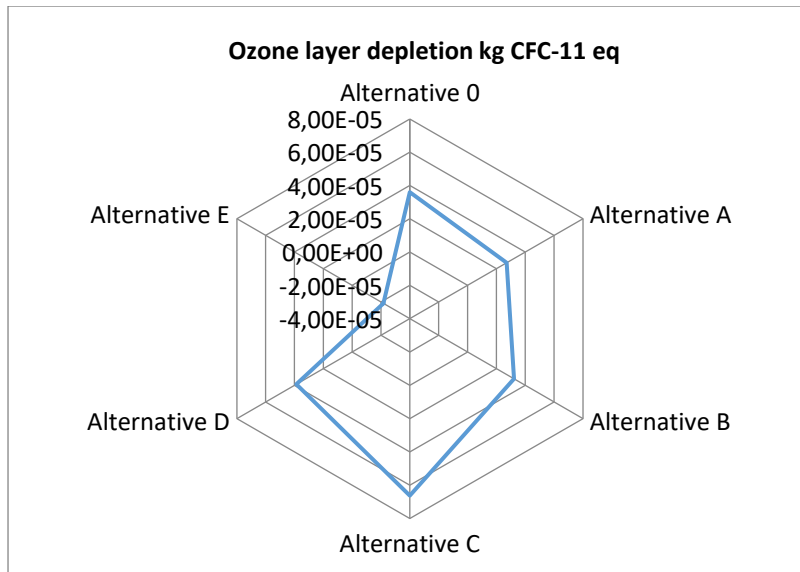


Figura 43: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Ozone layer depletion. Todas las alternativas.

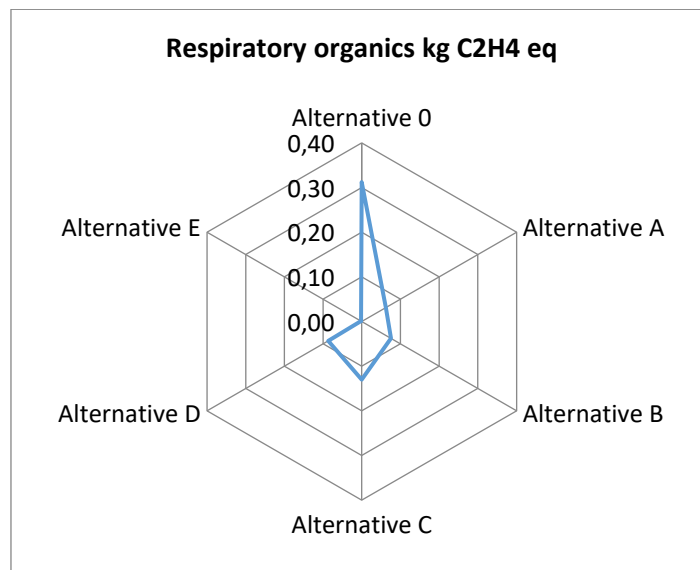


Figura 44: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Respiratory Organics. Todas las alternativas.

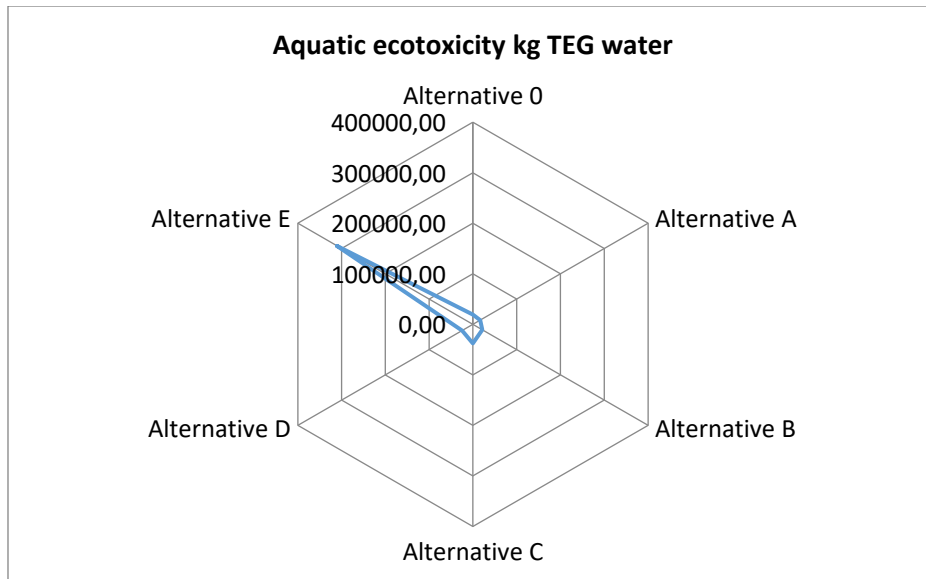


Figura 45: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Aquatic ecotoxicity. Todas las alternativas.

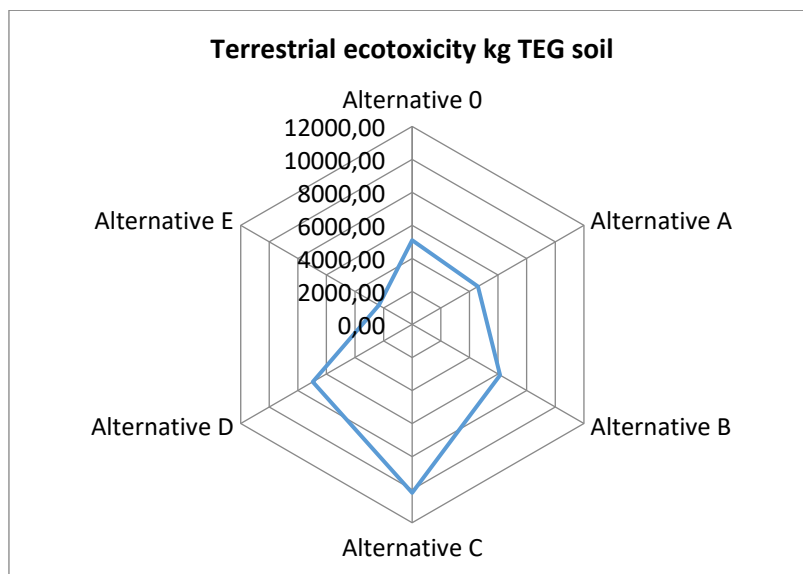


Figura 46: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Terrestrial ecotoxicity. Todas las alternativas.

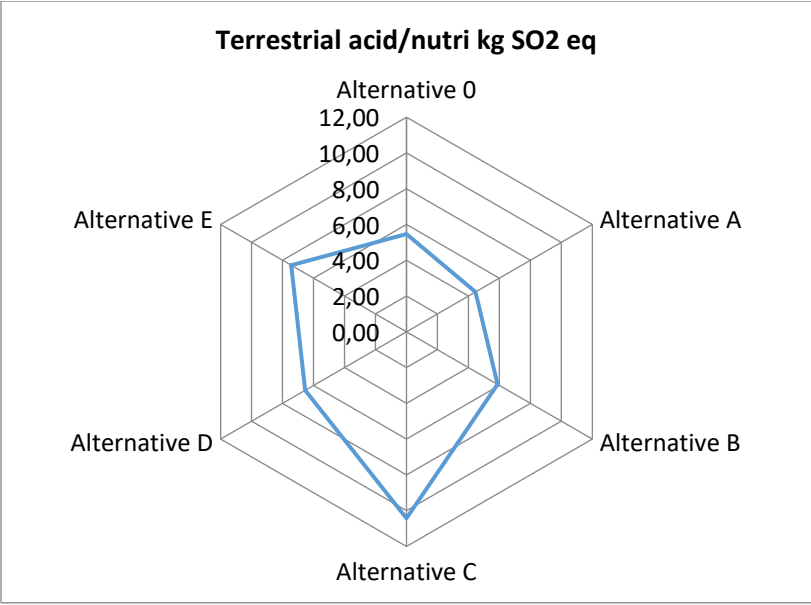


Figura 47: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Terrestrial acid/nutri. Todas las alternativas.

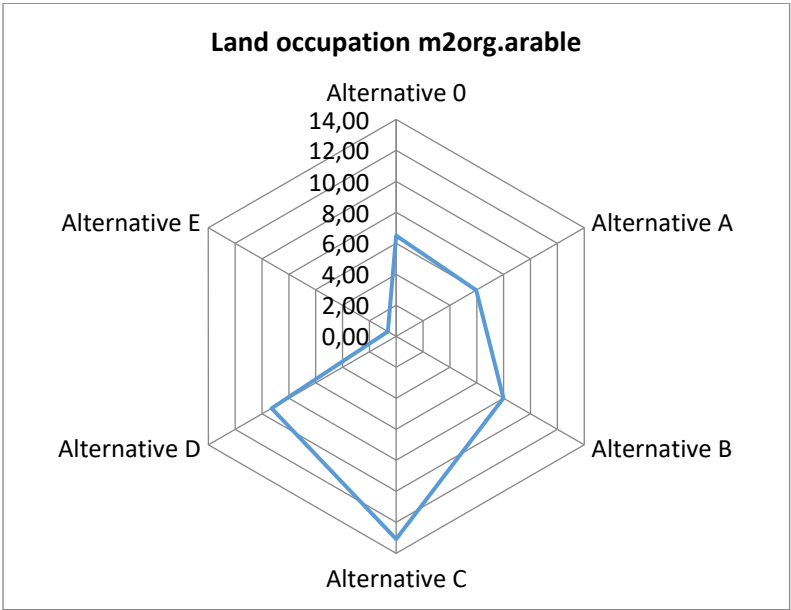


Figura 48: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Land occupation. Todas las alternativas.

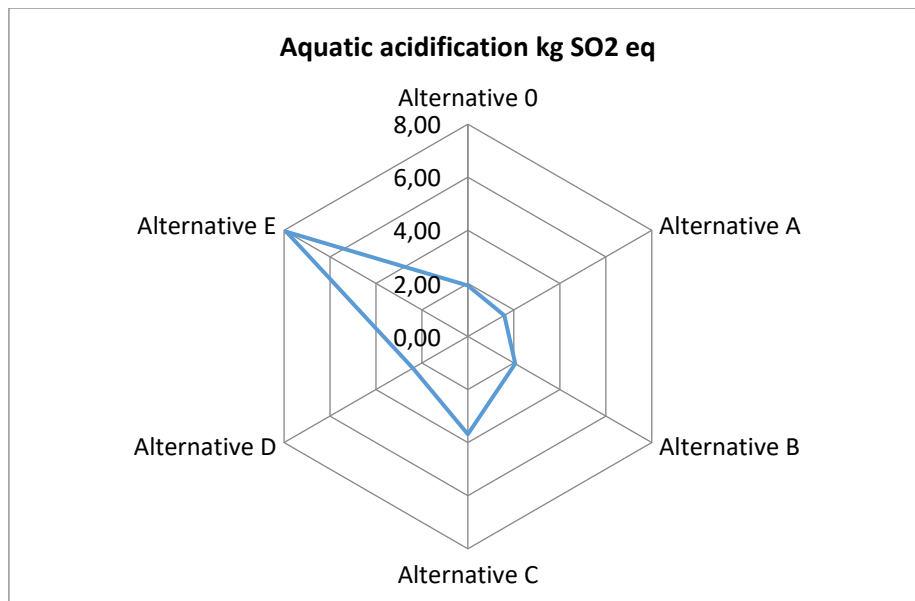


Figura 49: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Aquatic acidification. Todas las alternativas.

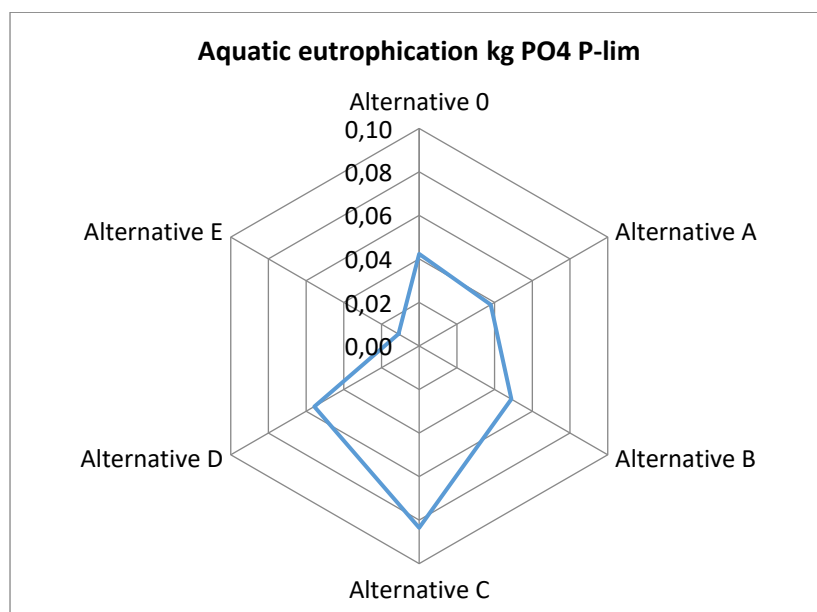


Figura 50: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Aquatic eutrophication. Todas las alternativas.

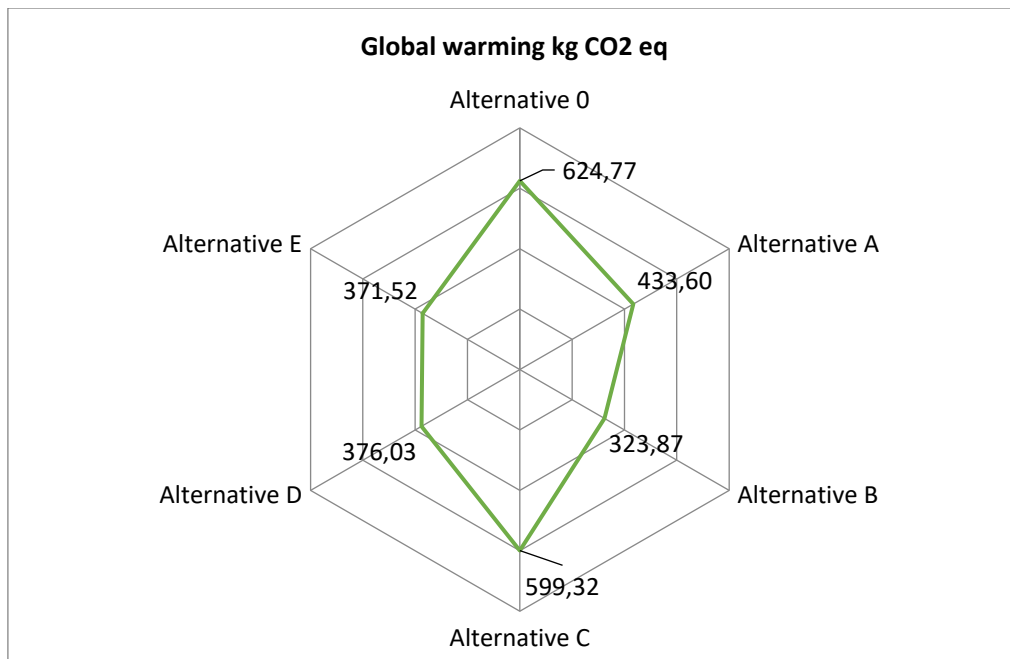


Figura 51: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Global Warming. Todas las alternativas.

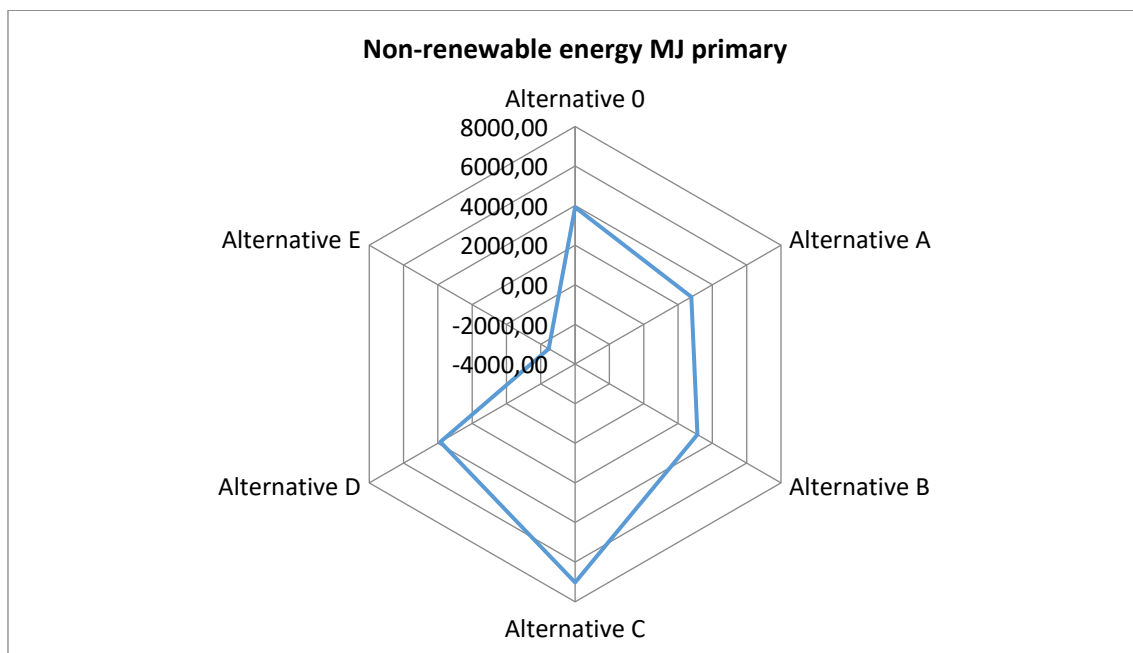


Figura 52: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Non-renewable energy. Todas las alternativas.

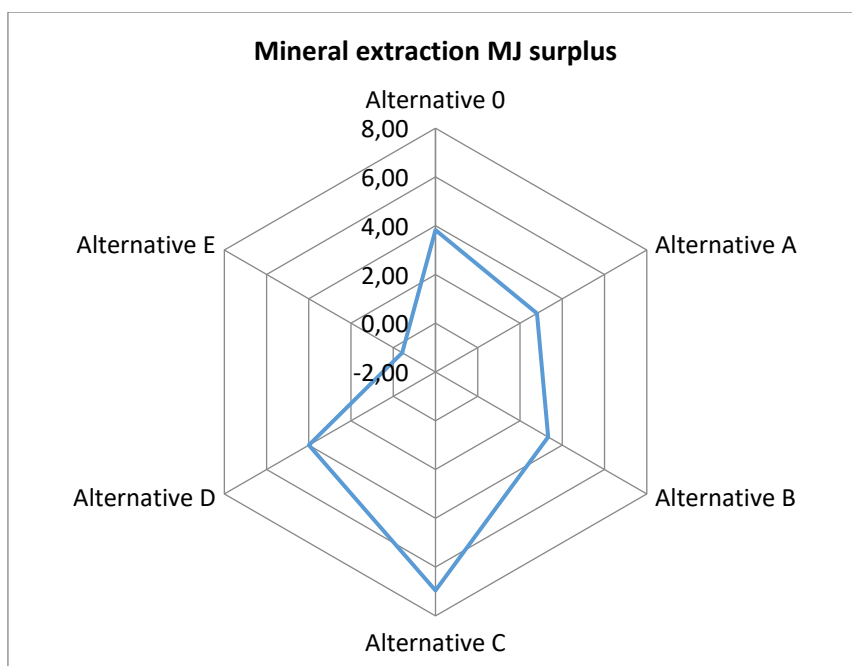


Figura 53: Valores absolutos de la contribución de la categoría de impacto Mineral Extraction. Todas las alternativas.

Tabla 38: Valores de la contribución de todas las categorías de impacto. Todas las alternativas (%).

Label	Alternativa 0	Alternativa A	Alternativa B	Alternativa C	Alternativa D	Alternativa E
Carcinogens	54,7785	40,5228	49,7844	100	57,1979	-30
Non-carcinogens	22,9374	20,7782	26,1507	45,911	31,3405	100
Respiratory inorganics	51,5295	43,7153	55,0147	100	64,8243	-8
Ionizing radiation	48,3302	15,37	15,9274	66,6252	10,9228	-100
Ozone layer depletion	54,3055	40,9875	50,5574	100	58,537	-36
Respiratory organics	100	19,9988	23,2102	41,6629	27,8085	-1
Aquatic ecotoxicity	6,2527	5,3851	6,7029	12,1838	7,9419	100
Terrestrial ecotoxicity	50,0736	45,1459	56,874	100	68,258	18,4539
Terrestrial acid/nutri	52,5069	42,7549	55,8413	100	62,7427	-8
Land occupation	49,703	45,5101	57,3672	100	71,0483	2,8684
Aquatic acidification	52,1776	43,0785	54,9984	100	65,049	-7
Aquatic eutrophication	50,6646	45,368	55,928	100	66,6608	10,509
Global warming	100	69,4018	51,4192	95,9267	60,187	58,0492
Non-renewable energy	55,8218	39,4976	48,3118	100	55,0145	-38
Mineral extraction	55,0214	40,284	50,0142	100	57,5626	-29

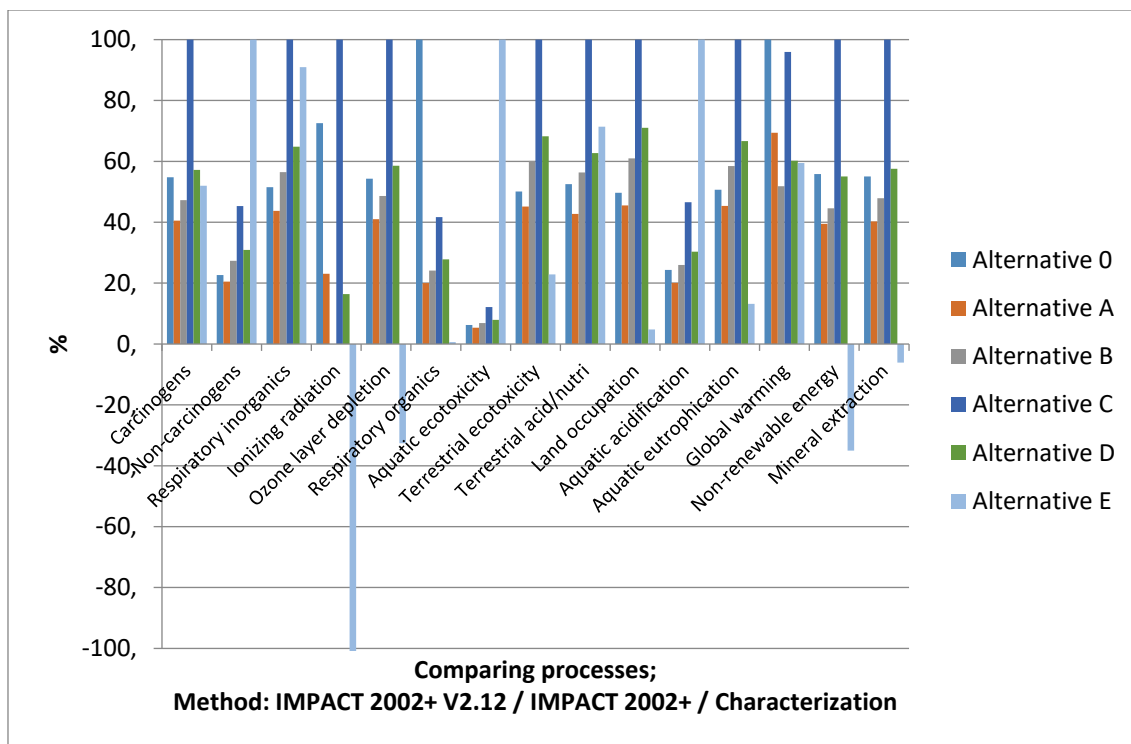


Figura 54: Gráfico de valores de la contribución de todas las categorías de impacto. Todas las alternativas (%).

Tabla 39: Valores absolutos de la contribución de los indicadores endpoints referidos a 1 Tn de RSU a la entrada. Todas las alternativas.

Todo por 1 Tn RSU a la entrada							
Damage category	Unit	Alternativa 0	Alternativa A	Alternativa B	Alternativa C	Alternativa D	Alternativa E
Total	mPt	129,88	96,69	97,98	186,06	114,77	91,29
Human health	mPt	37,01	31,10	39,97	71,43	46,00	66,86
Ecosystem quality	mPt	3,95	3,53	4,70	7,85	5,34	3,10
Climate change	mPt	63,10	43,79	32,71	60,53	37,98	37,52
Resources	mPt	25,82	18,27	20,61	46,25	25,45	-16,19

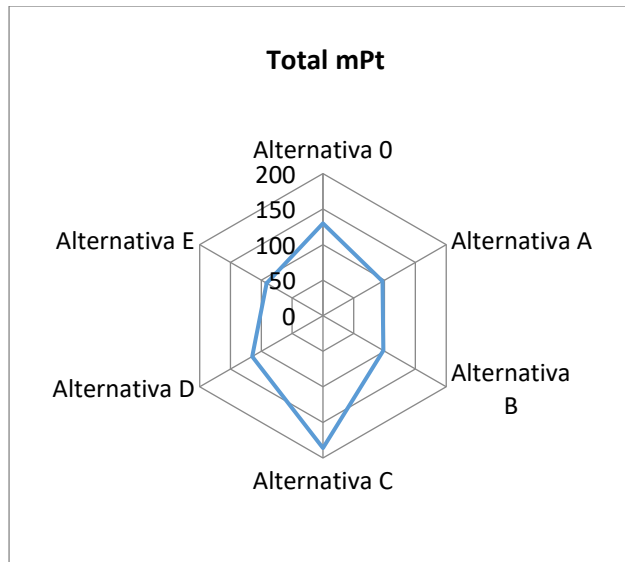


Figura 55: Valores absolutos de la contribución de todos los indicadores endpoints. Todas las alternativas.

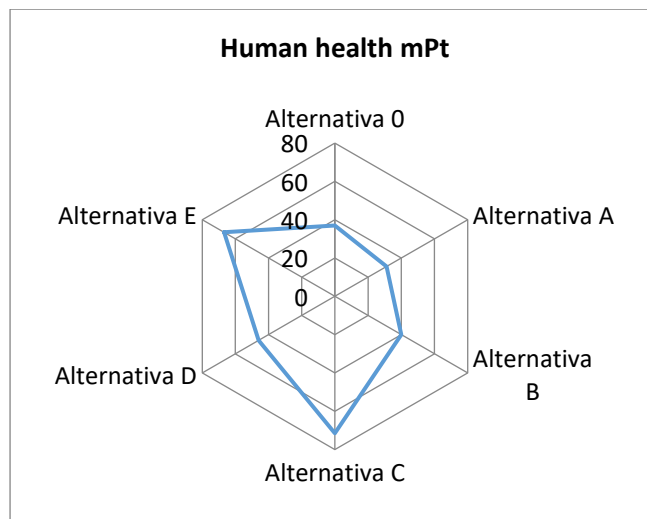


Figura 56: Valores absolutos de la contribución del indicador endpoint Human Health. Todas las alternativas.

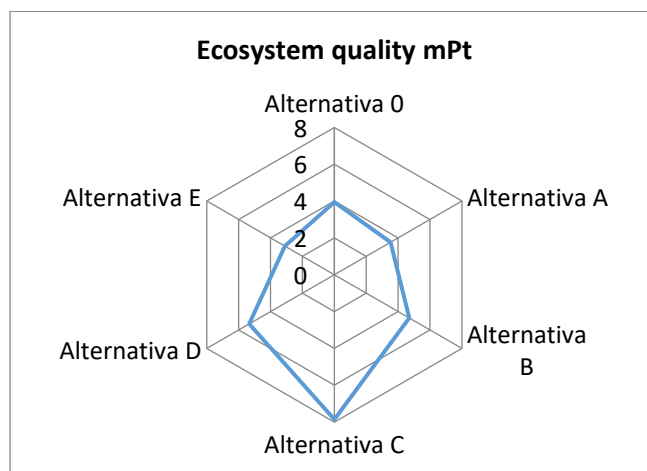


Figura 57: Valores absolutos de la contribución del indicador endpoint Ecosystem Quality. Todas las alternativas.

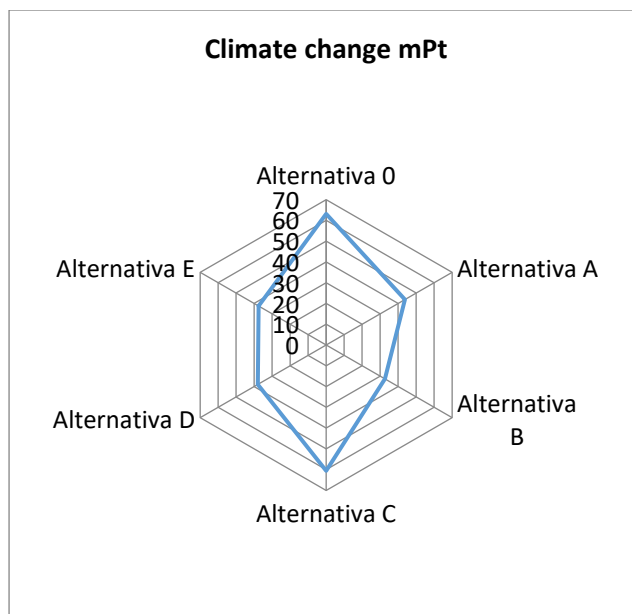


Figura 58: Valores absolutos de la contribución del indicador endpoint Climate Change. Todas las alternativas.

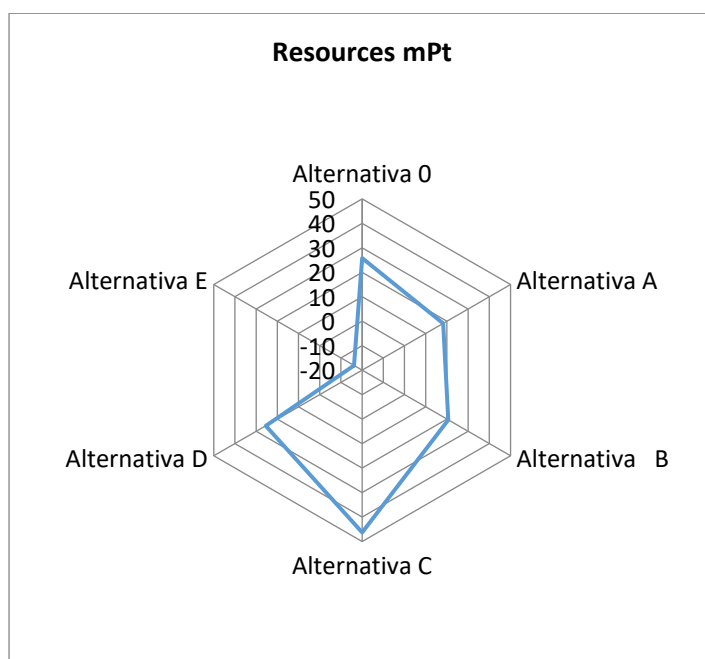


Figura 59: Valores absolutos de la contribución del indicador endpoint Resources. Todas las alternativas.

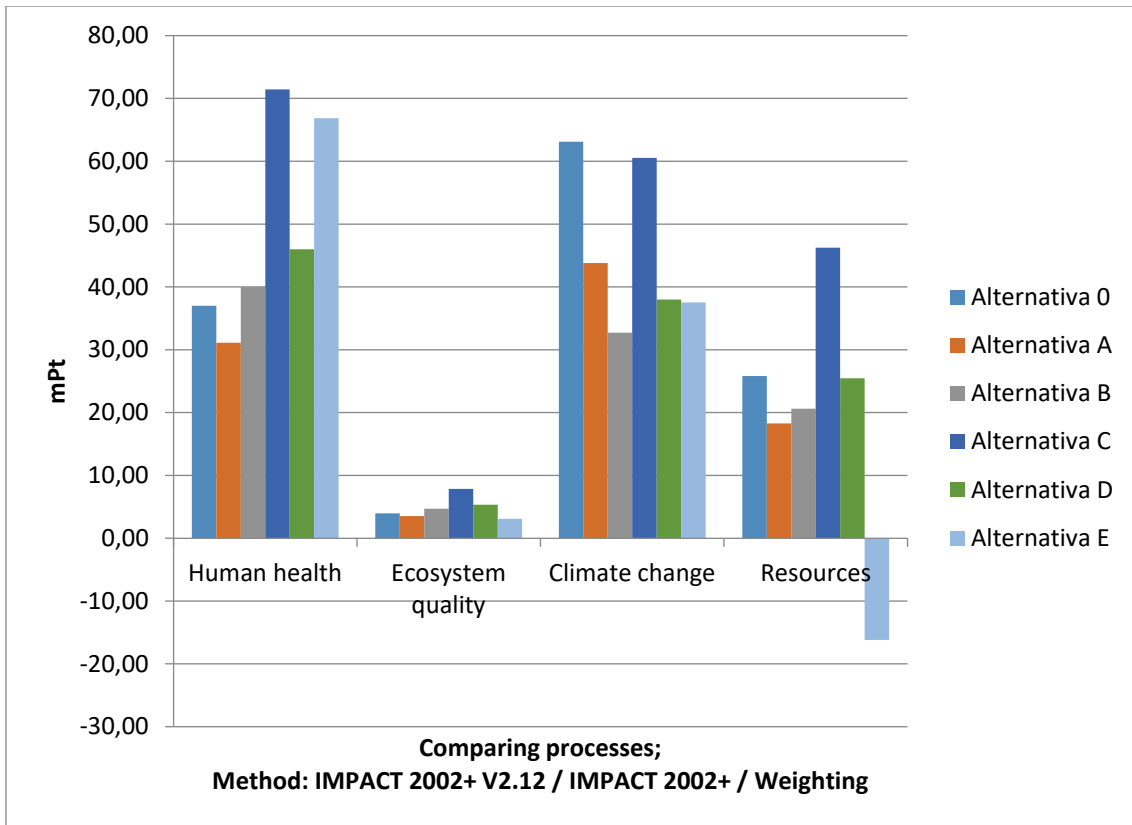


Figura 60: Gráfico de valores absolutos de la contribución de todos los indicadores endpoints. Todas las alternativas.

A continuación, se muestran los valores de la contribución de las etapas de todas las categorías de impacto de todas las alternativas.

ALTERNATIVA 0

Tabla 40: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa 0.

Impact category	Unit	Total	Emisiones directas	Rechazo >80 mm de TM	Rechazo de TB	Consumo Energía Eléctrica
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	5,9291274	0	0,25781796	5,3640576	0,30725183
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	3,9382641	0	0,062032925	3,8023041	0,073927084
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,3331717	0	0,008446183	0,31465987	0,010065649
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	4331,954	0	493,40602	3250,5365	588,01142
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	3,60E-05	0	1,47E-06	3,28E-05	1,76E-06
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,31206491	0,2458826	0,001428947	0,063050428	0,001702933
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	19347,751	0	466,30035	18325,743	555,70852
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	5102,2801	0	83,994773	4918,1855	100,09989
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	5,4739579	0	0,16992084	5,1015357	0,20250137
Land occupation	m2org.arable	6,5005478	0	0,091762734	6,2994278	0,10935727
Aquatic acidification	kg SO2 eq	1,9205092	0	0,055978816	1,7978182	0,066712163
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,04232819	0	0,000852157	0,040460485	0,001015549
Global warming	kg CO2 eq	624,77223	310,96464	9,4775626	293,03524	11,294785
Non-renewable energy	MJ primary	3919,9232	0	191,51986	3500,1616	228,24177
Mineral extraction	MJ surplus	3,826334	0	0,17123957	3,4510215	0,20407295

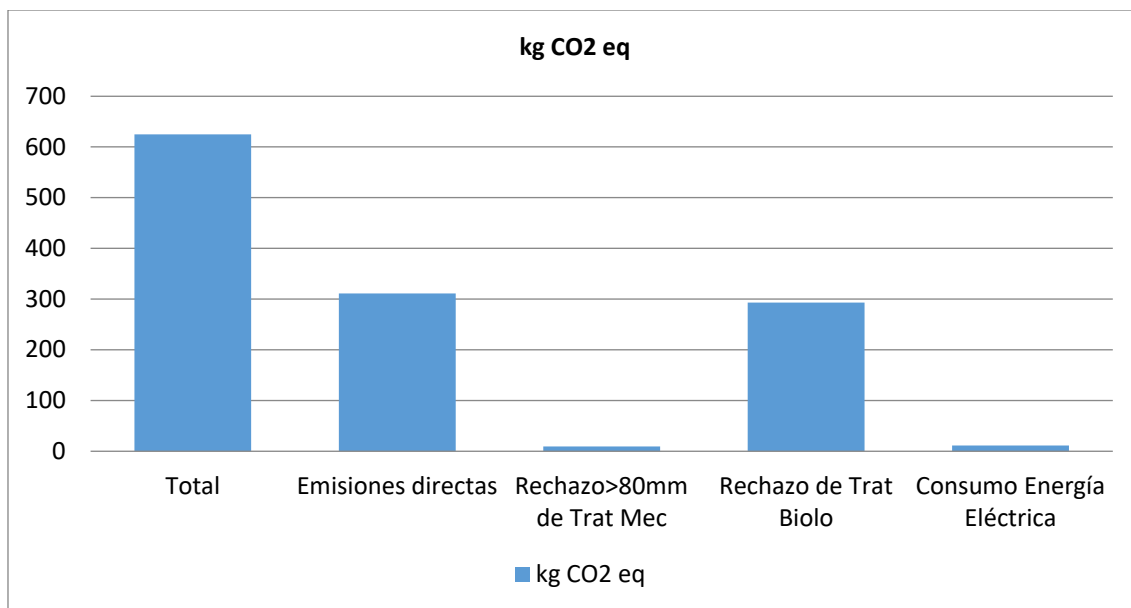


Figura 61: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa 0 (Kg CO₂ eq).

Tabla 41: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa 0 (%).

Label	Emisiones directas	Entrada de tratamiento mecanico_R echazo >80 mm	Entrada de tratamiento biologico_R echazo	Consumo Energía Eléctrica
Carcinogens	0	4,3483	90,4696	5,182
Non-carcinogens	0	1,5751	96,5477	1,8771
Respiratory inorganics	0	2,535	94,4438	3,0212
Ionizing radiation	0	11,3899	75,0363	13,5738
Ozone layer depletion	0	4,0979	91,0186	4,8836
Respiratory organics	78,7921	0,4579	20,2043	0,5457
Aquatic ecotoxicity	0	2,4101	94,7177	2,8722
Terrestrial ecotoxicity	0	1,6462	96,3919	1,9619
Terrestrial acid/nutri	0	3,1042	93,1965	3,6994
Land occupation	0	1,4116	96,9061	1,6823
Aquatic acidification	0	2,9148	93,6115	3,4737
Aquatic eutrophication	0	2,0132	95,5876	2,3992
Global warming	49,7725	1,517	46,9027	1,8078
Non-renewable energy	0	4,8858	89,2916	5,8226
Mineral extraction	0	4,4753	90,1913	5,3334

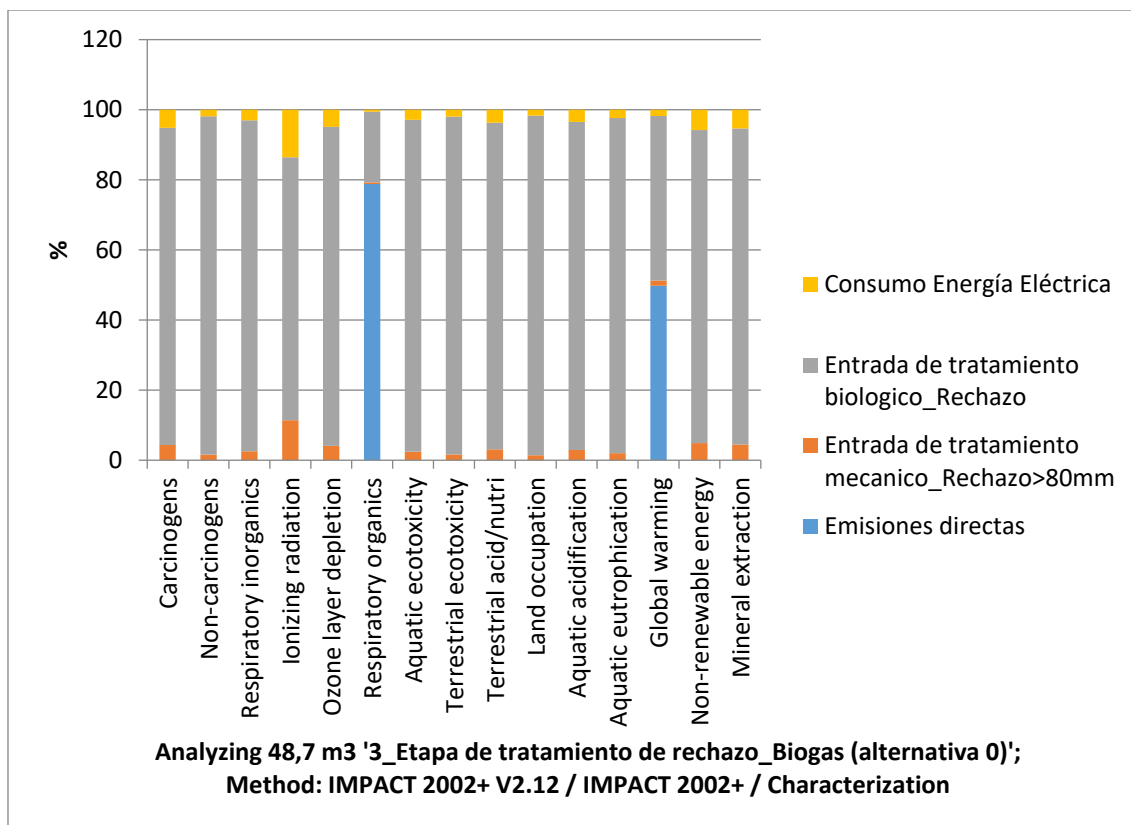


Figura 62: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa 0 (%).

Tabla 42: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa 0.

Damage category	Unit	Total	Emisiones directas	Rechazo>80mm de Trat Mec	Rechazo de Trat Biolo	Consumo Energía Eléctrica
Total	mPt	129,87722	31,481275	3,2641458	91,241792	3,8900113
Human health	mPt	37,007014	0,073845923	0,97517265	34,795843	1,1621517
Ecosystem quality	mPt	3,9499429	0	0,070411857	3,7956184	0,083912588
Climate change	mPt	63,101996	31,407429	0,95723382	29,59656	1,1407733
Resources	mPt	25,818272	0	1,2613274	23,053771	1,5031737

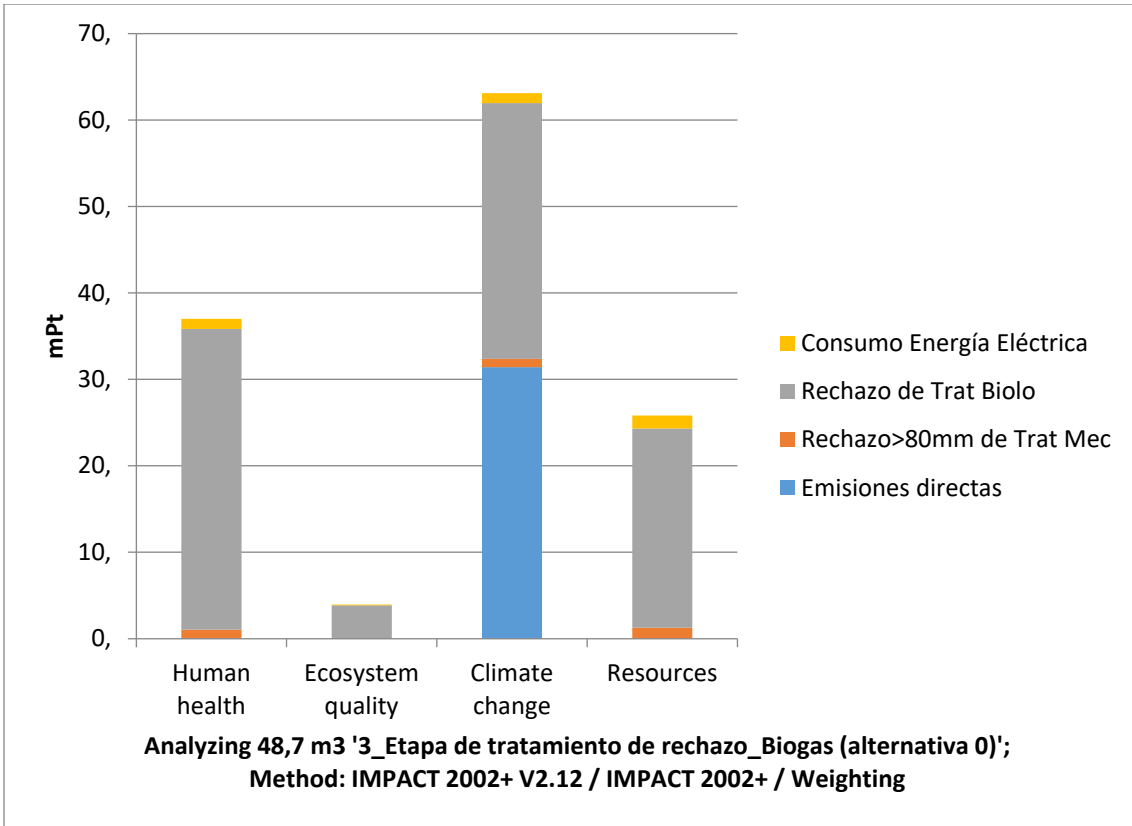


Figura 63: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa 0.

ALTERNATIVA A

Tabla 43: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa A.

Impact category	Unit	Total	Emisiones propias proceso	Rechazo > 80 mm de TM	Rechazo de TB	Consumo Energía Elect	Generación Energía Electr
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	4,3861	9,56E-10	0,2579	5,3651	0,3073	-1,5441
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	3,5675	5,97E-05	0,0620	3,8030	0,0739	-0,3715
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,2826	8,67E-10	0,0084	0,3147	0,0101	-0,0506
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	1377,65	0	493,4981	3251,1428	588,121	-2955,107
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	0,0000	0	1,48E-06	3,28E-05	1,76E-06	-8,83E-06
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,0624	0,005	0,0014	0,0631	0,0017	-0,0086
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	16663,3	104,739	466,3873	18329,161	555,812	-2792,766
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	4600,17	2,45E-09	84,0104	4919,1028	100,118	-503,0615
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	4,4573	1,11E-08	0,1700	5,1025	0,2025	-1,0177
Land occupation	m2org.arable	5,9522	0	0,0918	6,3006	0,1094	-0,5496
Aquatic acidification	kg SO2 eq	1,5856	1,11E-08	0,0560	1,7982	0,0667	-0,3353
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,0379	0,0007	0,0009	0,0405	0,0010	-0,0051
Global warming	kg CO2 eq	433,603	176,5	9,4793	293,0899	11,2969	-56,7630
Non-renewable energy	MJ primary	2773,60	0	191,5556	3500,8144	228,284	-1147,050
Mineral extraction	MJ surplus	2,8015	0	0,1713	3,4517	0,2041	-1,0256

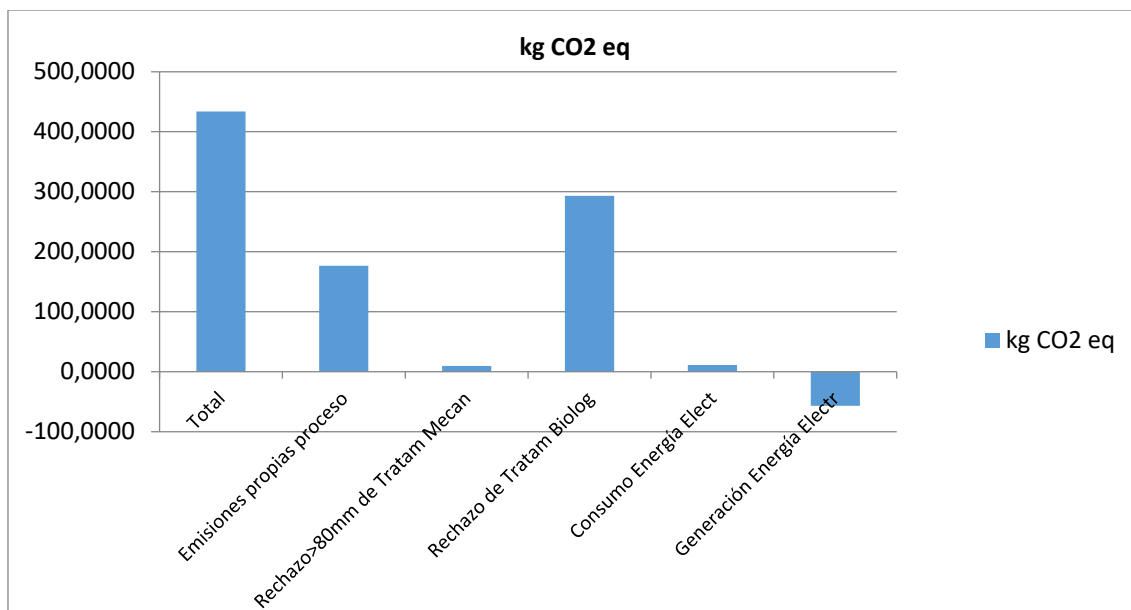


Figura 64: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa A (Kg CO₂ eq).

Tabla 44: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa A (%).

Label	Emisiones propias proceso	Rechazo > 80 mm de Tratam Mecan	Rechazo de Tratam Biolog	Consumo Energía Elect	Generación Energía Electr
Carcinogens	1,61E-08	4,3483	90,4696	5,182	-26
Non-carcinogens	0,0015	1,5751	96,5463	1,8771	-9
Respiratory inorganics	2,6E-07	2,535	94,4438	3,0212	-15
Ionizing radiation	0	11,3899	75,0363	13,5738	-68
Ozone layer depletion	0	4,0979	91,0186	4,8836	-25
Respiratory organics	6,7255	2,0139	88,8605	2,4	-12
Aquatic ecotoxicity	0,5383	2,3971	94,2078	2,8568	-14
Terrestrial ecotoxicity	4,81E-11	1,6462	96,3919	1,9619	-10
Terrestrial acid/nutri	2,03E-07	3,1042	93,1965	3,6994	-19
Land occupation	0	1,4116	96,9061	1,6823	-8
Aquatic acidification	5,79E-07	2,9148	93,6115	3,4737	-17
Aquatic eutrophication	1,5595	1,9818	94,0969	2,3618	-12
Global warming	35,9935	1,9331	59,7696	2,3038	-12
Non-renewable energy	0	4,8858	89,2916	5,8226	-29
Mineral extraction	0	4,4753	90,1913	5,3334	-27

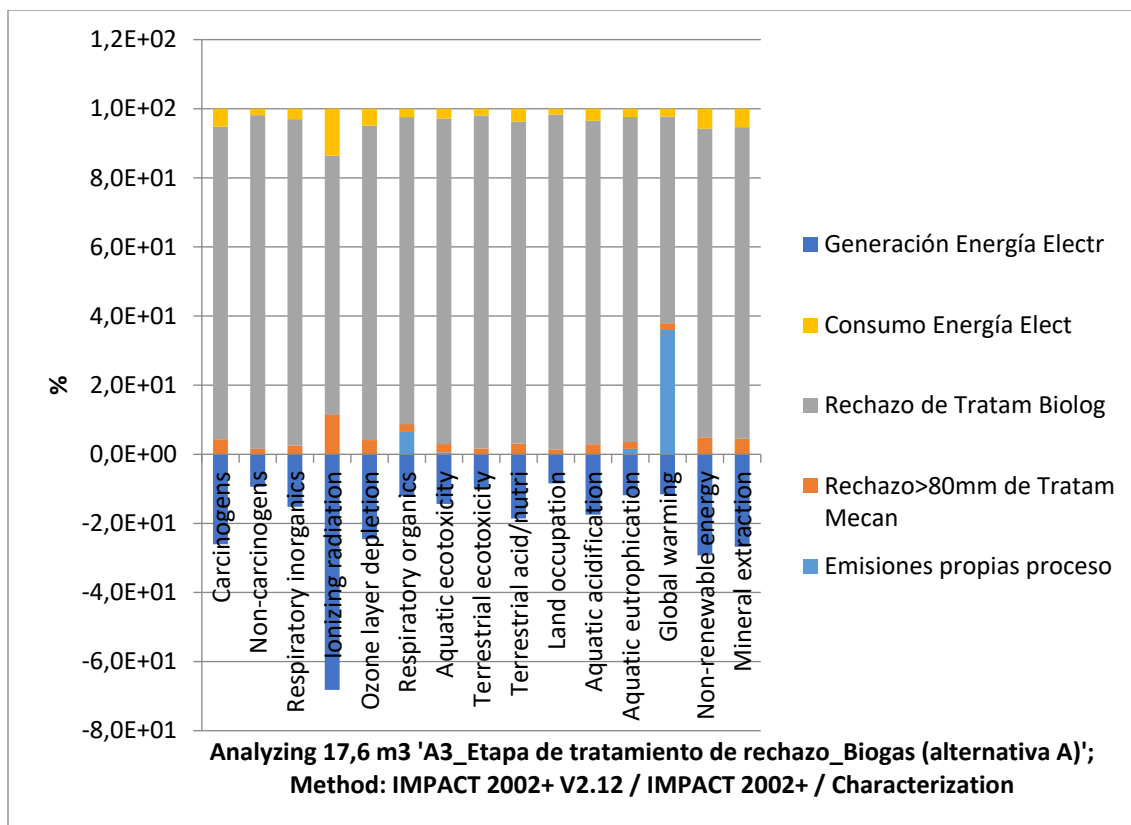


Figura 65: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa A (%).

Tabla 45: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa A.

Damage category	Unit	Total	Emisiones propias proceso	Rechazo >80 mm de Tratam Mecan	Rechazo de Tratam	Consumo Energía	Generación Energía
Total	mPt	96,69	17,83	3,26	91,26	3,89	-19,55
Human health	mPt	31,10	0,0015	0,98	34,80	1,16	-5,84
Ecosystem quality	mPt	3,53	0,0004	0,07	3,80	0,08	-0,42
Climate change	mPt	43,79	17,83	0,96	29,60	1,14	-5,73
Resources	mPt	18,27	0,00	1,26	23,06	1,50	-7,55

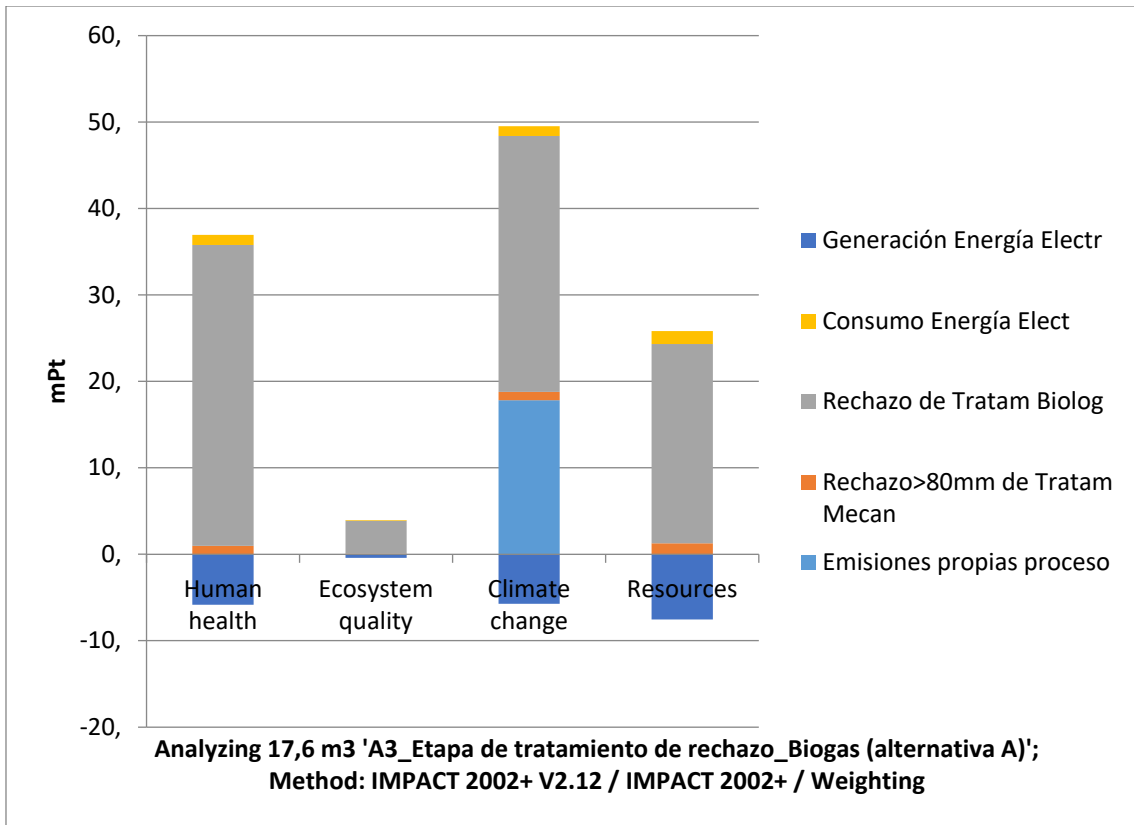


Figura 66: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa A.

ALTERNATIVA B

Tabla 46: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa B.

Impact category	Unit	Total	Biogas de salida de tratamiento de rechazo	Biogas de Biometanización
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	5,1175	5,3885714	-0,27102363
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	4,7539	4,4899711	0,2639762
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,3652	0,35570587	0,009446822
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	-0,0547	1427,6069	-1427,6616
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	3,22E-05	3,35E-05	-1,28E-06
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,0753	0,072430971	0,002852287
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	21396,0047	20740,849	655,15574
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	6129,9111	5795,2192	334,69189
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	5,8750	5,8215726	0,053464198
Land occupation	m2org.arable	7,9783	7,5029344	0,47531824
Aquatic acidification	kg SO2 eq	2,0529	2,0243376	0,028559052
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,0488	0,046725529	0,002115084
Global warming	kg CO2 eq	323,8678	321,25266	2,6151734
Non-renewable energy	MJ primary	3128,5753	3392,5523	-263,97702
Mineral extraction	MJ surplus	3,3288	3,4781177	-0,14933388

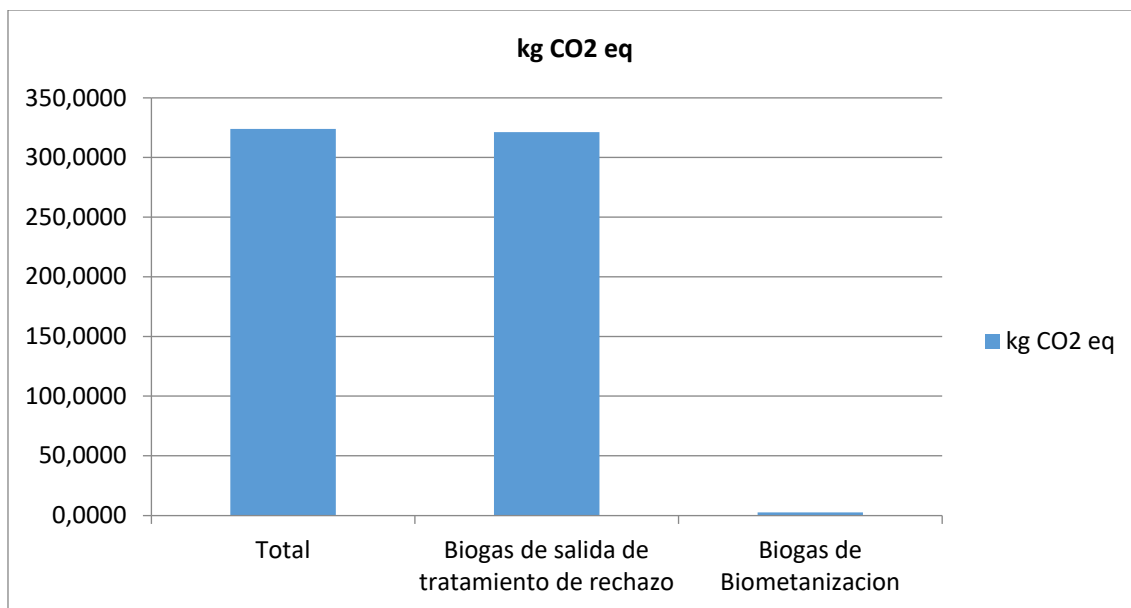


Figura 67: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa B (Kg CO₂ eq).

Tabla 47: Valores de la contribución por etapas en todas las categorías de impacto para la alternativa B (%).

Label	B4_Etapa de tratamiento de rechazo_Biog as	B2_Biometanizacion_Biog as
Carcinogens	100	-5
Non-carcinogens	100	5,8792
Respiratory inorganics	100	2,6558
Ionizing radiation	99,996	-100
Ozone layer depletion	100	-4
Respiratory organics	100	3,9379
Aquatic ecotoxicity	100	3,1588
Terrestrial ecotoxicity	100	5,7753
Terrestrial acid/nutri	100	0,9184
Land occupation	100	6,335
Aquatic acidification	100	1,4108
Aquatic eutrophication	100	4,5266
Global warming	100	0,814
Non-renewable energy	100	-8
Mineral extraction	100	-4

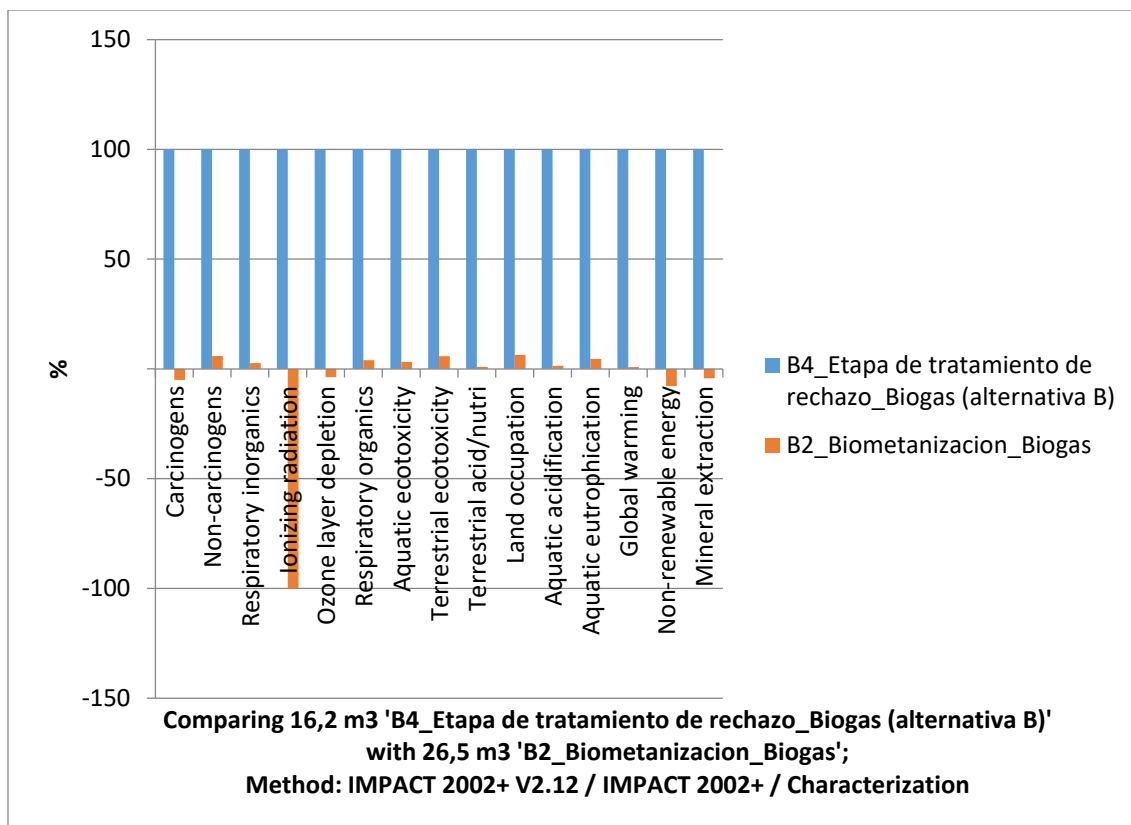


Figura 68: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa B (%).

Tabla 48: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa B.

Damage category	Unit	Biogas de salida de tratamiento de rechazo	Biogas de Biometanizacion
Total	mPt	98,33	-0,35
Human health	mPt	39,08	0,89
Ecosystem quality	mPt	4,46	0,24
Climate change	mPt	32,45	0,26
Resources	mPt	22,35	-1,74

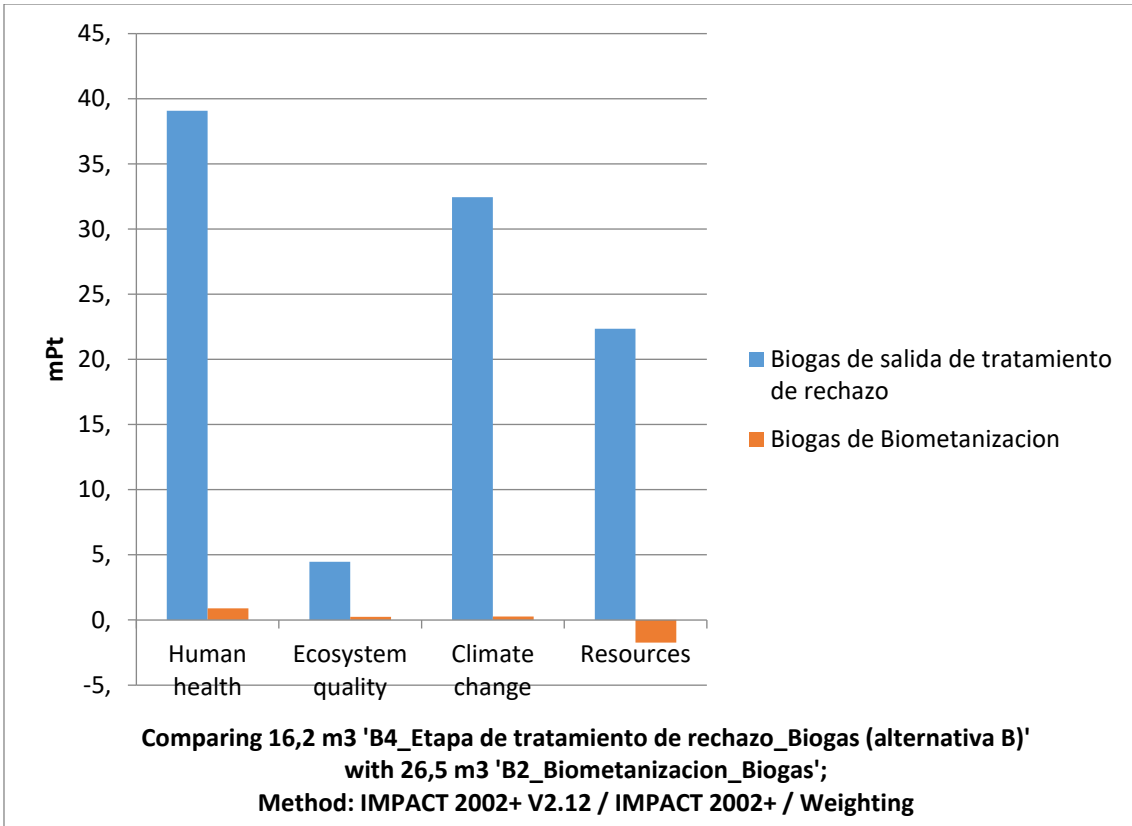


Figura 69: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa B.

ALTERNATIVA C

Tabla 49: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa C.

Impact category	Unit	Total	Emisiones directas del	Rechazo obtenido en planta CSR	Consumo Energía Elect	Generación Energía Electr
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	10,82382	0	11,397691	0,19767593	-0,7715465
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	7,8827218	0	8,0207993	0,04756231	-0,1856399
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,64656504	0	0,66536519	0,00647591	-0,0252761
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	5971,777	0	7070,0372	378,30761	-1476,5678
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	6,63E-05	0	6,96E-05	1,13E-06	-4,41E-06
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,13001532	0	0,13319598	0,00109561	-0,0042763
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	37700,446	0	38738,372	357,52496	-1395,4513
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	10189,56	0	10376,522	64,401042	-251,36292
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	10,425215	0	10,803437	0,13028286	-0,5085054
Land occupation	m2org.arable	13,078794	0	13,283047	0,07035695	-0,2746093
Aquatic acidification	kg SO2 eq	3,6807188	0	3,8053207	0,04292046	-0,1675223
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,08354585	0	0,08544265	0,00065337	-0,0025502
Global warming	kg CO2 eq	599,32311	0	620,41898	7,266701	-28,362572
Non-renewable energy	MJ primary	7022,2089	0	7448,5082	146,84341	-573,1427
Mineral extraction	MJ surplus	6,9542624	0	7,3354203	0,13129396	-0,5124519

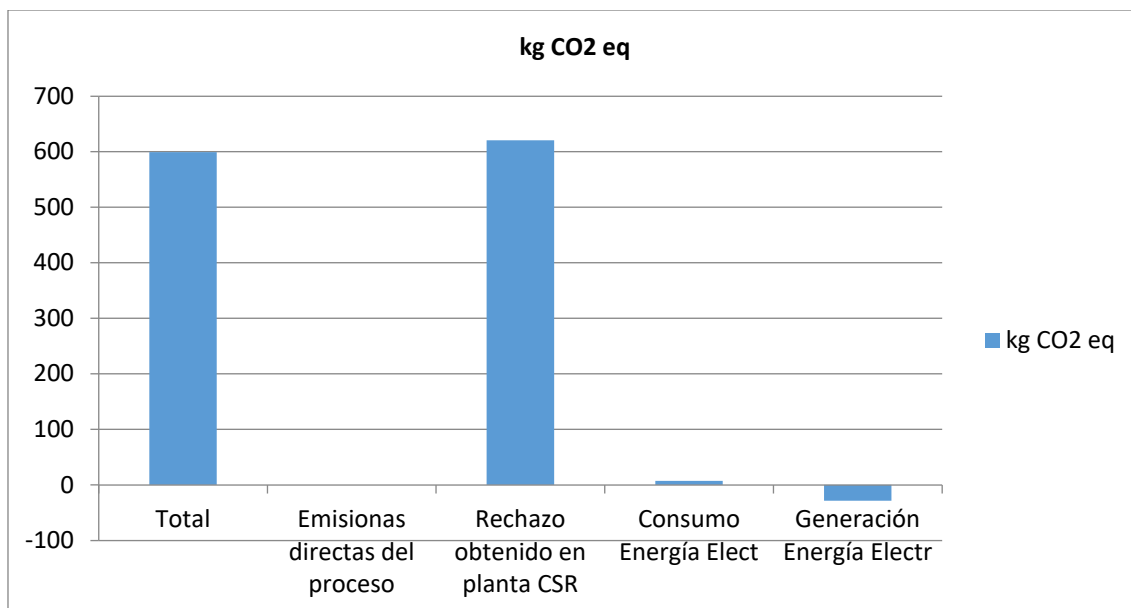


Figura 70: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa C (Kg CO₂ eq).

Tabla 50: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa C (%).

Label	Emisiones directas del proceso	Rechazo obtenido en planta CSR	Consumo Energía Elect	Generación Energía Electr
Carcinogens	0	98,2952	1,7048	-7
Non-carcinogens	0	99,4105	0,5895	-2
Respiratory inorganics	0	99,036	0,9639	-4
Ionizing radiation	0	94,9209	5,079	-20
Ozone layer depletion	0	98,4003	1,5997	-6
Respiratory organics	0	99,1842	0,8158	-3
Aquatic ecotoxicity	0	99,0855	0,9145	-4
Terrestrial ecotoxicity	0	99,3832	0,6168	-2
Terrestrial acid/nutri	0	98,8084	1,1916	-5
Land occupation	0	99,4731	0,5269	-2
Aquatic acidification	0	98,8847	1,1153	-4
Aquatic eutrophication	0	99,2411	0,7589	-3
Global warming	0	98,8423	1,1577	-5
Non-renewable energy	0	98,0667	1,9333	-8
Mineral extraction	0	98,2416	1,7584	-7

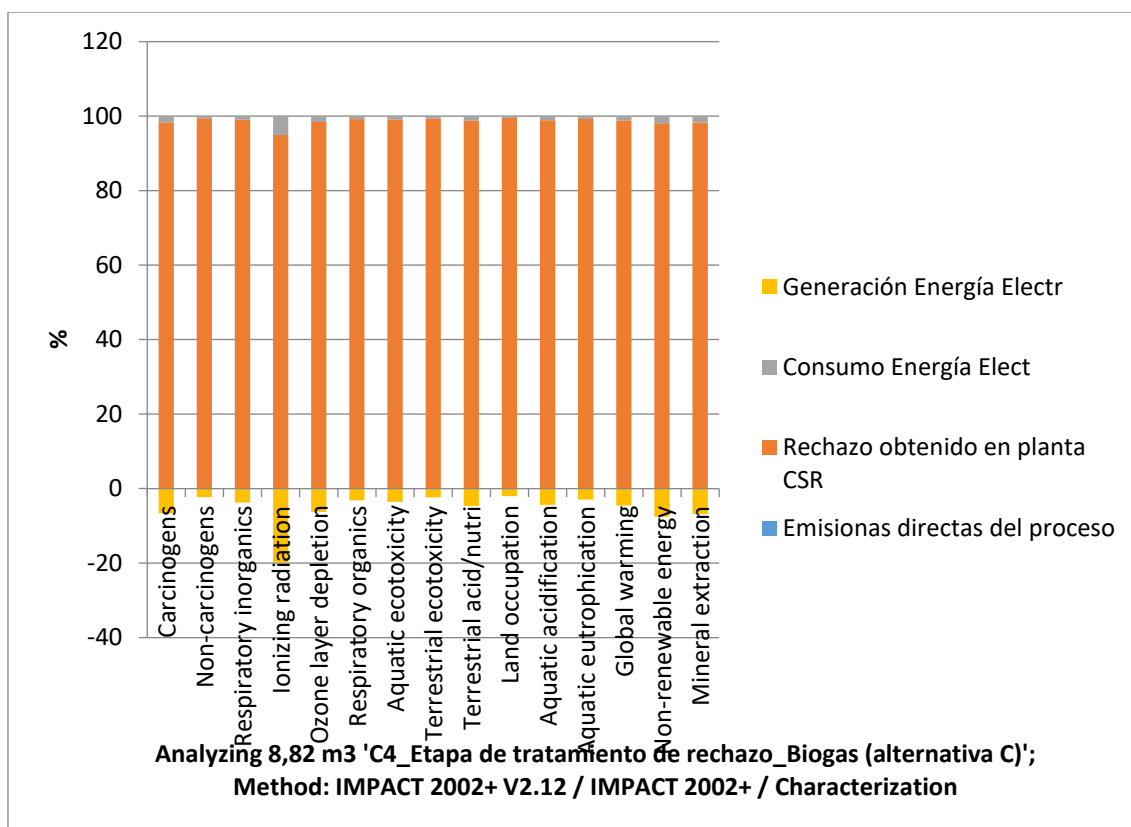


Figura 71: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa C (%).

Tabla 51: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa C.

Damage category	Unit	Total	Emisiones directas del proceso	Rechazo obtenido en planta CSR	Consumo Energía Elect	Generación Energía Electr
Total	mPt	186,0646	0	193,33018	2,502708	-9,7682889
Human health	mPt	71,426996	0	73,597609	0,74769098	-2,9183035
Ecosystem quality	mPt	7,8540769	0	8,0108049	0,053986656	-0,21071466
Climate change	mPt	60,531634	0	62,662317	0,7339368	-2,8646198
Resources	mPt	46,251894	0	49,059451	0,96709353	-3,7746509

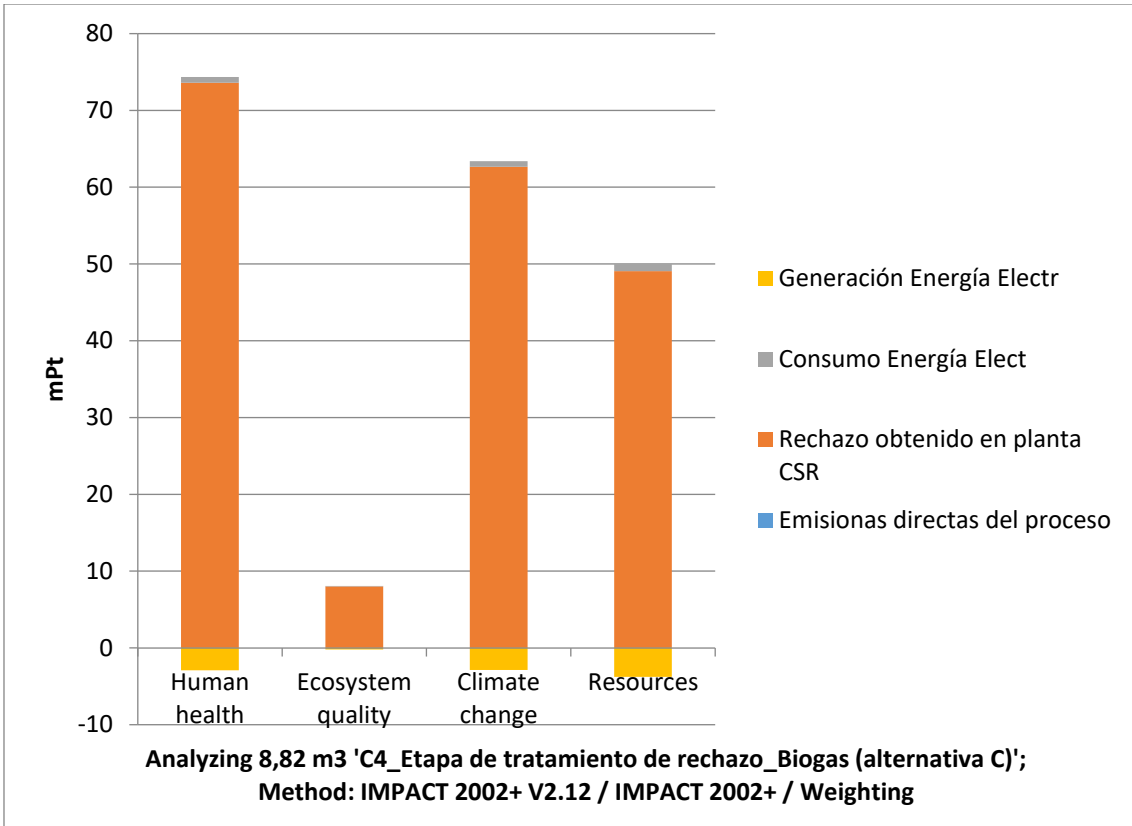


Figura 72: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa C.

ALTERNATIVA D

Tabla 52: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa D.

Impact category	Unit	Total	Emisiones directas proceso	Briquetas	Consumo Energía Elect	Generación Energía Electr	Tratamiento de la ceniza
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	6,190994	0	8,521459	0,3178679	-2,6747558	0,0264231
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	5,381038	0	5,9301258	0,07648140	-0,6435662	0,0179978
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,419131	0	0,4937744	0,0104134	-0,0876256	0,0025692
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	979,0396	0	5471,9328	608,32836	-5118,8856	17,664052
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	3,88E-05	0	5,20E-05	1,82E-06	-1,53E-05	3,28E-07
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,086780	0	0,0987000	0,0017617	-0,0148247	0,0011435
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	24574,85	0	28733,957	574,90933	-4837,6753	103,66039
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	6955,196	0	7673,9022	103,55853	-871,4114	49,146706
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	6,541058	0	8,0356316	0,2094981	-1,7628592	0,0587873
Land occupation	m2org.arable	9,292257	0	9,8146154	0,1131357	-0,9520008	0,3165076
Aquatic acidification	kg SO2 eq	2,394271	0	2,8282493	0,0690171	-0,5807573	0,0777618
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,055692	0	0,0632782	0,0010506	-0,0088407	0,0002042
Global warming	kg CO2 eq	376,0318	0	461,31308	11,685042	-98,325834	1,3596029
Non-renewable energy	MJ primary	3863,235	0	5581,7105	236,12797	-1986,9402	32,33732
Mineral extraction	MJ surplus	4,003056	0	5,4872741	0,2111240	-1,7765404	0,0811987

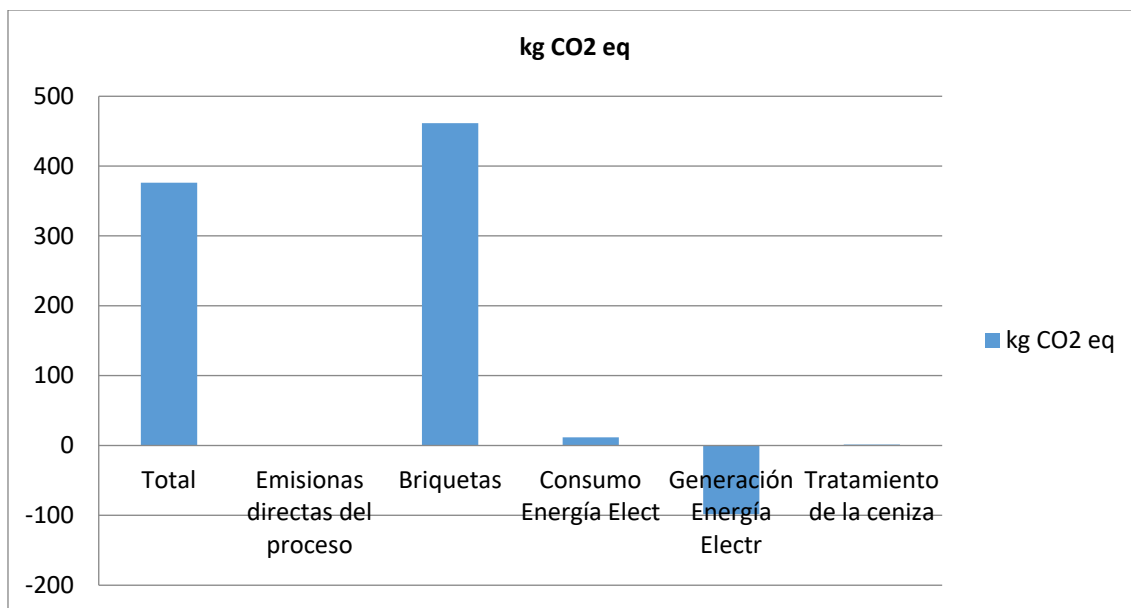


Figura 73: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa D (Kg CO₂ eq).

Tabla 53: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa D (%).

Label	Emisiones directas del proceso	Briquetas	Consumo Energía Electr	Generación Energía Electr	Tratamiento de la ceniza
Carcinogens	0	96,1166	3,5853	-30	0,298
Non-carcinogens	0	98,4318	1,2695	-11	0,2987
Respiratory inorganics	0	97,438	2,0549	-17	0,507
Ionizing radiation	0	89,7343	9,976	-84	0,2897
Ozone layer depletion	0	96,0318	3,3614	-28	0,6068
Respiratory organics	0	97,1406	1,7339	-15	1,1255
Aquatic ecotoxicity	0	97,6929	1,9546	-16	0,3524
Terrestrial ecotoxicity	0	98,0489	1,3232	-11	0,6279
Terrestrial acid/nutri	0	96,7692	2,5229	-21	0,7079
Land occupation	0	95,806	1,1044	-9	3,0896
Aquatic acidification	0	95,0663	2,3199	-20	2,6138
Aquatic eutrophication	0	98,0554	1,628	-14	0,3165
Global warming	0	97,25	2,4633	-21	0,2866
Non-renewable energy	0	95,411	4,0363	-34	0,5528
Mineral extraction	0	94,9422	3,6529	-31	1,4049

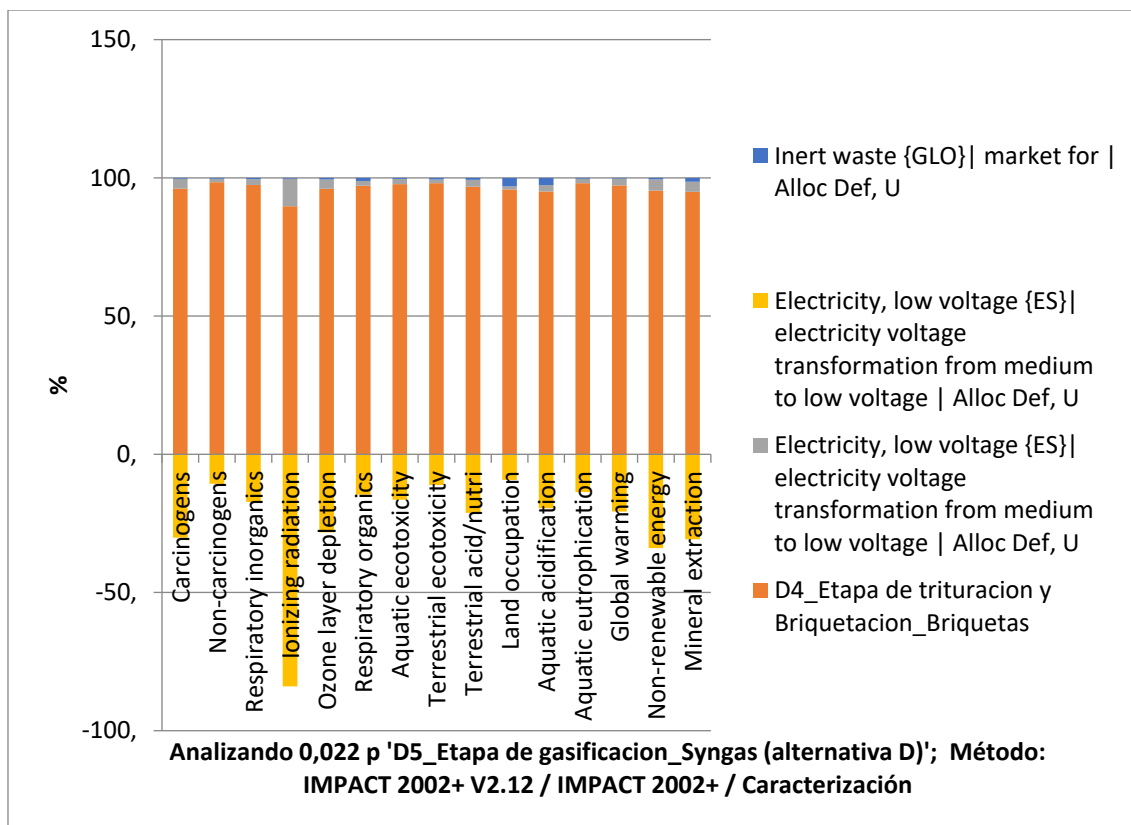


Figura 74: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa D (%).

Tabla 54: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa D.

Damage category	Unit	Total	Emisiones	Briquetas	Consumo Energía Elect	Generación Energía Electr	Tratamiento de la ceniza
Total	mPt	114,76554	0	143,92422	4,0244188	-33,864177	0,68107839
Human health	mPt	45,997713	0	54,640386	1,2023063	-10,117017	0,27203834
Ecosystem quality	mPt	5,3421779	0	5,9274539	0,086811931	-0,7304942	0,0584063
Climate change	mPt	37,979221	0	46,592621	1,1801892	-9,9309092	0,13731989
Resources	mPt	25,44643	0	36,763761	1,5551112	-13,085756	0,21331385

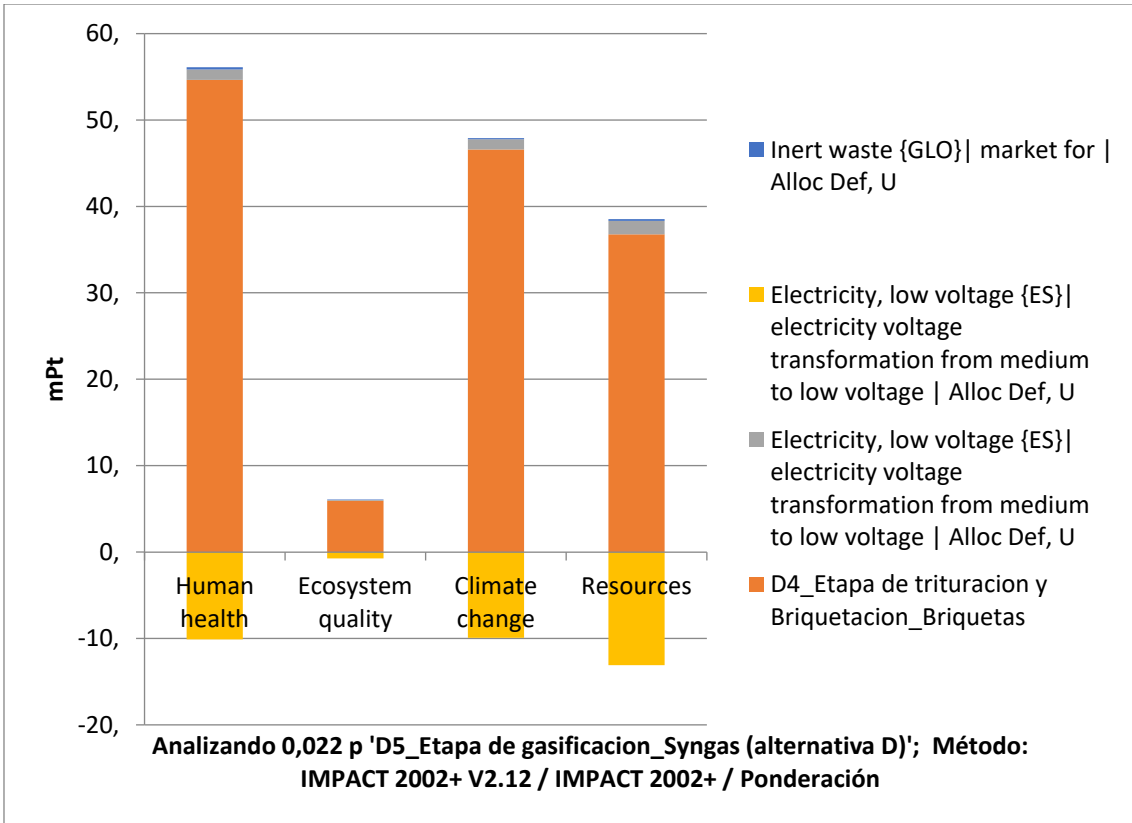


Figura 75: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa D.

ALTERNATIVA E

Tabla 55: Valores absolutos de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa E.

Impact category	Unit	Total	Rechazo triaje	Amoniaco	Carbón activo	Lechada de cal	Emisiones directas del proceso	Cons. Energía Elect	Agua	G. Energía Electr	Tto ceniza	Tto chatarras	Tto escorias
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	5,63	0,02	0,02	0,06	0,02	0,74	0,32	0,04	3,61	0,67	0,08	0,05
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	17,40	0,00	0,01	0,05	0,01	15,55	0,08	0,04	-1,03	2,23	0,41	0,03
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,47	0,06	0,00	0,00
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	-8312,65	34,47	20,36	30,58	13,40	0,00	608,3	142,0	-9343,4	120,47	29,36	31,80
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	-0,00002	0,0000	0,000	0,000	0,000	0,00000	0,000	0,000	-0,0000	0,0000	0,00000	0,000
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,00202	0,0001	5,6E-4	49E-3	49E-3	0,00089	0,001	48E-3	-0,0248	0,0191	0,00093	0,002
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	310754,8	32,57	89,82	419,1	109,9	27053,8	574,9	151,6	-8121,7	23769	266488,9	186,5
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	2327,88	5,87	31,65	42,29	36,91	663,65	103,5	32,00	-1253,8	2261,9	315,38	88,46
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	7,44	0,01	0,02	0,05	0,02	1,31	0,21	0,04	4,81	0,79	0,06	0,11
Land occupation	m2org.arable	0,62	0,01	0,01	0,05	0,02	0,00	0,11	0,06	-1,61	1,22	0,18	0,57
Aquatic acidification	kg SO2 eq	7,90	0,00	0,01	0,02	0,01	0,19	0,07	0,01	7,03	0,40	0,02	0,14
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,01	0,01	0,00	0,00
Global warming	kg CO2 eq	371,51	0,66	1,99	2,16	3,48	437,00	11,69	2,78	-183,13	90,38	2,07	2,45
Non-renewable energy	MJ primary	-2460,35	13,38	35,23	31,06	21,78	0,00	236,1	53,76	-3696,5	753,03	33,66	58,21
Mineral extraction	MJ surplus	-0,42	0,01	0,05	0,22	0,01	0,00	0,21	0,28	-1,87	0,45	0,06	0,15

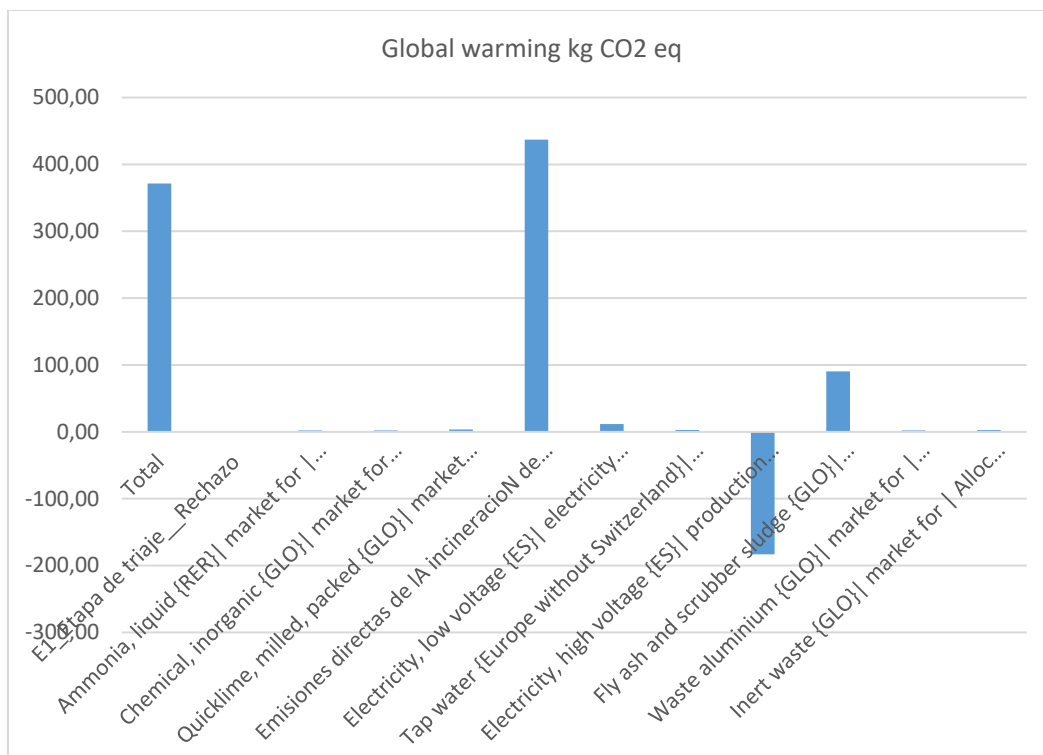


Figura 76: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de la categoría de impacto Global Warming para la alternativa E (Kg CO₂ eq).

Tabla 56: Valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa E (%).

Label	Rechazo triaje	Amoniaco	Carbón activo	Lechada de cal	Emisiones directas del proceso	Cons. Energía Elect	Agua	G. Energía Electr	Tto ceniza	Tto chatarras	Tto escorias
Carcinogens	0,3201	0,3717	1,0561	0,2667	13,2215	5,6507	0,7642	64,12	11,8751	1,5083	0,8455
Non-carcinogens	0,0235	0,0704	0,2729	0,0628	84,4032	0,415	0,2435	-6	12,0971	2,2357	0,1758
Respiratory inorganics	0,1004	0,3602	0,493	0,176	5,901	1,7715	0,4141	79,846	9,6354	0,5154	0,7867
Ionizing radiation	0,3689	0,218	0,3273	0,1434	0	6,5108	1,5199	-100	1,2894	0,3142	0,3403
Ozone layer depletion	0,3724	1,4763	1,3345	0,8703	0	6,5738	1,2744	-100	6,987	0,8876	2,1361
Respiratory organics	0,3712	2,0716	1,8229	1,8187	3,3092	6,5512	1,7909	-93	71,149	3,461	7,6544
Aquatic ecotoxicity	0,0102	0,0282	0,1315	0,0345	8,484	0,1803	0,0476	-3	7,454	83,5712	0,0585
Terrestrial ecotoxicity	0,1638	0,8836	1,1806	1,0305	18,529	2,8913	0,8935	-35	63,1523	8,8054	2,4699
Terrestrial acid/nutri	0,1595	0,3063	0,732	0,289	17,6193	2,8145	0,5638	64,6689	10,6372	0,7879	1,4216
Land occupation	0,2869	0,298	2,4504	1,0066	0	5,0647	2,581	-72	54,6394	8,169	25,504
Aquatic acidification	0,0495	0,1584	0,242	0,0736	2,3485	0,8737	0,1878	89,0149	5,0557	0,224	1,7718
Aquatic eutrophication	0,2286	0,8892	2,7267	0,5288	40,1418	4,0346	2,7988	-57	46,0897	1,1499	1,4118
Global warming	0,1194	0,3581	0,3903	0,6269	78,7889	2,1068	0,5007	-33	16,2944	0,3732	0,4412
Non-renewable energy	0,3619	0,9532	0,8402	0,5891	0	6,3877	1,4543	-100	20,3709	0,9105	1,5746
Mineral extraction	0,6401	2,9253	11,6058	0,7221	0	11,2982	14,9628	-100	24,0237	3,327	7,8216

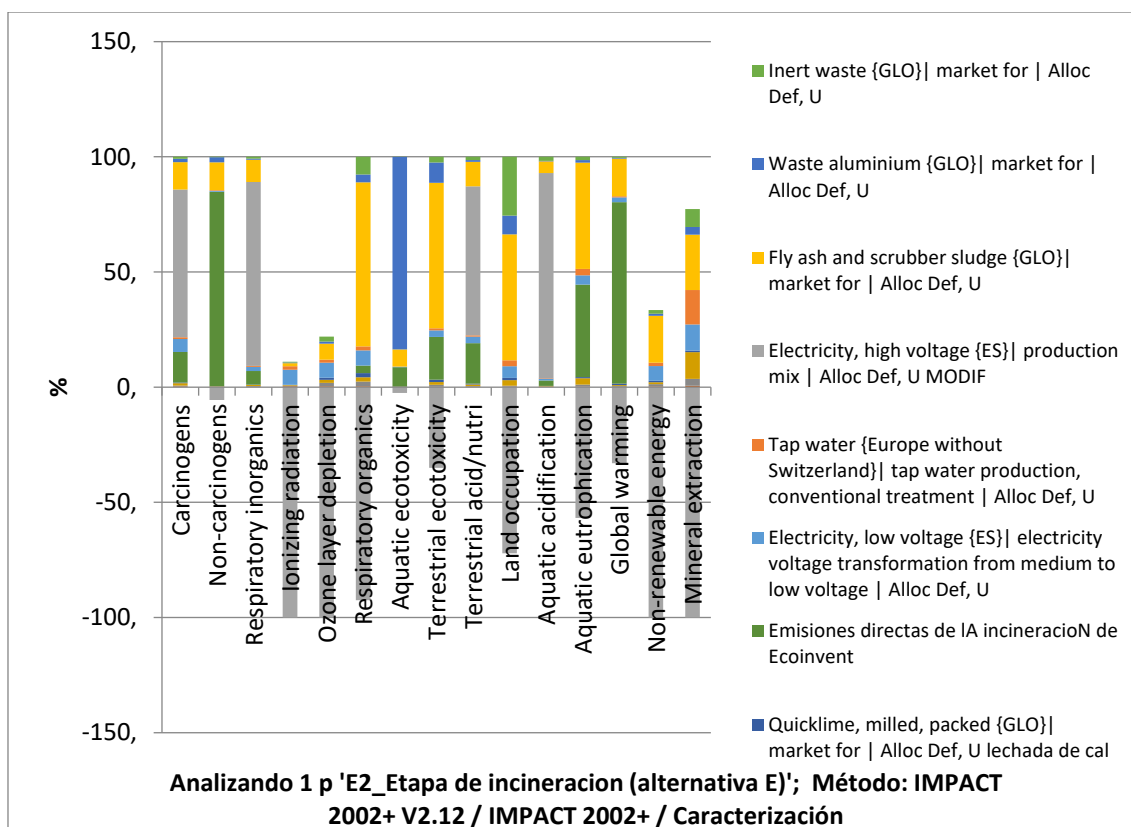


Figura 77: Gráfico de valores de la contribución por etapas de todas las categorías de impacto para la alternativa E (%).

Tabla 57: Valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa E.

Damage category	Unit	Total	Rechazo de etapa triaje	Amoniaco	Carbón activo	Lechada de cal	Emisiones directas del proceso	Consumo Energía Elect	Agua	Generación Energía Electr	Tratamiento de la ceniza	Tratamiento de la chatarras	Tratamiento de la escorias
Total	mPt	91,288	0,228	0,677	0,789	0,633	54,576	4,024	0,942	3,707	22,380	2,105	1,226
Human health	mPt	66,859	0,068	0,223	0,330	0,113	9,858	1,202	0,279	47,055	6,744	0,496	0,490
Ecosystem quality	mPt	3,098	0,005	0,021	0,034	0,025	0,582	0,087	0,027	-0,517	1,550	1,178	0,105
Climate change	mPt	37,523	0,067	0,201	0,219	0,351	44,137	1,180	0,281	-18,496	9,128	0,209	0,247
Resources	mPt	-16,192	0,088	0,232	0,206	0,143	0,000	1,555	0,356	-24,336	4,958	0,222	0,384

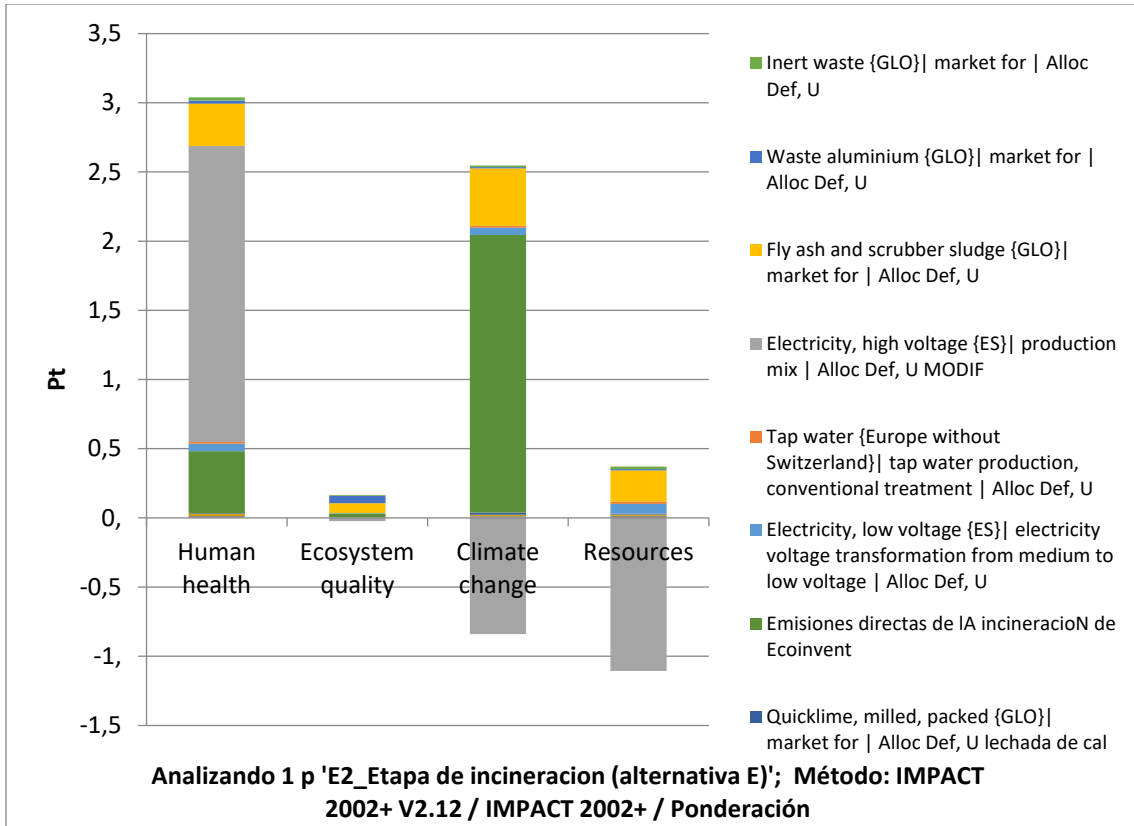


Figura 78: Gráfico de valores absolutos de la contribución por etapas de los indicadores endpoints para la alternativa E.

DATOS INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA

Tabla 58: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento mecánico.

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Tipo (Características y % sobre el total)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Fración orgánica y resto	RSU	45.000 (100%)	t/año	Reciclables (9%)	Envases (6,39%)	Subproducto	2.875,50	t/año
Energía Eléctrica		2281,8621	MWh/año		Papel-Cartón (2,43%)	Subproducto	1.093,50	t/año
					Vidrio (0,18%)	Subproducto	81	t/año
				Materia Orgánica <80mm	51,48%	Subproducto	23.166	t/año
				Rechazo>80mm	39,52%	Residuo valorizable	17.784	t/año

Tabla 59: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento biológico (alternativas 0 y A).

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	% sobre el total	Descripción (características, distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Fración orgánica	Tratamiento mecánico	23.166 (51,48%)	t/año	Material bioestabilizado	20,60%	Subproducto	9.270	t/año
Energía Eléctrica		319,116	MWh/año	Pérdidas (lixiviados, humedad)	16,88%	Residuo	7.596	t/año
				Rechazo	14%	Residuo valorizable	6.300	t/año

Tabla 60: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento de rechazo a vertedero sin aprovechamiento energético.

ENTRADAS				SALIDAS			
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Rechazo	Planta TMB	24.084 (53,52%)	t/año	Biogás	Subproducto	2.192.000	Nm3/año
Energía Eléctrica		1074,7023	MWh/año	Calor	Subproducto		
Agua				Lixiviados	Residuo		
Material de relleno							

Tabla 61: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento de rechazo a vertedero con aprovechamiento energético (alternativa A).

ENTRADAS				SALIDAS			
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Rechazo	Planta de TMB	24.084 (53,52%)	t/año	Biogás	Subproducto	794.120	Nm3/año
Energía Eléctrica		1074,7023	MWh/año	Electricidad	Subproducto	5.400	MWh/año
Agua				Calor	Subproducto	-	-
Material de relleno				Lixiviados	Residuo	-	-

Tabla 62: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de digestión anaerobia (biometanización).

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	% sobre el total	Descripción (características, distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Fración orgánica	Tratamiento mecánico	23.166 (51,48%)	t/año	Biogás	-	Subproducto	1.191.000	Nm3/año
Energía Eléctrica		1761,837	MWh/año	Electricidad	-	Subproducto	8.100	MWh/año
Agua				Digesto	49,09%	Subproducto	22.090,50	t/año
				Pérdidas	2,39%	Residuo	1.075,50	t/año

Tabla 63: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento biológico (alternativa B).

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	% sobre el total	Descripción (características, distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Digesto	Biometanización	22.090,50 (49,09%)	t/año	Material bioestabilizado	9,71%	Subproducto	4.369,50	t/año
Energía Eléctrica		319,116	MWh/año	Pérdidas (lixiviados, humedad)	27,67%	Residuo	12.451,50	t/año
				Rechazo	11,71%	Residuo valorizable	5.269,50	t/año

Tabla 64: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento de rechazo a vertedero con aprovechamiento energético (alternativa B).

ENTRADAS				SALIDAS			
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Rechazo	Planta de TMB	23.053,5 (51,23%)	t/año	Biogás	Subproducto	727.900	Nm3/año
Energía Eléctrica		1074,7023	MWh/año	Electricidad	Subproducto	4.950	MWh/año
Agua				Calor	Subproducto	-	-
Material de relleno				Lixiviados	Residuo	-	-

Tabla 65: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento en planta de CSR.

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	% sobre el total	Descripción (características, distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Rechazo	Planta de TMB	24.084 (53,52%)	t/año	CSR	24,08%	Subproducto	10.836	t/año
Energía Eléctrica		1969,37	MWh/año	Rechazo	29,44%	Residuo valorizable	13.248	t/año

Tabla 66: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento de rechazo a vertedero con aprovechamiento energético (alternativa C).

ENTRADAS				SALIDAS			
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Rechazo	Planta de CSR	13.248 (29,44%)	t/año	Biogás	Subproducto	397.100	Nm3/año
Energía Eléctrica		691,76	MWh/año	Electricidad	Subproducto	2.700	MWh/año
Agua				Calor	Subproducto	-	-
Material de relleno				Lixiviados	Residuo	-	-

Tabla 67: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento mecánico (alternativa D).

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Tipo (Características y % sobre el total)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Fracción orgánica y resto	RSU	45.000 (100%)	t/año	Impropios y vidrio (8%)	Impropios (4%)	Residuo	1.800	t/año
					Vidrio (4%)	Subproducto	1.800	t/año
Energía Eléctrica		1145,76	MWh/año	Materia Orgánica <80mm	48%	Subproducto	21.600	t/año
				Material combustible >80mm	44%	Subproducto	19.800	t/año

Tabla 68: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de secado de materia orgánica.

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Tipo (Características y % sobre el total)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Fracción orgánica	Tratamiento mecánico o triaje	21.600 (48%)	t/año	Materia Orgánica seca	32%	Subproducto	14.400	t/año
Energía Eléctrica		1030,008	MWh/año	Metales	4%	Subproducto	1.800	t/año
				Pérdidas (humedad, lixiviados)	12%	Residuo	5.400	t/año

Tabla 69: Datos de inventario de ciclo de vida de etapa de fabricación de material a gasificar

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Tipo (Características y % sobre el total)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Material combustible >80mm	Tratamiento mecánico o triaje	19.800 (44%)	t/año	Clorados y férricos	20%	Subproducto	9.000	t/año
Energía Eléctrica				material a gasificar	24%	Subproducto	10.800	t/año

Tabla 70: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de trituración y briquetización.

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Tipo (Características y % sobre el total)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Materia orgánica seca	Etapas de secado de la materia orgánica	14.400 (32%)	t/año	Briquetas	56%	Subproducto	25.200	t/año
CDR	Etapas de fabricación del CDR	10.800 (24%)	t/año					
Energía Eléctrica		97,02	MWh/año					

Tabla 71: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de gasificación.

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Tipo (Características y % sobre el total)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Briquetas	Trituración y briquetación	25.200 (56%)	t/año	Syngás	-	Subproducto	-	-
Energía Eléctrica		1123,038	MWh/año	Energía	-	Subproducto	9.450	MWh/año
Agua				Cenizas	10%	Residuo valorizable	4.500	t/año

Tabla 72: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de tratamiento mecánico (alternativa E).

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Tipo (Características y % sobre el total)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Fración orgánica y resto	RSU	45.000 (100%)	t/año	Reciclables (9%)	Envases (6,39%)	Subproducto	2.875,50	t/año
Energía Eléctrica		69,92	MWh/año		Papel-Cartón (2,43%)	Subproducto	1.093,50	t/año
					Vidrio (0,18%)	Subproducto	81	t/año
				Rechazo	91%	Residuo valorizable	40.950	t/año

Tabla 73: Datos de inventario del ciclo de vida de etapa de incineración.

ENTRADAS				SALIDAS				
Elemento (materias, energía y agua)	Descripción (Características, origen...)	Cantidad	Unidades	Elemento (productos, subproductos, residuos y emisiones si se conocen)	Tipo (Características y % sobre el total)	Descripción (distancia al punto de tratamiento, finalidad de la salida: es residuo o subproducto?)	Cantidad	Unidades
Rechazo	Planta de tratamiento mecánico	40.950	t/año	Cenizas	3%	Residuo	1.350	t/año
		-91%						
Energía Eléctrica		694,88	MWh/año	Chatarras	5%	Residuo valorizable	2.250	t/año
Amoniaco		31,455	t/año	Escorias	18%	Residuo valorizable	8.100	t/año
Carbón activo		50,49	t/año	Electricidad	-	Subproducto	18.450	MWh/año
Lechada de cal		147,4875	t/año					

ANEXO II: SOPORTE GRÁFICO PARA ANÁLISIS TERRITORIAL

1 - SITUACIÓN Y EMPLAZAMIENTO

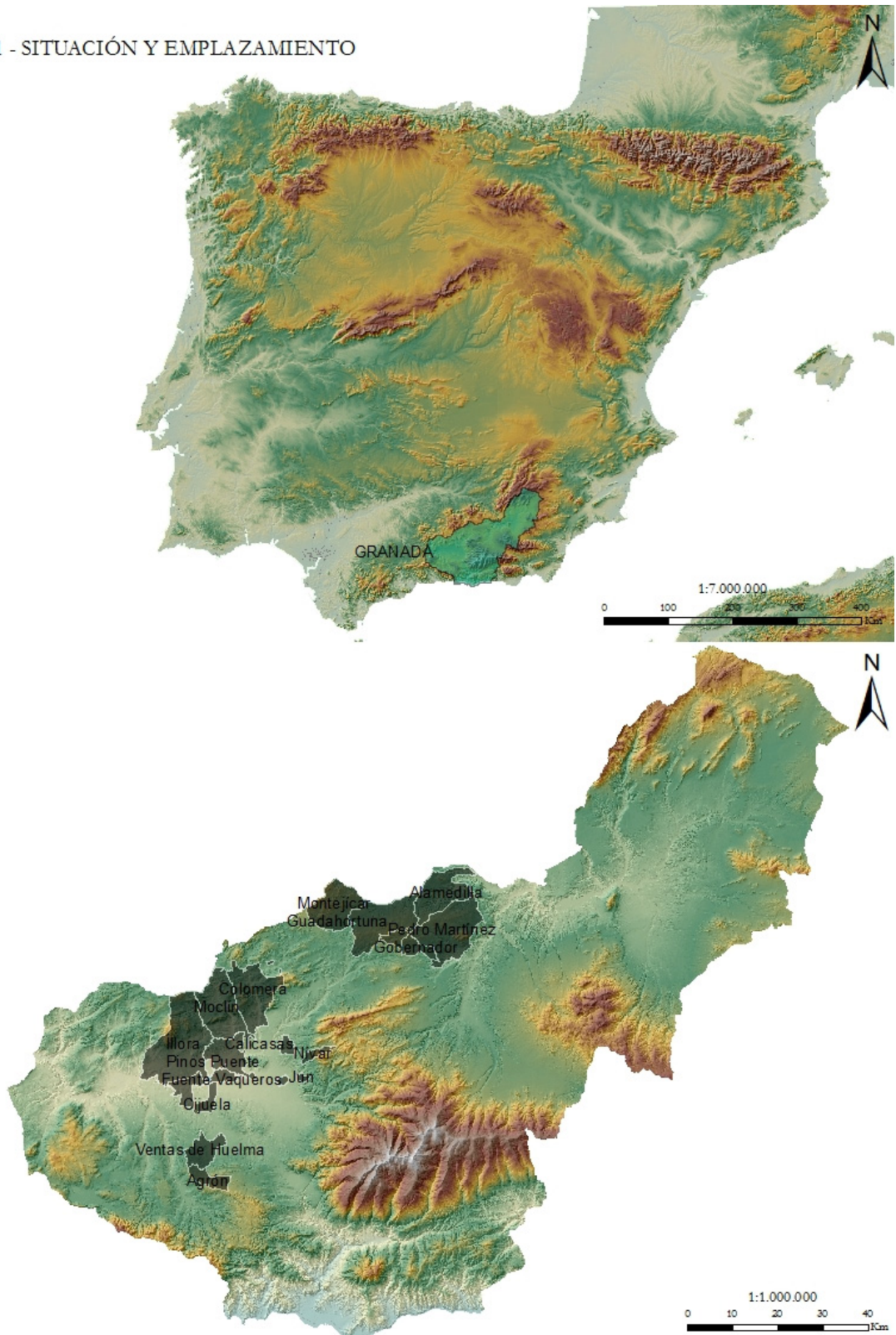


Figura 79: Situación y emplazamiento de la zona de estudio.

2- ZONA DE ESTUDIO. CVSE

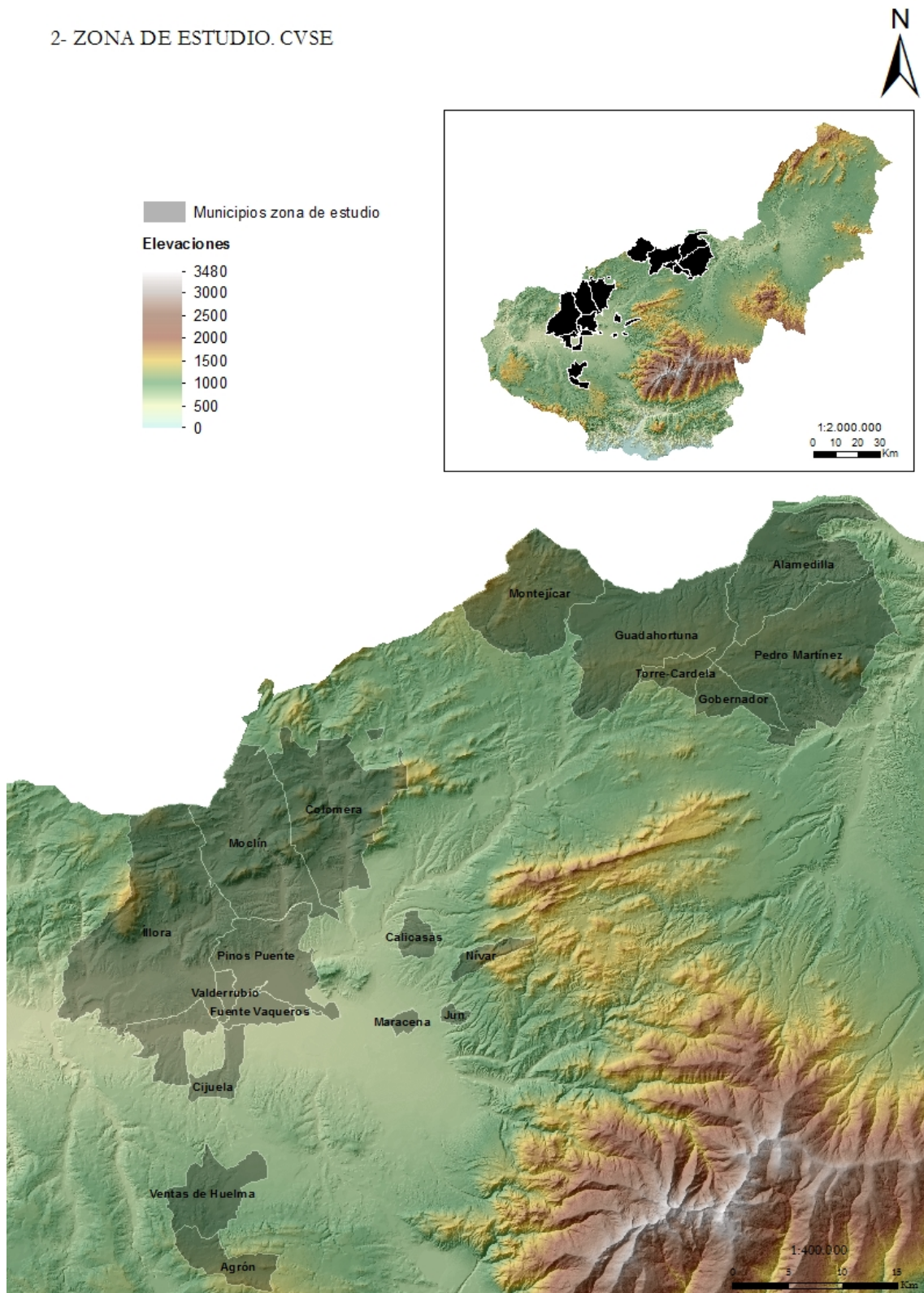


Figura 80: Zona de estudio.

3 - NÚCLEOS DE POBLACIÓN

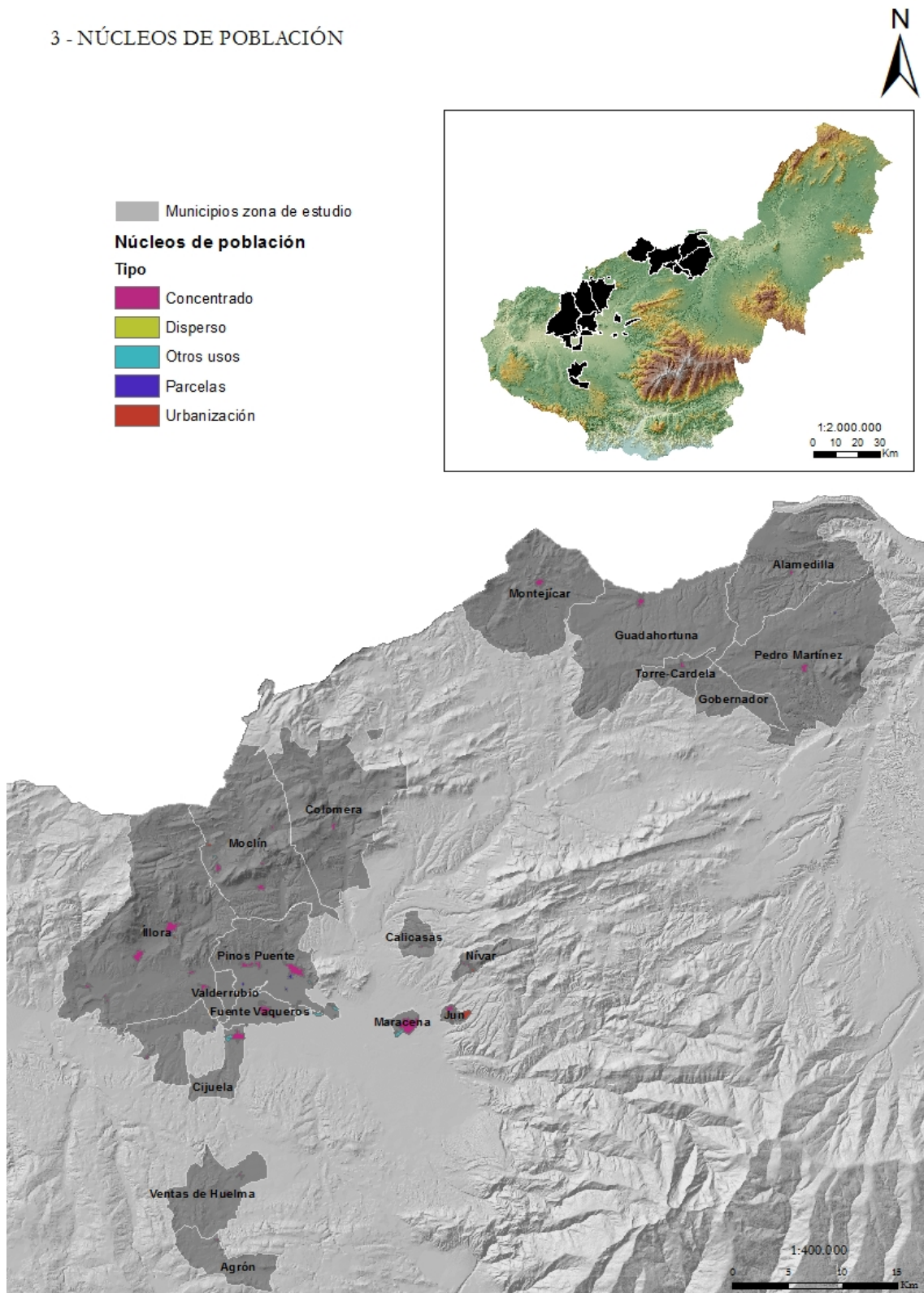


Figura 81: Núcleos de población de los municipios en estudio.

4 - ESPACIOS PROTEGIDOS

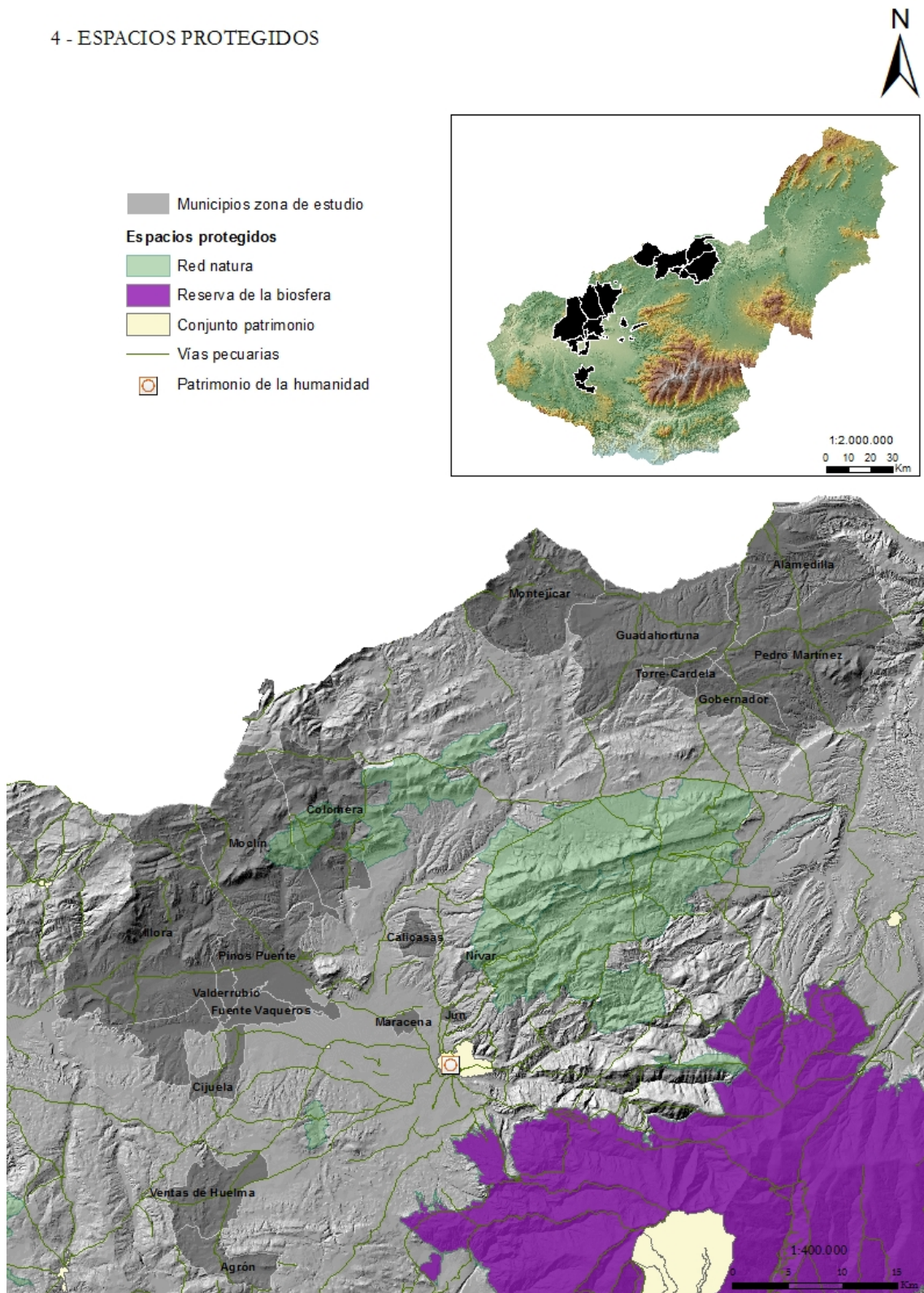


Figura 82: Espacios protegidos en el ámbito de estudio.

5 - USOS DEL SUELO

- Municipios zona de estudio
- Bosque mixto
- Bosques de coníferas
- Bosques de frondosas
- Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes
- Espacios con vegetación escasa
- Frutales
- Láminas de agua
- Material boscoso de transición
- Mosaicos de cultivos
- Olivares
- Pastizales naturales
- Prados y praderas
- Sistema agro-forestal
- Tejido urbano continuo
- Tejido urbano discontinuo
- Terrenos principalmente agrícolas con importante vegetación natural
- Tierras de labor en secano
- Tierras regadas permanentemente
- Vegetación esclerófila
- Zonas de extracción minera
- Zonas en construcción
- Zonas industriales y comerciales

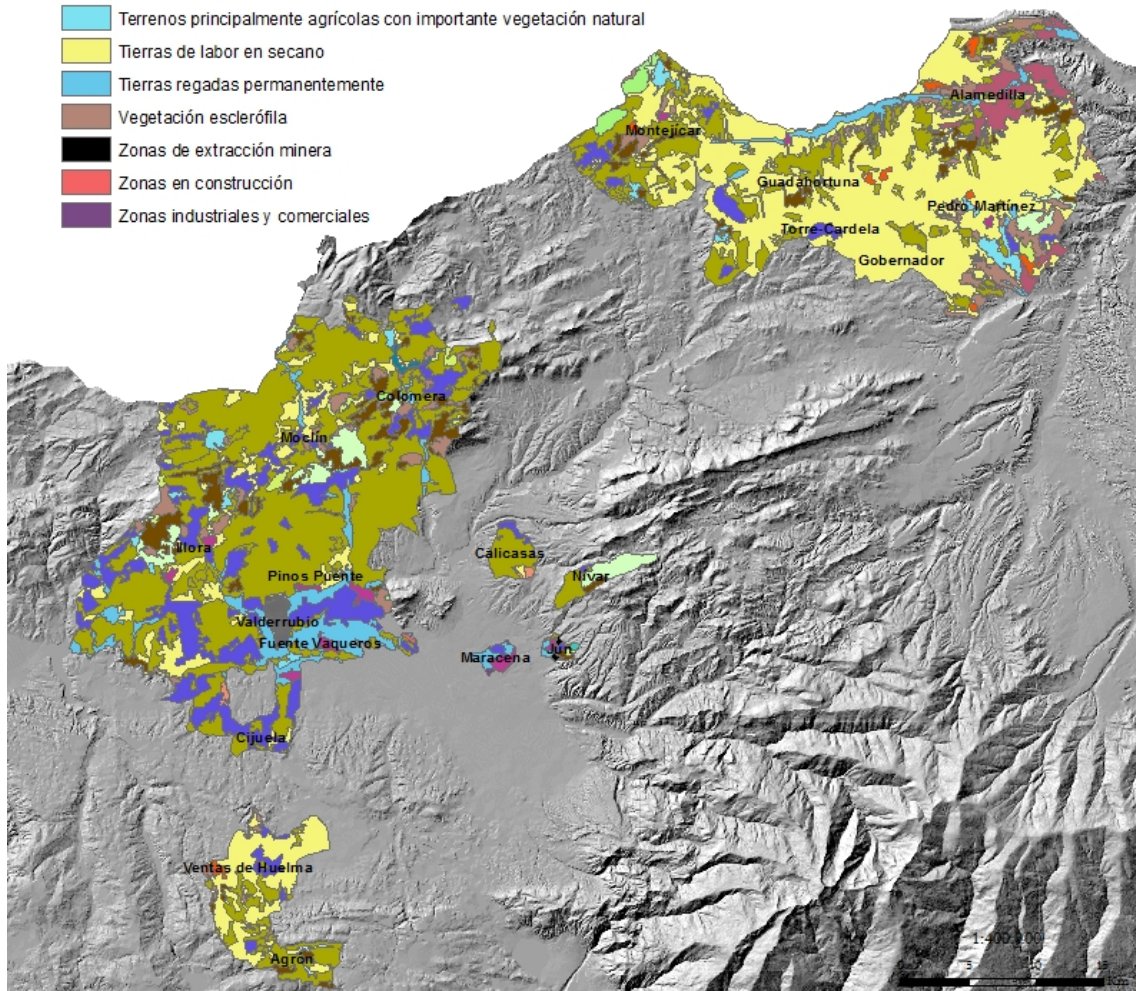
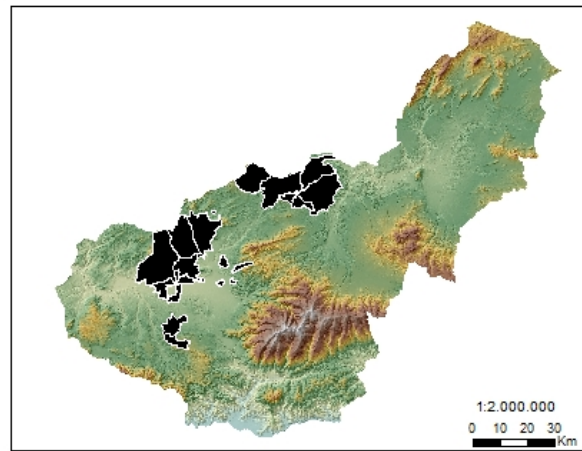


Figura 83: Usos del suelo en la zona de estudio.

6 - SISTEMA HIDROLÓGICO E HIDRÁULICO

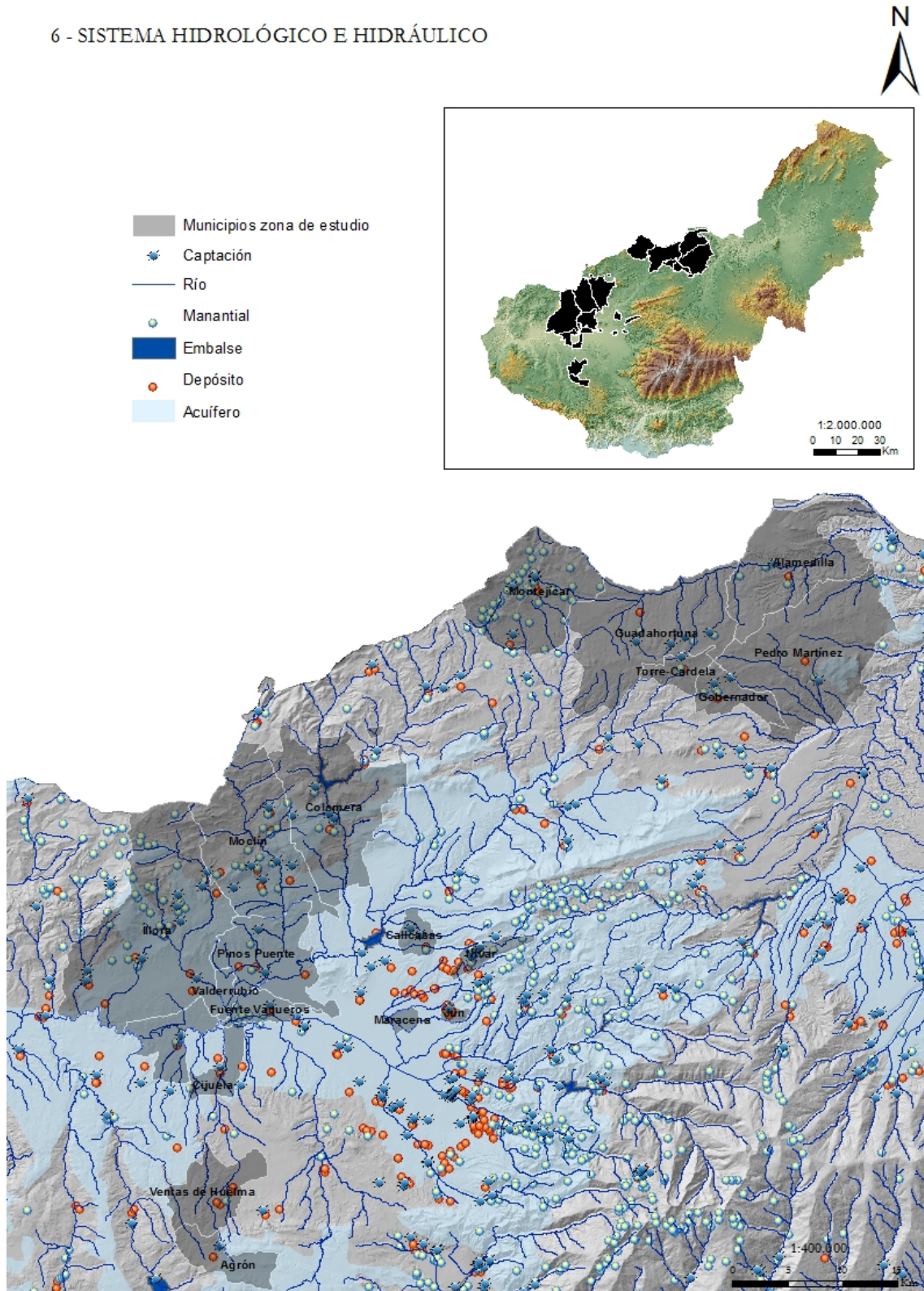


Figura 84: Sistema hidrológico e hidráulico en el ámbito de estudio.

7 - PENDIENTES

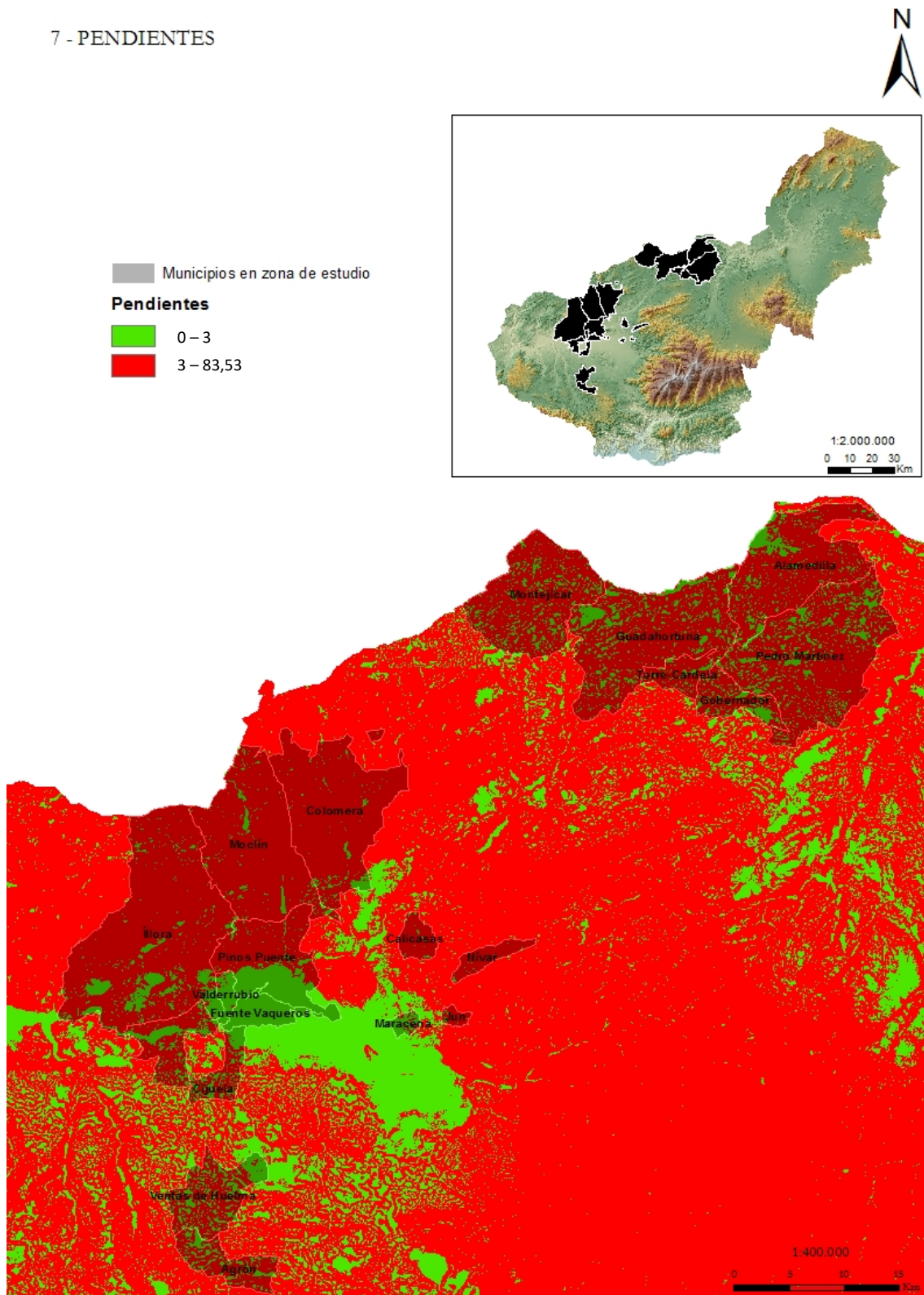











Figura 85: Pendientes del terreno en el ámbito de estudio.

8 - ZONAS APTAS - 1

-  Municipios zona de estudio
-  Distancia núcleo población 2Km
-  Zonas aptas con pendiente limitada al 3%
-  Limitación elementos hidráulicos
-  Limitación elementos hidrológicos artificiales
-  Limitación elementos hidrológicos naturales
-  Limitación patrimonio
-  Limitación acuíferos
-  Río

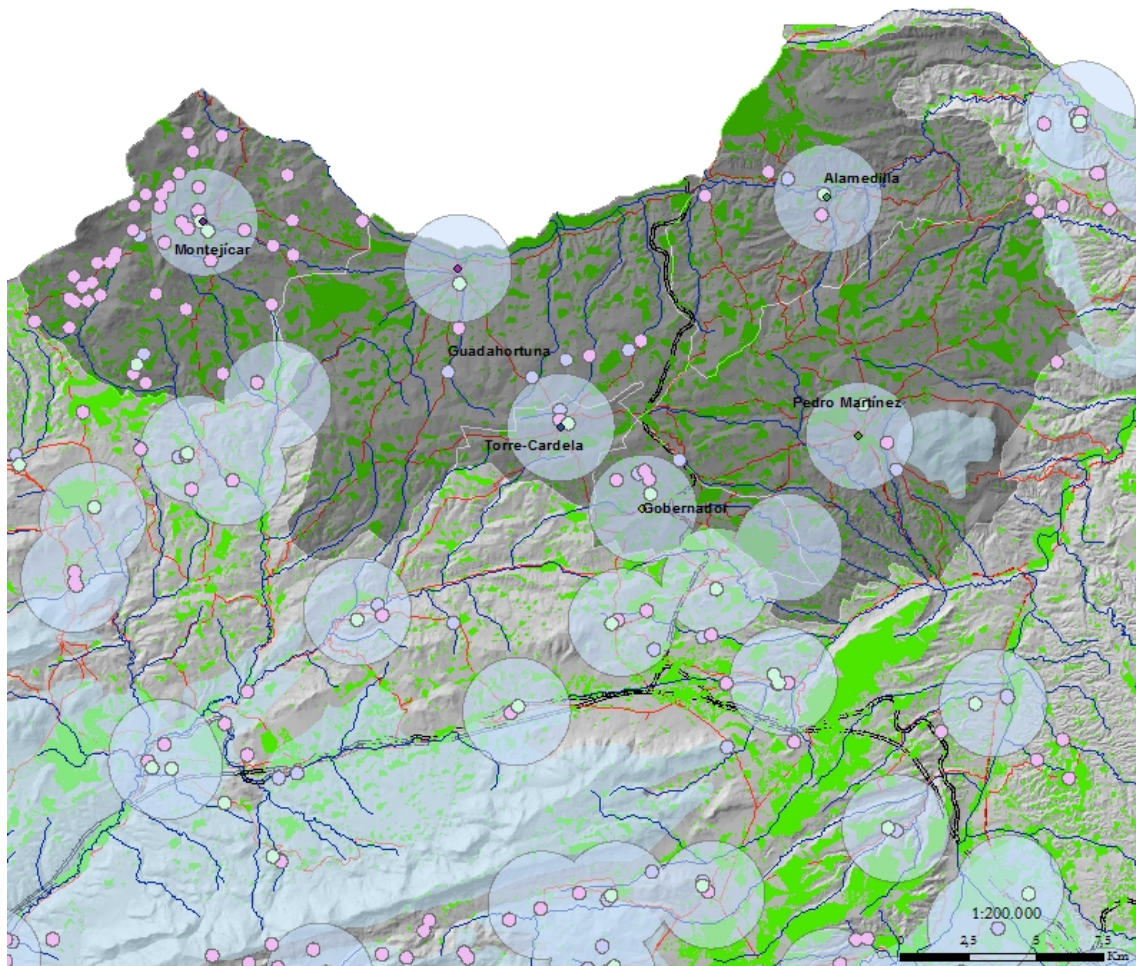
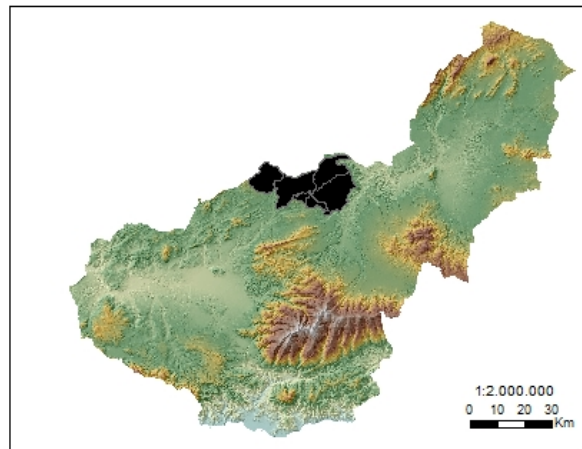


Figura 86: Zonas aptas 1.

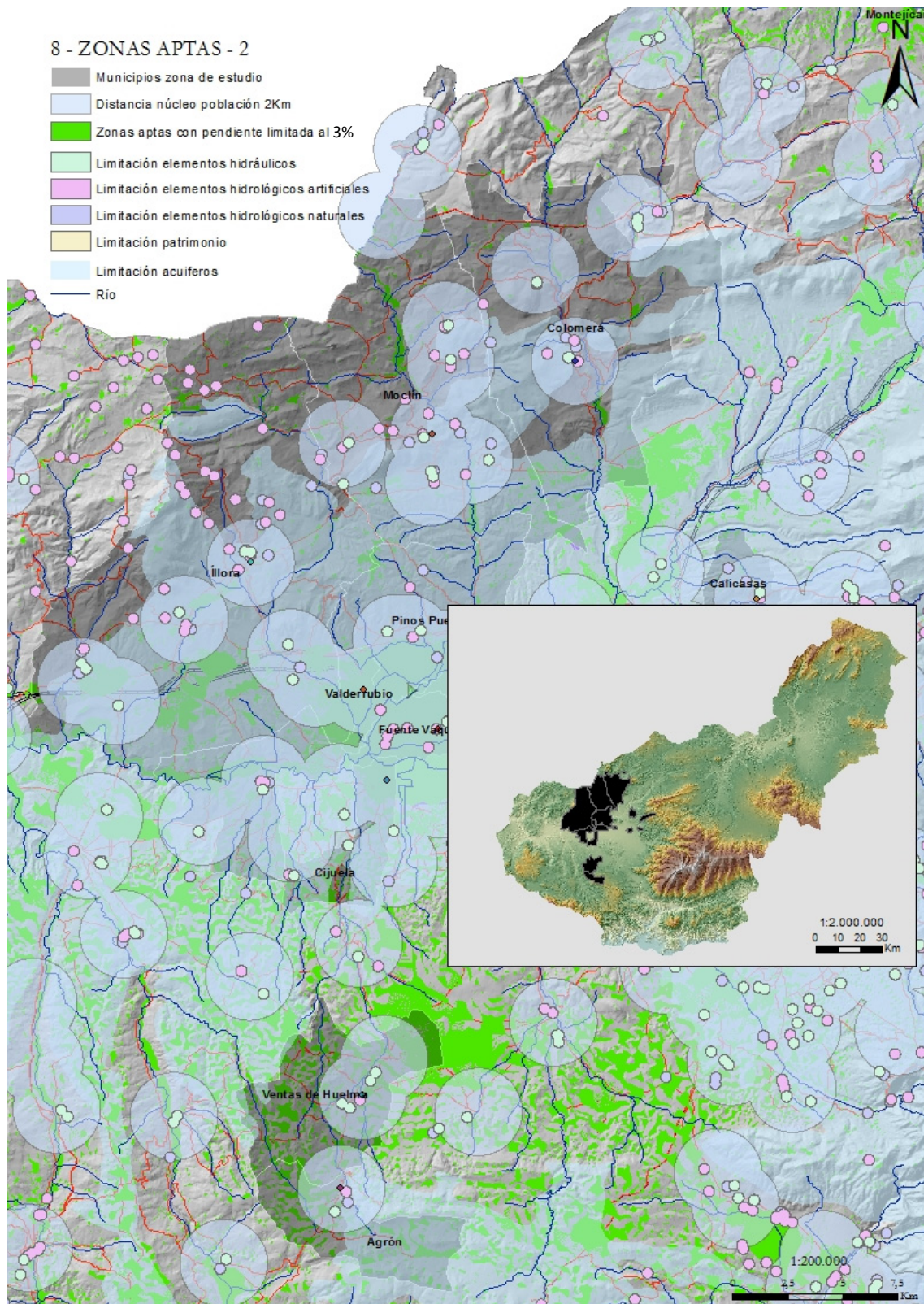


Figura 87: Zonas aptas 2.

9 - INFRAESTRUCTURAS DE TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN

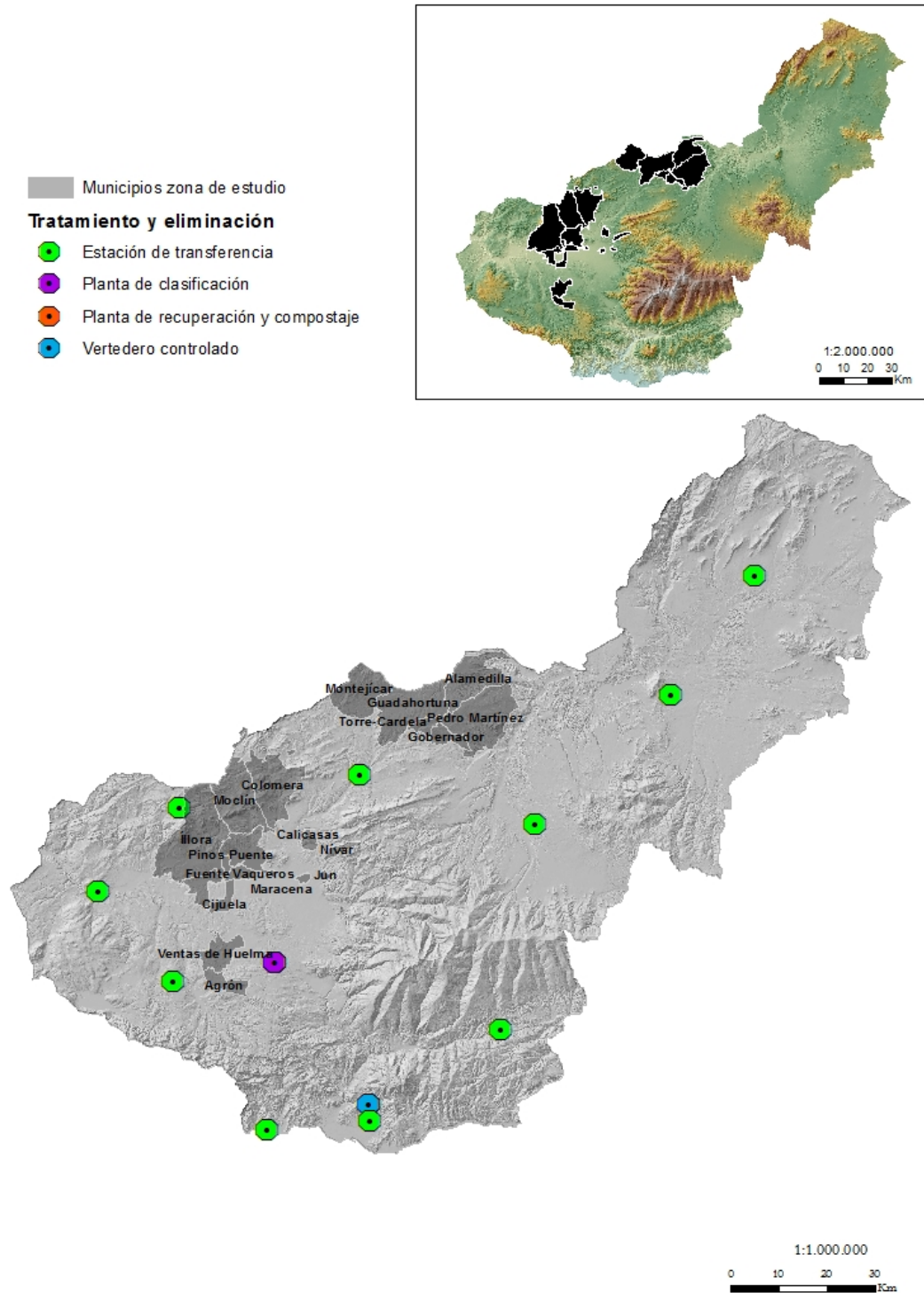


Figura 88: Infraestructuras de tratamiento y eliminación en el ámbito de estudio.

10 - INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTES

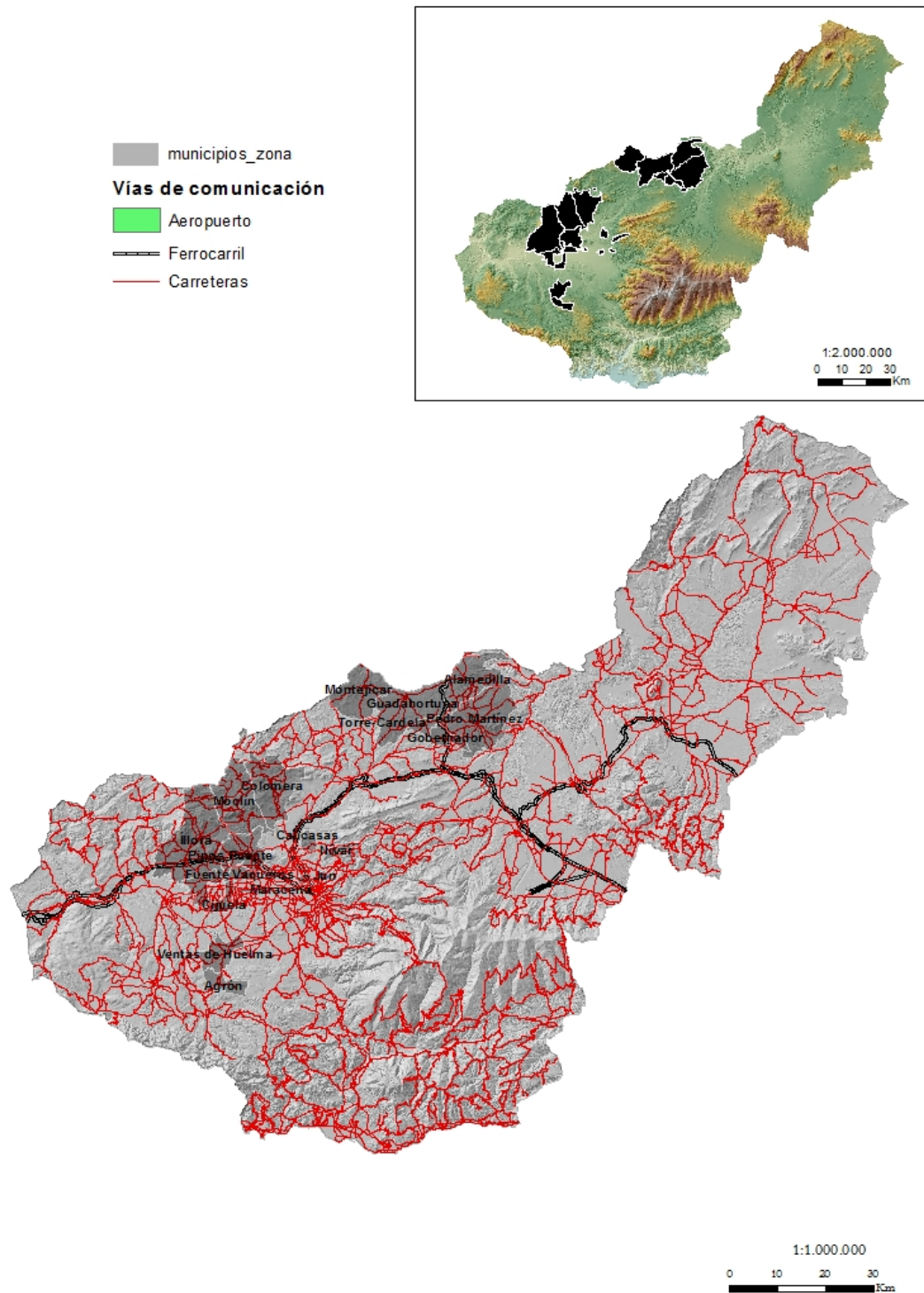


Figura 89: Infraestructuras e transporte existentes en el ámbito de estudio.

11 - INFRAESTRUCTURAS ENERGÉTICAS



- Municipios zona de estudio
- Infraestructuras energéticas**
- ⚡ Central hidroeléctrica
- 🏠 Parque eólico
- Línea eléctrica
- Planta solar
- Planta biogás
- Planta petroquímica
- Conducción gas

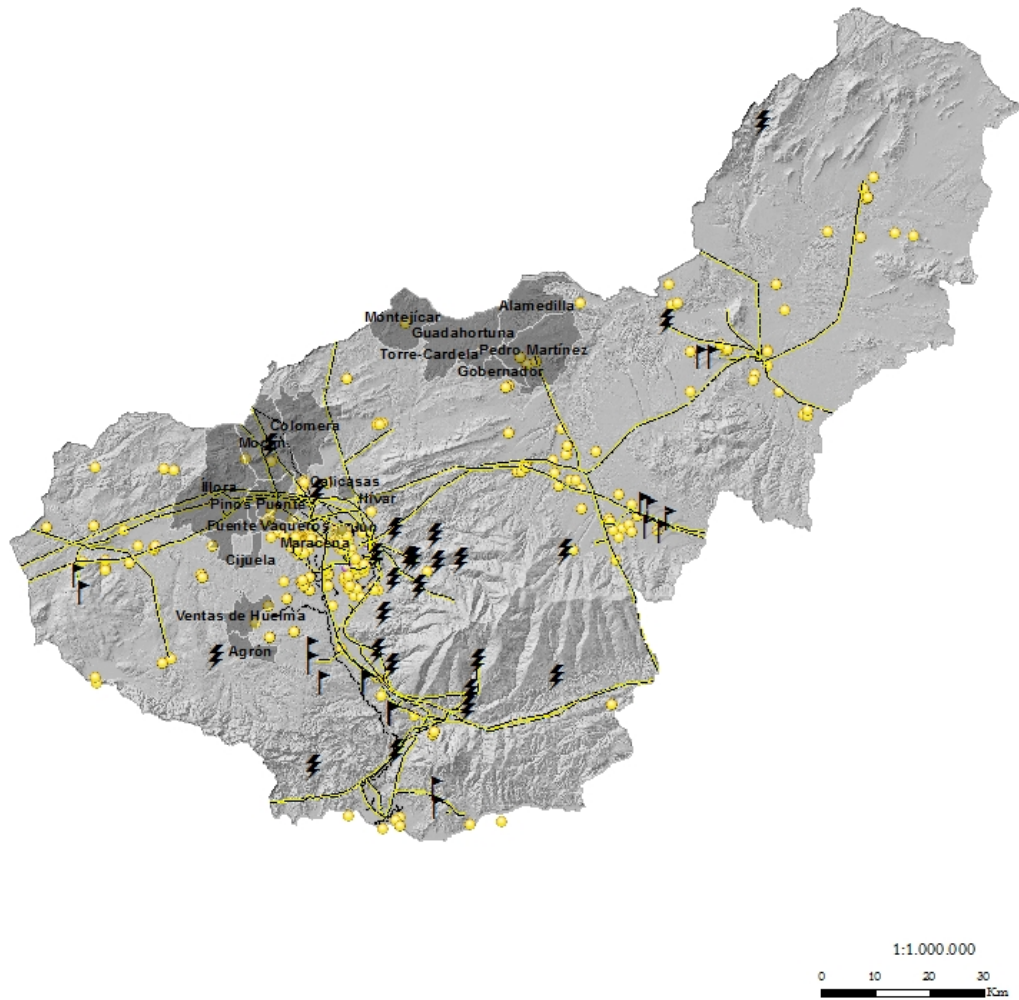
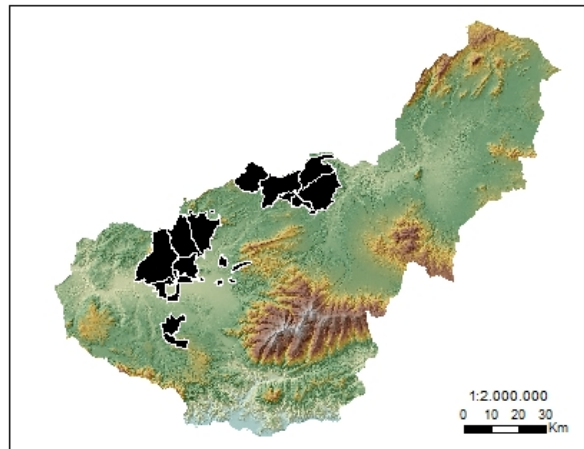


Figura 90: Infraestructuras energéticas existentes en el ámbito de estudio.

12 - INFRAESTRUCTURAS INDUSTRIALES

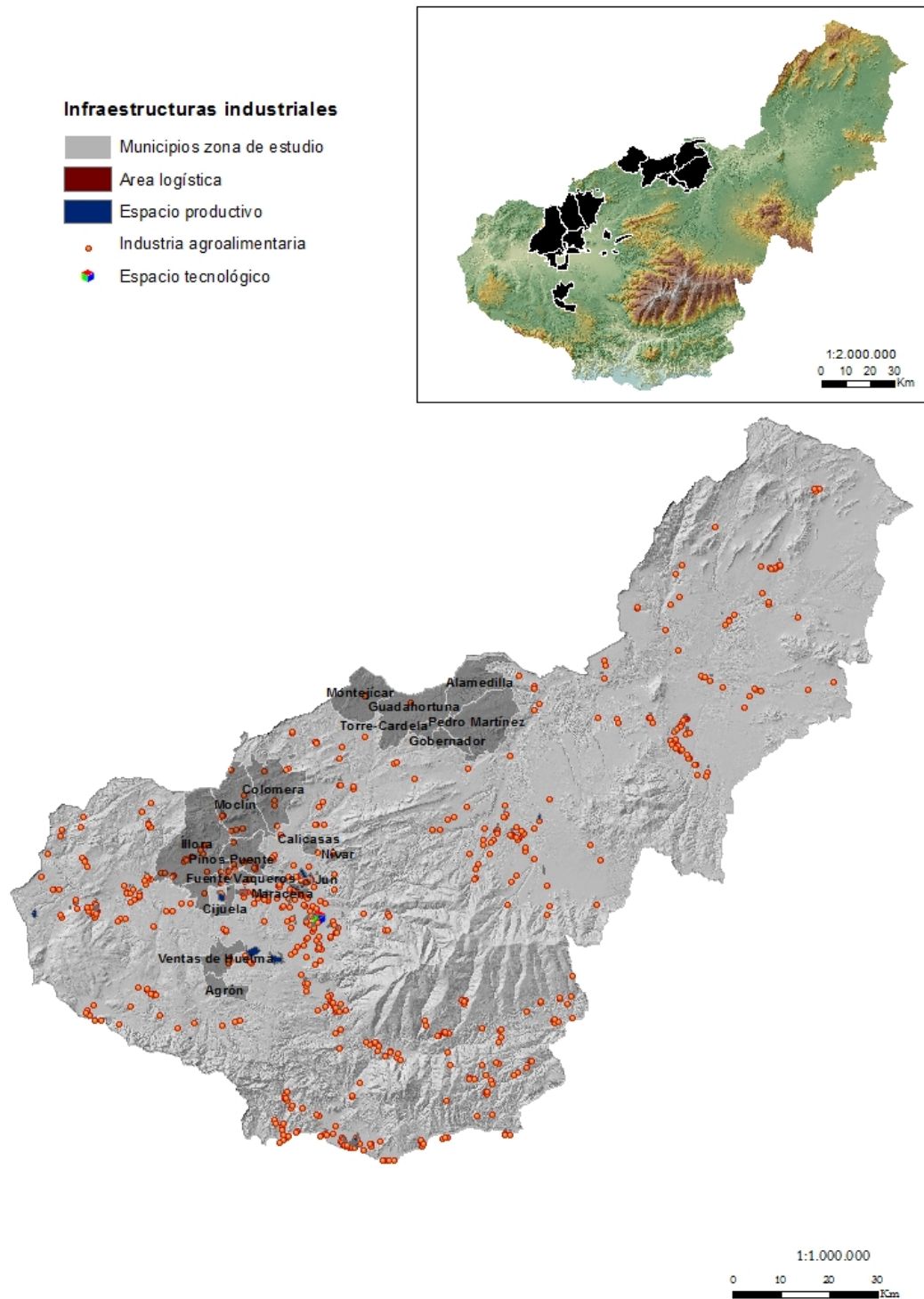


Figura 91: Infraestructuras industriales existentes en el ámbito de estudio.

ANEXO III: RESULTADOS APLICACIÓN ONLINE BPMSG

A continuación, se presentan los resultados intermedios de de la aplicación online BPMSG.

Etapa 0: Definición del proyecto

Este es el paso inicial para comenzar con el análisis online de BPMSG: nombramos nuestro proyecto TERRITORIALES y definimos los criterios (ESPACIALES O GEOGRÁFICOS, Y SOCIALES) y subcriterios (ESPACIALES: RECOGIDA, CARACTERIZACIÓN, CANTIDAD, TERRENOS, INFRAESTRUCTURAS DE TRATAMIENTO, INFRAESTRUCTURAS CIVILES, y los SOCIALES: NORMATIVA, ACEPTACIÓN, EMPLEO).

BPMSG AHP Online System

Rational Decision Making Made Easy

Project: **TERRITORIALES**

Decision Hierarchy			
Level 0	Level 1	Level 2	Global Priorities
TERRITORIALES	ESPACIALES 0.5	RECOGIDA 0.1667	8.3 %
		CARACTERIZACIÓN 0.1667	8.3 %
		CANTIDAD 0.1667	8.3 %
		TERRENOS 0.1667	8.3 %
		INFR TRATAMIENTO 0.1667	8.3 %
		INFRAESTRUCTURAS 0.1667	8.3 %
	SOCIALES 0.5	NORMATIVA 0.3333	16.7 %
		ACEPTACIÓN 0.3333	16.7 %
		EMPLEO 0.3333	16.7 %
			1.0

Hierarchy

Mode: Hierarchy evaluation

2 hierarchy level(s), 9 end nodes. 3 AHP priority vector(s)

Input a new hierarchy

Input new text in the text field below. (See [examples](#))

```
TERRITORIALES: ESPACIALES, SOCIALES;
ESPACIALES: RECOGIDA, CARACTERIZACIÓN, CANTIDAD, TERRENOS, INFR TRATAMIENTO,
INFRAESTRUCTURAS;
SOCIALES: NORMATIVA, ACEPTACIÓN, EMPLEO;
```

Figura 92: Definición y configuración del proyecto.

Donde:

- RECOGIDA: Tipo de recogida de RU
- CARACTERIZACIÓN: Caracterización de los RU
- CANTIDAD: Cantidad de RU a tratar
- TERRENOS: Disponibilidad de terrenos aptos
- INFRA TRATAMIENTO: Sistemas de gestión e instalaciones de tratamiento existentes
- INFRA: Infraestructuras existentes
- NORMATIVA: Normativa Autonómica y Local
- ACEPTACIÓN: Rechazo social a tratamientos WtE
- EMPLEO: Generación de puestos de trabajo

Etapas 1: Evaluación de Criterios

El siguiente paso es la comparación por pares de los criterios del análisis, o lo que es igual, se obtiene la Matriz de Comparación por Pares para los criterios. Para ello puntuamos en una escala del 1 al 9 los pares de criterios respondiendo sucesivamente a la pregunta:

¿Qué criterio es más importante para TERRITORIALES y cuánto más en una escala del 1 al 9?

El resultado de esta etapa es el Vector de Prioridad para los Criterios.

TERRITORIALES: Pairwise Comparison ESPACIALES

Please do the pairwise comparison of all criteria. When completed, click *Calculate Result* to get the priorities.

AHP Scale: 1- Equal Importance, 3- Moderate importance, 5- Strong importance, 7- Very strong importance, 9- Extreme importance (2,4,6,8 values in-between).

With respect to ESPACIALES, which criterion is more important, and how much more on a scale 1 to 9 for TERRITORIALES?

	A - wrt ESPACIALES - or B?		Equal	How much more?								
1	<input checked="" type="radio"/> RECOGIDA	or	<input type="radio"/> CARACTERIZACIÓN	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
2	<input type="radio"/> RECOGIDA	or	<input checked="" type="radio"/> CANTIDAD	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
3	<input type="radio"/> RECOGIDA	or	<input checked="" type="radio"/> TERRENOS	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
4	<input type="radio"/> RECOGIDA	or	<input checked="" type="radio"/> INFR TRATAMIENTO	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
5	<input type="radio"/> RECOGIDA	or	<input checked="" type="radio"/> INFRAESTRUCTURAS	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
6	<input type="radio"/> CARACTERIZACIÓN	or	<input checked="" type="radio"/> CANTIDAD	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
7	<input type="radio"/> CARACTERIZACIÓN	or	<input checked="" type="radio"/> TERRENOS	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
8	<input type="radio"/> CARACTERIZACIÓN	or	<input checked="" type="radio"/> INFR TRATAMIENTO	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
9	<input type="radio"/> CARACTERIZACIÓN	or	<input checked="" type="radio"/> INFRAESTRUCTURAS	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
10	<input type="radio"/> CANTIDAD	or	<input checked="" type="radio"/> TERRENOS	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
11	<input type="radio"/> CANTIDAD	or	<input checked="" type="radio"/> INFR TRATAMIENTO	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
12	<input type="radio"/> CANTIDAD	or	<input checked="" type="radio"/> INFRAESTRUCTURAS	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
13	<input checked="" type="radio"/> TERRENOS	or	<input type="radio"/> INFR TRATAMIENTO	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
14	<input checked="" type="radio"/> TERRENOS	or	<input type="radio"/> INFRAESTRUCTURAS	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
15	<input type="radio"/> INFR TRATAMIENTO	or	<input checked="" type="radio"/> INFRAESTRUCTURAS	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9

CR = 3.2% OK

AHP
 Balanced scale

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank
1 RECOGIDA	5.2%	5
2 CARACTERIZACIÓN	4.9%	6
3 CANTIDAD	6.9%	4
4 TERRENOS	37.2%	1
5 INFR TRATAMIENTO	18.9%	3
6 INFRAESTRUCTURAS	26.9%	2

Figura 93: Evaluación por pares de criterios y vector de prioridad de criterios ESPACIALES.

AHP Online System

TERRITORIALES: Pairwise Comparison SOCIALES

Please do the pairwise comparison of all criteria. When completed, click *Calculate Result* to get the priorities.

AHP Scale: 1- Equal Importance, 3- Moderate importance, 5- Strong importance, 7- Very strong importance, 9- Extreme importance (2,4,6,8 values in-between).

With respect to *SOCIALES*, which criterion is more important, and how much more on a scale 1 to 9 for *TERRITORIALES*?

A - wrt SOCIALES - or B?		Equal	How much more?							
1	<input checked="" type="radio"/> NORMATIVA or <input type="radio"/> ACEPTACIÓN	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
2	<input checked="" type="radio"/> NORMATIVA or <input type="radio"/> EMPLEO	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
3	<input type="radio"/> ACEPTACIÓN or <input checked="" type="radio"/> EMPLEO	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9

CR = 1.9% OK

AHP Balanced scale

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank
1 NORMATIVA	48.4%	1
2 ACEPTACIÓN	9.2%	3
3 EMPLEO	42.3%	2

Figura 94: Evaluación por pares de criterios y vector de prioridad de criterios SOCIALES.

AHP Online System

TERRITORIALES: Pairwise Comparison SOCIALES

Please do the pairwise comparison of all criteria. When completed, click *Calculate Result* to get the priorities.

AHP Scale: 1- Equal Importance, 3- Moderate importance, 5- Strong importance, 7- Very strong importance, 9- Extreme importance (2,4,6,8 values in-between).

With respect to *SOCIALES*, which criterion is more important, and how much more on a scale 1 to 9 for *TERRITORIALES*?

A - wrt SOCIALES - or B?		Equal	How much more?							
1	<input checked="" type="radio"/> NORMATIVA or <input type="radio"/> ACEPTACIÓN	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
2	<input checked="" type="radio"/> NORMATIVA or <input type="radio"/> EMPLEO	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
3	<input type="radio"/> ACEPTACIÓN or <input checked="" type="radio"/> EMPLEO	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9

CR = 1.9% OK

AHP Balanced scale

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank
1 NORMATIVA	48.4%	1
2 ACEPTACIÓN	9.2%	3
3 EMPLEO	42.3%	2

Figura 95: Vector de Prioridad para los Criterios y Subcriterios.

Etapa 2: Evaluación de Subcriterios

Una vez que se ha obtenido el vector de prioridades de criterios, se deben puntuar por pares los subcriterios (en nuestro caso tenemos 6 subcriterios para el criterio TERRITORIALES, y 3 subcriterios para el criterio SOCIALES).

La metodología que sigue la aplicación es análoga a la que se ha definido anteriormente (pregunta y puntuación del 1 al 9).

El resultado de esta etapa es el Vector de Prioridad para los Subcriterios.

Se obtiene así el vector de Prioridad para los subcriterios:

[Home](#) [version 2016-03-10](#)

Welcome ideus! [Account](#) [Logout](#)

BPMMSG AHP Online System

Rational Decision Making Made Easy

Project: **TERRITORIALES**

Decision Hierarchy			
Level 0	Level 1	Level 2	Global Priorities
TERRITORIALES <input type="button" value="AHP"/>	ESPACIALES <input type="text" value="0.6667"/> <input type="button" value="AHP"/>	RECOGIDA <input type="text" value="0.0522"/>	3.5 %
		CARACTERIZACIÓN <input type="text" value="0.0486"/>	3.2 %
		CANTIDAD <input type="text" value="0.0687"/>	4.6 %
		TERRENOS <input type="text" value="0.3724"/>	24.8 %
		INFR TRATAMIENTO <input type="text" value="0.1895"/>	12.6 %
		INFRAESTRUCTURAS <input type="text" value="0.2686"/>	17.9 %
	SOCIALES <input type="text" value="0.3333"/> <input type="button" value="AHP"/>	NORMATIVA <input type="text" value="0.4844"/>	16.1 %
		ACEPTACIÓN <input type="text" value="0.0924"/>	3.1 %
		EMPLEO <input type="text" value="0.4232"/>	14.1 %
			1.0

Group Input Session

Mode: Hierarchy evaluation

Group Session Menu

<input type="button" value="Submit for group eval"/>	<input type="button" value="Leave group mode"/>
--	---

Session code: **jAbetU** Session Chair: ideus. Group has 0 participants. You are participating as ideus

Etapa 3: Evaluación de Alternativas

Este paso consiste en obtener la Matriz de Comparación por Pares de las Alternativas con respecto a los criterios y subcriterios. Para esto, el programa vuelve a preguntar sucesivamente:

¿Para el criterio/subcriterio X, qué alternativa es la mejor o es preferible en una escala del 1 al 9?

Previamente se debe configurar el entorno de trabajo indicando el número de alternativas (6) y el nombre de cada una de ellas (0, A, B C, D y E).

El resultado de esta etapa es el Vector de Prioridad de Criterios para cada alternativa.

AHP Online System

Rational Decision Making Made Easy

Alternatives for Project TERRITORIALES

Compare alternatives with respect to criteria. How good is the fit of alternatives with each criterion?

	Criterion	Node	Gib Priorities	Compare	0	A	B	C	D	E
1.	RECOGIDA	ESPACIALES	3.5%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
2.	CARACTERIZACIÓN	ESPACIALES	3.2%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
3.	CANTIDAD	ESPACIALES	4.6%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
4.	TERRENOS	ESPACIALES	24.8%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
5.	INFR TRATAMIENTO	ESPACIALES	12.6%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
6.	INFRAESTRUCTURAS	ESPACIALES	17.9%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
7.	NORMATIVA	SOCIALES	16.1%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
8.	ACEPTACIÓN	SOCIALES	3.1%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
9.	EMPLEO	SOCIALES	14.1%	AHP	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167
Total weight of alternatives:					0.167	0.167	0.167	0.167	0.167	0.167

0 out of 9 comparisons completed

Alternatives Menu

Figura 96: Evaluación de Alternativas.

With respect to *RECOGIDA*, which alternative fits better or is more preferable?

	A - wrt <i>RECOGIDA</i> - or B?		Equal	How much more?
1	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> A	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
2	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
3	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
4	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
5	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
6	<input type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
7	<input checked="" type="radio"/> A	or <input type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
8	<input checked="" type="radio"/> A	or <input type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
9	<input checked="" type="radio"/> A	or <input type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
10	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input checked="" type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
11	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input checked="" type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
12	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input checked="" type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
13	<input checked="" type="radio"/> C	or <input type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
14	<input checked="" type="radio"/> C	or <input type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
15	<input checked="" type="radio"/> D	or <input type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9

CR = 0% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 97: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio RECOGIDA.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank	
1	0	8.0%	5
2	A	8.0%	5
3	B	59.6%	1
4	C	8.1%	2
5	D	8.1%	2
6	E	8.1%	2

Figura 98: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio RECOGIDA.

With respect to **CARACTERIZACIÓN**, which alternative fits better or is more preferable?

	A - wrt CARACTERIZACIÓN - or B?		Equal	How much more?								
1	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> A	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
2	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input checked="" type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
3	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
4	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
5	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
6	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input checked="" type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
7	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
8	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
9	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
10	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input checked="" type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
11	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input checked="" type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
12	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
13	<input checked="" type="radio"/> C	or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
14	<input checked="" type="radio"/> C	or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
15	<input checked="" type="radio"/> D	or <input type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	

CR = 4.6% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 99: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio **CARACTERIZACIÓN**.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank	
1	0	6.0%	4
2	A	6.1%	3
3	B	56.5%	1
4	C	19.6%	2
5	D	5.9%	5
6	E	5.9%	5

Figura 100: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio **CARACTERIZACIÓN**.

With respect to *CANTIDAD*, which alternative fits better or is more preferable?

	A - wrt <i>CANTIDAD</i> - or B?		Equal	How much more?								
1	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> A	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
2	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> B	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
3	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
4	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
5	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input checked="" type="radio"/> 9	
6	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> B	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
7	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
8	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
9	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input checked="" type="radio"/> 9	
10	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
11	<input type="radio"/> B	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
12	<input type="radio"/> B	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input checked="" type="radio"/> 9	
13	<input type="radio"/> C	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
14	<input type="radio"/> C	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input checked="" type="radio"/> 9	
15	<input type="radio"/> D	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	

CR = 4.4% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 101: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio CANTIDAD.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank
1	0	6
2	A	4
3	B	5
4	C	3
5	D	2
6	E	1

Figura 102: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio CANTIDAD.

With respect to **TERRENOS**, which alternative fits better or is more preferable?

	A - wrt TERRENOS - or B?		Equal	How much more?								
1	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> A	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
2	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
3	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
4	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input checked="" type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
5	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input checked="" type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
6	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> B	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
7	<input type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
8	<input type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input checked="" type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
9	<input type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input checked="" type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
10	<input type="radio"/> B	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
11	<input type="radio"/> B	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input checked="" type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
12	<input type="radio"/> B	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input checked="" type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
13	<input type="radio"/> C	or <input checked="" type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
14	<input checked="" type="radio"/> C	or <input type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
15	<input type="radio"/> D	or <input checked="" type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	

CR = 2.7% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 103: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio TERRENOS.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank	
1	0	3.9%	6
2	A	4.8%	5
3	B	6.1%	4
4	C	24.0%	3
5	D	30.6%	1
6	E	30.6%	1

Figura 104: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio TERRENOS.

With respect to *INFR TRATAMIENTO*, which alternative fits better or is more preferable?

A - wrt <i>INFR TRATAMIENTO</i> - or B?		Equal	How much more?
1	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> A	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
2	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> B	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
3	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
4	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
5	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
6	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
7	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
8	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
9	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
10	<input type="radio"/> B or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
11	<input checked="" type="radio"/> B or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
12	<input checked="" type="radio"/> B or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
13	<input checked="" type="radio"/> C or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
14	<input checked="" type="radio"/> C or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
15	<input checked="" type="radio"/> D or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9

CR = 6.9% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 105: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio INFR TRATAMIENTO.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank
1	0	3
2	A	2
3	B	5
4	C	1
5	D	4
6	E	6

Figura 106: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio INF TRATAMIENTO.

With respect to *INFRAESTRUCTURAS*, which alternative fits better or is more preferable?

A - wrt <i>INFRAESTRUCTURAS</i> - or B?		Equal	How much more?							
1	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> A	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
2	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
3	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input checked="" type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
4	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
5	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
6	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
7	<input type="radio"/> A or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input checked="" type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
8	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
9	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
10	<input type="radio"/> B or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input checked="" type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
11	<input checked="" type="radio"/> B or <input type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
12	<input checked="" type="radio"/> B or <input type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
13	<input checked="" type="radio"/> C or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input checked="" type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
14	<input checked="" type="radio"/> C or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9
15	<input checked="" type="radio"/> D or <input type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9

CR = 8.9% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 107: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio INFRAESTRUCTURAS.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank	
1	0	4.7%	6
2	A	19.0%	2
3	B	8.6%	3
4	C	51.9%	1
5	D	7.9%	4
6	E	7.8%	5

Figura 108: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio INFRAESTRUCTURAS.

With respect to *NORMATIVA*, which alternative fits better or is more preferable?

A - wrt <i>NORMATIVA</i> - or B?		Equal	How much more?
1	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> A	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input checked="" type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
2	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input checked="" type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
3	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input checked="" type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
4	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input checked="" type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
5	<input type="radio"/> 0 or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
6	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> B	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
7	<input type="radio"/> A or <input checked="" type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
8	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input checked="" type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
9	<input checked="" type="radio"/> A or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input checked="" type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
10	<input checked="" type="radio"/> B or <input type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
11	<input checked="" type="radio"/> B or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input checked="" type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
12	<input checked="" type="radio"/> B or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input checked="" type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
13	<input checked="" type="radio"/> C or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input checked="" type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
14	<input checked="" type="radio"/> C or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input checked="" type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
15	<input checked="" type="radio"/> D or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9

CR = 5.4% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 109: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio NORMATIVA.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank	
1	0	3.7%	6
2	A	29.7%	1
3	B	27.2%	2
4	C	27.2%	2
5	D	8.0%	4
6	E	4.3%	5

Figura 110: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio NORMATIVA.

With respect to *ACEPTACIÓN*, which alternative fits better or is more preferable?

A - wrt <i>ACEPTACIÓN</i> - or B?			Equal	How much more?
1	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> A	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
2	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input checked="" type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
3	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input checked="" type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
4	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input checked="" type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
5	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
6	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
7	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
8	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
9	<input checked="" type="radio"/> A	or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
10	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input checked="" type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
11	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input checked="" type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
12	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input checked="" type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
13	<input type="radio"/> C	or <input checked="" type="radio"/> D	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
14	<input checked="" type="radio"/> C	or <input type="radio"/> E	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
15	<input checked="" type="radio"/> D	or <input type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input checked="" type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9

CR = 4.6% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 111: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio ACEPTACIÓN.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank
1	0	4.3%
2	A	12.8%
3	B	41.2%
4	C	16.7%
5	D	16.9%
6	E	8.1%

Figura 112: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio ACEPTACIÓN.

With respect to **EMPLEO**, which alternative fits better or is more preferable?

	A - wrt EMPLEO - or B?		Equal	How much more?								
1	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> A	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
2	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> B	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
3	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> C	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
4	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
5	<input type="radio"/> 0	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
6	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> B	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
7	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
8	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
9	<input checked="" type="radio"/> A	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
10	<input checked="" type="radio"/> B	or <input type="radio"/> C	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
11	<input type="radio"/> B	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
12	<input type="radio"/> B	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input checked="" type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
13	<input type="radio"/> C	or <input checked="" type="radio"/> D	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input checked="" type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
14	<input type="radio"/> C	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input checked="" type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	
15	<input type="radio"/> D	or <input checked="" type="radio"/> E	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2	<input checked="" type="radio"/> 3	<input type="radio"/> 4	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 6	<input type="radio"/> 7	<input type="radio"/> 8	<input type="radio"/> 9	

CR = 5.6% OK

AHP
 Balanced scale

Figura 113: Evaluación por pares de Alternativas frente al subcriterio EMPLEO.

Resulting Priorities

Category	Priority	Rank
1	0	5
2	A	4
3	B	3
4	C	6
5	D	2
6	E	1

Figura 114: Vector de Prioridad de Alternativas para el subcriterio EMPLEO.

Etapa final: Obtención de la mejor alternativa WtE para el TERRITORIALES

A partir de los resultados de las Etapas anteriores, la aplicación determina la Matriz de Prioridad Alternativas/Criterios y el Vector de Prioridad Global de Alternativas, de lo que se obtiene que la mejor alternativa WtE para el TERRITORIALES es la C (con una prioridad frente a las demás de un 25,6%):

Alternatives for Project TERRITORIALES

Compare alternatives with respect to criteria. How good is the fit of alternatives with each criterion?

	Criterion	Node	Glb Priorities	Compare	0	A	B	C	D	E
1.	RECOGIDA	ESPACIALES	3.5%	AHP	0.08	0.08	0.598	0.081	0.081	0.081
2.	CARACTERIZACIÓN	ESPACIALES	3.2%	AHP	0.06	0.061	0.565	0.196	0.059	0.059
3.	CANTIDAD	ESPACIALES	4.6%	AHP	0.043	0.05	0.049	0.064	0.227	0.587
4.	TERRENOS	ESPACIALES	24.8%	AHP	0.039	0.048	0.061	0.24	0.306	0.306
5.	INFR TRATAMIENTO	ESPACIALES	12.6%	AHP	0.156	0.249	0.11	0.256	0.138	0.092
6.	INFRAESTRUCTURAS	ESPACIALES	17.9%	AHP	0.047	0.19	0.086	0.519	0.079	0.078
7.	NORMATIVA	SOCIALES	16.1%	AHP	0.037	0.297	0.272	0.272	0.08	0.043
8.	ACEPTACIÓN	SOCIALES	3.1%	AHP	0.043	0.128	0.412	0.167	0.169	0.081
9.	EMPLEO	SOCIALES	14.1%	AHP	0.088	0.074	0.09	0.067	0.232	0.489
Total weight of alternatives:					0.061	0.147	0.155	0.256	0.173	0.208

Figura 115: Matriz de Prioridad Alternativas/Criterios.

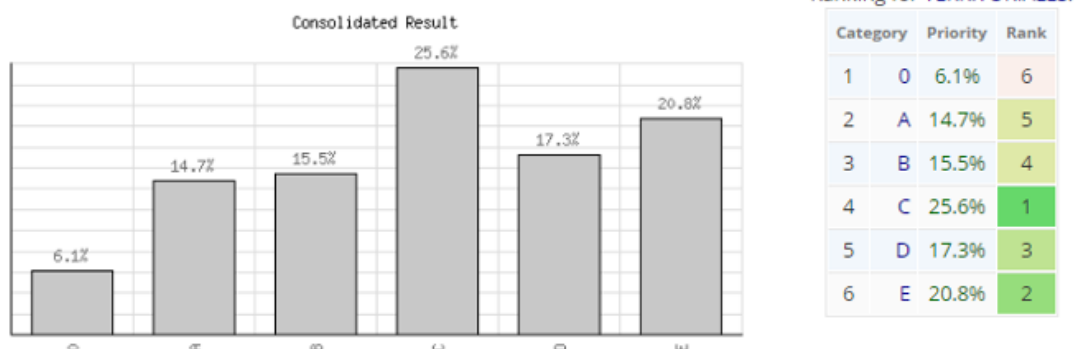


Figura 116: Vector de Prioridad Global de Alternativas.

NOTA:

Nótese que a lo largo del análisis AHP mediante la aplicación AHP-OS se han ido calculando los Cocientes de Consistencia (CR), y éstos son inferiores al 10% (<10%) por lo que las puntuaciones marcadas se consideran aceptables.

