



**UNIVERSITAT POLITÈCNICA
DE CATALUNYA
BARCELONATECH**

**Análisis de la gestión de los residuos municipales
generados en un entorno metropolitano utilizando un
enfoque multicriterio.**

Doctoranda: M^a Dolores Alvarez del Castillo

Directores de tesis: Dr. Antonio Luís Torres López
Dr. Ramón Sans Fonfria

Universitat Politècnica de Catalunya

Programa de Doctorat Sostenibilitat, Tecnologia i Humanisme.

Institut de Sostenibilitat.

Abril 2014

Tesis presentada para la obtención del título de
Doctora por la Universitat Politècnica de Catalunya.

El Doctor RAMÓN SANS FONFRIA, Catedrático de Escuela Universitaria del Departamento de Ingeniería Química de la UPC y el Doctor ANTONIO LUIS TORRES LÓPEZ, Catedrático de Universidad del Departamento de Ingeniería Textil y Papelera de la UPC

CERTIFICAN:

Que M^a Dolores Alvarez del Castillo, Licenciada en Ciencias Químicas, ha realizado bajo su dirección el trabajo de investigación titulado, "Análisis de la gestión de los residuos municipales generados en un entorno metropolitano utilizando un enfoque multicriterio", que presenta para optar al grado de Doctora.

Y para que así conste, expiden el presente certificado

Terrassa a 07 de abril de 2014

Dr. Ramón Sans Fonfria
Catedrático de Escuela Universitaria

Dr. Antonio Luís Torres López
Catedrático de Universidad



Curs acadèmic:13/14

Acta de qualificació de tesi doctoral

Nom i cognoms: M^a Dolores Alvarez del Castillo

Programa de doctorat: Programa de Doctorat Sostenibilitat, Tecnologia i Humanisme

Unitat estructural responsable del programa: Institut de Sostenibilitat UPC

Resolució del Tribunal

Reunit el Tribunal designat a l'efecte, el doctorand / la doctoranda exposa el tema de la seva tesi doctoral titulada

_____.

Acabada la lectura i després de donar resposta a les qüestions formulades pels membres titulars del tribunal, aquest atorga la qualificació:

NO APTE APROVAT NOTABLE EXCEL·LENT

(Nom, cognoms i signatura)		(Nom, cognoms i signatura)	
President/a		Secretari/ària	
(Nom, cognoms i signatura)	(Nom, cognoms i signatura)	(Nom, cognoms i signatura)	(Nom, cognoms i signatura)
Vocal	Vocal	Vocal	Vocal

_____, _____ d'/de _____ de _____

El resultat de l'escrutini dels vots emesos pels membres titulars del tribunal, efectuat per l'Escola de Doctorat, a instància de la Comissió de Doctorat de la UPC, atorga la MENCIÓ CUM LAUDE:

SÍ NO

(Nom, cognoms i signatura)		(Nom, cognoms i signatura)	
President de la Comissió Permanent de l'Escola de Doctorat		Secretària de la Comissió Permanent de l'Escola de Doctorat	

Barcelona, _____ d'/de _____ de _____

A mi familia y en especial a Miquel, Mariona y Adrià.

Agradecimientos

Ha sido un largo camino a recorrer, no siempre ha sido fácil compaginarlo todo, pero finalmente estoy escribiendo las últimas líneas de la tesis.

En primer lugar agradezco a mis directores de tesis, Dr. Ramón Sans y Dr. Antonio Luís Torres, haberme brindado la oportunidad de participar en tantísimos proyectos relacionados con la gestión de residuos municipales y conocer de cerca todas y cada una de las plantas de tratamiento de residuos. Así mismo, agradezco su paciencia, su dedicación y su inmediata disponibilidad para cualquier pregunta, duda o consulta y sus valiosos consejos y aportaciones a la tesis.

Aunque suene a “topicazo”, no por ello deja de ser muy importante, quiero agradecer a mis padres, Lorenzo y Margarita, la dedicación de tiempo, paciencia y dinero que supone haber educado a 7 hijos y haberles brindado la oportunidad, a todos ellos, de formarse. Este incondicional apoyo me ha permitido dedicarme profesionalmente a lo que realmente me gusta, que es la docencia y la investigación en el ámbito universitario.

Por otro lado quiero agradecer a mi marido, Miquel, su también incondicional apoyo, su paciencia, su infinita paciencia en mis días de nervios, y sobre todo el soporte logístico-familiar de estos últimos meses.

A mis compañeros, Núria, Josep y Gemma, por esas horas que hemos pasado en las plantas de gestión de residuos, incluso a 40º al sol. Especialmente a mi compañera y amiga Núria que ha “sufrido” mi tesis casi tanto como yo. Gracias por saber sacar lo mejor de las personas.

Contenido

I. Resumen	29
II. Abstract	31
III. Introducción	33
IV. Objetivos	41
1 <u>Capítulo 1. La gestión de los residuos municipales</u>	43
1.1 Generación y composición de los Residuos Municipales.	43
1.1.1 Generación de residuos municipales.	43
1.1.2 Composición de los residuos municipales	47
1.2 Sistemas de almacenamiento temporal.	50
1.2.1 Almacenamiento temporal mediante contenedores.	51
1.2.2 Almacenamiento temporal subterráneo.	52
1.2.3 Almacenamiento Recogida neumática.	58
1.3 Sistemas de recogida y transporte	62
1.4 Sistemas de Tratamiento/Valorización	63
1.4.1 Plantas de selección de Envases.	64
1.4.2 Plantas de tratamiento de la fracción Orgánica	66
1.4.3 Plantas de tratamiento de la fracción Resto	73
1.5 Conclusiones.	75
2 <u>Capítulo 2. Herramientas de ayuda para la toma de decisiones</u>	79
2.1 Introducción. El Proceso de toma de decisiones	79
2.2 Análisis Coste-Beneficio	79
2.3 Análisis multicriterial	80
2.3.1 Etapas del análisis multicriterio	82
2.3.2 Ventajas y límites del análisis multicriterial	91
2.4 Análisis del Ciclo de Vida (ACV)	93
2.4.1 Métodos de evaluación de impacto en la metodología ACV.	95
2.4.2 Puntos fuertes y puntos débiles de la metodología ACV.	97
2.5 Conclusiones	119

3	Capítulo 3. Aspectos sociales, ambientales y económicos relacionados con la GRM. Municipio de Terrassa.	121
3.1	Introducción.	121
3.2	Segregación en origen de los residuos	122
3.2.1	Aspectos sociales	124
3.3	Almacenamiento temporal modelo “Contenedor en Acera”.	130
3.3.1	Aspectos sociales	130
3.3.2	Aspectos ambientales	137
3.3.3	Aspectos económicos	137
3.4	Sistemas de recogida.	138
3.4.1	Sistema de recogida mediante vehículos.	138
3.5	Sistemas de Tratamiento/Valorización	144
3.5.1	Plantas de selección de Envases ligeros	145
3.5.2	Plantas de tratamiento de la fracción Orgánica.	148
3.5.3	Plantas de estabilización de la fracción Resto	155
3.5.4	Disposición del Rechazo.	159
3.5.5	Plantas de reciclaje de materiales	170
3.6	Transporte hasta las plantas de selección, reciclaje y tratamiento	173
3.6.1	Aspectos ambientales	174
3.6.2	Aspectos económicos	174
3.7	Mix eléctrico	177
3.8	Conclusiones	178
3.8.1	Segregación en origen. Aspectos sociales	178
3.8.2	Almacenamiento temporal. Aspectos sociales	179
3.8.3	Almacenamiento temporal. Aspectos económicos	179
3.8.4	Sistemas de recogida. Aspectos ambientales	180
3.8.5	Sistemas de recogida. Aspectos económicos	180
3.8.6	Sistemas de tratamiento/valorización. Aspectos ambientales	180
3.8.7	Sistemas de tratamiento/valorización. Aspectos económicos	181
3.8.8	Trasporte. Aspectos ambientales.	182
3.8.9	Trasporte. Aspectos económicos.	183
3.8.10	Mix eléctrico	183
4	Capítulo 4. Factores que afectan a la “calidad” de la FORM.	185
4.1	Introducción.	185
4.2	Metodología. Composición de la fracción Orgánica	188
4.3	“Calidad” de la fracción Orgánica	189
4.4	Influencia del modelo de almacenamiento temporal.	190

4.5	Influencia de factores socio-económico-demográficos.	192
4.5.1	Densidad poblacional	192
4.5.2	RFBDPC, nivel de instrucción y nivel de desocupación.	193
4.5.3	Tareas domésticas	197
4.6	Estimación de la “calidad” de la fracción Orgánica	197
4.6.1	Modelos de primer orden de una sola variable independiente.	199
4.6.2	Modelos de “n>1” variables independientes.	200
4.7	Validación/aplicación del modelo nº11	204
4.7.1	Análisis de sensibilidad	214
4.8	Conclusiones	215
4.8.1	“Calidad” de la fracción Orgánica.	216
4.8.2	Modelos de “n” variables independientes.	217
<u>5</u>	<u>Capítulo 5. Propuesta metodológica para el diseño de la herramienta.</u>	<u>219</u>
5.1	Introducción.	219
5.2	Pasos a seguir para el diseño.	220
5.3	Modelo de predicción de la cantidad de residuos generados.	220
5.3.1	Influencia de la población y la capacidad de consumo en GRM.	221
5.3.2	Metodología para la predicción de GRM. Escenarios Económicos.	228
5.3.3	Metodología para la predicción. Escenario Prevención de Residuos.	229
5.4	Identificación de los objetivos y definición de atributos	229
5.4.1	Definición de Indicadores/sub-indicadores	232
5.5	Definición de escenarios de gestión	245
5.5.1	Escenario Base. Terrassa 2008 (EB)	245
5.5.2	Escenario medidas de prevención de residuos (EPR)	246
5.5.3	Escenarios cambio del Entorno Económico (EE)	248
5.6	Conclusiones	248
<u>6</u>	<u>Capítulo 6. Análisis de los escenarios de gestión.</u>	<u>251</u>
6.1	Introducción.	251
6.2	Análisis del Escenario Base	251
6.2.1	Criterio 1: Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.	251
6.2.2	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos	251
6.2.3	Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población	254
6.2.4	Criterio 4: Minimizar los costes de la gestión	255
6.2.5	Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental	258
6.2.6	Conclusiones Escenario Base	270

6.3	Análisis del Escenario de Prevención de Residuos. (EPR)	272
6.3.1	Criterio 1: Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.	272
6.3.2	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos	272
6.3.3	Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población.	275
6.3.4	Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos	275
6.3.5	Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental	277
6.3.6	Conclusiones Escenario Prevención de Residuos	288
6.4	Análisis de los Escenarios cambio del Entorno Económico	291
6.4.1	Criterio 1: Minimizar la generación de residuos de origen doméstico	291
6.4.2	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos	291
6.4.3	Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población	292
6.4.4	Criterio 4: Minimizar los costes de la gestión	293
6.4.5	Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental	294
6.4.6	Conclusiones de los Escenarios de cambio de Entorno Económico.	301
6.5	Comparación de escenarios	305
6.5.1	Criterio 1: Minimizar la generación de residuos	305
6.5.2	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos	306
6.5.3	Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población	307
6.5.4	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión.	308
6.5.5	Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental	310
6.6	Conclusiones	311
<u>7</u>	<u>Discusión general, conclusiones y futuras líneas de investigación</u>	<u>313</u>
7.1	Introducción	313
7.1.1	Modelos de predicción de la generación de residuos	315
7.1.2	Modelos de predicción de la "calidad" de la FORM	316
7.1.3	Indicadores relacionados con aspectos sociales	318
7.1.4	Criterio económico. El indicador CN.	319
7.1.5	Indicadores relacionados con aspectos ambientales.	320
7.1.6	Escenarios de gestión considerados.	322
7.2	Conclusiones generales y futuras líneas de investigación.	323
<u>8</u>	<u>Bibliografía</u>	<u>325</u>
8.1	Bibliografía citada en el texto	325
8.2	Publicaciones y reports resultado del trabajo de investigación	332
<u>9</u>	<u>Glosario de términos</u>	<u>335</u>
<u>10</u>	<u>Anexos</u>	<u>339</u>

<u>11</u>	<u>Anexo 1. Resumen del protocolo de caracterización de los residuos del municipio de Terrassa.</u>	<u>342</u>
11.1	Protocol per a la Caracterització de “FORM”, “Resta” i “Envasos lleugers”.	342
11.1.1	Fraccions a caracteritzar	342
11.1.2	Presa de mostra	343
11.1.3	Nombre i codis dels contenidors a mostrejar. “Resta”	344
11.1.4	Nombre i codis dels contenidors a mostrejar. FORM.	349
11.1.5	Nombre i codis dels contenidors a mostrejar. “Envasos lleugers”	353
11.1.6	Procediment per a la caracterització	357
11.1.7	Butlleta de caracterització	361
11.1.8	Annex 1	361
11.2	Protocol per la caracterització. “Paper/Cartró”.	363
11.2.1	Fraccions a caracteritzar	363
11.2.2	Presa de mostra	363
11.2.3	Nombre i codis dels contenidors a mostrejar. “Paper-Cartró”	364
11.2.4	Procediment per a la caracterització.	367
11.2.5	Butlletí de caracterització	371
11.2.6	Annex 1	371
11.3	Protocol per la selecció dels contenidors municipals.	373
11.3.1	Metodologia general	373
<u>12</u>	<u>Anexo 2. Costes de almacenamiento y recogida</u>	<u>376</u>
<u>13</u>	<u>Anexo 3. Recogida y transporte.</u>	<u>378</u>
<u>14</u>	<u>Anexo 4. Planta de tratamiento de FORM</u>	<u>380</u>
<u>15</u>	<u>Anexo 5. Ecoparc 1. 2003. Fracción Resto</u>	<u>382</u>
15.1	Diagrama de flujo del proceso	382
15.2	Balances de masa Ecoparc 1 2003	382
15.2.1	Composició de las entradas y salidas	382
15.3	Materiales recuperados respecto los materiales que entran.	385
15.4	Materiales recuperados. Municipio de Terrassa 2008.	386
<u>16</u>	<u>Anexo 6. Protocolo para la caracterización de la FORM.</u>	<u>388</u>
16.1	Introducció	388
16.2	Objectiu	388
16.3	Materials i equipament	388

16.4	Metodologia	389
16.4.1	Conceptes previs	389
16.4.2	Pesada del material	389
16.4.3	Recepció de material	389
16.4.4	Homogeneïtzació del material	390
16.4.5	Presa de mostra	390
16.4.6	Pes inicial i trencament de bosses.	390
16.4.7	Caracterització	391
16.4.8	Expressió dels resultats	392
17	Anexo 7. Indicadores de Escenarios Económicos	394
17.1	Escenario económico EEPC5	394
17.1.1	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos	394
17.1.2	Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos	396
17.1.3	Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental	397
17.2	Escenario económico EEPC10	400
17.2.1	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos	400
17.2.2	Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos	402
17.2.3	Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental	404
17.3	Escenario económico EEC5	407
17.3.1	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos	407
17.3.2	Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos	409
17.3.3	Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental	411
17.4	Escenario económico EEC10	414
17.4.1	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos	414
17.4.2	Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos	416
17.4.3	Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental	418

Listado de Tablas

Tabla 1-1 Generación de residuos municipales (Europa, España y Catalunya)	45
Tabla 1-2. Modelos de recogida selectiva en Catalunya	47
Tabla 1-3 Evolución de la cantidad de residuos recogidos mediante contenedores en aceras en el municipio de Terrassa.	49
Tabla 1-4 Composición bruta del residuo municipal que se recoge en la calle mediante contenedores en el municipio de Terrassa. 2006	49
Tabla 1-5 Composición neta del residuo municipal que se recoge en la calle mediante contenedores en el municipio de Terrassa. Según metodología desarrollada. 2006.....	50
Tabla 1-6 Características de los distintos sistemas de almacenamiento temporal mediante contenedores dispuestos en la calle. Comparativa.....	52
Tabla 1-7 Composición de los contenedores dispuestos en la calle para la recogida selectiva en el Municipio de Terrassa. 2006	53
Tabla 1-8 Resumen de las conclusiones del estudio “Factors socials i econòmics que influeixen en la producció dels residus municipals d’origen domèstic. Propostes d’acció per la seva reducció. Desembre de 2006” (Alvarez, 2006)	53
Tabla 1-9 Análisis DAFO del sistema de recogida neumática	61
Tabla 1-10 Análisis DAFO del sistema de recogida Tradicional.....	62
Tabla 1-11 Ventajas de la valorización de los distintos materiales que componen el residuo municipal depositado en los dispositivos de almacenamiento temporal	64
Tabla 1-12 Composición de la fracción Envases ligeros que entra en las plantas de selección de Envases ligeros del entorno metropolitano.	66
Tabla 1-13 Distribución porcentual de los municipios estudiados en función de la “calidad” de la fracción Orgánica.	67
Tabla 1-14 “Calidad” media de la fracción Orgánica en los dos modelos de recogida estudiados.	67
Tabla 1-15 Clasificación de los sistemas de tratamiento anaerobio de la FORM. Cada uno puede ser a su vez mesofílico o termofílico	72
Tabla 1-16 Referencias de producción de metano de la FORM o de sus componentes.	72
Tabla 1-17 Instalaciones existentes en Europa para el tratamiento de la fracción Orgánica procedente de la recogida selectiva y la fracción Resto.	74
Tabla 2-1 Tabla resumen de los métodos más usados en la etapa de evaluación del impacto en estudios de ACV.....	100
Tabla 2-2 Parámetros indicadores de efectos ambientales. Herramienta IWMM.	109
Tabla 3-1 Cantidades de residuos generadas en Terrassa en 2005 y recogidas mediante contenedores dispuestos en la calle.	125
Tabla 3-2 Formulas para el cálculo de ESO	125
Tabla 3-3 Matriz de variables	125
Tabla 3-4 ESO Terrassa 2005.	126
Tabla 3-5 Valores de RSC y valores que toma SPDS en el municipio de Terrassa. 1999-2008	128
Tabla 3-6 Valores de SPD y TR de las capitales de comarca del ámbito metropolitano para el 2008.....	131
Tabla 3-7 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Envases ligeros.....	132
Tabla 3-8 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Orgánica	132
Tabla 3-9 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Vidrio	133

Tabla 3-10 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Papel/Cartón	133
Tabla 3-11 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Resto	134
Tabla 3-12 Evolución en el porcentaje volumétrico de ocupación de los distintos contenedores de recogida selectiva en el municipio de Terrassa	134
Tabla 3-13 Distancia entre los dispositivos de almacenamiento temporal y el punto de generación de residuos.	136
Tabla 3-14 Costes asociados al almacenamiento temporal de residuos mediante contenedores en aceras. Municipio de Terrassa 2008	138
Tabla 3-15 Primer destino de las fracciones recogidas en el Municipio de Terrassa.....	139
Tabla 3-16 Datos en relación al sistema de recogida de contenedores en aceras mediante camiones de carga trasera con compactador simple de 18 m ³ de capacidad (3.5 m ³ en caso de Vidrio). Terrassa 2008.....	139
Tabla 3-17 Emisión de contaminantes debidos a la recogida	142
Tabla 3-18 Costes asociados a la recogida de residuos modelo mediante vehículos municipio Terrassa 2008.	144
Tabla 3-19 Entradas y salidas de la planta de selección de envases de Santa Maria de Palautordera	145
Tabla 3-20 Entradas y salidas de la planta de selección de envases de Santa Maria de Palautordera, correspondientes al municipio de Terrassa 2008.....	146
Tabla 3-21 Ingresos y costes asociados a la venta de los distintos materiales recuperados ..	148
Tabla 3-22 Entradas y salidas planta de digestión anaerobia de la fracción Orgánica. Can Barba	150
Tabla 3-23 Emisiones a la atmósfera debidas a la combustión del biogás	152
Tabla 3-24 Composición del compost producido en la planta de DA.	153
Tabla 3-25 Factores de equivalencia Fertilizante-Compost.....	154
Tabla 3-26 Materiales recuperados en el tratamiento mecánico de la fracción Resto en el CTRV	156
Tabla 3-27 Ingresos debidos a la venta de materiales recuperados en las plantas de estabilización de la fracción Resto	158
Tabla 3-28 Fracción biodegradable y humedad contenida en la fracción Resto y la subfracción rechazo.....	159
Tabla 3-29 Cantidad de lixiviados generados según tipo de residuo depositado.....	162
Tabla 3-30 Composición de los lixiviados vertidos según tipo de depósito.	163
Tabla 3-31 Composición de los lixiviados vertidos según tipo de residuo dispuesto.	164
Tabla 3-32 Generación de Biogás por tonelada de residuo depositado para los distintos residuos	166
Tabla 3-33 Composición de las emisiones directas. Emisiones del biogás no usado para generación de energía eléctrica.	168
Tabla 3-34 Composición de las emisiones directas e indirectas. Emisiones del biogás no usado para generación de energía eléctrica más las emisiones procedentes del aprovechamiento energético.....	169
Tabla 3-35 Materiales recuperados en las plantas de V/T o mediante recogida selectiva.....	171
Tabla 3-36 Factores de equivalencia para materiales reciclados y primarios	171
Tabla 3-37 Ingresos de los ayuntamientos por recogida selectiva de Papel/cartón y Vidrio ...	172
Tabla 3-38 Destino de las fracciones una vez han sido tratadas en la planta de transferencia del Municipio de Terrassa en 2008.	175
Tabla 3-39 Emisión de contaminantes debidos al transporte	176

Tabla 3-40 Producción bruta de energía eléctrica por fuentes de energía.....	177
Tabla 3-41 Principales datos referentes a los aspectos ambientales asociados a cada una de las plantas consideradas.....	182
Tabla 4-1 Sub-fracciones consideradas durante la caracterización de la fracción Orgánica. ..	189
Tabla 4-2 Distribución porcentual de los municipios estudiados en función de la “calidad” de la fracción Orgánica.	191
Tabla 4-3 “Calidad” de la fracción Orgánica en los dos modelos de recogida estudiados.....	191
Tabla 4-4 Valores medios observados correspondientes al contenido de impropios y las variables socio-económicas demográficas consideradas (DEN;NLNE;UNI;DES;TD).....	198
Tabla 4-5 Valores medios observados correspondientes al contenido de impropios y las variables socio-económicas demográficas consideradas (RFBDDPC).....	198
Tabla 4-6 Modelos de primer orden con una sola variable independiente, considerados para la estimación del contenido de impropios en la fracción Orgánica. (38% de impropios incluido)	200
Tabla 4-7 Modelos de primer orden con una sola variable independiente, considerados para la estimación del contenido de impropios en la fracción orgánica. (38% de impropios despreciado)	202
Tabla 4-8 “Best subset regression” para modelos lineales de n variables independientes considerando la variable DEN en todos los modelos (38% de impropios despreciado)	205
Tabla 4-9 Modelos de primer orden con cuatro variables independientes considerados para la estimación del contenido de impropios en la fracción Orgánica.....	206
Tabla 4-10 “Best subset regression” para modelos lineales de n variables independientes sin considerar la variable DEN en ningún modelo (38% de impropios despreciado).....	207
Tabla 4-11 Modelos de primer orden con tres y cuatro variables independientes considerados para la estimación del contenido de impropios en la fracción Orgánica.	207
Tabla 4-12 Características socio económicas de los municipios que tratan la fracción Orgánica en la planta de Can Barba.....	208
Tabla 4-13 Contenido de impropios en la fracción Orgánica recogida selectivamente. Evolución temporal.....	210
Tabla 4-14 Estimación del contenido de impropios según modelo.....	211
Tabla 4-15 Estimación del contenido de impropios, intervalo de confianza e intervalo de predicción según modelo 11.	212
Tabla 4-16 Resultados del test de hipótesis nula ($H_0: \mu = \mu_{estimado}$; $H_a: \mu \neq \mu_{estimado}$) del modelo 11 para distintos niveles de confianza.	212
Tabla 4-17 Resultados del test de hipótesis nula ($H_0: \mu = \mu_{estimado}$; $H_a: \mu < \mu_{estimado}$) del modelo 11 para distintos niveles de confianza.	212
Tabla 4-18 Entrada de fracción Orgánica a la planta de Can Barba según municipio. 2007 ...	213
Tabla 4-19 Análisis de sensibilidad	214
Tabla 4-20 Parámetros estadísticos referentes al modelo 11.	218
Tabla 5-1 Evolución temporal de la Población, Renta familiar bruta disponible y la generación total de residuos en el municipio de Terrassa.....	222
Tabla 5-2 Modelos de primer orden considerados para la predicción GTRM.	222
Tabla 5-3 Tabla análisis varianza. Modelo 1.....	224
Tabla 5-4 Valores p para los coeficientes. Modelo 1	224
Tabla 5-5 Valores de los coeficientes f_{ik}	228
Tabla 5-6 Medidas de reducción y factores de reducción considerados	229
Tabla 5-7 Criterios de sostenibilidad en relación a cada etapa	231
Tabla 5-8 Valores posibles para INP una vez normalizado	233

Tabla 5-9 Valores posibles para PRE	234
Tabla 5-10 Valores que puede tomar el SISPDS.....	235
Tabla 5-11 Valores de normalización del subindicador SPDS.	235
Tabla 5-12 Valores Normalizados que toma SPDS en el municipio de Terrassa. 1999-2008.	236
Tabla 5-13 Valores de normalización del subindicador EE.	237
Tabla 5-14 Valores de SPD_N , EE_N y PRE_N de las capitales de comarca del ámbito metropolitano para el 2008.....	237
Tabla 5-15 Porcentajes volumétricos de ocupación de los contenedores de almacenamiento temporal (OC_i) año 2008. Terrassa.....	238
Tabla 5-16 Valores de normalización del indicador OC_i	239
Tabla 5-17 Valores que puede tomar el indicador OC_{sN}	239
Tabla 5-18 Distancias consideradas y valores para el indicador DAT_i	241
Tabla 5-19 Valores normalizados del indicador DAT para los distintos sistemas de almacenamiento temporal considerados	241
Tabla 5-20 Valores que toma IRD_N	242
Tabla 5-21 Valores de Normalización del método CML 2001.World 1990	244
Tabla 5-22 Cantidades anuales de residuos generadas en el Escenario Base.	246
Tabla 5-23 Frecuencia de la recogida en Escenario Base.	246
Tabla 5-24 Cantidades de residuos generadas en el Escenario Prevención de residuos.	247
Tabla 5-25 Frecuencia de la recogida en escenario EPR y EB.....	247
Tabla 5-26 cantidades de residuos generadas para los escenarios EEPC5, EEPC10, EEC5 y EEC10	248
Tabla 5-27 Frecuencia de la recogida para los escenarios EEPC5, EEPC10, EEC5 y EEC10.....	248
Tabla 6-1 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base.	252
Tabla 6-2 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base.	253
Tabla 6-3 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el Escenario Base.....	254
Tabla 6-4 Valores de los indicadores PRE, OCs, IRD e INP en el Escenario Base.....	255
Tabla 6-5 Valores de OC_{iN} según fracciones en el Escenario Base.....	255
Tabla 6-6 Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base.	256
Tabla 6-7 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base	257
Tabla 6-8 Distribución porcentual del Coste Neto en la etapa recogida y transporte según fracciones en el Escenario Base.	257
Tabla 6-9 Caracterización del Escenario Base.	259
Tabla 6-10 Resultados de Caracterización para la fracción Envases ligeros. Escenario “Proximidad” y “No proximidad” en el Escenario Base.	260
Tabla 6-11 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el Escenario Base.....	261
Tabla 6-12 Caracterización de la recogida de residuos del Escenario Base	262
Tabla 6-13 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del Escenario Base	265
Tabla 6-14 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el Escenario Base.	266
Tabla 6-15 Normalización del tratamiento y valorización de los residuos en el Escenario Base.	267

Tabla 6-16 Resultados de la Caracterización de las plantas de tratamiento y valorización en el Escenario Base	269
Tabla 6-17 Valores que toman los indicadores en el Escenario Base.....	272
Tabla 6-18 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de Residuos.	273
Tabla 6-19 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de residuos.	273
Tabla 6-20 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el Escenario Prevención de residuos.	274
Tabla 6-21 Valores de los indicadores PRE_N , OCs_N e IRD_N en el Escenario Prevención de residuos.	275
Tabla 6-22 CN según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de Residuos.....	275
Tabla 6-23 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de Residuos.	276
Tabla 6-24 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el Escenario Prevención de Residuos.	277
Tabla 6-25 Caracterización del Escenario Prevención de Residuos.	278
Tabla 6-26 Factores de equivalencia considerados al contabilizar las cargas evitadas por la aplicación de medidas de prevención.	279
Tabla 6-27 Caracterización del Escenario Prevención de Residuos teniendo en cuenta las cargas evitadas debidas a las medidas de prevención.	279
Tabla 6-28 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el Escenario Prevención de Residuos.	280
Tabla 6-29 Caracterización de la recogida de residuos del Escenario Prevención de Residuos	281
Tabla 6-30 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del Escenario Prevención de Residuos	284
Tabla 6-31 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el Escenario Prevención de Residuos considerando las cargas evitadas por aplicación de medidas de prevención.	286
Tabla 6-32 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del Escenario Prevención de Residuos respecto al Escenario Base según fracciones.Considerando cargas evitadas	287
Tabla 6-33 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del Escenario Prevención de Residuos respecto al Escenario Base según etapas.	287
Tabla 6-34 Valores que toman los indicadores en el Escenario Prevención de Residuos.....	290
Tabla 6-35 Valores del indicador VGRM para los Escenarios Económicos EEPC5 y 10 y EEC 5 y 10.....	291
Tabla 6-36 Valores del indicador CNRE correspondientes a los Escenarios Económicos simulados.	292
Tabla 6-37 Valores de los indicadores PRE_N , OCs_N , IRD_N e INP_N en los Escenarios de cambio de Entorno Económico.	292
Tabla 6-38 Valores del indicador CN correspondientes a los Escenarios Económicos simulados.	294
Tabla 6-39 Caracterización de los Escenarios Económicos.	294

Tabla 6-40 Caracterización de la etapa recogida y transporte de los escenarios EEPC5, EEPC10, EEC5 y EEC10.	297
Tabla 6-41 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del EEPC5 respecto al Escenario Base según fracciones.	300
Tabla 6-42 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del EEC5 respecto al Escenario Base según fracciones.	300
Tabla 6-43 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del Escenario Prevención de Residuos respecto al Escenario Base según etapas.	301
Tabla 6-44 Valores que toman los indicadores en los Escenarios de cambio de Entorno Económico.....	304
Tabla 6-45 Variación de CN por etapas y fracciones respecto el escenario EB	308
Tabla 7-1 Etapas y Criterios de sostenibilidad.....	314
Tabla 7-2 Indicadores y subindicadores	314
Tabla 15-1 Composición másica Entrada fracción Resto	382
Tabla 15-2 Composición másica del material seleccionado en la selección manual previa	383
Tabla 15-3 Composición másica del material correspondiente al hundido del trommel <90mm	383
Tabla 15-4 Composición másica del material seleccionado mediante separador magnético ..	383
Tabla 15-5 Composición másica de material seleccionado mediante separador Foucault.....	383
Tabla 15-6 Composición másica del material separado en la segunda selección manual	384
Tabla 15-7 Composición másica del material separado en el segundo separador magnético	384
Tabla 15-8 Composición másica del rechazo	384
Tabla 15-9 Porcentaje másico de materiales recuperados respecto los materiales de entrada	385
Tabla 15-10 Porcentaje másico de materiales recuperados respecto materiales de entrada..	385
Tabla 15-11 Composición del material envases ligeros	385
Tabla 15-12 Composición másica fracción Resto Municipio de Terrassa 2008	386
Tabla 15-13 Porcentaje másico de materiales recuperados respecto la entrada de Resto	386
Tabla 17-1 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC5.....	394
Tabla 17-2 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC5.	395
Tabla 17-3 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEPC5.	395
Tabla 17-4 CN según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC5.	396
Tabla 17-5 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC5.	396
Tabla 17-6 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEPC5.	397
Tabla 17-7 Caracterización del escenario EEPC5.....	397
Tabla 17-8 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el escenario EEPC5.	398
Tabla 17-9 Caracterización de la recogida de residuos del escenario EEPC5.	398
Tabla 17-10 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del escenario EEPC5.....	399
Tabla 17-11 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el escenario EEPC5.....	400

Tabla 17-12 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC10.....	400
Tabla 17-13 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC10.	401
Tabla 17-14 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEPC10.....	402
Tabla 17-15 CN según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC10.....	402
Tabla 17-16 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC10.	403
Tabla 17-17 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEPC10.....	403
Tabla 17-18 Caracterización del escenario EEPC10.....	404
Tabla 17-19 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el escenario EEPC10.....	404
Tabla 17-20 Caracterización de la recogida de residuos del escenario EEPC10.	405
Tabla 17-21 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del escenario EEPC10.....	406
Tabla 17-22 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el escenario EEPC10.....	407
Tabla 17-23 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC 5.	407
Tabla 17-24 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC 5.....	408
Tabla 17-25 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEC5.	409
Tabla 17-26 CN según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC5.	409
Tabla 17-27 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC5.....	410
Tabla 17-28 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEC5.	410
Tabla 17-29 Caracterización del escenario EEC5.	411
Tabla 17-30 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el escenario EEC5.	411
Tabla 17-31 Caracterización de la recogida de residuos del escenario EEC5.....	412
Tabla 17-32 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del escenario EEC5	413
Tabla 17-33 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el escenario EEC5.....	414
Tabla 17-34 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC 10.	414
Tabla 17-35 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC 10.....	415
Tabla 17-36 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEC 10.	416
Tabla 17-37 CN según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC10.	416
Tabla 17-38 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC10.....	417

Tabla 17-39 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEC10.	417
Tabla 17-40 Caracterización del escenario EEC10.	418
Tabla 17-41 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el escenario EEC10	418
Tabla 17-42 Caracterización de la recogida de residuos del escenario EEC10.	419
Tabla 17-43 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del escenario EEC10	420
Tabla 17-44 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el escenario EEC.	421

Listado de Gráficos

Gráfico 1-1 Distribución de los residuos en Europa-27 según sectores económicos.....	44
Gráfico 1-2 Distribución de los residuos en España según sectores económicos.	44
Gráfico 1-3 Evolución de la generación y la generación per cápita del Residuo Municipal en Catalunya	45
Gráfico 1-4 Evolución de la generación y la generación per cápita del Residuo Municipal en el municipio de Terrassa.	46
Gráfico 1-5 Evolución de la Generación de residuo municipal per cápita y población en el municipio de Terrassa.	46
Gráfico 1-6 Evolución de la cantidad de residuo recogido en la calle en el municipio de Terrassa	47
Gráfico 1-7. Esquema del funcionamiento de una planta manual de selección de Envases ligeros.	65
Gráfico 1-8 Diagrama de flujo de la etapa de separación mecánica-manual. ECOPARC I. Barcelona	73
Gráfico 2-1 Modelo lineal. Cargas ambientales vs. Porcentaje de recogida selectiva	106
Gráfico 2-2 Modelo no lineal. Cargas ambientales vs. Porcentaje recogida selectiva	107
Gráfico 3-1 Modelo de gestión de residuos del municipio de Terrassa	123
Gráfico 3-2 Evolución de la superficie media construida de las viviendas de nueva construcción en el área de Barcelona.	127
Gráfico 3-3 Relación entre porcentaje de RSC y SPDS.	129
Gráfico 3-4 Evolución de la OC _i en el municipio de Terrassa.....	135
Gráfico 3-5 Límites del sistema Planta de selección de envases.....	146
Gráfico 3-6 Límites del sistema Planta de digestión anaerobia.....	149
Gráfico 3-7 Límites del sistema disposición de la fracción Resto con pretratamiento mecánico-biológico previo.....	157
Gráfico 3-8 Límites del sistema disposición de la fracción Resto sin pretratamiento mecánico-biológico previo.....	158
Gráfico 4-1 Porcentaje de impropios en las caracterizaciones realizadas.	190
Gráfico 4-2 Distribución porcentual de los municipios estudiados en función de la "calidad" ..	191
Gráfico 4-3 Relación entre el porcentaje de impropios y la densidad poblacional.	193
Gráfico 4-4 Relación entre el porcentaje de impropios y la densidad poblacional.	193
Gráfico 4-5 Relación entre el porcentaje de impropios y la RFBDD	194
Gráfico 4-6 Relación entre la RFBDDPC y el nivel de instrucción de la población.	195

Gráfico 4-7 Relación entre la RFB per cápita y el porcentaje de desocupación respecto población activa.....	195
Gráfico 4-8 Relación entre el porcentaje de impropios y el porcentaje de población con estudios universitarios.	195
Gráfico 4-9 Relación entre el porcentaje de impropios y el porcentaje de población que no sabe leer ni escribir.	196
Gráfico 4-10 Relación entre el porcentaje de impropios y el nivel de desocupación.	196
Gráfico 4-11 Relación entre el porcentaje de impropios y el porcentaje de población dedicada a tareas domésticas.	197
Gráfico 5-1 Influencia de la RFB DPC en la GRM	223
Gráfico 5-2 Residual Plots Modelo 1	223
Gráfico 5-3 Residual vs RFB DPC. Modelo 1	224
Gráfico 5-4 Valores reales y simulados de la GRM. 2001- 2012	225
Gráfico 5-5 Desplazamiento de la curva GRM.....	227
Gráfico 5-6 Evolución temporal de la generación de fracción Resto	227
Gráfico 5-7 Evolución temporal de la generación de las fracciones Papel/cartón, Envases ligeros, Orgánica y Vidrio.	227
Gráfico 6-1 Resultados de la Caracterización según fracciones consideradas y categorías de impacto en el Escenario Base.....	260
Gráfico 6-2 Resultado de la Caracterización de la gestión de la fracción Envases ligeros. Escenario “Proximidad” y “No proximidad” en el Escenario Base.	261
Gráfico 6-3 Resultados de la Caracterización de la etapa recogida y transporte. Escenario “Proximidad” en el Escenario Base	262
Gráfico 6-4 Resultados de la Caracterización de la etapa recogida y transporte. Escenario “No proximidad” en el Escenario Base.....	262
Gráfico 6-5 Resultados de la Caracterización de la recogida según fracciones consideradas y categorías de impacto en el Escenario Base.....	263
Gráfico 6-6 Resultados de la Caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto. Escenario “Proximidad” en el Escenario Base.	263
Gráfico 6-7 Resultados de la Caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto. Escenario “No proximidad” en el Escenario Base.	263
Gráfico 6-8 Normalización y ponderación para la recogida y transporte en el Escenario Base.	264
Gráfico 6-9 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización en el Escenario Base.	266
Gráfico 6-10 Normalización y ponderación para el tratamiento y valorización de fracciones y subfracciones en el Escenario Base.	268
Gráfico 6-11 Resultado de la caracterización del Escenario Base.	269
Gráfico 6-12 Resultados de la Caracterización según fracciones consideradas y categorías de impacto en el Escenario Prevención de Residuos, considerando las cargas evitadas.	280
Gráfico 6-13 Resultados de la Caracterización de la etapa recogida y transporte. Escenario “Proximidad” en el Escenario Prevención de Residuos	281
Gráfico 6-14 Resultados de la Caracterización de la etapa recogida y transporte. Escenario “No proximidad” en el Escenario Prevención de Residuos	281
Gráfico 6-15 Resultados de la Caracterización de la recogida según fracciones consideradas y categorías de impacto en el Escenario Prevención de Residuos.	282

Gráfico 6-16 Resultados de la Caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario “Proximidad” del Escenario Prevención de Residuos.	282
Gráfico 6-17 Resultados de la Caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario “No proximidad” del Escenario Prevención de Residuos.	282
Gráfico 6-18 Normalización y ponderación para la recogida y transporte en el Escenario Prevención de Residuos.	283
Gráfico 6-19 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización en el Escenario Prevención de Residuos considerando las cargas evitadas debido a las medidas de prevención de residuos.	285
Gráfico 6-20 Resultado de la caracterización del Escenario Prevención de residuos. Considerando cargas evitadas.	290
Gráfico 6-21 Caracterización Etapa recogida y transporte en Escenarios Económicos	295
Gráfico 6-22 Contribución de la recogida y transporte a la categoría de impacto GWP	296
Gráfico 6-23 Resultados de la caracterización de la recogida según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario EEPC5.	296
Gráfico 6-24 Resultados de la caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario EEPC5.	296
Gráfico 6-25 Normalización y ponderación para la recogida y transporte en EEPC5.	298
Gráfico 6-26 Resultados de la caracterización de la recogida según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario EEC5	298
Gráfico 6-27 Resultados de la caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario EEC5	298
Gráfico 6-28 Normalización y ponderación para la recogida y transporte en EEC5.	298
Gráfico 6-29 Resultado de la caracterización del Escenario EEPC5.	304
Gráfico 6-30 Resultado de la caracterización del Escenario EEC5.	304
Gráfico 6-31 Valor que toma el indicador VGRM en los distintos escenarios	305
Gráfico 6-32 Valor que toma el indicador CNRE en los distintos escenarios	306
Gráfico 6-33 Valor que toma el indicador CN en los distintos escenarios	308
Gráfico 6-34 Variación de CN por etapas y fracciones del escenario EEC5 respecto al escenario EB.	309
Gráfico 6-35 CN por tonelada de residuo gestionado en los distintos escenarios.	310
Gráfico 6-36. Valores de Agregación y Ponderación de las categorías de impacto Normalizadas para los distintos escenarios.	310
Gráfico 15-1 Diagrama de flujo del proceso para la fracción Resto	382

Listado de Figuras

Figura 1-1 Esquema de un sistema de almacenamiento temporal subterráneo. Contenedores de carga posterior.	57
Figura 1-2 Esquema de un sistema de almacenamiento temporal subterráneo. Contenedores de carga lateral.	57
Figura 1-3 Esquema de un sistema de almacenamiento temporal subterráneo. Contenedores de carga por pluma.	57
Figura 1-4 Componentes de un sistema de transporte neumático de residuos municipales fijo o estático.	59
Figura 1-5 Válvula diversora.	60

Figura 1-6 Diagrama de flujo modelo de gestión de residuos 5 fracciones más deixalleria.....	63
Figura 1-7 Sistema de compostaje de pilas aireadas	71
Figura 1-8 Reactor flujo de pistón para el compostaje de la fracción Orgánica de residuo municipal.	71
Figura 2-1 Etapas de un ACV según Norma ISO 14040.	94
Figura 2-2 Resumen general de la estructura de un método para la determinación del impacto.	95
Figura 2-3 Herramienta IWM-2. Límites del sistema, Inputs-Outputs.....	113
Figura 11-1 Esquema del quarteig del material on s'escollirien les submostres blanques i es descartarien les colorades o a la inversa.....	357
Figura 11-2 Esquema del quarteig del material on s'escollirien les submostres blanques i es descartarien les colorades o a la inversa.....	368

I. Resumen

La gestión sostenible de los residuos debe contemplar aspectos ambientales, económicos y sociales. En esta tesis se hace una propuesta metodológica para la construcción de una herramienta de soporte a la toma de decisiones en materia de gestión de residuos municipales utilizando para ello un enfoque multicriterio.

Dicha herramienta permitirá a los tomadores de decisiones simular, analizar y comparar distintos escenarios de gestión de residuos municipales atendiendo a aspectos económicos, ambientales y sociales.

En el capítulo 1 de la tesis se identifican, enumeran y describen las competencias de los principales agentes implicados en la toma de decisiones en materia de gestión de residuos municipales y se destaca que son muchos los agentes implicados en la toma de decisiones. Así mismo, se hace una descripción de las principales etapas de la gestión de residuos municipales y de las distintas posibilidades existentes. En este capítulo también se plantean las principales hipótesis de la tesis: la hipótesis que la variación que experimenta la generación absoluta de residuos municipales no puede ser debida únicamente a factores demográficos si no que habría que considerar otros aspectos como el social-económico para poder dar una explicación a dicha evolución; y la hipótesis que las operaciones de recogida y transporte de los residuos pueden representar un elevado porcentaje de los costes económicos globales de gestión.

En el capítulo 2 se hace una revisión bibliográfica de las distintas metodologías existentes para la toma de decisiones en materia de gestión de residuos y de las distintas herramientas software comerciales basadas en metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

En el capítulo 3 de esta tesis se presentan los datos de inventario correspondientes a los aspectos ambientales, económicos y sociales asociados a cada una de las etapas implicadas en la gestión de residuos del municipio de Terrassa. En este capítulo se hace una exhaustiva recopilación de datos sociales, ambientales y económicos. Estos datos, en su mayoría propios y en su defecto bibliográficos, están geográficamente asociados al municipio en estudio y serán usados por la herramienta propuesta en esta tesis en el capítulo 5.

Con el capítulo 4 se cubre un vacío en relación al estudio de la composición de la fracción Orgánica. Los datos experimentales apuntan que la composición de la fracción Orgánica del residuo municipal (la "calidad" de ésta) depende de factores socio-económicos. En el estudio se determinaron aquellas variables socio-económicas que afectan al contenido de impropios de la fracción Orgánica y por tanto que están relacionadas con el comportamiento de la sociedad para con la recogida selectiva de dicha fracción. En base a esas variables se construyen diversos modelos cuya finalidad última es la de estimar el contenido de impropios presentes en la fracción Orgánica de un residuo municipal, de forma que dicha cantidad sea tenida en cuenta al diseñar las instalaciones de tratamiento de dicha fracción.

En el capítulo 5 se expone la propuesta metodológica para la construcción de la herramienta de soporte para la toma de decisiones. Se construye un modelo de predicción de la cantidad de

residuos municipales generados en base a criterios socio-económicos y demográficos. Este modelo permite simular la cantidad de residuos totales a gestionar al variar la capacidad de consumo de las familias y/o la población, así como ver la influencia que tiene sobre la cantidad de residuos totales generados la aplicación de distintas políticas de minimización de la generación de residuos. Se identifican los objetivos (criterios) de sostenibilidad (ambientales, sociales y económicos). Se definen los indicadores/sub-indicadores (atributos) asociados a cada una de las etapas o unidades de proceso que intervienen en un modelo de gestión, en relación a los objetivos previamente definidos.

En el capítulo 6, se estudian y comparan, en base a los criterios e indicadores predefinidos, distintos escenarios de gestión de residuos. Se definen y estudian los siguientes escenarios de gestión: un Escenario Base (EB), un Escenario de Prevención de Residuos (EPR) y 4 escenarios de cambio de Entorno Económico (EE), dos correspondientes a un entorno económico pre-crisis y dos correspondientes a un entorno económico en un entorno de crisis económica.

Finalmente en el capítulo 7 se presentan las principales conclusiones de la tesis y se proponen futuras líneas de investigación posibles en base al estudio realizado.

II. Abstract

The sustainable waste management should include environmental, economic and social criteria. This thesis proposes a methodology for building a support tool for decision-making in the municipal waste management field using a multi-criteria approach.

This tool will allow decision-makers to simulate, analyze and compare different scenarios of municipal waste management considering environmental, economic and social criteria.

In Chapter 1 of the thesis the responsibilities of the main actors involved in the decision-making are identified, listed and described, stressing that there are many actors involved in the decision-making. Also, there is a description of the main stages of municipal waste management and the various management possibilities. In this chapter, the main hypotheses of the thesis have been proposed: the hypothesis that absolute variation of the municipal waste generation cannot be solely due to demographic factors, other aspects such as the social-economic one would have to consider in order to give an explanation; and the hypothesis that the operations of collecting and transporting waste may represent a high percentage of the overall economic costs of the management.

Chapter 2 is a bibliographic review of the different methodologies available for decision-making and the commercial software tools based on LCA methodology and specific for waste management.

Chapter 3 of this thesis presents the inventory data of the environmental, economic and social criteria, associated with each of the stages involved in the waste management in the municipality of Terrassa. This chapter contains a comprehensive collection of economic, social and environmental data. These data, mainly own-data or literature-data if not available, are geographically associated to the municipality of Terrassa. The data will be used by the tool proposed in this thesis in Chapter 5.

Chapter 4 fills a gap regarding the study of the bio-waste fraction composition. Experimental data suggest that the bio-waste composition (the quality of it) depends on socio-economic factors. The study determined the socio-economic variables which affect the quantity of improper materials in the bio-waste fraction. These socio-economic variables are related to the behaviour of society towards the collection of this fraction. Based on these variables, different mathematical models have been proposed. The ultimate aim of these models is to estimate the content of improper materials present in the bio-waste so that this content is taken into account when designing treatment facilities for such fraction.

Chapter 5 presents the proposed methodology for building the decision-making tool. A mathematical model for predicting the amount of municipal waste generated has been developed taking into account the socio-economic and demographic criteria. This model allows us to simulate the amount of total waste to manage if the capacity of household consumption and/or the inhabitants varies. This model allows us to see what influence the minimization policies on the waste generation have. In this chapter the sustainability objectives (criteria) are defined (environmental, social and economic criteria).

The indicators / sub-indicators (attributes) associated with each of the stages or process units involved in a management model have been defined taking into account the pre-defined objectives.

In Chapter 6 different waste management scenarios have been studied and compared. The following management scenarios have been considered: a base scenario (EB), a waste prevention scenario (ERP) and 4 scenarios economic environment dependent (EE), two corresponding to a pre-crisis economic environment and two corresponding to an environment of economic crisis.

Finally, chapter 7 presents the main conclusions of the thesis and suggests possible future research.

III. Introducción

La sociedad moderna se caracteriza, entre otras cosas, por ser un sistema productor de residuos. Por este motivo la producción de residuos “per cápita” ha ido aumentando considerablemente a lo largo del siglo XX y se espera, si no se toman medidas, que esta tendencia continuará a lo largo del siglo XXI. La producción de residuos no es una característica exclusiva del ser humano si no que es inherente a todas las formas de vida, sin embargo en la vida animal/vegetal estos residuos, subproductos del metabolismo, se reincorporan fácilmente a la naturaleza, cerrando de esta manera los ciclos de los sistemas naturales.

La Comunidad Europea en su Directiva 1975/442 (DOCE, 1975), define residuo como “Cualquier sustancia u objeto del cual se desprenda su poseedor o tenga la obligación de desprenderse en virtud de las disposiciones nacionales en vigor”. En España la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, (BOE, 1998) define los residuos como “Cualquier sustancia u objeto perteneciente a alguna de las categorías que figuran en el anejo de dicha ley, del cual su poseedor se desprenda o del que tenga la intención u obligación de desprenderse. En todo caso, tendrán esta consideración los que figuren en el Catálogo Europeo de Residuos (CER), aprobado por las Instituciones Comunitarias“. El gobierno autonómico de Catalunya en la Llei 6/1993, de 15 de juliol, reguladora dels residus (DOGC, 1993) define residuo como “Qualsevol substància o objecte de què el seu posseïdor es despregui o tingui la intenció o l'obligació de desprendre's”.

De todas estas definiciones se concluye que cualquier producto manufacturado puesto en el mercado, (producto útil) es susceptible de convertirse en un residuo en el momento en que su poseedor decide deshacerse de él.

No hace muchos años, los problemas ambientales que causa la generación de residuos derivados de la actividad humana no eran muy importantes debido a que se reutilizaban gran parte de los mismos, sin llegar a modificar el equilibrio de la naturaleza. El bajo nivel de vida llevaba a prolongar al máximo la vida de los productos y a su aprovechamiento para otros fines

El desarrollo industrial producido en la segunda mitad del siglo XX cambió la situación, fomentando la compra de multitud de objetos, que en muchos casos no son necesarios, imponiéndose la cultura de “usar y tirar”. Este cambio en la forma de vida de la población ha sido el responsable del incremento de la cantidad de residuos generados y de los problemas ambientales derivados de los mismos.

Los factores que han contribuido al incremento en la generación de residuos son fundamentalmente los siguientes (Orozco, 2003):

- Crecimiento de la población mundial: la población mundial en los últimos 50 años prácticamente se ha duplicado, originando un aumento exponencial en la producción de residuos, sobre todo en los países industrializados.
- Concentración de la población en núcleos urbanos: La acumulación de numerosas personas en espacios reducidos conlleva un aumento en la generación de residuos en

áreas limitadas geográficamente, creando un medioambiente urbano con problemas nuevos. Además, la sustitución de una forma de vida rural dispersa por una agricultura intensiva, unida a la despoblación de grandes extensiones de terreno, produce un aumento de los riesgos de desertización e incendios en muchas zonas.

- Uso de envases para muchos productos: La utilización cada vez más generalizada de los llamados “envases sin retorno” ha producido un aumento importante de residuos de plástico, papel, cartón, vidrio, metales, etc. El consumo por habitante de este tipo de productos aumenta de forma significativa en proporción al grado de desarrollo económico de cada país.
- Temprana obsolescencia para muchos artículos: El hecho de que gran cantidad de artículos de uso normal (electrodomésticos, muebles, automóviles, etc.), queden obsoletos en pocos años de uso, produce una gran cantidad de materiales de desecho. Este fenómeno es observable fundamentalmente, al igual que ocurre con los anteriores factores citados, en los países de elevado grado de desarrollo económico.

Los residuos contienen físicamente los mismos materiales que podemos encontrar en los productos que llamamos útiles, aunque es necesario destacar que los residuos difieren de los productos útiles en que, a priori, carecen de “valor”.

La separación de los materiales contenidos en los residuos puede incrementar ese “valor” si existe algún uso para esos materiales recuperados.

En 1966 Kenneth E. Boulding, en su obra “The economics of the coming spaceship” expuso que era necesario un cambio de mentalidad en los países desarrollados, era necesario pasar de lo que él denominó “Economía del Cowboy” -la del vaquero que ve las praderas sin límites sólo para ser explotadas por él, sin la más mínima o remota idea de escasez- a la denominada “Economía del Astronauta” -viajando en una nave donde cada uno de los materiales y la energía usada deben ser reciclados al máximo, para mejorar la eficiencia y poder mantener al astronauta con vida- si se quería un desarrollo sostenible (Boulding, 1966).

Hay que tener en cuenta que existe una gran variedad de objetos susceptibles de ser convertidos en residuos en el momento en que el usuario así lo decide, por ello existe una gran variedad de residuos. Los residuos se pueden clasificar según multitud de criterios, así tenemos:

- Clasificación según su estado físico (sólido, líquido o gaseoso)
- Clasificación según su uso original (envases, residuos de comida...)
- Clasificación según los materiales que contiene (plástico, vidrio...)
- Clasificación según sus propiedades físicas (combustible, compostable, reciclable...)
- Clasificación según su origen (doméstico, comercial, agrícola, industrial...)
- Clasificación según su peligrosidad (peligroso, no peligroso...)

Atendiendo a su origen, y según la Comisión Europea (Eurostat, 2008), el residuo comercial y doméstico y normalmente llamado Residuo Municipal (RM) representa un 8.5 % del total de residuos generados por nuestra sociedad, tratándose de un residuo que es difícil de gestionar debido a que está formado por diversos materiales, todos ellos mezclados, y su composición varía en el tiempo (estaciones), así como geográficamente (zona rural/urbana, de un país a

otro). Por el contrario los residuos industriales, agrícolas, mineros o procedentes de la construcción o producción de energía son mucho más homogéneos y por tanto más fáciles de gestionar.

Históricamente la seguridad y la salud eran las únicas premisas necesarias para considerar que un residuo se gestionaba correctamente, así se consideraba que los residuos únicamente “deben gestionarse de forma segura y con el mínimo riesgo de afectar a la salud humana”, actualmente la sociedad pide más que esto, “además de segura, ha de ser una gestión sostenible”.

La sostenibilidad o el desarrollo sostenible se ha definido como:

“Es el desarrollo que satisface las necesidades actuales de las personas sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las suyas”.

La satisfacción de las necesidades del futuro depende de cuánto equilibrio se logre entre los objetivos -o necesidades- sociales, económicas y ambientales en las decisiones que se toman ahora.

Es necesaria una sinergia entre:

- Desarrollo económico
- Igualdad Social
- Mínima Contaminación del Medio/Conservación de los recursos

En el pasado, el coste económico del sistema era el factor decisivo a la hora de tomar decisiones en materia de gestión de residuos. Recientemente las consideraciones ambientales han empezado a tomar importancia, pero aún no se han incluido los aspectos sociales en la toma de decisiones ya que, aunque no es un concepto nuevo, es difícil medir aspectos como “Satisfacción/Insatisfacción”, “Aceptación/Rechazo”, “Beneficio social/Perjuicio social”...

Así pues la gestión sostenible de los residuos ha de ser:

- Ambientalmente efectiva
- Económicamente viable
- Aceptada socialmente

Al hablar de ambientalmente efectiva, nos referimos a que ha de ser una gestión en la que se “minimicen” las emisiones de contaminantes al medio, a la vez que se “maximiza” la conservación de los recursos.

Respecto a la conservación de los recursos, es necesario recordar que la Tierra es un sistema abierto desde el punto de vista energético, pero esencialmente cerrado al considerar los materiales. Así, los recursos de donde extraemos las materias primas y auxiliares para nuestra actividad doméstica e industrial, se pueden agotar debido a que la cantidad total de cada elemento presente en la Tierra permanece constante (exceptuando los radioactivos). La

cuestión sobre el inminente o no inminente agotamiento de dichos recursos es objeto de controversia.

Se ha de tener en cuenta que la producción y disposición de los residuos es ya en si mismo una pérdida de recursos (poner los residuos en un “agujero” practicado en el suelo, ciertamente parece ser una gestión ineficiente de los recursos materiales), es por ello que una gestión sostenible de los recursos se ha dado a llamar MAS CON MENOS “MAS productos recuperados de los residuos con MENOS consumo energético y de espacio y MENOS emisiones” (Dougall, 2001).

La gestión sostenible de los residuos es un objetivo prioritario en todo el mundo y si aplicamos este cambio de mentalidad al que se refería Boulding, la jerarquía a aplicar en materia de gestión de residuos debería ser:

- Minimizar/Prevenir la producción de residuos
- Valorizar los residuos generados, entendiendo valorización como cualquier proceso de reutilización, reciclaje, valorización energética, aprovechamiento de los residuos como combustible (CDR), recuperación de materiales, tratamiento biológico de compostaje aerobio o anaerobio etc., (recuperación de cierto “valor”).
- Tratamiento finalista en depósitos controlados de la fracción no valorizable.

La minimización o prevención de los residuos generados requiere la modificación del comportamiento de la industria así como del individuo.

Por un lado la industria debe fabricar MÁS con MENOS para así introducir en el mercado productos con MENOS material, mientras que el consumidor debe exigir y elegir productos diseñados teniendo en cuenta esa premisa.

Desde hace unos años se empiezan a elaborar y aplicar directrices que hacen referencia a la producción industrial eficiente (Eco-Eficiente; MÁS con MENOS). Es lo que se ha denominado “La política integrada de productos”. (IPP) que constituye, una respuesta para reducir los impactos ambientales de los productos actuando a lo largo de todo su ciclo de vida, con el fin de promover el desarrollo de un mercado de productos más ecológicos.

El análisis de su proceso de elaboración, desde la extracción de las materias primas, pasando por la producción, distribución y, finalmente, la utilización se convierte de esta forma en el mejor instrumento para desarrollar productos más ecológicos que reflejen los verdaderos costes que conllevan para el entorno. Atendiendo a esta idea se produciría lo que se conoce como “extensión de la responsabilidad del fabricante”, antes, durante y después, algo que a su vez no haría sino impulsar también una mejora en el diseño de estos productos.

Con este fin la Comisión Europea de Medio Ambiente sacó a la luz en 2001 el Libro Verde sobre Política Integrada de Producto que pretende, a través de diversas propuestas, servir de documento base para el intercambio de enfoques entre los grupos interesados: empresas, consumidores, estados y ONGs. No en vano, todos ellos son de vital importancia para el funcionamiento de esta política, cuya principal misión es dotar a estos sectores de los medios e incentivos necesarios para que oferta y demanda se muevan en la misma sintonía ambiental.

De todo ello se deriva la importancia de que su aplicación vaya a tener como marco la UE, ya que hoy día los productos que se consumen circulan y se comercializan libremente por este escenario sin atender a fronteras.

Por otro lado se han desarrollado instrumentos económicos y normativos que establecen condiciones o incentivos que favorecen la reducción de la cantidad de residuos generados. La mayoría de los instrumentos económicos para la reducción se basan de una manera más o menos explícita en la aplicación del principio “quien contamina paga”, que en este caso se entendería como “quien genera más residuos paga más”.

A nivel industrial, un ejemplo de dichos instrumentos sería el “Punto Verde” que tiene su origen en la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envase y su transposición al Estado español dando lugar a la Ley 11/1997, de 24 de abril sobre envases y embalajes, cuyos objetivos son la prevención y reducción del impacto sobre el medio de los envases y la gestión de los residuos de envases durante todo su ciclo de vida.

Por otro lado, a nivel municipal, han aparecido elementos fiscales locales como las tasas de residuos municipales, contempladas en el Real decreto legislativo 2/2004 (BOE, 2004), que como ya se ha dicho previenen en tanto en cuanto penalizan la generación.

Una gestión sostenible de los residuos debe ser también económicamente viable y ello incluye, el estudio de los costes directos y de lo que se han denominado “Costes externos”.

Los costes externos incluyen el deterioro del ambiente debido a la emisión de contaminantes. Se trata de costes intangibles que son difíciles de cuantificar pero que se deben incluir, junto con los costes que tradicionalmente se han considerado, si se desea introducir los aspectos ambientales

El coste económico del sistema sigue siendo un factor decisivo a la hora de tomar una decisión en materia de gestión de residuos y recientemente las consideraciones ambientales han empezado a tomar importancia, pero aún no se han incluido los aspectos sociales en la toma de decisiones ya que, aunque no es un concepto nuevo, es difícil medir aspectos como “Satisfacción/ Insatisfacción”, “Aceptación/Rechazo”, “Beneficio social/Perjuicio social”...

Así pues, al diseñar un modelo de gestión de RM hay que tener presente que los aspectos ambientales son sólo uno de los aspectos a tener en cuenta, no hay que olvidar que aspectos como la viabilidad económica y técnica, el beneficio social y la opinión pública, y el comportamiento de la industria, son también aspectos decisivos a la hora de escoger o diseñar dicho modelo de gestión.

El actual paradigma en materia de gestión de residuos requiere de un enfoque multicriterial, en el que se contemplen criterios económicos, ambientales y sociales, en definitiva una gestión sostenible de los residuos.

Pero ¿quién toma la decisión sobre qué modelo de gestión de residuos debe aplicarse?

En España, el tratamiento que se aplica a los RM, o a las fracciones de dichos residuos, depende de las decisiones tomadas por cada comunidad autónoma en el marco global de la legislación estatal. Estas decisiones, en muchos casos se limitan a la aplicación de tratamientos tipo “end-of-pipe”. En la actualidad, el deseo de conservar nuestros recursos debería centrar la gestión de los residuos en la prevención de su generación, la minimización y el reciclaje de éstos.

En Catalunya, son numerosos los agentes implicados en la toma de decisiones en relación a la gestión de los residuos municipales.

La gestión de dichos residuos es competencia de los municipios, éstos, bien sea de forma independiente bien asociados a otros municipios, deben prestar, como mínimo, los servicios de recogida, transporte, valorización y disposición del rechazo de estos residuos. Todo ello debe realizarse dentro del marco del programa general que formule la administración superior, que en el caso de Catalunya es la “Generalitat”, a través de la “Conselleria de Medi Ambient i Habitatge” y ésta a través de la “Agència de Residus de Catalunya”.

Los municipios pueden delegar parte o totalmente sus funciones a entes supramunicipales a fin de conseguir una mayor eficacia en la gestión integral de los residuos municipales. Sería el caso de la “Entitat Metropolitana dels Serveis Hidràulics i del Tractament de Residus” (EMSHTR) y de los distintos “Consells Comarcals” y/o “Consortios para la gestión de Residuos”.

En el caso concreto de la EMSHTR, la Ley catalana 6/1993, de 15 de julio, reguladora de los residuos, en sus Artículos 44 y 46 concreta sus competencias en la programación, la ejecución de obras y la gestión del servicio de reciclaje, valorización y disposición de los residuos municipales. (DOGC, 1993)

En el caso, por ejemplo, del “Consell Comarcal del Vallès Occidental”, se trabaja, entre otras cosas, en el desarrollo del “Pla de Residus Urbans” a través de la constitución representativa municipal del “Consorti per a la Gestió de Residus del Vallès Occidental” en la comarca, éste a su vez tiene como objetivos:

- Planificar la gestión y el tratamiento de residuos a través de la aprobación de los correspondientes programas de actuación.
- La construcción, la gestión, la explotación, la conservación y el mantenimiento de las instalaciones necesarias para realizar las operaciones de tratamiento, reciclaje, disposición controlada de residuos municipales y asimilables.
- La construcción, la gestión, la explotación, la conservación y el mantenimiento de las “deixalleries” municipales como centros de recepción y almacenamiento selectivo de residuos municipales que no son objeto de recogida domiciliaria.
- La gestión y explotación del servicio de recogida, de recogida selectiva y de transporte de residuos municipales y asimilables.
- El fomento de la aplicación de la recogida selectiva y del reciclaje de los residuos municipales y de los asimilables a municipales
- La autorización de la disposición y codisposición de los residuos municipales.
- La recaudación de tasas, precios públicos y cánones sobre residuos municipales y asimilables legalmente establecidos.

Como se ha visto, son numerosos los agentes implicados en la toma de decisiones en relación a la gestión de los residuos municipales, así mismo, son numerosos los criterios que se deberían tener en cuenta al tomar decisiones respecto al modelo de gestión de residuos a aplicar en un determinado territorio. Por otro lado las decisiones tomadas en relación al modelo de gestión de residuos deberían tener en cuenta todas y cada una de las etapas implicadas en el sistema.

IV. Objetivos

El principal objetivo de esta tesis es la propuesta metodológica para la construcción de una herramienta de soporte a la toma de decisiones en materia de gestión de residuos municipales utilizando una aproximación multicriterial al problema.

Dicha herramienta permitirá a los tomadores de decisiones, simular y comparar escenarios de gestión de residuos municipales teniendo en cuenta que una gestión sostenible de los residuos no sólo debe tener en cuenta criterios ambientales, si no también criterios sociales y económicos y que se deben considerar todas y cada una de las etapas implicadas en la gestión de dichos residuos.

La herramienta ha de permitir la simulación de distintos escenarios y el estudio de las etapas de gestión y las fracciones de residuos que influyen en cada uno de los criterios propuestos y analizados. Mediante la definición y el uso de indicadores asociados a estos criterios la herramienta ha de ser capaz de proporcionar a los tomadores de decisiones datos numéricos de forma que las decisiones en materia de gestión de residuos no se basen en la intuición, a la vez que se identifican con más facilidad futuras acciones de mejora.

La calidad de los datos que deben ser utilizados en la herramienta es un tema de suma importancia. Por ello, también es objetivo de esta tesis la recopilación de datos, a modo de inventario y en relación a los indicadores sociales, económicos y ambientales, que están asociados a cada una de las etapas y fracciones de los residuos municipales consideradas. Recurriendo a datos procedentes de bases de datos en contadas ocasiones.

Así mismo, es objetivo de esta tesis, el estudio de las variables socio-económicas que influyen en la "calidad" y generación de residuos municipales. Es por ello que se ha hecho un estudio de los factores socio-económicos que afectan a la "calidad" de la fracción FORM, por ser ésta una de las fracciones cuya gestión se ve más afectada a medida que aumenta el contenido de impropios en la fracción.

Finalmente se han propuesto diversos modelos de predicción de las cantidades de residuos municipales generadas en base a criterios económicos, lo que ha permitido el estudio, desde el punto de vista económico, social y ambiental, de cómo ha afectado la crisis a dicha generación

1 Capítulo 1. La gestión de los residuos municipales

1.1 Generación y composición de los Residuos Municipales.

El conocimiento de la cantidad y composición de residuo generado es indispensable para poder dimensionar correctamente un sistema de gestión de residuos así como para poder sacar conclusiones acerca del comportamiento de la sociedad y de las diversas tecnologías técnicamente viables para el tratamiento/valorización de dicho residuo, y sobre lo cerca o lejos que está el sistema de la consecución de los objetivos marcados por las distintas administraciones.

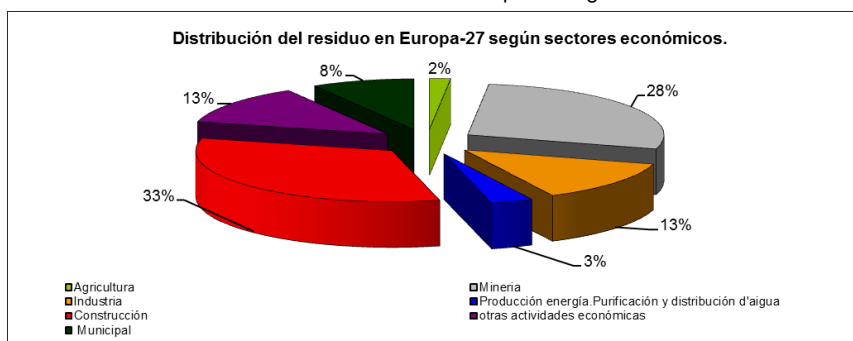
A continuación se muestran algunos datos sobre la generación de residuos a escala Europea, Estatal, Autonómica y en el municipio de Terrassa. También se presenta la composición de los residuos en el municipio de Terrassa.

1.1.1 Generación de residuos municipales.

Según datos de la Comisión europea (Eurostat, 2008) los residuos municipales generados en el año 2008, suponen un 8.5 % másico anual respecto a la totalidad de los residuos generados en la Comunidad Europea, siendo su valor absoluto de 220 950 millones de toneladas anuales (ver Gráfico 1-1).

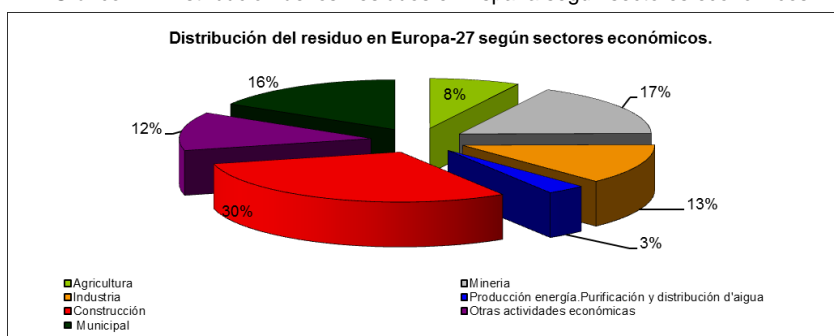
Para realizar dichos porcentajes, la Unión Europea ha tenido en cuenta la generación de residuos de los sectores agrario y forestal, del sector minero y extracción en canteras, sector industria manufacturera, sector de producción de energía y depuración de aguas, sector construcción y el residuo municipal. Si sólo tenemos en cuenta la producción de residuos del sector industria manufacturera y el residuo municipal se puede observar que el porcentaje másico de este último supone aproximadamente un 39%.

Gráfico 1-1 Distribución de los residuos en Europa-27 según sectores económicos.



Según la misma fuente, en España la cantidad de residuos municipales generados durante el año 2008 supuso un 16% másico respecto a la totalidad del residuo generado en España, siendo el valor absoluto, en este caso, de 24.4 millones de toneladas anuales (ver Gráfico 1-2).

Gráfico 1-2 Distribución de los residuos en España según sectores económicos.



Igual que en el caso anterior, la Unión Europea ha tenido en cuenta la generación de residuos de los sectores agrario y forestal, del sector minero y extracción en canteras, sector industria manufacturera, sector de producción de energía y depuración de aguas, sector construcción y el residuo municipal. Si sólo tenemos en cuenta la producción de residuos del sector industria manufacturera y el residuo municipal se puede observar que el porcentaje másico de este último supone aproximadamente un 56% (ver Tabla 1-1).

A nivel autonómico no se dispone de datos tan exhaustivos como los publicados por la Unión Europea referentes a la generación de residuos según sectores económicos. Los datos publicados por la "Agència de Residus de Catalunya" se refieren sólo a la generación de residuos del sector industrial y residuos municipales (ARC, 2012), así en Catalunya la generación de residuo municipal en 2008 supuso el 46% másico, lo que supone una generación de unos 4.3 millones de toneladas anuales en el año 2008 (ver Tabla 1-1).

Tabla 1-1 Generación de residuos municipales (Europa, España y Catalunya)

Residuo	Europa 27 (Datos 2008) ¹	España (Datos 2008) ¹	Catalunya (Datos 2008) ²
Residuo Municipal (% másico)	39%	56%	46%
Residuo Industrial (% másico)	61%	44%	54%
Residuo Municipal (Mt)	220.9	24.4	4.3

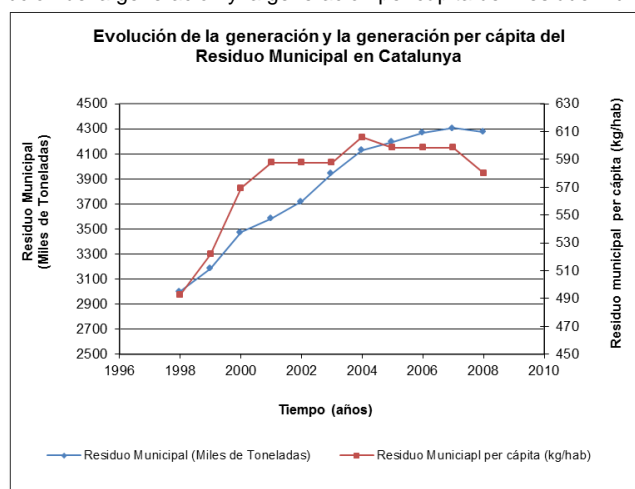
¹ Fuente: Comisión Europea (Eurostat, 2008)

² Fuente: "Agència de Residus de Catalunya" (ARC, 2012)

En Catalunya, así como en el municipio de Terrassa, la cantidad absoluta de residuos municipales generados aumenta significativamente a lo largo del tiempo hasta el 2008. Gráfico 1-3 y Gráfico 1-4)

Se podría pensar que el aumento en la generación absoluta podría ser debido al aumento progresivo de la población en el territorio, pero si observamos la evolución en la generación de residuos per cápita vemos que, en el caso de Catalunya se observa también una tendencia al aumento hasta el año 2005 en que presenta cierta estabilización, para empezar a disminuir en el 2007.

Gráfico 1-3 Evolución de la generación y la generación per cápita del Residuo Municipal en Catalunya



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de (ARC, 2012)

En el caso del municipio de Terrassa, la generación per cápita de residuos municipales ha disminuido ligeramente desde el 2001, mientras que su población ha aumentado progresivamente (ver Gráfico 1-5).

Así mismo, se puede observar que la generación de residuo municipal per cápita en el municipio de Terrassa está muy por debajo de la generación per cápita en Catalunya.

Así pues, parece claro que el aumento que experimenta la generación absoluta de residuos municipales no es únicamente debido a factores demográficos si no que habría que considerar otros aspectos como el social-económico para poder dar una explicación a dicha evolución.

Gráfico 1-4 Evolución de la generación y la generación per cápita del Residuo Municipal en el municipio de Terrassa.
Fuente: Elaboración propia a partir de datos de EcoEquip S.A.M

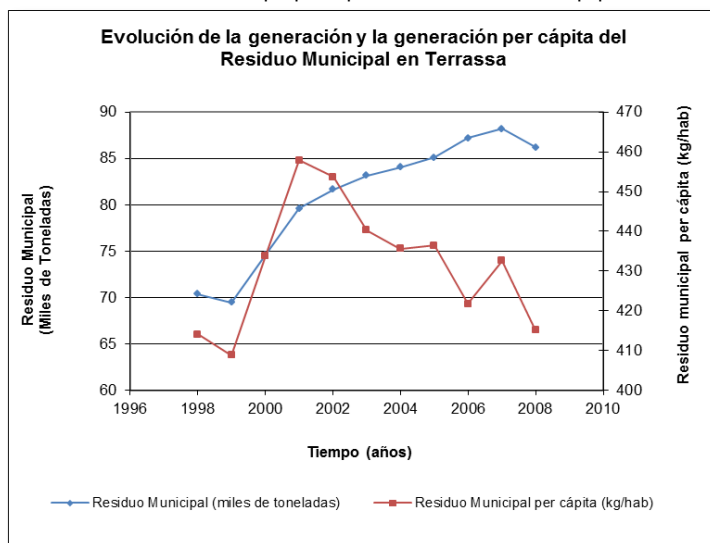
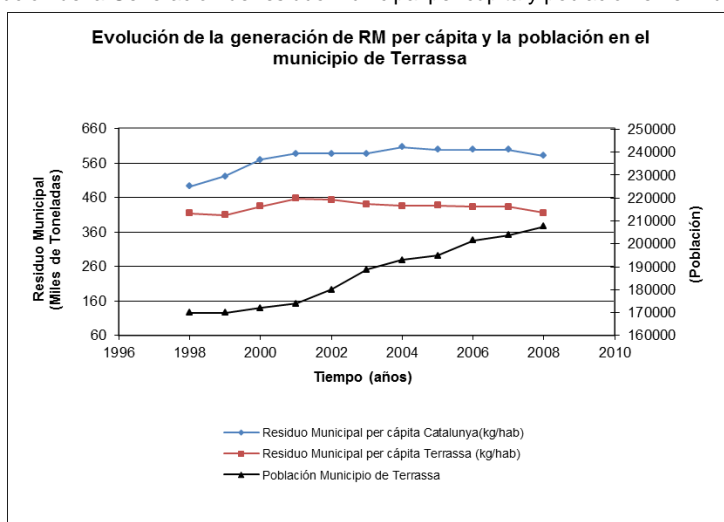


Gráfico 1-5 Evolución de la Generación de residuo municipal per cápita y población en el municipio de Terrassa.

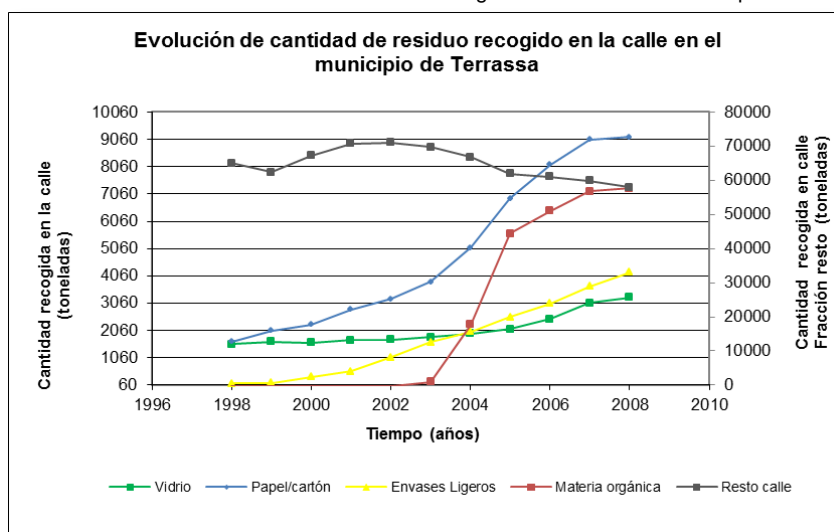


Fuente: Elaboración propia a partir de datos de EcoEquip S.A.M

En el Gráfico 1-6 se muestra la evolución temporal de las cantidades brutas¹ de Envases ligeros, Resto, Orgánica, Vidrio y Papel/cartón, recogidas mediante contenedores en aceras en el municipio de Terrassa. Se puede observar como dichas cantidades han aumentado considerablemente en los últimos años.

¹ El término "cantidad bruta" se refiere a las cantidades de residuos recogidos incluyendo los materiales impropios, es decir incluyendo los materiales que están presentes en el contenedor de recogida selectiva de la fracción "X" pero que tendrían que depositarse en otro contenedor. (por ejemplo materia orgánica en el contenedor de recogida selectiva de la fracción Resto o Envases ligeros en el contenedor habilitado para la recogida selectiva de papel-cartón)

Gráfico 1-6 Evolución de la cantidad de residuo recogido en la calle en el municipio de Terrassa



En los capítulos 4 y 5 de esta tesis se estudia con más detalle la relación existente entre los factores socio-económicos demográficos y la composición y generación de los residuos municipales.

1.1.2 Composición de los residuos municipales

El modelo de gestión de residuos municipales o domésticos² implantado de forma mayoritaria en los municipios de la Comunidad Autónoma de Catalunya obliga a los ciudadanos a separar en 5 fracciones los residuos generados en sus domicilios, y depositarlos en sistemas de almacenamiento temporal que en la mayoría de los casos consiste en contenedores dispuestos en la calle. De esta forma, en Catalunya, se intenta valorizar el máximo de materiales contenidos en los residuos municipales.

Aunque el modelo de recogida más ampliamente usado por los municipios es el modelo 5 fracciones más “deixalleria”, coexisten con éste otros modelos no tan ampliamente usados (ver Tabla 1-2).

Tabla 1-2. Modelos de recogida selectiva en Catalunya

Modelo	Fracciones principales recogidas separadamente				
	FORM	Vidrio	Papel/cartón	Envases ligeros	Resto
5 Fracciones	X	X	X	x	X
Multiproducto	X	X		X	x
Residuo Mínimo	X	X	x	X	

Así en la mayoría de los municipios, las fracciones que el ciudadano debe separar en origen son:

² Aunque la legislación estatal habla de residuos domésticos y la autonómica habla de residuos municipales, en esta tesis se utilizan ambos términos indistintamente para referirse a los residuos que se genran en un municipio y cuyo origen es doméstico.

- Fracción Papel/Cartón
- Fracción Vidrio
- Fracción Envases ligeros
- Fracción Orgánica (biodegradable)
- Fracción Resto

Los residuos tóxicos y peligrosos de origen doméstico como por ejemplo los medicamentos, fluorescentes, baterías etc., y otros residuos más específicos como por ejemplo, aceites minerales, aceites vegetales los residuos de la construcción, la chatarra, voluminosos, neumáticos etc., se recogen en las denominadas “Deixalleries”.

De las fracciones que el ciudadano debe separar en origen, las 4 primeras son las fracciones consideradas valorizables, ya que tienen un circuito específico de recogida y posteriormente tienen un tratamiento de recuperación de los materiales que contienen.

La fracción Resto, actualmente, en Catalunya, tiene como destino o bien directamente un tratamiento finalista (depósito-incineración) o bien una planta de tratamiento mecánico-biológico, a fin de recuperar los posibles materiales valorizables que aún contenga (incluyendo en el término “valorización” la valorización energética mediante digestión anaerobia de la materia orgánica contenida en la fracción Resto o el tratamiento aerobio de dicha materia orgánica a fin de obtener compost o bioestabilizado).

Así, el modelo de gestión de los residuos municipales más ampliamente implantado en Catalunya requiere de una alta participación ciudadana, ya que el ciudadano debe separar el residuo municipal que genera en 5 fracciones y debe realizar esta operación de forma correcta (cada material en el contenedor correspondiente).

Dado que los distintos países que conforman la comunidad europea presentan modelos de gestión de residuos distintos respecto a las fracciones que se deben separar en origen (2, 3, 4, 5 fracciones), y que incluso dentro del mismo país pueden convivir distintos modelos de gestión -sería el caso de España en la que en determinadas comunidades autónomas aún no se ha implantado la recogida selectiva de fracción Orgánica o de Envases ligeros de forma general- es difícil encontrar bases de datos que proporcionen información comparable acerca de la composición del residuo municipal.

En Catalunya, la “Agència de Residus” dispone de una base de datos en donde se pueden encontrar datos acerca del peso de todos los materiales contenidos en los distintos dispositivos usados para la recogida selectiva (en la mayoría de los casos se trata de contenedores dispuestos en la calle), pero se ha de tener muy presente que muchos de estos contenedores contienen cierta cantidad de impropios³, y por tanto es lógico pensar que de los pesos de los

³ Materiales que están presentes en el contenedor de recogida selectiva de la fracción “X” pero que tendrían que depositarse en otro contenedor. (por ejemplo materia orgánica en el contenedor de recogida selectiva de la fracción Resto o Envases ligeros en el contenedor habilitado para la recogida selectiva de papel-cartón).

materiales contenidos en los contenedores de recogida selectiva no se puede deducir la composición del residuo municipal.

En la Tabla 1-3 se muestra la evolución de las cantidades brutas de los residuos recogidos mediante contenedores en aceras en el municipio de Terrassa.

Tabla 1-3 Evolución de la cantidad de residuos recogidos mediante contenedores en aceras en el municipio de Terrassa.

Año	Contenedor Vidrio (t)	Contenedor Papel/cartón (t)	Contenedor Envases ligeros (t)	Contenedor Orgánica (t)	Contenedor Resto calle (t)
1998	1549	1641	112	0	64966
1999	1650	2056	139	0	62428
2000	1614	2278	353	0	67186
2001	1702	2831	555	0	70843
2002	1720	3207	1080	7	71140
2003	1811	3848	1626	166	69702
2004	1947	5087	2012	2283	66760
2005	2116	6902	2547	5608	61991
2006	2470	8135	3056	6443	61060
2007	3069	9047	3669	7154	59845
2008	3278	9143	4186	7263	58024
2009	3432	8386	4390	7107	54885

Fuente: Eco-equip S.A.M

Si no se tiene en cuenta la cantidad de impropios presente en los contenedores habilitados para la recogida, la composición del residuo municipal, en el año 2006, en el municipio de Terrassa sería el que se muestra en la Tabla 1-4

Tabla 1-4 Composición bruta del residuo municipal que se recoge en la calle mediante contenedores en el municipio de Terrassa. 2006

Contenedor	Composición (% en peso)
Envases ligeros	4
Orgánica	8
Vidrio	3
Papel/Cartón	10
Resto	75

Fuente: Calculado a partir de datos de Eco-equip S.A.M

Un estudio realizado por la autora de esta tesis en colaboración con otros miembros del grupo de investigación en Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo de la cátedra UNESCO de la UPC, estableció una metodología para la caracterización de las distintas fracciones que conforman el residuo de origen doméstico del municipio de Terrassa y en base a los resultados de estas caracterizaciones se determinó la composición de dicho residuo municipal. (Alvarez, 2006). (Para ver la metodología seguida para la caracterización de las diversas fracciones, ver Anexo 1. Resumen del protocolo de caracterización de los residuos del municipio de Terrassa.)

En la Tabla 1-8 se pueden observar las conclusiones más destacadas del estudio y en la Tabla 1-7 se puede observar la composición media ponderada de cada uno de los contenedores de recogida selectiva, dispuestos en la calle, en el municipio de Terrassa en el año 2006.

Vemos que en todos los contenedores existe una gran cantidad de impropios, por ello, para la determinación de la composición del residuo municipal es necesaria una caracterización previa del contenido de cada uno de los dispositivos utilizados para la recogida selectiva.

En el caso del municipio de Terrassa, en la Tabla 1-5, se muestra la composición neta del residuo municipal que se recoge en la calle mediante contenedores.

Tabla 1-5 Composición neta del residuo municipal que se recoge en la calle mediante contenedores en el municipio de Terrassa. Según metodología desarrollada. 2006

Contenedor	Composición (% en peso)	DS	IC (95%)
Envases ligeros	12.8%	0.4%	0.2%
Orgánica	40.0%	0.5%	0.3%
Vidrio	7.9%	0.1%	0.0%
Papel/Cartón	15.4%	0.5%	0.2%
Resto	10.0%	0.2%	0.1%
Deixalleria	13.9%	0.1%	0.1%

Fuente: (Alvarez, 2006)

IC (95%): Intervalo de Confianza para el 95%

DS: Desviación Estándar

Conocer la composición, en cuanto a los materiales que se depositan en los dispositivos que un municipio pone a disposición del ciudadano para la recogida selectiva de residuos, es indispensable para el buen funcionamiento del sistema de gestión. El diseño, la operación, el rendimiento e incluso el posible impacto ambiental de las plantas de tratamiento/valorización dependen en gran medida de la cantidad y tipo de los impropios presentes en dichos dispositivos de recogida.

Por otro lado, del conocimiento de la composición del residuo se pueden sacar conclusiones acerca del comportamiento de la sociedad así como de las diversas tecnologías técnicamente viables para el tratamiento/valorización, incineración y/o disposición de cada uno de los contenedores. Dicho conocimiento nos indicará, también, lo cerca o lejos que está el sistema de la consecución de los objetivos marcados por las distintas administraciones.

1.2 Sistemas de almacenamiento temporal.

En esta tesis se entiende como sistema de almacenamiento temporal, aquellos sistemas que el municipio pone a disposición del ciudadano a fin que este deposite los residuos de forma segregada en espera de su recogida.

Actualmente, existen diversos sistemas o modelos de almacenamiento temporal de residuos municipales, dichos sistemas se pueden clasificar en tres grandes categorías:

1. Sistemas que utilizan contenedores dispuestos en la calle :
 - Modelo Área de Aporte (AA): Los contenedores para el almacenamiento temporal de las distintas fracciones se encuentran agrupados en una misma zona (área), de forma permanente, y a una distancia media del lugar de la generación.
 - Modelo Contenedor en Acera (A): Los contenedores para el almacenamiento temporal de las distintas fracciones se encuentran agrupados en una misma zona, de forma permanente, y cercana al lugar de la generación.

- Modelo Puerta a Puerta (PaP): Los contenedores para el almacenamiento temporal de las distintas fracciones no se encuentran de forma permanente en la calle, sino que sólo se disponen en la calle a unas horas determinadas, bien por los propios vecinos, bien por el servicio de recogida

2. Sistemas que utilizan contenedores subterráneos

3. Sistemas de recogida neumática

Los tres sistemas pueden coexistir en un mismo municipio, y de hecho en muchos casos coexisten dependiendo de las necesidades y la facilidad de acceso al residuo para su recogida.

Aunque en esta tesis sólo se tratará, el sistema de almacenamiento temporal “Contenedor en Acera” (A) por ser uno de los más usados y, concretamente es el modelo más ampliamente usado en el municipio de Terrassa, a continuación se explican con más detalle cada uno de los sistemas de almacenamiento temporal existentes.

1.2.1 Almacenamiento temporal mediante contenedores.

Como ya se ha dicho, existen tres sistemas o modelos de almacenamiento temporal de residuos municipales que utilizan contenedores:

- Modelo Área de Aporte (AA): Los contenedores para el almacenamiento temporal de las distintas fracciones se encuentran agrupados en una misma zona (área), de forma permanente, y a una distancia media del lugar de la generación.
- Modelo Contenedor en Acera (A): Los contenedores para el almacenamiento temporal de las distintas fracciones se encuentran agrupados en una misma zona, de forma permanente, y cercana al lugar de la generación.
- Modelo Puerta a Puerta (PaP): Los contenedores para el almacenamiento temporal de las distintas fracciones no se encuentran de forma permanente en la calle, sino que sólo se disponen en la calle a unas horas determinadas, bien por los propios vecinos, bien por el servicio de recogida.

Los dos primeros conocidos como sistemas tradicionales de almacenamiento temporal de residuos municipales.

La frecuencia en que estos residuos, ya dispuestos en contenedores se recogen, no depende del sistema de almacenamiento si no de la capacidad de almacenaje del sistema en cuestión y de la generación de residuo.

Como puede observarse, la principal diferencia entre los tres sistemas radica en la distancia existente entre el lugar de la generación del residuo o fracción (domicilios y/o comercios) y el contenedor para el almacenamiento temporal de dicho residuo o fracción, en espera de su recogida y transporte hasta las estaciones de valorización y tratamiento.

En un mismo municipio pueden coexistir diversos modelos de almacenamiento temporal mediante contenedores dispuestos en la calle, aunque siempre existe uno que predomina en mayor grado (que sirve a mayor número de población). Así por ejemplo, en un mismo municipio podemos encontrar un sistema de recogida PaP para el centro peatonal de la población y un sistema de recogida AA y A combinado para el resto del municipio (es decir un sistema en donde alguna de las fracciones segregadas por el ciudadano se depositen en Áreas de aporte y otras en Contenedores dispuestos en la Acera).

Otra de las diferencias que nos encontramos entre los distintos sistemas de almacenamiento temporal mediante contenedores, es la presencia permanente de éstos en la calle en el caso de sistemas AA y A, mientras que en el caso del sistema PaP los contenedores sólo se disponen en la calle a unas horas determinadas, bien por los propios vecinos, bien por el servicio de recogida.

En la Tabla 1-6 se muestran algunos aspectos a tener en cuenta al comparar los tres sistemas o modelos de almacenamiento temporal de residuos municipales mediante contenedores

Tabla 1-6 Características de los distintos sistemas de almacenamiento temporal mediante contenedores dispuestos en la calle. Comparativa

Característica	AA	A	PaP
Distancia al punto de generación	Mayor	Medio	Menor
Impacto visual	Medio	Mayor	Menor
Número de contenedores por habitante	Menor	Medio	Mayor
Número de paradas del camión de recogida	Menor	Medio	Mayor

Fuente: Elaboración Propia

1.2.2 Almacenamiento temporal subterráneo.

Este dispositivo de almacenamiento temporal consta de una serie de contenedores colocados sobre un dispositivo hidráulico y situados a una cota inferior a la de la calzada. El ciudadano deposita el residuo a través de unos buzones situados en la calzada y que se encuentran inmediatamente encima de los distintos contenedores.

En la Figura 1-1 se observa un esquema de un sistema de almacenamiento temporal subterráneo. Existen diversas configuraciones de Ancho(A), Profundidad (P) y Largo (L), además, los contenedores pueden ser de carga lateral, de carga posterior o de carga por pluma (ver Figura 1-1, Figura 1-2 y Figura 1-3).

Normalmente, el suministro de aceite hidráulico para el funcionamiento del sistema hidráulico se suministra a través del camión de recogida –con el consiguiente riesgo de derrame de fluido hidráulico-, aunque también existen configuraciones en las que se suministra a través de una minicentral hidráulica situada junto al sistema de almacenamiento.

Tabla 1-7 Composición de los contenedores dispuestos en la calle para la recogida selectiva en el Municipio de Terrassa. 2006

Fracción	Contenedor Envases ligeros			Contenedor Orgánica			Contenedor Resto			Contenedor Papel/cartón		
	Media ponderada	SD	IC (95%)	Media ponderada	SD	IC (95%)	Media ponderada	SD	IC (95%)	Media ponderada	SD	IC (95%)
Envases ligeros	69.8%	7.7%	3.6%	4.9%	1.3%	0.6%	13.9%	1.4%	0.7%	3.1%	0.6%	0.3%
Orgánica	7.7%	2.5%	1.1%	87.8%	4.2%	1.9%	45.3%	7.3%	3.6%	10.6%	5.1%	2.3%
Vidrio	6.0%	1.0%	0.5%	1.2%	0.3%	0.1%	6.8%	1.8%	0.9%	1.8%	0.8%	0.4%
Papel/Cartón	6.7%	2.1%	1.1%	2.0%	0.9%	0.4%	11.3%	2.0%	1.0%	83.4%	5.5%	2.5%
Resto	7.3%	2.7%	1.0%	3.5%	2.2%	1.0%	13.0%	2.9%	1.4%	0.8%	1.0%	0.5%
Deixalleria	2.3%	1.5%	1.2%	0.5%	0.3%	0.2%	9.8%	4.7%	2.3%	0.3%	0.2%	0.1%

Fuente: (Alvarez, 2006)

SD: Desviación Estándar

IC (95%): Intervalo de Confianza para el 95%

La Media ponderada se refiere a la composición media teniendo en cuenta que el 2.56% de la población de Terrassa vive en la Zona 1, el 21.30% vive en la Zona 2 y el 76.14% restante vive en la Zona 3.

Tabla 1-8 Resumen de las conclusiones del estudio “Factors socials i econòmics que influeixen en la producció dels residus municipals d’origen domèstic. Propostes d’acció per la seva reducció. Desembre de 2006” (Alvarez, 2006)

Concepto	Conclusiones del estudio		
Fracciones	Contenido de propios	Contenido de impropios	Destino Adecuado de los impropios.
Envases ligeros	<p>El porcentaje de propios medio ponderado es de 70.5%.</p> <ul style="list-style-type: none"> Más de la mitad del peso del contenedor de Envases ligeros (57.5%) corresponde a plástico, la mayoría corresponde a botellas y frascos de plástico (43.2%). Un 2.2% en peso del contenedor de Envases corresponde a bolsas de supermercado. Se trata de un porcentaje másico y el elemento en cuestión tiene poco peso unitario. La proporción de envases metálicos (7.7%) es pequeña, en comparación a la de los envases de plástico. 	<p>El porcentaje de impropios medio ponderado es de 30.3%</p> <ul style="list-style-type: none"> Presencia de aproximadamente un 8% de residuos Orgánicos, la mayoría de los cuales no corresponden a alimentos caducados o rechazados envasados. Este porcentaje corresponde a un 26% de los impropios. Presencia de aproximadamente un 7 % de Papel y Cartón. Porcentaje que supone el 23% de los impropios. Un 2.6% de residuos de plástico no envases (otros residuos de plástico). Un 6.2% de Vidrio. Porcentaje que supone casi el 20% de los impropios. 	<p>En la fracción Envases ligeros, nos encontramos, a partes aproximadamente iguales:</p> <ul style="list-style-type: none"> Alrededor de un 8% de residuos que deberán depositarse en el contenedor de Orgánica Un 6% que se debería depositar en el contenedor de Vidrio Un 7% que se debería depositar en el contenedor de Papel/cartón Un 7.3% que se debería depositar en el contenedor de Resto. Alrededor de un 2% que se debería depositar en contenedores de la “deixalleria”.

Concepto	Conclusiones del estudio		
Materia Orgánica	<p>El porcentaje de propios medio ponderado es de 86.1%</p> <ul style="list-style-type: none"> En el contenedor de recogida selectiva de Orgánica prácticamente no hay residuos de jardinería (6%) y el 80% en peso del contenedor está formado por restos alimentarios. 	<p>El porcentaje de impropios medio ponderado es de 11.9%</p> <p>Podemos ver que la mayoría de los impropios corresponden a:</p> <ul style="list-style-type: none"> Un 4.2% plásticos de los cuales un 2% corresponde a bolsas de supermercado. Un 2% de Papel/cartón, destacando un 0.4 de papel de publicidad un 0.3% de papel prensa y un 0.8% de envases de cartón. 	<p>En la fracción Orgánica, nos encontramos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Alrededor de un 5% de residuos que deberán depositarse en el contenedor de Envases ligeros Un 1% que se debería depositar en el contenedor de Vidrio Un 2% que se debería depositar en el contenedor de Papel/cartón Un 3.5% que se debería depositar en el contenedor de Resto. Alrededor de un 0.5% se debería depositar en contenedores de la “deixalleria”.
Resto	<p>El porcentaje de propios medio ponderado es de 12.8%.</p> <ul style="list-style-type: none"> Dentro de los “propios” del contenedor de Resto nos encontramos una composición muy heterogénea, como es de esperar en este contenedor, destacando un 3% de textil sanitario (pañales, compresas..), un 1.9% de bolsas de basura y un 2.2% de “incombustibles no clasificados” (escombros, cerámica, tierras de gato, arenas, cenizas...). 	<p>El porcentaje de impropios medio ponderado es de 85.8% Destacamos la presencia de:</p> <ul style="list-style-type: none"> Un 44.7% de Residuos orgánicos fermentables. Un 7.6% de Papel destacando un 2.7% de publicidad y un 1.8% de prensa mucha de ella gratuita. <ul style="list-style-type: none"> Un 3.5 % de cartón. Un 9.4% de plástico de los que un 4.6% son envases de plástico (bolsas de supermercado y botellas frascos de plástico). 	<p>En la fracción Resto, nos encontramos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Alrededor de un 14% de residuos que deberán depositarse en el contenedor de Envases ligeros - Un 7% que se debería depositar en el contenedor de Vidrio - Un 11% que se debería depositar en el contenedor de Papel/cartón - Un 45% que se debería depositar en el contenedor de Orgánica. - Alrededor de un 10% que se debería depositar en contenedores de la “deixalleria”.
Papel/Cartón	<p>Podemos ver unos altos porcentajes de Papel y cartón en todas las zonas estudiadas destacando la zona 1 con un 91.9% de propios. (86.2% la zona 2 y 81.6% la zona 3).</p> <p>Existen diferencias significativas entre la Zona 1 y el resto de zonas predeterminadas con respecto al contenido de Papel-Cartón.</p>	<p>Con respecto a los impropios de la fracción Papel/cartón destacamos la presencia de un 10.6% de materia orgánica lo que representa un 64% de todos los impropios que encontramos en este contenedor.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Entre el 1.9 y el 4.2% (según zona) del peso de la fracción Papel/Cartón corresponde a residuo que debería depositarse en el contenedor de recogida selectiva de la fracción Envases ligeros. - Entre el 0.6 y el 0.9% (según zona) del peso de la fracción Papel-Cartón corresponde a residuo

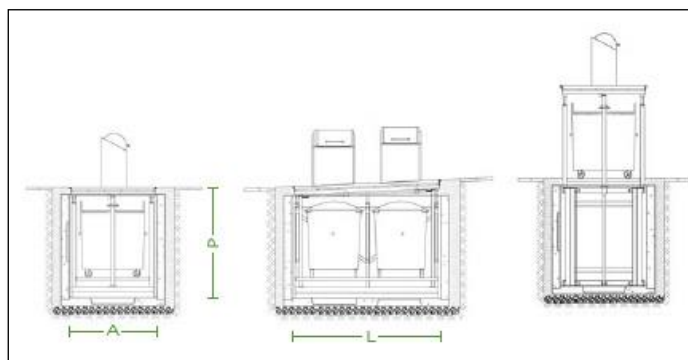
Concepto	Conclusiones del estudio	
	<p>Haría falta estudiar con más detenimiento el origen de estas diferencias pero muy probablemente son debidas a disposición de Papel-Cartón por parte de los comercios. (Recordar que la Zona 1 es una zona con una densidad comercial importante y donde la recogida del Papel/cartón comercial se realiza "puerta a puerta" e independiente de la de origen doméstico).</p>	<p>que debería depositarse en el contenedor de recogida selectiva de la fracción Resto.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Entre el 0.4 y el 2.1% (según zona) del peso de la fracción Papel/cartón corresponde a residuo que debería depositarse en el contenedor de recogida selectiva de la fracción Vidrio. - Entre el 4.2 y el 11.8% (según zona) del peso de la fracción Papel/cartón corresponde a residuo que debería depositarse en el contenedor de recogida selectiva de la fracción Orgánica. - Entre el 0.2 y el 0.4% (según zona) del peso de la fracción Papel/cartón corresponde a residuo que debería depositarse en los contenedores habilitados a la "deixalleria".
Vidrio	Esta fracción no se ha caracterizado en este estudio y se ha supuesto un 100% de propios (0% impropios).	
Diferencias entre las zonas estudiadas.	Un estudio estadístico de los datos (test hipótesis nula) revela que no existen diferencias significativas entre las zonas estudiadas en ninguna de las fracciones caracterizadas, exceptuando entre la Zona 1 y el resto de zonas estudiadas con respecto al contenido del contenedor de recogida selectiva de Papel/cartón donde observamos un mayor porcentaje de papel y cartón (zona 1 un 91.9%, zona 2 86.2% y 81.6% la zona 3).	
Eficacia en la separación⁴	Respecto a las fracciones Envases ligeros y Materia Orgánica observamos que alrededor del 84-85% de estas fracciones no se depositan en el contenedor correspondiente (83.6% y 85.5% respectivamente). En el caso del Vidrio es el 68.2% el que se deposita en contenedores equivocados y en el caso del Papel/cartón es el 55.8%. Solo en el caso de la fracción Resto obtenemos un porcentaje elevado de fracción en el contenedor correspondiente. Así se puede concluir que la participación ciudadana aún dista mucho de lo deseable.	
Composición del residuo recogido selectivamente mediante contenedores dispuestos en la calle.	Un 40% del residuo recogido selectivamente mediante contenedores dispuestos a la calle está formado por material orgánico fermentable, un 15.4% por Papel/cartón, un 13.9% por sustancias que deberían depositarse en la "deixalleria", un 12.8% por Envases ligeros, un 10.0% por Resto y un 7.9% por Vidrio.	

⁴ Ver capítulo 3 para una definición más detallada sobre cómo se ha calculado la eficacia en la separación.

Concepto	Conclusiones del estudio
Conclusiones generales sobre las fracciones recogidas selectivamente.	<p>Un estudio estadístico de los datos (test hipótesis nula) revela que no existen diferencias significativas entre las zonas estudiadas en ninguna de las fracciones caracterizadas, exceptuando la fracción Papel/cartón en la que existen diferencias entre la Zona 1 (zona con una densidad comercial importante) y el resto de zonas estudiadas. Se puede observar un elevado contenido de impropios en todos los contenedores. Destacando el contenido de impropios de la fracción Resto (86%). Asimismo, un contenido de impropios medio de un 12% en la fracción Orgánica es un contenido bastante elevado que complica su tratamiento. Con respecto al contenedor de Envases ligeros, un 30% de impropios es un valor muy elevado.</p> <p>Se puede concluir que la participación ciudadana todavía dista mucho de lo deseable</p>

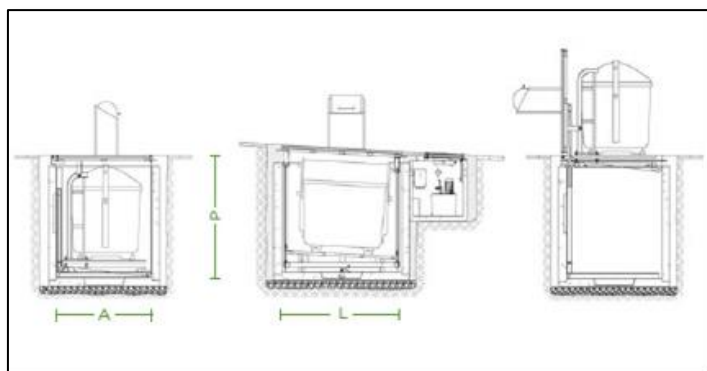
Fuente: (Alvarez, 2006)

Figura 1-1 Esquema de un sistema de almacenamiento temporal subterráneo. Contenedores de carga posterior.



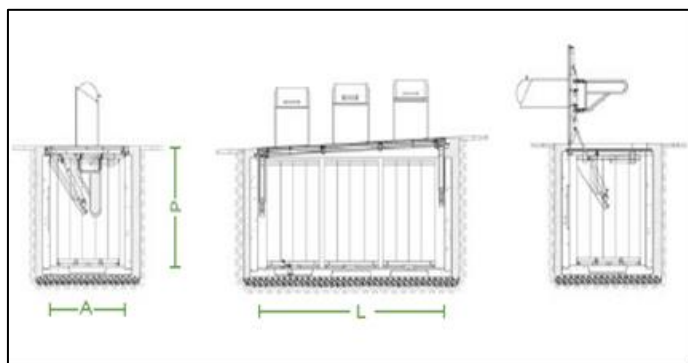
Fuente: Equipos y Servicios del Nordeste S.L.

Figura 1-2 Esquema de un sistema de almacenamiento temporal subterráneo. Contenedores de carga lateral.



Fuente: Equipos y Servicios del Nordeste S.L.

Figura 1-3 Esquema de un sistema de almacenamiento temporal subterráneo. Contenedores de carga por pluma.



Fuente: Equipos y Servicios del Nordeste S.L.

Por otro lado estos sistemas disponen de un sistema de bombas de achique en cada uno de los fosos, para evacuar el agua o los lixiviados que se suelen acumular en el fondo de los fosos.

La principal ventaja que presenta el sistema de almacenamiento subterráneo respecto a los sistemas tradicionales de almacenamiento temporal de residuos municipales. (A y AA), radica en la sustitución de los contenedores dispuestos en la calle por buzones de vertido, de tamaño

menor y por tanto se podría pensar en un menor impacto ambiental, dependiendo del número de buzones dispuestos en línea, del número de buzones por habitante etc.

Como principales desventajas, respecto a los sistemas AA, A y PaP cabe señalar el consumo energético para el accionamiento del sistema hidráulico, así como el mantenimiento de todo el sistema.

1.2.3 Almacenamiento Recogida neumática.

Aunque existen dos sistemas de recogida neumática de residuos municipales, el denominado sistema fijo o estático y el denominado sistema móvil, en este documento se tratarán únicamente el sistema fijo o estático debido a que, de los dos sistemas, es el más usado para la recogida de residuos municipales.

Un sistema estático o fijo de recogida neumática consta de tres partes diferenciadas:

- Puntos de Vertido
- Red de transporte
- Central de recogida

Los puntos de vertido consisten en buzones de vertido situados en la calle o compuertas de vertido situadas en el interior de edificios, dónde los ciudadanos depositan la basura.

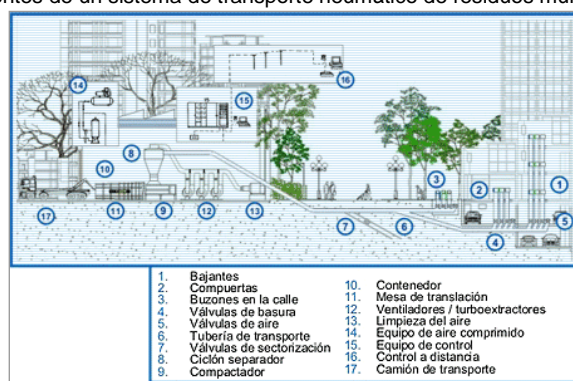
La red de transporte consiste en una red general de tuberías subterráneas que conecta dichos buzones o compuertas de vertido y a través de la cual son conducidos los residuos a una velocidad de unos 60 ó 70 km/h (o menos según la fracción a transportar) mediante una corriente de aire hasta la central de recogida.

La central de recogida es el edificio donde vienen a parar todos los residuos, desde el colector de la red general a contenedores cerrados. Tiene una doble función por un lado mantener la red con las presiones de aire adecuadas para el transporte y por otro concentrar y compactar los residuos en contenedores que se transportaran a las diferentes plantas de tratamiento/valorización.

En la Figura 1-4 se puede observar los distintos componentes de un sistema de recogida neumática de residuos municipales.

Los residuos se introducen en el sistema mediante unas compuertas de vertido (2) o bocas de entrada (3) (compuertas interiores o buzones en la calle). Unos bajantes verticales (1) conectan estas compuertas con las válvulas de basura (4), situadas en los subterráneos de los edificios o en arquetas en la calle, respectivamente. Las bolsas quedan retenidas por la válvula de basura, que permanece cerrada hasta que se produce la operación de recogida. A intervalos irregulares de tiempo, programados desde un ordenador central que opera desde la central de recogida (15-16), se procede al vaciado de dichas arquetas.

Figura 1-4 Componentes de un sistema de transporte neumático de residuos municipales fijo o estático.



Fuente: CLABSA

El control del sistema activa unos extractores que provocan una depresión de 3 mca (metro columna de agua) en la red (12). Alcanzada esta depresión, a través de válvulas de aire (5) que se encuentran ubicadas al final de cada ramal, se permite la entrada de aire en la red, que será el instrumento utilizado para el transporte de los residuos.

En ese momento comienza la apertura, de forma individualizada, de las diferentes válvulas de basura que se encuentran en cada buzón de vertido. Cuando la válvula de basura se abre, la fracción de residuos cae por gravedad/aspiración dentro de la corriente de aire de la tubería de transporte (6). Los residuos son transportados hasta la central de recogida a una velocidad de unos 60 ó 70 km/h.

Es desde la central, mediante unos ventiladores en serie, donde se realiza la aspiración de los residuos y se proporcionan las señales y el aire comprimido necesario para accionar todos los elementos que integran el sistema, de manera que éste es totalmente autónomo y sólo se precisa suministro eléctrico en la central.(14)

Cuando llegan a la central, los residuos son separados del aire de transporte mediante un ciclón-separador (8), y caen dentro de un contenedor donde son compactadas (9-10). El cambio de contenedores llenos por vacíos se efectúa empleando un transportador automático o un puente grúa (11). El aire de transporte es expulsado al exterior, después de haber pasado por un filtro (13) donde se eliminan las partículas de polvo y olores.

Finalmente, un camión (17) transporta los contenedores llenos a la planta de tratamiento, y una vez vacíos se devuelven a la central.

Una vez completado el transporte y recogida de una fracción, mediante una válvula diversora (7) rotamos la tubería general hacia otro separador rotativo, comenzando separadamente la recogida de la otra fracción.

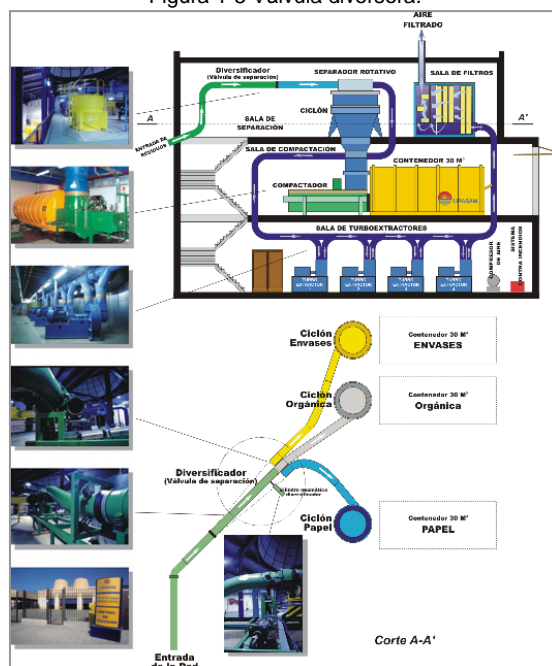
En la se muestra con más detalle el funcionamiento de la válvula diversora o diversificador (válvula de separación).

La recogida neumática tiene ventajas sobre la recogida denominada tradicional en cuanto elimina los contenedores y con ello los olores a basura, los animales que se alimentan de ésta

y el ruido de los vehículos recolectores. Además, fomenta y facilita la recogida selectiva y permite al usuario deshacerse de sus residuos en cualquier horario. Su empleo correcto precisa de un alto grado de colaboración ciudadana y por tanto exige campañas de información y concienciación periódicas. El riesgo ante acciones vandálicas es elevado y, a su vez, ante un mal uso del sistema es difícil imponer sanciones.

El sistema es seguro y ahorra costes de operación y mantenimiento por tonelada de residuo recogido frente al sistema tradicional. No obstante, su funcionamiento exige un alto coste energético y su instalación en zonas residenciales consolidadas implica una elevada inversión inicial. Además, es necesario que exista un sistema de recogida de residuos alternativo ante averías o fallos del sistema.

Figura 1-5 Válvula diversora.



Fuente: LIPASAM

En la Tabla 1-9 y la Tabla 1-10, se muestran los análisis DAFO (debilidades, Amenazas, Fortalezas, Oportunidades) de los sistemas de recogida neumática y los sistemas tradicionales (AA, A), respectivamente.

Según un estudio realizado por ATEGRUS en el 2006, en España existen 38 plantas recogida neumática en operación (10 plantas son sistemas móviles y 27 son sistemas fijos). De las 38 plantas existentes, 13 están situadas en Catalunya (12 en Barcelona y 1 en Sabadell). Todas las plantas que actualmente existen en España están situadas en 15 municipios distintos pertenecientes a 9 comunidades autónomas.

Por otro lado existen 24 plantas en fase de ejecución o arranque, 10 de las cuales están situadas en Catalunya (6 en Barcelona, 1 en Barberà del Vallès, 1 en Terrassa, 2 en Sabadell).

Tabla 1-9 Análisis DAFO del sistema de recogida neumática

ANÁLISIS DAFO		
Sistema	DEBILIDADES	AMENAZAS
Recogida Neumática	<ul style="list-style-type: none"> - Altos costes energéticos asociados al funcionamiento del sistema - Posibles interrupciones del servicio provocadas por la obstrucción de la tubería de conducción de residuos. Se precisa de un alto grado de colaboración ciudadana. - Necesidad de campañas de información y concienciación periódicas. - Menor "calidad" de los residuos recogidos debido a que todas las bolsas de residuos son conducidas por la misma tubería y se pueden mezclar por rotura de alguna bolsa, si no está bien diseñado. - Elevada inversión inicial en zonas residenciales consolidadas, en cascos históricos etc. - Dificultad para ejercer acciones sancionadoras ante un mal uso del sistema. 	<ul style="list-style-type: none"> - Provoca muchas molestias a los ciudadanos si se coloca en zonas consolidadas. - Exige un sistema de averías alternativo ante averías, fallos del sistema, residuos que el ciudadano no introduce en los buzones etc. - Por fallos en el sistema se puede convertir en práctica habitual el depositar residuos en el exterior de los buzones de vertido. - Si las bocas de los buzones no están bien diseñadas pueden dificultar que los ciudadanos depositen sus residuos. - Elevado riesgo ante acciones vandálicas.
	FORTALEZA	OPORTUNIDADES
	<ul style="list-style-type: none"> - Ausencia de contenedores en la vía pública. - El usuario puede deshacerse de sus residuos a cualquier hora del día o de la noche y todos los días del año. - Reduce las emisiones atmosféricas en la ciudad. - Supresión de animales que habitualmente se alimentan de la basura de los contenedores tradicionales. - El sistema es más accesible para personas discapacitadas que el contenedor convencional, siempre que su diseño sea adecuado y facilite su utilización. - Larga expectativa de vida - Contribuye al uso racional del sistema de recogida de basuras, evitando que elementos como muebles o electrodomésticos de gran volumen, se tiren a los contenedores tradicionales. 	<ul style="list-style-type: none"> - Al no haber vehículos recolectores, disminuye la contaminación acústica, especialmente en el caso de los sistemas con centrales fijas. - Eliminación de los malos olores provocados por la basura. - Eliminación del contacto visual con los residuos - Tiene interés en zonas de nueva construcción. - Fomenta la recogida selectiva de basura - Ahorro en los costes de operación y mantenimiento por tonelada de basura recogida frente al sistema tradicional.

Tabla 1-10 Análisis DAFO del sistema de recogida Tradicional

ANÁLISIS DAFO		
Sistemas	DEBILIDADES	AMENAZAS
Sistemas Tradicionales (AA, A)	<ul style="list-style-type: none"> - Posibilidad de depositar un residuo en un contenedor que no les corresponde, bien por desconocimiento, por dejadez o por saturación del contenedor correspondiente. - Utilizar las zonas de contenedores, como puntos de depósito de residuos que no disponen de contenedor específico. - Posibilidad de vandalismo o destrozo de los contenedores al estar expuestos todo el día en la vía pública - Favorece la aparición de animales que se alimentan de la basura 	<ul style="list-style-type: none"> - Los contenedores están ubicados en la vía pública, por lo que originan mayor ocupación de espacio que otros sistemas de recogida y provocan mayor impacto visual. - Los malos olores producidos principalmente en épocas de calor pueden dar lugar a quejas de los ciudadanos que viven cerca de las zonas de almacenamiento temporal. - Existen otros sistemas de recogida con menor impacto acústico - El ruido y la suciedad que provocan las operaciones de carga y descarga de contenedores pueden dar lugar a quejas de los ciudadanos que viven cerca de los dispositivos de almacenamiento temporal.
	<p>FORTALEZA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Posibilidad de recoger un mayor número de fracciones - Menores costes de explotación que otros sistemas. 	<p>OPORTUNIDADES</p> <ul style="list-style-type: none"> - Existencia de un menor número de rutas de recogida, por lo que los tiempos de recogida son inferiores que en el sistema puerta a puerta.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de <http://medioambiente.geoscopio.com/>; (Uriarte, 2006) (FEMP, 2007)

En el 2006 las instalaciones de recogida neumática representan 180 000 viviendas abastecidas, 530 toneladas de residuos recogidos diariamente y 180 000 metros de tuberías instalados. (Uriarte, 2006).

1.3 Sistemas de recogida y transporte

La recogida y transporte de los residuos municipales es el proceso mediante el cual los distintos dispositivos de almacenamiento temporal son vaciados y su contenido es trasladado a las distintas plantas de tratamiento/valorización.

Dicho transporte normalmente se efectúa en vehículos de capacidad y configuración variable (carga trasera, carga lateral, bi-compartimentados, pluma...).

Las operaciones de recogida y transporte de los residuos pueden representar un elevado porcentaje de los costes globales de gestión que deben asumir los municipios. Los costes de recogida y transporte varían dependiendo del tipo de recogida, la frecuencia, los horarios de la misma, los equipos y el personal de recogida etc.

Los principales impactos ambientales debidos a esta etapa son consecuencia de la emisión de gases de combustión por parte de los camiones que transportan los residuos hasta las distintas plantas de tratamiento/valorización.

1.4 Sistemas de Tratamiento/Valorización

Las fracciones recogidas selectivamente bien por su elevado contenido en impropios, bien por su multicomposición (es el caso del contenedor de Envases ligeros) no pueden entrar directamente en un proceso de reciclaje y requieren de un pre-tratamiento de separación de impropios o de separación de sus múltiples componentes antes del proceso de reciclaje propiamente dicho.

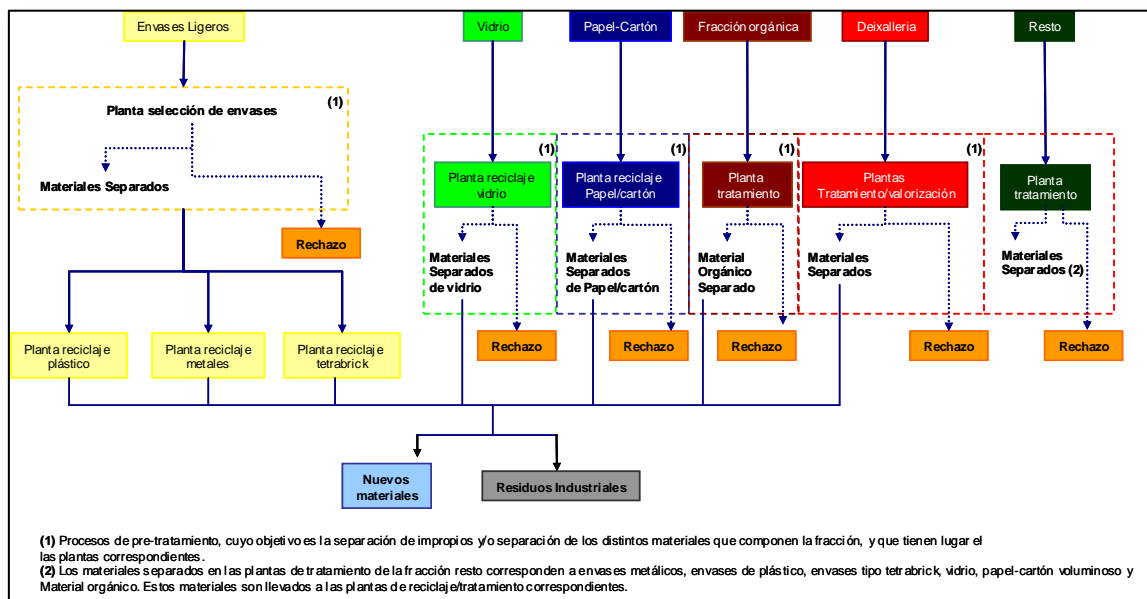
En la Figura 1-6 se muestra de forma esquemática el diagrama de flujo de los residuos recogidos selectivamente en un municipio cuyo modelo de gestión de residuos sea el modelo 5 fracciones más “deixalleria” (modelo de gestión más ampliamente utilizado en Catalunya). Aunque, como ya se ha dicho anteriormente en este mismo capítulo, en Catalunya, con dicho modelo coexisten otros no tan extensamente implantados (ver Tabla 1-2).

El proceso de pre-tratamiento, bien tiene lugar en la propia planta de reciclaje (sería el caso de la fracción Vidrio, Papel/cartón, Orgánica, y fracciones depositadas en la *deixalleria*), bien tiene lugar en instalaciones específicas de separación de materiales (sería el caso de las plantas de selección de Envases ligeros). Durante este proceso de pre-tratamiento se produce una subfracción denominada rechazo cuyo destino suele ser un depósito controlado.

En la Tabla 1-11 se muestran las ventajas que supone la valorización de las distintas fracciones que conforman el residuo municipal que se recoge en la calle mediante dispositivos de almacenamiento temporal.

A continuación se estudian con más detalle los diagramas de flujo correspondientes a las plantas de separación/valorización/tratamiento de cada una de las fracciones del residuo municipal recogidas selectivamente, tanto del modelo de recogida 5 fracciones, como del modelo multiproducto y residuo mínimo.

Figura 1-6 Diagrama de flujo modelo de gestión de residuos 5 fracciones más deixalleria.



Fuente: Elaboración propia

Tabla 1-11 Ventajas de la valorización de los distintos materiales que componen el residuo municipal depositado en los dispositivos de almacenamiento temporal

Material	Ventajas
Papel/cartón	<ul style="list-style-type: none"> - La fabricación de papel reciclado necesita un menor consumo energético, lo que se traduce en un ahorro económico y de recursos, reduciéndose también las emisiones atmosféricas - La utilización de papel viejo como materia prima reduce la contaminación producida, dado que el consumo de agua para la fabricación de papel se reduce en el 61% y la DBO (Demanda Biológica de Oxígeno) en el 55% - También supone una menor contaminación del aire, disminuyéndose en el 73% las emisiones atmosféricas y eliminándose la producción de compuestos de azufre (SO₂, sulfuros y mercaptanos) causantes de la mayor parte de los malos olores producidos por las industrias papeleras. - La fabricación de papel reciclado genera menos residuos de fabricación, reduciéndose en el 39% la generación de rechazos de proceso. Además, un uso generalizado del papel reciclado implicaría un gran desarrollo de la recogida selectiva de papel, lo que disminuiría notablemente el volumen de residuos que llegan a los depósitos controlados, con las consiguientes ventajas ambientales, incluyendo la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero.
Envases ligeros	<ul style="list-style-type: none"> - Con las latas de aluminio se vuelve a obtener aluminio y, por lo tanto, nuevas latas. Con ello se reduce la explotación de bauxita, que es el mineral del que se extrae el principal componente del aluminio, y se reduce el consumo de energía y la contaminación asociada a los procesos de producción en un 95 %. - Con los plásticos que se obtienen del reciclaje de la fracción envases se fabrican tuberías y contenedores, lo que permite un importante ahorro de materias primas. - Las latas de acero son consumidas en las acerías, junto a chatarra de diversas procedencias, para la producción de acero, reduciendo el consumo de materias primas. - Los tetrabricks se envían a una planta que recupera las fibras del cartón contenido en ellos para fabricar cartón o productos de celulosa, reduciendo el consumo de materias primas.
Vidrio	<ul style="list-style-type: none"> - Con el reciclado del vidrio se ahorran materias primas (principalmente sílice y carbonato de sodio) y energía, al tiempo que se reduce el coste del tratamiento de los residuos. El vidrio reciclado exige una menor temperatura para su fusión en el proceso de fabricación de nuevas botellas, con lo que se reduce el consumo de materias primas y combustible. - El ahorro que se produce con el reciclado de vidrio es de 1,2 kg de materia prima por kilogramo de vidrio reciclado y de 0,13 TEP (toneladas equivalentes de petróleo) por tonelada reciclada.
Fracción orgánica	<ul style="list-style-type: none"> - Se produce compost de gran calidad. - La utilización de fracción Orgánica, recogida de forma selectiva, en plantas de biometanización implica importantes mejoras en el rendimiento de las mismas. - Se reduce la cantidad de materia orgánica que se destina a, cumpliendo con lo que se recoge en el Real Decreto 1481/2001 de vertederos.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Federación española de municipios y provincias. (FEMP, 2007)

1.4.1 Plantas de selección de Envases.

Los materiales contenidos en los dispositivos de almacenamiento temporal correspondientes a la fracción Envases ligeros, multiproducto o residuo mínimo, previo a su reciclaje, se trasladan a una planta de selección de envases donde se realiza una separación entre aquellos materiales reciclables –materiales que, después de un proceso de reciclaje, entraran de nuevo en el ciclo productivo convirtiéndose en “nuevos objetos” – y aquellos materiales que no tienen posibilidad de reciclaje (rechazo) y que seguirán un tratamiento finalista de valorización energética o disposición controlada.

Aunque existen dos configuraciones posibles para el diseño de una planta de selección (Planta de selección manual-Planta de selección automática) la mayoría de plantas de selección situadas en el entorno metropolitano tienen una configuración semiautomática o automática. En el Gráfico 1-7 se puede ver un esquema del funcionamiento de una planta de selección de envases típica.

Según la Agència de Residus de Catalunya “...el rendimiento de una instalación de este tipo es del 90% de los materiales entrantes, descontando los impropios que ya no tendrían que llegar a la instalación...”.

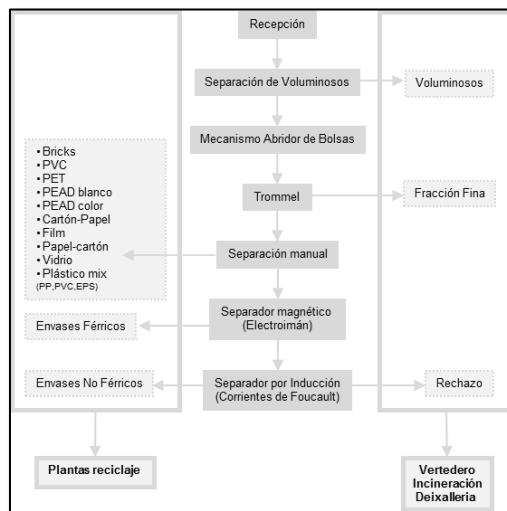
Según Ecoembes el rendimiento de una planta de selección manual es del 80% mientras que el de una planta de selección automática es del 90%.

Un estudio realizado por la autora de esta tesis en colaboración con otros miembros del grupo de investigación en Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo de la cátedra UNESCO de la UPC (línea de investigación Recursos Naturals i Residus), estableció una metodología para la caracterización de las distintas subfracciones que conforman el residuo de origen doméstico depositado en los dispositivos de almacenamiento temporal de Envases ligeros y que tienen como destino las distintas plantas de selección de envases situadas en el entorno metropolitano. En base a los resultados de estas caracterizaciones se determinó la composición de dicha fracción (ver Tabla 1-12) (Sans, 2005) .

Como puede verse, la realidad es que la fracción Envases ligeros que entra en las plantas de selección del entorno metropolitano, presenta un porcentaje de impropios que oscila entre el 27% y el 44%, siendo la media un 37% de impropios en dicha fracción.

Así, si consideramos que el contenido de impropios que entra es del 37%, el rendimiento para este tipo de planta sería en realidad de alrededor del 50%, es decir que de cada 100 toneladas de fracción que entra, se recuperan 50 toneladas de materiales cuyo destino será las plantas de reciclaje de materiales⁵. El 50% restante tiene como destino o bien la valorización energética o bien la disposición controlada.

Gráfico 1-7. Esquema del funcionamiento de una planta manual de selección de Envases ligeros.



Fuente: elaboración propia

⁵ De cada 100 toneladas que entran, 37 toneladas son impropios y el resto, 63 toneladas serían Envases ligeros. El 80% de 63 toneladas es 50.4 toneladas, por tanto de estas 63 toneladas, solo 50.4 toneladas van a plantas de reciclaje. Así el rendimiento de estas plantas es del orden del 50%. Se ha considerado un rendimiento del 80% para la instalación por ser el caso más desfavorable.

Tabla 1-12 Composición de la fracción Envases ligeros que entra en las plantas de selección de Envases ligeros del entorno metropolitano.

Plantas de selección de Envases ligeros					Media (%)
Composición	Gavà-Viladecans (%)	Santa Maria de Palautordera (%)	Llagostera (%)	Constantí (%)	
Film	10%	8%	11%	18%	12%
Impropios	27%	44%	41%	37%	37%
Envases	61%	47%	47%	44%	50%

Fuente: (Sans, 2005)

En el caso del modelo de recogida Residuo Mínimo la “calidad” de la fracción recuperada es menor debido a la mezcla con la fracción Resto muy impurificada por fracción Orgánica.

Una vez separados los distintos materiales que conforman la fracción Envases ligeros, multiproducto o residuo mínimo, estos son transportados hasta las distintas plantas de reciclaje de materiales.

1.4.2 Plantas de tratamiento de la fracción Orgánica

La fracción Orgánica del residuo municipal que se recoge en los dispositivos de almacenamiento temporal de residuos está formada en su gran mayoría por restos de comida y jardinería pero, al igual que sucede con otras fracciones que se recogen selectivamente, ésta no está exenta de la presencia de otros materiales.

La presencia de impropios en esta fracción determina de forma muy especial las distintas posibilidades de tratamiento/valorización aplicables a dicha fracción.

Así, para poder tomar decisiones sobre la tecnología a aplicar y establecer la eficacia del sistema de gestión de residuos, es necesario conocer y comprender el comportamiento de la población respecto a dicha separación. Para ello es necesario establecer la “calidad” de las distintas fracciones que componen el residuo doméstico y determinar aquellas variables socio-económico-demográficas que afectan a dicho comportamiento.

Un estudio realizado por la autora de esta tesis en colaboración con otros miembros del grupo de investigación en Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo de la cátedra UNESCO de la UPC (línea de investigación *Recursos Naturals i Residus*), y subvencionado por la *Agència de Residus de Catalunya* estableció una metodología para la caracterización de la fracción Orgánica del residuo municipal y determinó aquellos factores socio-económicos-demográficos que afectaban a la “calidad” de dicha fracción en 193 municipios de Catalunya. (Todos los municipios que en aquel momento disponían de recogida selectiva para la fracción Orgánica) (Alvarez, 2008)

En dicho estudio se concluyó que Catalunya presenta un contenido medio ponderado de impropios en la fracción Orgánica de aproximadamente un 22% en peso. Este elevado porcentaje de impropios en esta fracción condiciona sobremanera la tecnología de tratamiento aplicable.

Se observó que existe una relación entre el sistema de almacenamiento temporal utilizado y la “calidad” de la fracción Orgánica. De entre los dos sistemas de almacenamiento contemplados, el sistema “Puerta a Puerta” presentaba en general mejores calidades que el sistema “Contenedores en Aceras”.

Este hecho probablemente sea debido a que, el sistema “Puerta a Puerta” requiere mucho más esfuerzo por parte de la administración en educación ambiental, y por otro lado, el ciudadano, con este sistema, tiene la sensación de estar permanentemente auditado respecto a los residuos que deposita en la fracción Orgánica con lo que la separación que se realiza es mejor.

En la Tabla 1-13 se puede observar la distribución porcentual de los municipios estudiados en función de la “calidad” de la fracción Orgánica.

Tabla 1-13 Distribución porcentual de los municipios estudiados en función de la “calidad” de la fracción Orgánica.

Calidad	Sistema Contenedor en acera	Sistema Puerta a Puerta
0-5%	2%	29%
5-10%	25%	39%
10-15%	38%	26%
15-20%	23%	6%
20-25%	9%	0%
25-30%	1%	0%
>30%	2%	0%

Fuente: (Alvarez, 2008)

La mayoría de los municipios caracterizados tienen un contenido de impropios entre el 5-20%, es remarcable la presencia de ciertos municipios en los que se observa más de un 30% de impropios. Este porcentaje, según diversos autores corresponde a la composición del residuo municipal sin separación previa de materiales es decir con una participación ciudadana nula. (Dennison, 1996) (Sans, 2003)

En la Tabla 1-14 se puede observar el valor medio de impropios en los municipios analizados para los 7 tramos de calidad estudiados.

Tabla 1-14 “Calidad” media de la fracción Orgánica en los dos modelos de recogida estudiados.

Calidad	Modelo Contenedores en aceras	Modelo Puerta a Puerta
0-5%	4.7%	3.3%
5-10%	8.2%	6.4%
10-15%	12.2%	11.9%
15-20%	17.4%	16.8%
20-25%	22.6%	ND
25-30%	27.3%	ND
>30%	38.1%	ND

Fuente: (Alvarez, 2008)

ND: No datos

Se puede llegar a la conclusión que no existen grandes diferencias entre los dos sistemas de almacenamiento temporal, aunque el porcentaje de impropios es ligeramente inferior en el

sistema “Puerta a Puerta” que el sistema “Contenedores en Aceras”, y sólo encontramos niveles de impropios superiores a 20% en el caso de “Contenedores en Aceras”.

Por otro lado, en este estudio, se observó que la cantidad de impropios presente en la fracción Orgánica aumenta de forma lineal al aumentar la densidad de población del municipio y que existe una clara correlación entre la Renta Familiar Bruta Disponible per Cápita y la “calidad” de la fracción estudiada. Así se pudo deducir que al aumentar la capacidad de consumo de las familias (RTCE o RFBD) no solo aumenta la “cantidad”, tal como afirmaron Daskalopoulos *et al.* (1998), sino que también aumenta la “calidad” de la fracción Orgánica. (Daskalopoulos, 1998).

Este hecho se explica en términos de nivel de instrucción de la población y de desocupación de la población. La Renta Familiar Bruta Disponible per cápita está relacionada con el porcentaje de población desocupada. Al aumentar el nivel de desocupación de la población disminuye la Renta Familiar Bruta Disponible.

Así se observó que la “calidad” de la fracción Orgánica disminuye al aumentar el nivel de desocupación, y que dicha “calidad” aumenta al aumentar la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita.

Lo verdaderamente importante es llegar a comprender los motivos por los cuales se da esta tendencia. Se podría pensar que sólo en el momento en que se alcanza un cierto nivel de bienestar el ciudadano está dispuesto a colaborar de forma activa y eficaz en la separación de residuos. De lo que se deduce que se deberían reforzar las campañas de sensibilización en zonas con altas densidades poblacionales y con Renta Familiar Bruta Disponible per Cápita menores, o incluso cabría pensar que se requiere de campañas específicas para estas zonas.

Por otro lado y contrariamente a lo esperado se observó que al aumentar el porcentaje de población dedicada exclusivamente a tareas domésticas, disminuye, de forma lineal, la “calidad” de la fracción Orgánica (aumenta el contenido de impropios).

Se puede ver, que este sector de la población dedicado íntegramente a las tareas domésticas y sobre el que recaería de una forma clara la responsabilidad de la separación en origen de las distintas fracciones que conforman el residuo doméstico, no recibe de forma correcta la información referente a la separación en origen. Este es un aspecto a tener en cuenta al diseñar y reforzar las campañas de información y sensibilización ambiental.

Así se determinó que los principales factores socio-económicos-demográficos que afectaban a la “calidad” de dicha fracción eran (para más detalle acerca de este estudio ver capítulo 4 de esta tesis):

- Sistema almacenamiento temporal
- Densidad de población
- RFBD
- Nivel de desocupación

Como ya se ha dicho, la presencia de impropios en esta fracción determina de forma muy especial las distintas posibilidades de tratamiento/valorización aplicables a dicha fracción, el

poder predecir dicha calidad en base a factores socio-económico-demográficos facilitará el proceso de toma de decisiones.

En Catalunya, actualmente, parte de la fracción Orgánica recogida selectivamente se valoriza en plantas de compostaje, donde mediante un tratamiento biológico aerobio, es convertida en un compost cuya calidad varía mucho dependiendo de la “calidad” de la fracción tratada.

Así, la fracción Orgánica recogida selectivamente tiene como destino el compostaje aun cuando el contenido de impuros desaconseje dicho tratamiento (ciertos estudios relacionan el contenido de impuros con la calidad del compost final obtenido (Soliva, 2008). Como consecuencia gran parte del compost obtenido, aun cumpliendo con la normativa⁶ vigente en materia de productos fertilizantes y afines, tiene una muy baja demanda y por ello gran parte del compost obtenido en Catalunya se utiliza en proyectos de obras públicas de la administración (clausura de depósitos, regeneración de taludes, canteras, etc.).

1.4.2.1 Plantas de Compostaje

El compostaje es un proceso biológico utilizado para la conversión de la fracción Orgánica de los residuos municipales a un material húmico estable conocido con el nombre de compost, que contiene nutrientes y oligoelementos que regeneran el terreno. Para ello se somete a la materia orgánica contenida en los residuos a un proceso de fermentación aeróbico (en presencia de oxígeno).

El proceso se basa en la actividad de determinados micro-organismos que viven en nuestro entorno (hongos, bacterias, actinomicetos); estos son responsables de la descomposición de la materia orgánica.

La duración de todo el proceso oscila entre 8 y 14 semanas, dependiendo de diversos factores como la tecnología empleada, disponibilidad de espacio etc.

El principal objetivo del compostaje de la fracción Orgánica del residuo municipales es transformar materiales orgánicos biodegradables en un material biológicamente estable, a la vez que durante el proceso se reduce el volumen original de los residuos, se destruyen los patógenos que pueden estar presentes en los residuos municipales, se retiene el máximo contenido nutricional (nitrógeno, fósforo y potasio) y finalmente se elabora un producto que se puede utilizar tanto en el ámbito de la jardinería como en el de la agricultura, o bien para operaciones de re-estructuración de suelos.

En este proceso se consume energía puesto que hay que suministrar oxígeno para la conversión de residuos, pero ofrece la ventaja de un funcionamiento relativamente sencillo y, si

⁶ RD 824/2005 de 8 de Julio, sobre productos fertilizantes, en el que se clasifica el compost en 3 categorías, A, B y C según el contenido de metales presentes, y en donde se estipulan las características higiénico-sanitarias que debe cumplir dicho compost, así como la granulometría y el límite máximo de materiales inertes que el compost procedente de residuo urbano puede contener.

se opera correctamente, puede reducir hasta un 50% el volumen de la porción orgánica de los residuos municipales.

Generalmente las operaciones de compostaje están constituidas por las siguientes etapas básicas:

- Pre-tratamiento. Incluye pasos esenciales como la recepción, la separación de materiales recuperables, la reducción en tamaño y el ajuste de las propiedades de los residuos (por ejemplo, relación carbono-nitrógeno, adición de humedad y nutrientes). El grado de pre-procesamiento depende de las especificaciones para el compost final así como de los procesos específicos de compostaje.
- Descomposición de la fracción Orgánica. Es un proceso natural de fermentación y degradación de la materia orgánica. Los tres métodos principales utilizados para el compostaje de la fracción Orgánica son hilera, pila estática aireada y el compostaje en reactor.
- Preparación y comercialización del compost. Es el tercer paso en el proceso de compostaje y tiene lugar una vez curado y estabilizado el compost. Esta preparación puede incluir trituración fina, cribado, trituración y dosificación de aditivos, granulado, puesta en sacos, almacenamiento, transporte y, en algunos casos, venta directa.

El compostaje en hilera consiste en distribuir la materia orgánica previamente procesada mediante trituración y cribado en hileras con una sección transversal normalmente de 2 a 3,30 metros de altura por 4,5 a 5 metros de anchura. Las dimensiones de la hilera dependen del tipo de equipamiento que se utilizará para voltear los residuos fermentados. La fracción Orgánica se voltear hasta dos veces por semana mientras se mantiene la temperatura alrededor de 55 °C.

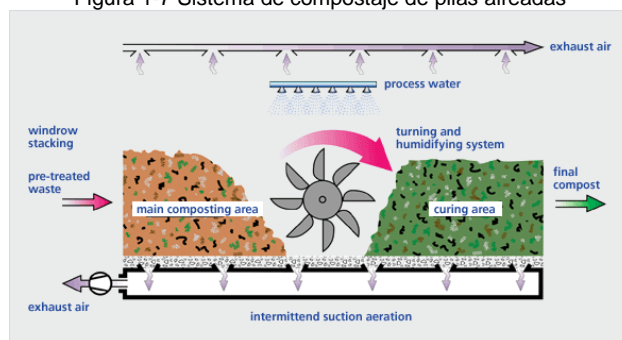
El volteo de hileras frecuentemente viene acompañado por emisiones de olor molestas. La fermentación completa puede obtenerse en tres o cuatro semanas.

Después del periodo de volteo, se deja el compost para curarse durante tres o cuatro semanas más, sin volteo.

El sistema de pila estática aireada consiste en una red de tuberías de escape o aireación sobre la cual se coloca la fracción Orgánica procesada de los RM. Las alturas de las pilas son aproximadamente de 2 a 2,5 metros. Se puede colocar una capa de compost cribado encima de la pila recientemente formada para el control de olores. Se puede proporcionar a cada pila un inyector de aire individual para un control más eficaz de la aireación. El aire introducido proporciona el oxígeno necesario para la conversión biológica y permite controlar la temperatura dentro de la pila. Tanto la fermentación como el curado del compost tienen una duración de tres o cuatro semanas.

En la Figura 1-7 se ve representado el sistema de pilas aireadas.

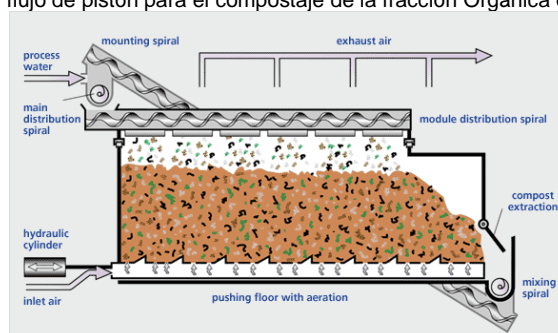
Figura 1-7 Sistema de compostaje de pilas aireadas



Fuente: LINDE

En función de la configuración del reactor nos encontramos dos sistemas de compostaje en reactor, a saber: flujo pistón (ver Figura 1-8) y de lecho agitado.

Figura 1-8 Reactor flujo de pistón para el compostaje de la fracción Orgánica de residuo municipal.



Fuente: LINDE

La economía de los sistemas de compostaje mejora notablemente si se destina el compost obtenido a la venta. Para poderlo comercializar, el compost tiene que ser consistente, libre de contaminantes como vidrio, plásticos y metales y libre de olores molestos. El tipo de procesamiento utilizado para preparar el compost para su venta dependerá de las características que tenga que tener el compost. Las técnicas más frecuentemente utilizadas son la trituración y el cribado para obtener un producto más uniforme. En algunos casos, se puede añadir aditivos para aumentar el valor del producto final.

1.4.2.2 Digestión anaerobia

Se denomina digestión anaerobia o metanización a la descomposición anaerobia (en ausencia total de oxígeno o nitratos) de la materia orgánica que produce un gas combustible. Este gas contiene una alta proporción en metano (CH_4 en concentración superior al 60 % en el gas), con un poder calorífico inferior del orden de 5500 kcal/N/m^3 (23027 kJ/Nm^3), y se designa usualmente como biogás.

Todo proceso de digestión anaerobia lleva parejo una eliminación/depuración de la carga orgánica y la producción de este gas.

Las instalaciones especialmente diseñadas para optimizar este proceso se designan como “digestores de metano”, “plantas de biogás” o simplemente “reactores anaerobios”.

Los sistemas de digestión anaerobia pueden clasificarse en función de la temperatura de trabajo -mesofílica (30-40⁰C) o termofílica (50-70⁰C)-, según la configuración del sistema (una etapa o dos) y según el tipo de reactor utilizado (Ver Tabla 1-15)

La configuración de los sistemas de dos etapas se refiere a la separación en reactores diferentes de los procesos de hidrólisis y acidificación (primer reactor) y acetogénesis y metanogénesis (segundo reactor).

Tabla 1-15 Clasificación de los sistemas de tratamiento anaerobio de la FORM. Cada uno puede ser a su vez mesofílico o termofílico

Sistema	Denominación	Configuración
Continuo, una etapa	Digestión húmeda (ST<15%)	Reactor de mezcla completa
	Digestión seca (20- 40% ST)	Reactor de flujo pistón
Continuo, dos etapas	Sin retención de biomasa	2 Reactores de mezcla completa o de flujo pistón,
	Con retención de biomasa	Primer reactor de mezcla completa y segundo con retención de biomasa (fracción líquida)
Discontinuo	-	Recirculación de lixiviado y percolación

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de (Flotats, 2003)

El rendimiento en la producción de biogás depende básicamente de la composición del residuo a tratar y en menor medida de la tecnología utilizada. Se comprueba, con datos de plantas industriales, que para un mismo sistema de tratamiento y sistema de recogida, las producciones varían en un factor de 1.5 para productividades dadas en m³ CH₄/tonelada residuo y en un factor de 2 si vienen dadas en m³ CH₄/tonelada de sólidos volátiles. Algunas referencias de producción, en que fácilmente se visualiza la importancia del origen de la FORM, se presentan en la Tabla 1-16

Tabla 1-16 Referencias de producción de metano de la FORM o de sus componentes.

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

Fuente: elaboración propia a partir de datos de (Kübler, 1999), (Mata-Alvarez, 1991), (Flotats, 2003), (Ahring, 1992) y (Clarkson, 1999).

El 90% de las instalaciones (escala industrial) de metanización de la fracción Orgánica contenida en los residuos municipales son instalaciones de una sola etapa.

1.4.3 Plantas de tratamiento de la fracción Resto

La fracción Resto del residuo municipal tiene un contenido en impropios (materia orgánica, vidrio, papel/cartón, envases ligeros) variable en función del grado de implantación de la recogida selectiva, del modelo de recogida, y de la participación de la población en la separación en origen de las distintas fracciones.

En Tabla 1-7 se puede observar que en el año 2006 el contenedor para el almacenamiento temporal de la fracción Resto en el municipio de Terrassa presentaba la siguiente composición expresada en tanto por ciento en peso:

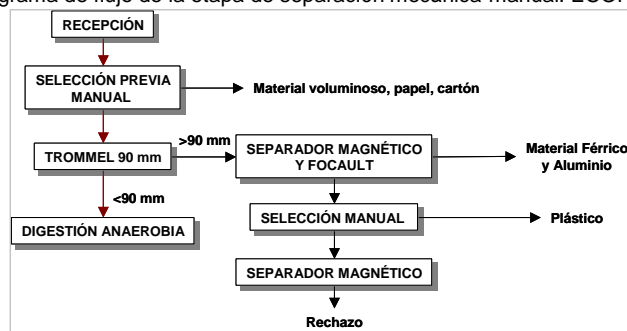
- Resto: 13%
- Envases ligeros: 14%
- Vidrio: 7%
- Papel/cartón: 11%
- Materia orgánica: 45%
- Deixalleria: 10%

Debido al elevado contenido de impropios en dicha fracción, pero sobre todo debido al elevado contenido en materia orgánica, lo que impide su disposición directa en depósitos controlados, es necesario un tratamiento mecánico previo, de separación de impropios, para así obtener una fracción, denominada Rechazo, y una fracción con un contenido mayor en materia orgánica, que generalmente es sometida a un tratamiento biológico aerobio de compostaje o bioestabilización.

Las plantas de tratamiento mecánico-biológico, son plantas en las que se combina un tratamiento mecánico (trituration, abertura de bolsas, selección de materiales reciclables, etc.) con un tratamiento biológico bien aerobio (bioestabilización) bien anaerobio (digestión anaerobia).

En la Gráfico 1-8 se presenta un esquema típico de una planta de tratamiento mecánico biológico anaerobio.

Gráfico 1-8 Diagrama de flujo de la etapa de separación mecánica-manual. ECOPARC I. Barcelona



Fuente: Elaboración propia a partir de información proporcionada por Ecoparc I.

Los rendimientos de este tipo de plantas son muy variables dependiendo en gran medida de la composición del residuo de entrada. (Ver capítulo 3 de esta tesis para más información sobre los rendimientos de este tipo de plantas)

En la Tabla 1-17 se muestran las instalaciones que existentes en Europa para el tratamiento mediante digestión anaerobia de la fracción Orgánica del residuo municipal, ya sea de procedente de la recogida selectiva o bien contenida en la fracción Resto.

Tabla 1-17 Instalaciones existentes en Europa para el tratamiento de la fracción Orgánica procedente de la recogida selectiva y la fracción Resto.

Tecnología	Ciudad	País	Residuos de entrada a la planta
VALORGA	Amiens (1987, ampliada 1996)	Francia	Resto
	Barcelona Ecoparque II (2004)	España	Resto
	Bassano (2003)	Italia	Resto Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva Fangos
	Cádiz (En construcción)	España	Resto
	Calais (en construcción 2006)	Francia	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva Grasas
	Engelskirchen(1998)	Alemania	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Freiburg(1999)	Alemania	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Genève(2000)	Suiza	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Hannover (fase de puesta en marcha)	Alemania	Resto
	La Coruña(2001)	España	Resto
	Mons(2000)	Bélgica	Resto Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Tilburg(1994)	Holanda	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Varenes-Jarcy(2002)	Francia	Resto Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
DRANCO	Brench I (1992)	Bélgica	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva Residuo de papel
	Salzburg (1993)	Austria	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Bassum (1997)	Alemania	Resto
	Aarberg (1998)	Suiza	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Kaiserslautern (1999)	Alemania	Resto
	Villeneuve (1999)	Suiza	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Brench II (2000)	Bélgica	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva Residuo de papel
	Roma (2003)	Italia	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Leonberg,	Alemania	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva
	Hille,	Alemania	Resto Fangos
Münster,	Alemania	Rechazo	
LINDE	Barcelona. Ecoparc I (Húmedo, mesófilo)	España	Resto
	Lemgo (Seco, termofílico)	Alemania	Residuo orgánico procedente de la recogida selectiva, residuos industriales, y poda

Fuente: Elaboración propia
Datos actualizados a 2005

1.5 Conclusiones.

En España, el tratamiento que se aplica a los RM, o a las fracciones de dichos residuos, depende de las decisiones tomadas por cada comunidad autónoma, decisiones que en muchos casos se limitan a la aplicación de tratamientos tipo “end-of-pipe”. En la actualidad, el deseo de conservar nuestros recursos debería centrar la gestión de los residuos en la prevención de su generación, la minimización y el reciclaje de éstos.

Al diseñar un modelo de gestión de RM se debería tener presente que los aspectos ambientales son sólo uno de los aspectos a tener en cuenta, y que no hay que olvidar que aspectos como la viabilidad económica y técnica, el beneficio social y la opinión pública, y el comportamiento de la industria, son también aspectos decisivos a la hora de escoger o diseñar dicho modelo de gestión.

Respecto a la cantidad de residuos municipales generados, en todas las escalas geográficas estudiadas (Europea, Estatal, Autonómica y Metropolitana) la cantidad absoluta de residuos municipales generados aumenta significativamente a lo largo del tiempo. Se podría pensar que el aumento en la generación absoluta podría ser debido al aumento progresivo de la población en el territorio, pero si observamos la evolución en la generación de residuos per cápita vemos que ha disminuido ligeramente desde el 2001. Parece claro que el aumento que experimenta la generación absoluta de residuos municipales no es únicamente debido a factores demográficos si no que habría que considerar otros aspectos como el social-económico para poder dar una explicación a dicha evolución.

Respecto a la composición del residuo, vemos que, en el caso del municipio de Terrassa -pero extrapolable a muchos municipios de Catalunya que utilizan como sistema de almacenamiento temporal, contenedores dispuestos en la calle- existe una gran cantidad de impropios presentes en dichos dispositivos de almacenamiento temporal, por ello, conocer la composición, en cuanto a los materiales que se depositan en los dispositivos que un municipio pone a disposición del ciudadano para la recogida selectiva de residuos, es indispensable para el buen funcionamiento del sistema de gestión. El diseño, la operación, el rendimiento e incluso el posible impacto ambiental de las plantas de tratamiento/valorización dependen en gran medida de la cantidad y tipo de los impropios presentes en dichos dispositivos de recogida.

En cuanto a los sistemas de almacenamiento temporal, actualmente, existen diversos modelos posibles -Sistemas que utilizan contenedores dispuestos en la calle (AA, A y PaP), Sistemas que utilizan contenedores subterráneos y sistemas de recogida neumática- que pueden coexistir en un mismo municipio, y de hecho en muchos casos coexisten dependiendo de las necesidades y la facilidad de acceso al residuo para su recogida.

En la Tabla 1-9 y Tabla 1-10 de este capítulo se ha realizado un análisis DAFO de dichos sistemas.

Por otro lado, las operaciones de recogida y transporte de los residuos pueden representar un elevado porcentaje de los costes globales de gestión que deben asumir los municipios. Los

costes de recogida y transporte varían dependiendo del tipo de recogida, la frecuencia, los horarios de la misma, los equipos y el personal de recogida, etc.

Las fracciones recogidas selectivamente bien por su elevado contenido en impropios, bien por su multi-composición (es el caso del contenedor de Envases ligeros) no pueden entrar directamente en un proceso de reciclaje y requieren de un pre-tratamiento de separación de impropios o/y de separación de sus múltiples componentes antes del proceso de reciclaje propiamente dicho.

Concretamente, la fracción Envases ligeros que entra en las plantas de selección del entorno metropolitano, presenta un porcentaje de impropios que oscila entre el 27% y el 44%, siendo la media un 37% de impropios en dicha fracción; así, el rendimiento para este tipo de planta sería de alrededor del 50%, es decir que de cada 100 toneladas de fracción que entra, se recuperan 50 toneladas de materiales cuyo destino será las plantas de reciclaje de materiales⁷. El 50% restante tiene como destino o bien la valorización energética o bien la disposición controlada.

La fracción Orgánica en Catalunya, presenta un contenido medio ponderado de impropios de aproximadamente un 22% en peso. La presencia de impropios en esta fracción determina de forma muy especial las distintas posibilidades de tratamiento/valorización aplicables a dicha fracción, el poder predecir dicha calidad en base a factores socio-económico-demográficos facilitará el proceso de toma de decisiones (ver capítulo 4 de esta tesis).

En Catalunya, actualmente, parte de la fracción Orgánica recogida selectivamente se valoriza en plantas de compostaje, donde mediante un tratamiento biológico aerobio, es convertida en un compost cuya calidad varía mucho dependiendo de la "calidad" de la fracción tratada. Como se verá más adelante, el municipio de Terrassa ha apostado por un tratamiento biológico anaerobio de la fracción Orgánica y un posterior tratamiento aeróbico de compostaje.

Así, la fracción Orgánica recogida selectivamente tiene como destino el compostaje aun cuando el contenido de impropios desaconseje dicho tratamiento (ciertos estudios relacionan el contenido de impropios con la calidad del compost final obtenido (Soliva, 2008)). Como consecuencia gran parte del compost obtenido, aun cumpliendo con la normativa⁸ vigente en materia de productos fertilizantes y afines, tiene una muy baja demanda y por ello gran parte del compost obtenido en Catalunya se utiliza en proyectos de obras públicas de la administración (clausura de depósitos, regeneración de taludes, canteras, etc.).

⁷ De cada 100 toneladas que entran, 37 toneladas son impropios y el resto, 63 toneladas serían Envases ligeros. El 80% de 63 toneladas es 50.4 toneladas, por tanto de estas 63 toneladas, solo 50.4 toneladas van a plantas de reciclaje. Así el rendimiento de estas plantas es del orden del 50%. Se ha considerado un rendimiento del 80% para la instalación por ser el caso más desfavorable.

⁸ RD 824/2005 de 8 de Julio, sobre productos fertilizantes, en el que se clasifica el compost en 3 categorías, A, B y C según el contenido de metales presentes, y en donde se estipulan las características higiénico-sanitarias que debe cumplir dicho compost, así como la granulometría y el límite máximo de materiales inertes que el compost procedente de residuo urbano puede contener.

El contenido de impropios de la fracción Resto del residuo municipal (materia orgánica, vidrio, papel/cartón, envases ligeros) varía dependiendo del grado de implantación de la recogida selectiva, del modelo de recogida, y de la participación de la población en la separación en origen de las distintas fracciones. En el municipio de Terrassa, en el año 2006 el contenedor para el almacenamiento temporal de la fracción Resto presentaba la siguiente composición expresada en tanto por ciento en peso:

- Resto: 13%
- Envases ligeros:14%
- Vidrio:7%
- Papel/cartón: 12%
- Materia orgánica:45%
- *Deixalleria*: 10%

Siendo esta una composición totalmente extrapolable a la mayoría de municipios de ámbito metropolitano que disponen de sistemas de almacenamiento temporal mediante contenedores en la calle.

Debido al elevado contenido de impropios en dicha fracción, pero sobre todo debido al elevado contenido en materia orgánica, lo que impide su disposición directa en depósitos controlados, es necesario un tratamiento mecánico previo, de separación de impropios, para así obtener una fracción, denominada rechazo, y una fracción con un contenido mayor en materia orgánica, que generalmente es sometida o bien a tratamiento aeróbico de estabilización o bien de digestión anaerobia para obtener biogás y una posterior estabilización del contenido del digestor.

Así, se puede concluir que el conocimiento de la composición de las distintas fracciones que componen el residuo es determinante para poder decidir de forma adecuada las distintas posibilidades de tratamiento/valorización aplicables a dichas fracciones y especialmente en fracciones como la Orgánica y Resto.

2 Capítulo 2. Herramientas de ayuda para la toma de decisiones

2.1 Introducción. El Proceso de toma de decisiones

En las últimas décadas se han desarrollado una serie de herramientas o metodologías de soporte para la toma de decisiones que facilitan dicho proceso por parte de los centros decisores.

A.J. Morrissey, constata que la mayoría de modelos usados actualmente para la toma de decisiones en materia de gestión de residuos pueden clasificarse en tres categorías: (Morrissey, 2004)

- Modelos basados en Análisis Coste-Beneficio.
- Modelos basados en técnicas Multicriteriales.
- Modelos basados en Análisis del Ciclo de Vida

A continuación se hace una breve descripción de las herramientas de evaluación y soporte a la toma de decisiones, haciendo especial énfasis en los modelos basados en técnicas Multicriteriales y en los modelos basados en el Análisis del ciclo de vida, por ser los modelos más ampliamente utilizados y aceptados por la comunidad científica para la evaluación de distintas alternativas de gestión de residuos.

2.2 Análisis Coste-Beneficio

El análisis Coste-Beneficio es una herramienta que permite a los tomadores de decisiones evaluar los efectos positivos y negativos de un proyecto o política.

Los impactos asociados a dicho proyecto o política se miden en unidades físicas y se trasladan a unidades monetarias. Esto significa que aquellos impactos que no tienen un valor monetario directo, como los impactos al medioambiente o los impactos sociales, deben ser estimados en términos monetarios.

Existen distintos métodos para realizar esta estimación. Se puede estimar el coste asociado a evitar un efecto negativo (por ejemplo el coste que supone el control de la contaminación en

una incineradora), o se puede establecer qué cantidad está dispuesta a pagar un individuo para una mejora en el medioambiente, o una mejora social.

Las etapas principales para llevar a cabo un análisis Coste-Beneficio son:

- Definición del proyecto: En esta etapa se identifica el objetivo y se definen el alcance del proyecto, el escenario base y los escenarios alternativos.
- Identificación de costes (decrementos en el bienestar social y ambiental) y beneficios (incrementos en el bienestar social y ambiental): Se identifican los aspectos de cada escenario contemplado que se acercan, o alejan de la consecución del objetivo a alcanzar.
- Valoración de los costes y los beneficios: Valoración monetaria de los efectos asociados a cada escenario.
- Se determina, para el escenario de referencia, el valor neto del proyecto descontando los beneficios de los costes.
- Se determina, para los escenarios alternativos, el valor neto del proyecto descontando los beneficios de los costes.
- Se realiza un análisis de sensibilidad.

El análisis Coste-Beneficio permite a los tomadores de decisiones ver qué escenarios son eficientes en el uso de recursos. Así, la idea del análisis Coste-Beneficio es sencilla, un proyecto se debería llevar a cabo si los beneficios exceden al coste.

Como puntos fuertes asociados a este tipo de análisis, cabe destacar que los resultados se presentan de forma muy clara para los tomadores de decisiones, presentando todos los impactos, positivos y negativos, en un solo gráfico.

Como puntos débiles cabe destacar la incertidumbre asociada a la estimación del valor monetario de los diversos impactos ambientales y sociales. Convertir los impactos ambientales y sociales en valores monetarios suscita en muchos foros cuestiones éticas.

Por otro lado, los valores económicos asumidos pueden cambiar con el tiempo, pudiendo cambiar entonces el orden en que los distintos escenarios estudiados presentan eficiencia en el uso de recursos. El análisis se basa en determinar el valor de aquello que no se puede medir en función de las preferencias actuales, un cambio en las preferencias de generaciones futuras implica un cambio en el valor a considerar.

2.3 Análisis multicriterial

Como ya se ha comentado anteriormente, la planificación y la toma de decisiones en materia de gestión de residuos debe hacerse bajo una perspectiva, ambiental, económica y social. De forma que las diferentes alternativas deben considerarse y evaluarse bajo distintos criterios.

Por otro lado, para complicar más el proceso de toma de decisiones, existen diversos actores implicados en dicho proceso, con intereses/preferencias que entran muchas veces en conflicto.

El análisis multicriterial es una metodología en la que se especifica cómo deben combinarse los distintos tipos de información (ambiental, social, económica) para alcanzar una solución.

En el análisis multicriterial se evalúan un conjunto finito de alternativas, bajo distintos criterios.

Los criterios proporcionan medidas numéricas para cada uno de los impactos relevantes de las diferentes alternativas. La relevancia de los impactos depende de los distintos puntos de vista de los actores implicados en el proceso de toma de decisiones.

Según la oficina de cooperación EuropeAid (Europeaid, 2009), el análisis multicriterial es un método que permite orientar la toma de decisiones a partir de varios criterios comunes. Este método se destina esencialmente a la comprensión y a la resolución de problemas de decisión. Se utiliza para emitir un juicio comparativo entre proyectos o medidas heterogéneas, por lo que puede emplearse en evaluación.

Para poder llevar a cabo un análisis multicriterial, es necesario disponer de un conjunto de alternativas competitivas. Para cada una de estas alternativas, a través del análisis se elabora:

- una familia de criterios que permita formar juicio sobre estas alternativas.
- una tabla de valoración de las alternativas por criterio. Llamada también Matriz decisional.
- una agregación de los resultados para realizar una clasificación por orden de preferencia.

El análisis multicriterial puede llevarse a cabo según múltiples métodos, que pueden agruparse en cuatro categorías distintas:

- Método sin compensación
- Método agregación completa
- Método agregación parcial
- Método agregación local

Los métodos sin compensación incluyen una jerarquización de criterios y una definición de índices binarios para cada criterio. Mediante el examen sistemático de las alternativas en relación con cada criterio, se llega a la eliminación o a la selección de éstas; las opciones que siguen estando en la lista se analizan según el criterio siguiente, y así sucesivamente.

En los métodos por agregación completa, se procede por síntesis a determinar un valor que permite representar la agregación de todos los criterios. Esto implica que todos ellos sean medibles, y que las preferencias sean matemáticamente racionales.

En esta categoría del análisis multicriterial se permiten realizar compensaciones y todas las alternativas son comparables. Se aplica en situaciones sencillas y delimitadas.

Algunos métodos que pertenecen a esta categoría son: media ponderada, utilidad aditiva (UTA), Goal Programming ("programación por metas"), Analytic Hierarchy Process ("proceso analítico jerárquico", AHP), Multi Attribute Utility Theory ("teoría de la utilidad multiatributo", MAUT).

Los métodos por agregación parcial se caracterizan por la consideración de situaciones no comparativas, para las que se adopta un sistema de preferencias.

El análisis se centra en la comparación de alternativas clasificadas por pares, y toma como base un índice de superación.

Este tipo de métodos presenta la ventaja de permitir la comparación entre situaciones complejas, originalmente incomparables, incluyendo criterios de carácter muy diverso (objetivos y subjetivos).

Esta categoría engloba los métodos más conocidos (como Electre, Prométhée, Oreste, Macbeth, etc.)

La particularidad de los métodos por agregación local radica en su carácter iterativo, basado en las preferencias del decisor.

En este tipo de métodos se selecciona una opción, se elabora una propuesta con algunas alternativas y luego se retoma el análisis en bucle.

Estos enfoques sólo permiten abarcar un número reducido de alternativas y requieren una gran implicación por parte de los decisores.

Entre estos métodos se encuentran: programación lineal múltiple, PREFCALC, UTA interactivo, etc.

De esta forma, tomando como base diversos criterios, los decisores pueden integrar, en un contexto prospectivo o retrospectivo, la diversidad de las opiniones relativas a los proyectos para emitir un juicio.

Este método implica la participación de los distintos actores (decisores, técnicos, beneficiarios, etc.) y conduce a la obtención de consejos operativos y recomendaciones.

Su objetivo es alcanzar una solución mediante la simplificación del problema, respetando en todo momento las preferencias de los actores.

2.3.1 Etapas del análisis multicriterio

Según la comisión europea Europeaid (Europeaid, 2009), las principales etapas de un análisis multicriterial son:

- Etapa 1: Determinar el ámbito de aplicación e identificar la lógica de intervención
- Etapa 2: Designar al grupo (o a los grupos) de negociación o de juicio
- Etapa 3: Designar al equipo técnico que colaborará con el grupo de juicio
- Etapa 4: Determinar la lista de alternativas para incluir en el análisis multicriterial
- Etapa 5: Identificar y seleccionar los criterios de juicio

- Etapa 6: Determinar el peso relativo de los criterios
- Etapa 7: Juicio por criterio
- Etapa 8: Agregación de los juicios

A continuación se describen de forma resumida cada una de estas etapas.

- **Etapa 1: Determinar el ámbito de aplicación e identificar la lógica de intervención.**

En el contexto de la evaluación, el análisis multicriterial no se suele emplear para el conjunto de los temas objeto del estudio. Por esta razón, a menudo es aconsejable precisar ante todo en qué ámbito de la evaluación va a aplicarse.

Cuando el equipo de evaluación ya haya determinado el ámbito de aplicación del análisis, es importante tener presente el marco lógico de la intervención o, si no existe, definirlo. En efecto, es fundamental que, en un proceso en que los actores van a tener que valorar acciones alternativas, la lógica de intervención esté absolutamente clara y a disposición de todos.

- **Etapa 2: Designar al grupo de negociación o juicio.**

El análisis multicriterial se basa en valoraciones (puntuaciones) y la selección por preferencias que efectúan los miembros de un grupo de negociación (en el contexto de la planificación) o de un grupo de juicio (en el contexto de la evaluación).

Para poder guiar el análisis, el equipo de evaluación debe, pues, seleccionar a dicho grupo. Se trata de una selección crucial y compleja a la vez. Los actores del ámbito analizado pueden pertenecer a dos grandes categorías:

- Actores directos: Los actores "directos" son aquellos a quienes atañe el ámbito de la evaluación porque el programa les concierne directamente (por ejemplo beneficiarios, o víctimas), así como los especialistas en el tema, los responsables administrativos en el ámbito en cuestión, etc.
- Delegados de los actores directos: Los delegados pueden ser autoridades y representantes (territoriales o profesionales), responsables de ONG (por ejemplo asociaciones de personas afectadas, para la protección del medio ambiente, para la defensa del consumidor, representantes de los intereses de la mujer, etc.), responsables administrativos directamente relacionados con el ámbito del estudio, representantes de los donantes implicados, etc.

Los miembros del grupo suelen pertenecer a esta segunda categoría. Los miembros del grupo deben conocer adecuadamente el tema objeto de debate y, sobre todo, saber que su punto de vista podrá ser discutido y replanteado por otras personas.

Es responsabilidad del equipo de evaluación controlar que todos los grupos de actores relacionados con las alternativas que se cotejan tengan la representación necesaria, y de forma equitativa.

En algunas evaluaciones, se constituyen dos grupos distintos. Por un lado, un grupo de especialistas capaces de puntuar las alternativas que se comparan en relación con el criterio de juicio y, por el otro, un grupo de responsables que, a un nivel más decisorio, se encargue de la ponderación de los criterios de juicio.

Para que el grupo pueda funcionar, es fundamental que exista acuerdo entre sus miembros respecto del objetivo global de la intervención (por ejemplo, mejorar el grado de protección del entorno natural en una zona determinada). Si hay desacuerdo en el objetivo general, será muy difícil trabajar en objetivos específicos (por ejemplo, proteger la biodiversidad forestal), y aún más en objetivos operativos o acciones destinadas a la consecución de dicho objetivo (por ejemplo, impulsar la certificación de gestión forestal sostenible, crear reservas naturales, etc.).

- **Eta**pa 3: **Designar al equipo técnico que colaborará con el grupo de juicio.**

Según la envergadura y complejidad de los estudios, este equipo puede ser más o menos grande.

Entre los miembros del equipo debería designarse, un coordinador y un ayudante técnico.

El coordinador es una persona clave e imprescindible en el dispositivo. Su función es fundamental, ya que es imposible que un grupo sea capaz de realizar tal ejercicio sin que haya una coordinación.

Los principales cometidos del coordinador son:

- Delimitar el tema objeto del análisis y dilucidar la problemática estudiada.
- Ayudar a los participantes en la tarea de reelaboración del marco lógico del proyecto o del programa evaluado.
- Participar en la definición de las acciones, alternativas o escenarios que haya que incluir en el análisis multicriterial.
- Ayudar al grupo a identificar criterios de juicio y a elaborar reglas de ponderación.
- Ayudar al grupo en la puntuación de las alternativas por criterio.
- Decidir, de común acuerdo con el grupo, la realización de estudios complementarios llevados a cabo por expertos para facilitar las decisiones del grupo.
- Garantizar, en caso necesario, la asistencia técnica de una persona que domine a la perfección los programas informáticos necesarios para realizar determinados tipos de análisis multicriterial.
- Coordinar el funcionamiento del proceso de análisis en su globalidad, manteniendo la cohesión del grupo y asegurándose de que todos participen.

La elección del coordinador debe basarse en su experiencia en este tipo de tarea. También se valorarán sus conocimientos en el campo objeto de estudio. Es importante que el coordinador conozca a la perfección los posibles sesgos del método, a fin de evitar la formulación de resultados erróneos; en efecto, determinadas operaciones matemáticas pueden resultar algo opacas para los miembros del grupo (por ej.: diferencia de clasificación entre dos alternativas según se emplee la suma ponderada o el producto ponderado).

La asistencia técnica la proporciona una persona ("ayudante técnico") que domina el funcionamiento de los programas necesarios para realizar determinados análisis multicriterial.

En la mayor parte de análisis multicriterial de importancia es necesario recurrir a programas informáticos de cálculo, a veces incluso cartográficos. El empleo de estas herramientas requiere evidentemente la cualificación adecuada, por lo que es imprescindible recurrir a una persona con los conocimientos técnicos necesarios para manejar estos programas. Finalmente, es importante que el técnico sepa formular los resultados de forma que sean fácilmente comprensibles.

Puede suceder que, lo largo del análisis, el grupo requiera información adicional para poder continuar con su trabajo (por ejemplo, una mayor precisión en determinados efectos sobre el medio ambiente que pueda producir una acción). En estos casos, es necesario recurrir a uno o a diversos expertos competentes en la materia.

La participación de estos expertos puede reducirse a una sencilla opinión o, en determinados casos, llegar hasta la realización de estudios en mayor profundidad.

- **Etapas 4: Determinar la lista de alternativas para incluir en el análisis multicriterio.**

Se deben seleccionar las distintas alternativas que se van a comparar. Según sean sus objetivos, el análisis multicriterial ayudará a comparar:

- Escenarios o soluciones potenciales en un ejercicio de planificación o de evaluación ex ante (por ejemplo medidas susceptibles de disminuir el índice de pobreza);
- Alternativas de un proyecto de infraestructura (por ejemplo. situación de un puerto, trazado de una carretera, etc.);
- Acciones ejecutadas en el marco de un programa (por ejemplo valoración de distintas acciones dentro de un mismo programa de educación).

Evidentemente, la selección de las distintas alternativas es crucial, y todos los participantes deben entender sus mecanismos. A veces las soluciones son de fácil visualización (como por ejemplo dos trazados viarios mostrados sobre plano), pero en otros casos resulta más complejo (por ejemplo distintas modalidades de ayuda a las empresas).

El coordinador será el encargado de comprobar que todos los miembros del grupo han comprendido bien el contenido de cada una de las alternativas que se comparan.

El final de esta cuarta etapa consistirá en la elaboración de una lista de las acciones, escenarios o alternativas que se incluirán en el análisis.

En algunos métodos, esta lista puede irse ampliando a medida que se avanza en el estudio gracias a un reiterado proceso de reflexión que sirve tanto para elegir la solución óptima (o consensuada según el caso) como para pulir el contenido de las acciones.

En determinados ejercicios, la definición de las acciones puede ser especialmente prolongada y sofisticada. A menudo, el evaluador interviene una vez finalizada esta etapa para ayudar a

elegir entre las posibles acciones de un programa, por ejemplo en el contexto de una evaluación ex ante.

- **Etapa 5: Identificar y seleccionar los criterios de juicio.**

Se trata de una etapa central del análisis multicriterial; puede llegar a ser muy técnica.

Las reglas básicas para establecer los criterios de juicio pueden resumirse de la siguiente forma:

- Los criterios deben definirse antes de realizar el análisis, a partir de unas reglas que todos los participantes conozcan y acepten.
- Deben contemplar todos los puntos de vista expresados por los miembros del grupo (por ejemplo inquietudes económicas o ecológicas de algunos actores).
- No deben ser redundantes entre sí (por ejemplo no debe considerarse una misma preocupación en diversos criterios).
- Deben formar un conjunto coherente que conduzca a resultados plausibles e indiscutibles.

Los criterios pueden ser muy variados. En la literatura sobre el análisis multicriterial, es habitual encontrar las siguientes familias de criterios, fácilmente aplicables a todos los campos:

- económicos,
- ambientales,
- sociales u organizativos,
- legales y políticos.

Si es necesario, a estos grupos pueden añadirse criterios tecnológicos, especialmente vinculados a la fiabilidad de determinadas tecnologías y criterios de utilidad.

Para definir los criterios con el grupo, las técnicas son muy variadas, desde el *brainstorming* ("tormenta de ideas") hasta una lista predeterminada por el coordinador o por subequipos técnicos de trabajo.

Al finalizar este ejercicio, que en ocasiones puede ser largo, el sistema de criterios definido debe incluir todos los puntos de vista, de un modo u otro.

Salvo que el grupo no conozca debidamente el tema analizado y olvide puntos importantes, dicha selección de criterios podrá considerarse completa cuando el grupo no tenga nada que objetar al respecto. Esto ocurre generalmente cuando cada miembro del grupo dispone de un criterio para el que la acción que él prefiere se sitúa en primer lugar.

- **Etapa 6: Determinar el peso relativo de los criterios.**

Una vez definidos los criterios, una de las reglas del análisis consiste en ponderar estos criterios asignándoles un peso relativo que sea el indicador de su importancia relativa a los ojos de los actores.

Algunos análisis multicriteriales parten del consenso respecto al peso de los criterios. En ese caso, el grupo de juicio se limita a atribuir puntuaciones por criterio a cada propuesta.

Sin embargo, en la mayoría de los casos, el peso de los criterios no depende de un consenso, por lo que cada actor puede asignar un peso distinto a cada criterio.

Como en la etapa de selección de los criterios, en esta fase pueden manifestarse importantes divergencias de opinión entre los actores.

En los casos más sencillos, se le puede pedir al grupo que otorgue a los criterios una escala de valores cardinales, asignándoles por ejemplo coeficientes (por ejemplo, a cada criterio se le asigna un coeficiente entre 1 y 5, que refleja su peso o importancia relativa).

Otra solución sencilla sería la designación de una cantidad total de puntos que cada uno de los actores debería distribuir entre los distintos criterios (por ejemplo repartir un total de 20 puntos entre un total de 6 criterios).

Para los casos más complejos, se han desarrollado diferentes métodos que ayudan a formalizar estas ponderaciones (método Macbeth, matriz de resistencia, etc.).

Entre estos métodos hay uno que, por un lado es lo bastante sencillo como para que todos los interesados puedan entenderlo y, por el otro, lo bastante elaborado como para considerar nociones como la equivalencia, la preferencia y la clara preferencia; como si se tratase de un juego de naipes.

Todos los criterios se anotan en una serie de tarjetas o cartulinas, tipo baraja, y también pueden dejarse algunas en blanco (sin criterio escrito).

Cada uno de los miembros del grupo recibe una serie de cartas con los criterios, y tantas cartas blancas como desee.

Se trata de clasificar los criterios por orden (generalmente por orden decreciente de importancia). Este método contempla dos interesantes posibilidades: se pueden colocar diversos criterios en el mismo nivel (equivalencia), y se pueden insertar cartas blancas entre dos criterios para marcar la intensidad de la preferencia.

Entre todos los participantes se deben fijar dos sencillas reglas al principio: el número de niveles de cartas admitidos (por ejemplo, no se admiten más de 8 niveles de clasificación de los criterios) y el modo de puntuación (por ejemplo., la distancia entre la mejor y la peor puntuación no puede superar una razón de 5).

Por otro lado, determinados criterios pueden tener tanta importancia que requieran un tratamiento distinto de los demás. Es el caso de los criterios en los que puede introducirse la noción de umbral de veto. Según las decisiones del grupo, puede aplicarse en valor absoluto o relativo, intervenir solo o en serie, etc.

La definición de umbrales de preferencia y de indiferencia es también digna de consideración, especialmente en análisis largos y complejos.

Puede darse el caso de que haya actores que sólo dispongan de material de referencia general sobre estos temas y no apliquen las reglas de la misma forma, lo que a veces puede comportar sesgos.

Por ejemplo, si los umbrales de preferencia e indiferencia no se definen claramente al principio del proceso, dos actores con opiniones muy similares pueden clasificar dos alternativas de forma distinta: uno las puede situar al mismo nivel y otro a niveles distintos.

Así pues, estos umbrales deben quedar bien claros, por criterio y por actor; generalmente, se fijan en función del grado de precisión de los datos que permiten medir el criterio.

Cuando se ha elaborado junto con el grupo el conjunto del sistema para preparar el análisis, es importante probar su sensibilidad. El test de sensibilidad consiste en la observación del efecto de las modificaciones de los parámetros elegidos por el grupo sobre los resultados del análisis.

De esta forma se pueden someter a prueba las reglas fijadas por el grupo para averiguar, por ejemplo, si variaciones en la puntuación de los resultados por criterio, en la ponderación, en la agregación de subcriterios en un solo criterio o en la definición de un umbral tienen un efecto importante o no en los resultados del análisis.

En los análisis largos y complejos, este tipo de test puede realizarse en diversas etapas del proceso.

- **Etapa 7: Juicio por criterio**

Una vez definidos los criterios corresponde a cada uno de los actores emitir su juicio sobre cada una de las alternativas que se comparan, en relación con cada uno de los criterios.

En el marco de una evaluación ex ante (antes de la acción), este estudio es prospectivo. Puede basarse en la opinión de expertos, en estadísticas o, según la complejidad del asunto, en modelos predefinidos.

En esta fase, se trata pues de intentar asignar valores a los impactos de cada acción en relación con el criterio.

En el marco de una evaluación ex post (después de aplicar la acción), se puede realizar el mismo ejercicio que en la evaluación ex ante a partir de los resultados reales obtenidos. A veces, estas estadísticas pueden presentar lagunas; en ese caso, los datos pueden ser reconstruidos a partir de la opinión de los expertos.

Esta evaluación puede ser cuantitativa (por ejemplo número de empleos creados), pero también cualitativa (por ejemplo se puede responder al criterio "impacto paisajístico" mediante una escala del tipo "moderado, medio, fuerte").

Asimismo, la evaluación puede ser relativa; por ejemplo, al criterio "aceptabilidad social de la acción X", se puede responder simplemente que, según el actor Y, la acción A es más aceptable que la acción B.

Así, los resultados de este análisis de impactos pueden ser de carácter muy diverso, proceder de cálculos técnicos muy complejos o sencillamente de la opinión de expertos en la materia en cuestión.

El resultado del trabajo anterior es la calificación y, por ende, la valoración mediante un juicio de cada una de las alternativas en relación con cada criterio.

El juicio es emitido por el grupo, mientras que el estudio de impactos puede ser realizado previamente por especialistas en el tema objeto de estudio.

El objetivo de esta fase es llegar a otorgar a cada acción una puntuación por criterio. Gracias a estas calificaciones se pueden comparar, por un lado, las alternativas entre sí y, por el otro, las opiniones entre los distintos actores respecto de una misma acción.

Si no se tiene la posibilidad de recurrir a programas informáticos que permitan acceder a las distintas posibilidades del análisis multicriterial, se pueden facilitar los cálculos y el progreso del análisis transformando las opiniones cualitativas en valores.

- **Etapa 8: Agregación de los juicios**

Se trata de un punto crucial del análisis, y no precisamente el más sencillo. Cuando ya se han puntuado las distintas alternativas por criterio, la primera idea que suele proponerse es la aplicación de operaciones matemáticas simples para comparar las alternativas. Sin embargo, es importante controlar bien los métodos empleados ya que, de lo contrario, el riesgo de incoherencias y de resultados poco o nada fiables es elevado.

Para empezar, hay que comprobar que todos los datos funcionan en el mismo sentido en relación con la preferencia de los actores del grupo (por ejemplo se prefiere tal superficie para la realización de una obra aunque ésta sea más reducida). El empleo de puntuaciones por criterio empleando clases (por ejemplo clase de superficie de construcción) o rangos (por ejemplo acción clasificada en primer lugar para un criterio determinado) permite relativizar las distancias entre los criterios.

Sin embargo, sigue existiendo riesgo de llegar a resultados poco satisfactorios. En esta fase, es importante comprobar si diversas maneras de dirigir la operación conducen a resultados similares o, por el contrario, exageradamente dispares (por ejemplo una acción que ocupe el primer lugar en una matriz y el último en otra tan solo modificando una escala en un parámetro).

Existen diversos métodos para realizar la agregación de juicios.

a **Suma ponderada**

El método de la suma ponderada es perfectamente aplicable a medidas de valores reales, comparables entre sí. Sin embargo, enseguida se revela confusa cuando intervienen valores de distinta naturaleza.

Si el grupo decide aplicar el método de la suma ponderada para agregar los resultados, significa que acepta que entre los criterios es posible toda compensación.

b **Producto ponderado**

El método del producto ponderado también se utiliza muy a menudo. A pesar de los riesgos matemáticos, su empleo permite considerar mejor los extremos. En este sentido, es más adecuado para incluir lo que algunos miembros del grupo puedan considerar como no compensable (o mal compensable). Por otro lado, con este sistema el veto se puede expresar con valor igual a cero en la puntuación de un criterio.

c **Métodos basados en las relaciones de superación (“outranking”)**

Los especialistas en el ámbito de la decisión multicriterial enseguida se vieron enfrentados a una serie de dificultades cuando las acciones alternativas eran poco o incluso nada comparables entre sí (por ejemplo, en el marco de un programa de salud, una acción de vacunación y otra acción de carácter informativo).

A partir de ahí, se han desarrollado tres conceptos básicos para valorar la noción de preferencia en los análisis multicriterial más recientes:

- La preferencia, que indica claramente que un actor se decanta más por una acción que por otra;
- La indiferencia, que se da cuando el actor no se inclina de manera suficientemente clara y razonable por ninguna de las dos alternativas (equivalencia);
- La incomparabilidad, que es la dificultad con que tropieza un actor para comparar dos alternativas entre sí. La relación de superación se basa entonces en la premisa de que, entre dos alternativas incomparables o de difícil comparación, el actor se pronuncia de esta manera: "la acción A es al menos tan buena, o no peor, que la acción B".

Los métodos que abarcan conceptos tan sutiles como estos, indispensables en el análisis de preferencias, se basan en el empleo de programas informáticos que facilitan enormemente la elaboración de los resultados, del test de sensibilidad, de los procesos iterativos, etc., así como la excesiva complejidad de los cálculos

Independientemente de los métodos elegidos para la realización de los cálculos y agregaciones, con el análisis multicriterial se llega a una tabla (o varias) de valoración que permite sintetizar los resultados obtenidos por acción respecto de cada criterio (y eventualmente respecto de cada actor).

Si se trata de un trabajo en el marco de un consenso de grupo (por ejemplo la dirección de una empresa) y/o si se manejan criterios con pesos idénticos para todos (por ejemplo para los

profesores en la calificación de los alumnos), la tabla de valoración representa el resultado del análisis multicriterial.

Si el análisis multicriterial se realiza a partir de ponderaciones propias de cada actor, es necesario interpretar las tablas de valoración, e incluso es posible que haya que volver a recurrir al grupo para poder seguir avanzando en el análisis.

Esta última operación puede llevarse a cabo a partir de:

- La simple restitución al grupo de los juicios de cada miembro en el caso de que el análisis multicriterial no conlleve negociación, lo que puede ser el caso en evaluación;
- La búsqueda de la mejor o de las mejores soluciones para el grupo. Existen diferentes técnicas: eliminar las alternativas "menos buenas" (las que han obtenido las puntuaciones más bajas o el nivel mínimo de preferencia) o intentar encontrar las mejores (nivel máximo de preferencia). Estas técnicas, a menudo iterativas en esta fase, tienen por objeto tender hacia un verdadero consenso.

2.3.2 Ventajas y límites del análisis multicriterial

Las principales ventajas del análisis multicriterial son (Europeaid, 2009):

- El método permite hallar una solución en situaciones complejas
- Se trata de un método comprensible
- Se trata de un método racional
- Es una herramienta de negociación útil en discusiones complejas.

La principal ventaja del análisis multicriterial es su utilidad para simplificar situaciones complejas. Efectivamente, se ha comprobado que, más allá de determinados criterios, la mayoría de los decisores no son capaces de integrar la totalidad de la información en su valoración (Europeaid, 2009).

Descomponiendo y estructurando el estudio, el análisis multicriterial permite avanzar paso a paso hacia la búsqueda de una solución, con toda transparencia.

Aunque las herramientas matemáticas o cartográficas empleadas para tratar la información puedan ser complejas, las bases sobre las que se realiza la selección de los criterios y la puntuación de los resultados son a menudo sencillas, comprensibles y determinadas por el grupo que conduce el análisis. Gracias a ello, los actores implicados pueden seguir con claridad el proceso y las selecciones realizadas.

Gracias al estudio homogéneo y simultáneo de un gran número de factores, este método permite también una valoración estable de los diferentes elementos incluidos en el análisis. En este sentido, racionaliza el proceso que conduce a las decisiones.

Dadas sus ventajas, el análisis multicriterial se ha convertido en un instrumento muy utilizado en la resolución de problemas complejos y en contextos conflictivos, como por ejemplo el de la ordenación territorial.

La claridad del método contribuye a "sosegar pasiones" durante el debate y a aumentar y desarrollar la comunicación entre los actores. Es, pues, una herramienta de negociación de gran utilidad en las discusiones entre los usuarios.

Los límites que presenta el análisis multicriterial son (Europeaid, 2009):

- Condiciones previas: Los actores implicados en el proceso deben tener un mínimo de puntos de acuerdo.
- Dificultad de las discusiones.
- Disponibilidad de datos
- Factor tiempo
- Tecnicidad del método
- Dimensión subjetiva del análisis

Un requisito previo para a la realización del análisis es la existencia de un mínimo de puntos de acuerdo entre los actores. Así, por ejemplo, el análisis multicriterial de los objetivos operativos de un programa sólo puede llevarse a cabo si los actores coinciden en su objetivo global y, si es posible, en su objetivo específico. Por ejemplo: para hacer que los actores trabajen en el estudio de las variantes de un proyecto vial, es necesario que estén de acuerdo en la necesidad de mejorar la circulación automovilística en una zona determinada.

No hay que subestimar las dificultades operativas para seleccionar las acciones o alternativas a estudiar, para definir los criterios de comparación y elaborar las tablas de puntuación. A veces, las discusiones para resolver estos puntos, esenciales para el éxito del ejercicio, pueden ser largas y complicadas.

En determinadas situaciones, la falta de datos fiables en el plazo necesario para establecer y validar los métodos puede suponer un problema.

La duración de la ejecución del análisis (y su coste) es a menudo el factor más limitativo en el marco de una evaluación. Los análisis multicriterial suelen basarse en procesos prolongados e iterativos, que pueden requerir un importante y largo período de negociación. En el contexto de la evaluación, el factor tiempo en este tipo de análisis puede constituir un límite.

Es evidente que este tipo de análisis conlleva cierto grado de tecnicidad. Además de las herramientas informáticas que hay que saber manejar, los conceptos y los métodos matemáticos de agregación de datos requieren la cualificación adecuada.

Aunque, sin lugar a dudas, el análisis multicriterial racionaliza el enfoque de problemas complejos, incluyendo datos objetivos y subjetivos, es cierto que puede ser considerado, por sus detractores, como un método subjetivo.

2.4 Análisis del Ciclo de Vida (ACV)

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV de ahora en adelante) es un instrumento de gestión que permite la toma de decisiones, fundamentalmente desde el punto de vista ambiental.

El ACV consiste básicamente en un conjunto de técnicas articuladas en un procedimiento objetivo sistemático para identificar, clasificar, y cuantificar las cargas contaminantes o los impactos ambientales y los recursos materiales y energéticos asociados a un producto, un proceso o una actividad desde su concepción hasta su eliminación. El conjunto de estas etapas se denomina ciclo de vida del producto o más gráficamente, de la cuna a la tumba.

El objetivo de un ACV es la reducción de los impactos ambientales asociados a aquel producto, aquel proceso o aquella actividad, reduciendo al mismo tiempo el consumo de materias primas, energía y emisiones al medio mediante la puesta en marcha de procedimientos encaminados a obtener mejoras en el sistema estudiado.

Según la Norma ISO 14040, el ACV puede ayudar en (ISO14040, 2006):

- La identificación de oportunidades de mejora de los aspectos ambientales de los productos en varios puntos de su ciclo de vida.
- La toma de decisiones en la industria, las organizaciones gubernamentales o no gubernamentales, por ejemplo en la planificación estratégica, en el establecimiento de prioridades, en el diseño o rediseño de productos o procesos...
- La selección de indicadores de comportamiento ambiental relevantes, incluyendo técnicas de medición.
- En el marketing.

El esquema metodológico de un ACV comprende cuatro etapas fundamentales, aunque no se puede entender como un proceso secuencial sino más bien como un proceso iterativo, dichas etapas son:

- Definición del objetivo y alcance del estudio
- Análisis de inventario
- Evaluación del impacto
- Interpretación de los resultados

El Objetivo del estudio de ACV debe indicar sin ambigüedad la aplicación pretendida, las razones para realizar el estudio y el destinatario de éste.

En la definición del Alcance se han de considerar y describir claramente las funciones del sistema o producto en estudio; la unidad funcional; los límites del sistema; las reglas de asignación; los tipos de impacto y la metodología de evaluación de impacto, así como la consiguiente interpretación a realizar; los requisitos de los datos; las hipótesis; las limitaciones; los requisitos iniciales de calidad de los datos; el tipo de revisión crítica, si la hubiera y el tipo y formato del informe final.

El Análisis de inventario (*Life Cycle Inventory*; LCI), comprende la obtención de datos y los procedimientos de cálculo para cuantificar las entradas y salidas relevantes de un sistema. Estas entradas y salidas pueden incluir el uso de recursos y las sustancias emitidas al aire, agua y suelo asociadas con el sistema.

La Evaluación del impacto trata de hacer más comprensibles los datos, resultado del análisis de inventario. Implica la asociación de los datos de inventario con impactos ambientales específicos tratando de valorar dichos impactos.

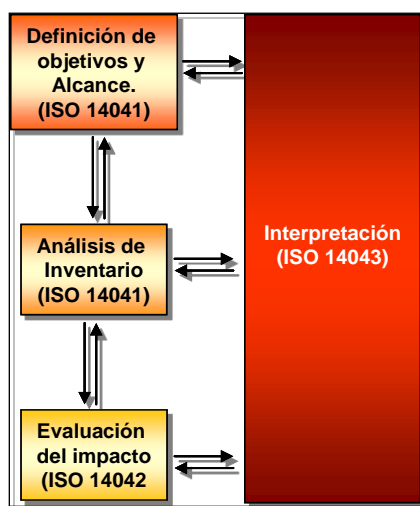


Figura 2-1 Etapas de un ACV según Norma ISO 14040.

En el nivel de detalle, la elección de impactos evaluados y las metodologías usadas dependen del objetivo y alcance del estudio. Esta etapa, a su vez, consta de las siguientes etapas:

- Selección y definición de las categorías de impacto: Se decide cuáles son las categorías de impacto que se consideraran (efecto invernadero, calentamiento global...)
- Clasificación: Asignación de los datos del inventario a las categorías de impacto.
- Caracterización: En esta etapa, usando lo que se ha denominado “factores de caracterización” se procede a la cuantificación y, si es posible, a la agregación de los agentes contaminantes en categorías de impacto.
- Valoración o ponderación: Los datos de las diferentes categorías de impacto son ponderados y agregados con la intención de obtener un resultado único o índice ambiental. La valoración ha de estar basada en gran parte en informaciones sobre valores y preferencias sociales. Existen diversas herramientas para intentar que la etapa de valoración sea un proceso racional, estas están basadas en el juicio de expertos y en opiniones de las partes afectadas o interesadas. Algunos procedimientos son cuantitativos (por ejemplo los de análisis multicriterial) donde se asignan pesos específicos a los impactos para poder sumarlos ponderadamente y otros son cualitativos. Como puede verse, esta etapa tiene un carácter subjetivo pero es una etapa necesaria en muchos casos, en particular si lo que se quiere es comparar dos o más sistemas alternativos.

En la literatura existen distintos métodos de evaluación del impacto, los principales se describen en el apartado 2.4.1. en dónde se hace una reflexión más profunda sobre la evaluación del impacto en los estudios de ACV.

Por último los resultados de la etapa de Interpretación de resultados pueden adquirir la forma de conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones, de forma consistente con el objetivo y alcance del estudio.

2.4.1 Métodos de evaluación de impacto en la metodología ACV.

Todos los métodos de evaluación del impacto tienen la siguiente estructura:

- Selección de las categorías de impacto
- Clasificación
- Caracterización
- Normalización
- Valoración o Ponderación

La selección de categorías apropiadas de impacto está guiada por el objetivo del estudio. Una ayuda importante en el proceso de seleccionar categorías de impacto es la definición de los llamados puntos finales. Los puntos finales deben ser entendidos como temas del interés ambiental, tales como la salud de los seres humanos, la extinción de especies, la disponibilidad de recursos para la futura generación, etc. La Norma ISO 14042 no recomienda puntos finales específicos, pero exige la selección cuidadosa y la definición de los puntos finales anticipada. Posteriormente, las categorías de impacto pueden ser seleccionadas, siempre y cuando el modelo ambiental que une la categoría de impacto con el punto final se describa claramente. No es necesario describir este vínculo cuantitativamente.

El resultado del análisis de inventario usualmente contiene cientos de emisiones y parámetros de extracción de recursos diferentes. Una vez que las categorías de impactos relevantes hayan sido determinadas, los resultados de la fase de inventario deben ser asignados, clasificados, a estas categorías de impacto. Por ejemplo: CO₂ y CH₄ están asignados a la categoría de impacto "Calentamiento global", mientras que SO₂ y NH₃ están asignados a una categoría de impacto de acidificación. Es posible asignar emisiones a más de una categoría de impacto a la vez. Así por ejemplo el SO₂, también puede ser asignado a una categoría de impacto como salud humana o enfermedades respiratorias.

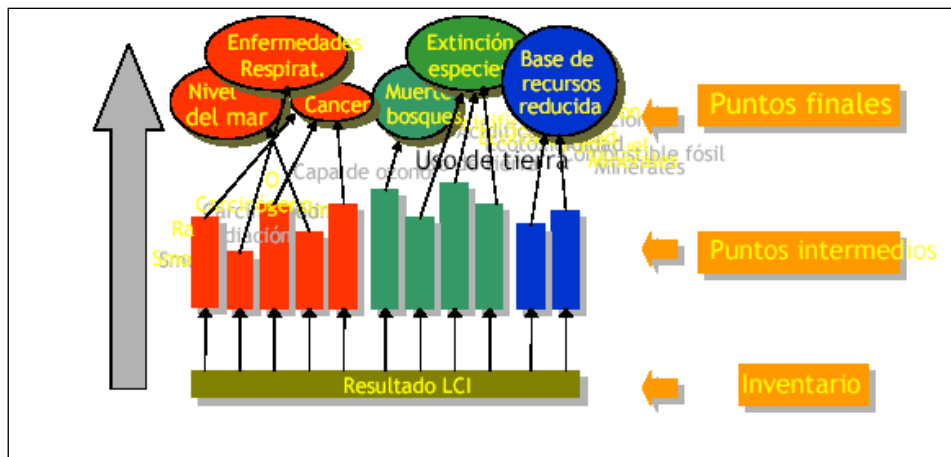


Figura 2-2 Resumen general de la estructura de un método para la determinación del impacto.
Fuente: (Simapro7, 2010)

Una vez que las categorías de impacto hayan sido definidas y los resultados del análisis de inventario hayan sido asignados a estas categorías de impacto, será necesario definir lo que se denomina factores de caracterización. Así durante la caracterización las sustancias que contribuyen a una determinada categoría de impacto se multiplican por su factor de caracterización que expresa la relativa importancia de la sustancia a dicho impacto. Por ejemplo, si en una escala de tiempo de 100 años la contribución de 1 kg de CH₄ al calentamiento de la tierra es 42 veces más alta que la de la emisión de 1 kg de CO₂, eso significa que si el factor de caracterización de CO₂ es 1, el factor de caracterización de CH₄ es 42. Por lo tanto, el indicador de la categoría de impacto para el calentamiento de la tierra puede ser calculado multiplicando el resultado de la etapa de inventario por el factor de caracterización.

La normalización es un procedimiento que se requiere para demostrar hasta qué grado la categoría de impacto contribuye en forma significativa al problema ambiental global. Lo anterior se hace multiplicando los indicadores de la categoría de impacto por un valor "normal".

Existen distintas maneras para determinar el valor "normal". El procedimiento más común es determinar los indicadores de la categoría de impacto para una región durante un año y, si así se desea, dividir este resultado por la cantidad de habitantes en esta área.

La normalización tiene dos propósitos:

- Excluir las categorías de impacto que solo contribuyen en un montante muy pequeño en comparación a otras categorías de impacto, reduciendo así la cantidad de puntos que deben ser evaluados.
- Los resultados normalizados demuestran el orden de magnitud de los problemas ambientales generados por el ciclo de vida del sistema estudiado comparado con el total de los impactos para el ambiente en una zona geográfica.

La ponderación es el paso más controvertido y difícil en la determinación del impacto en el ciclo de vida. Han sido sugeridas varias soluciones para resolver o simplificar el problema de la ponderación:

- Usar un foro (panel de expertos) que evalúe la categoría de impacto y que sugiera ponderaciones estándar.
- Establecer un objetivo para cada categoría de impacto y este objetivo podrá ser utilizado para derivar un factor de ponderación. Si la diferencia es grande, la ponderación será grande. Es lo que se denomina distancia al objetivo.
- Monetizar los daños. Los daños son expresados en la misma unidad monetaria: Unidades de impacto para el medio ambiente comparables a Euros. En la metodología se supone que estos tipos diferentes de costos (costo actual y *disposición a pagar* y *costos futuros de extracción*) pueden ser agregados. Eso puede ser interpretado como un paso de ponderación en el cual los factores de ponderación para estos diferentes tipos de costos equivale uno.

Existen varios problemas asociados al uso de un foro para establecer ponderaciones, por un lado es muy difícil explicar a un foro el significado de los indicadores de categorías de impacto. Son demasiado abstractos (“CO₂ equivalente” o “liberación de protón”), y por otro lado en un acercamiento de punto intermedio, la cantidad de indicadores a evaluar en general es bastante grande (10 a 15), los foros tienden a dar una gama muy pequeña de ponderaciones (normalmente de 1 a 3). En ciencias sociales eso se llama *estructura básica (framing)*.

El acercamiento basado en la distancia al objetivo también presenta ciertas dificultades. No está claro si todos los objetivos tienen la misma importancia. Usualmente, los métodos de objetivos consisten en un acuerdo entre grupos de interés y no necesariamente reflejan la necesidad “real” para la reducción de impactos ambientales. En caso de que se usen objetivos científicos, diferentes tipos de daños deben ser ponderados.

En la tabla Tabla 2-1 se muestra el resumen de los métodos de evaluación de impacto más usados en los estudios de ACV.

2.4.2 Puntos fuertes y puntos débiles de la metodología ACV.

2.4.2.1 Limitaciones del ACV

El ACV es una metodología muy potente para la comparación desde el punto de vista ambiental de las diferentes opciones de gestión asociadas a un mismo flujo de residuos (por ejemplo incineración versus vertido de la fracción Resto del residuo), pero el ACV es una metodología que no es capaz de realizar proyecciones (*forecasting*) sobre la generación de residuos (cantidad, composición y tipología) en base al entorno socio-económico-geográfico.

El modelo de gestión de residuos que se decide adoptar en una determinada zona geográfica ha de ser un modelo válido para un periodo de tiempo relativamente grande (15-20 años): La aplicación de modelos de gestión de residuos que no tengan en cuenta los cambios que potencialmente puede experimentar una sociedad durante ese período de tiempo se arriesgan a quedar, por un lado, sobre o infra-dimensionados, y por otro lado obsoletos tecnológicamente hablando.

Así por ejemplo el ACV es incapaz de:

- Realizar predicciones sobre el comportamiento de la sociedad versus a un determinado modelo de recogida, si esta tendrá o no una buena acogida y por tanto una alta participación, lo que redundará en una mejor calidad de las distintas fracciones recogidas separadamente.
Una mayor participación puede implicar, entre otras cosas, un mayor reciclaje/valorización de los materiales contenidos en los residuos, y por tanto un menor consumo de recursos, cosa que repercute directamente en las cargas ambientales asociadas al modelo.
Una mejor calidad en las fracciones que se recogen de forma selectiva puede implicar un rediseño de las instalaciones de recuperación de materiales y/o de las instalaciones de tratamiento mecánico biológico.
- Realizar predicciones sobre la disminución de la cantidad de residuo a gestionar debido a la aplicación de una determinada medida de prevención.

Para realizar este tipo de estudios se necesitan herramientas de predicción basadas en dinámica de sistemas.

El ACV tampoco es capaz de realizar un análisis de los costes asociados a una determinada tecnología de tratamiento o, a un determinado modelo de recogida de residuos, o, en general, un determinado modelo de residuos.

Tampoco es una herramienta útil para realizar un análisis de los beneficios/perjuicios sociales que comporta un determinado modelo de gestión de residuos. Es decir, realizar un análisis de la distribución equitativa de dichos beneficios/perjuicios en términos de equidad social.

Es por todo esto que el ACV es un instrumento que proporciona información ambiental sobre un determinado modelo de gestión pero que necesita ser complementada con la información económica y social que proporcionan otras herramientas, así como con la información que proporcionan herramientas de predicción de residuos, a fin de tomar decisiones en relación a un sistema tan complejo como es la gestión sostenible de los residuos.

2.4.2.2 Información ambiental

2.4.2.2.1 Unidad Funcional.

Algunos estudios relacionados con la gestión de residuos, definen como unidad funcional el kilogramo o la tonelada de un determinado tipo de residuo generado (por ejemplo la tonelada de fracción Envases ligeros generada, o la tonelada de fracción Resto generada). De esta forma calculan las cargas ambientales por kilogramo o tonelada de residuo generado. Así, por ejemplo lo hacen Winkler *et al.*, al comparar los resultados que proporcionan distintas herramientas comerciales basadas en metodología ACV (Winkler, 2007), y también Morris al comparar mediante metodología ACV el reciclaje de materiales recogidos selectivamente versus la incineración o vertido del residuo municipal en masa. (Morris, 2005).

Según Ekwall *et al.*, esto implica indirectamente considerar que la cantidad de residuo no se ve afectada por las medidas de gestión de residuos investigadas. (Ekwall, 2007).

Los modelos ACV que calculan cargas ambientales por kilogramo o tonelada de residuo generado permiten comparaciones ambientales de diferentes opciones de tratamiento de una determinada fracción del residuo en cuestión, suponiendo invariable su composición, pero no permiten el análisis de cambios en las cantidades o de cambios en las composiciones de la fracción de residuo en estudio.

Así, según Ekwall *et al.*, los modelos ACV son inadecuados para la identificación y evaluación de las estrategias de prevención de residuos.

Por otro lado, si se tienen las mismas cantidades de residuos tratados en diferentes escenarios, es posible la simplificación de los análisis comparativos.

Así, si lo que se quiere es analizar qué suponen los cambios en las cantidades de una fracción de residuo generada (debido por ejemplo a la introducción de medidas de prevención de residuos), es mejor usar como unidad funcional la totalidad de aquella fracción de residuo que ha estado generada en la zona geográfica que utiliza el sistema de gestión en estudio durante un período de tiempo determinado.

El análisis de cambios en la composición de la fracción de residuo en cuestión tiene otras limitaciones que se comentan en el apartado 2.4.2.2.5 de este capítulo.

2.4.2.2.2 Asunción de carga cero

Los análisis comparativos relacionados con la gestión de residuos no tienen en cuenta la producción, distribución y uso de los materiales contenidos en los residuos. Esta simplificación se denomina “Asunción de carga cero”. Se asume que los residuos no aportan carga ambiental al escenario en estudio, es decir no se tienen en cuenta las cargas ambientales asociadas a la fabricación, distribución y uso de los materiales/productos contenidos en los residuos.

La fabricación, distribución y uso de los materiales/productos contenidos en los residuos está fuera de los límites del sistema.

Así por ejemplo:

- Se le asociarían las mismas cargas ambientales (cero) al residuo “lata de aluminio” generado en Catalunya y procedente de una lata de refresco de aluminio fabricada en Catalunya, que al residuo “lata de aluminio” generado en Catalunya pero procedente de una lata de aluminio fabricada en Australia.
- Se le asociarían las mismas cargas ambientales (cero) al residuo “lata de aluminio” generado en Catalunya y procedente de una lata de refresco de aluminio fabricada a partir de aluminio reciclado, que al residuo “lata de aluminio” generado en Catalunya y procedente de una lata de refresco de aluminio fabricada a partir de aluminio no reciclado.

Teniendo en cuenta que en los residuos nos podemos encontrar multitud de materiales, si no se hiciese esta asunción el análisis sería mucho más complicado y en muchos casos se vería que las cargas ambientales asociadas a la gestión de residuos son despreciables en comparación a las cargas ambientales de la fabricación, distribución y uso de los materiales/objetos que finalmente se convierten en residuos. En este sentido, uno de los estudios realizados en el marco de esta tesis, demostró que las cargas ambientales asociadas a la fabricación del plástico contenido en envases de plástico era la etapa que contribuía en mayor medida a la huella ecológica del producto, muy por encima de las cargas ambientales asociadas a la gestión de estos envases una vez convertidos en residuos. (Garrido, 2007)

Tabla 2-1 Tabla resumen de los métodos más usados en la etapa de evaluación del impacto en estudios de ACV

Método de evaluación del Impacto	Desarrollado por	Categorías de impacto consideradas	Pasos incluidos			
			C	E	N	V/P
CML 1992 V2.1	Universidad de Leiden. Holanda	<ul style="list-style-type: none"> - Efecto invernadero (GWP100) - Agotamiento de la capa de ozono (ODP) - Ecotoxicidad - Toxicidad humana - Acidificación - Eutrofización - Oxidación fotoquímica - Agotamiento de primeras materias y energía - Sólidos 	X	-	X	-
CML 2001	Universidad de Leiden. Holanda	<ul style="list-style-type: none"> - Agotamiento de recursos abióticos - Cambio climático. Efecto invernadero (GWP100) - Agotamiento de la capa de ozono (ODP) - Toxicidad humana - Ecotoxicidad en agua dulce - Ecotoxicidad en agua marina - Ecotoxicidad terrestre - Oxidación fotoquímica - Acidificación - Eutrofización 	X	-	X	-
Eco-Indicador-95 V2.1	PRé Consultants. Holanda.	<ul style="list-style-type: none"> - Efecto invernadero - Agotamiento de la capa de ozono - Acidificación - Eutrofización - Metales pesados (aire y agua) - <i>Summer Smog</i> - <i>Winter Smog</i> - Carcinógenos - Pesticidas - Recursos energéticos - Residuos sólidos 	X	-	X	X

Método de evaluación del Impacto	Desarrollado por	Categorías de impacto consideradas	Pasos incluidos			
			C	E	N	V/P
Ecoindicador-99	PRé Consultants. Holanda.	<ul style="list-style-type: none"> - Carcinógenos - Orgánicos respiración - Inorgánicos respiración - Cambio climático - Radiación - Destrucción capa de ozono - Ecotoxicidad - Acidificación - Uso del suelo - Minerales - Combustibles fósiles 	X	X ¹	X	X
Ecopuntos 97 (Método de escasez o UBP)	Ministerio de medio ambiente Suizo. (BUWAL)	<ul style="list-style-type: none"> - NO_x - SO_x - NMVOC - NH₃ - PM10 - CO₂ - Capa de Ozono - Pb (aire) - Cd(aire) - Zd(aire) - Hg(aire) - COD - P - N - Cr(agua) - Zn(agua) - Cu(agua) - Cd(agua) - Hg(agua) - Pb(agua) - Ni(agua) 	X	-	X	X

Método de evaluación del Impacto	Desarrollado por	Categorías de impacto consideradas	Pasos incluidos			
			C	E	N	V/P
		<ul style="list-style-type: none"> - AOX(agua) - Nitrato(suelo) - Metales(suelo) - Pesticidas(suelo) - Residuos - Residuos especiales - LMRAD (residuos radiactivos baja media actividad) - HRAD (residuos radiactivos alta actividad) - Energía 				
EDIP 96 V2.1 (Environmental Design of Industrial Products, in Danish UMIP)	Institute for Product Development, Technical University of Denmark.	<ul style="list-style-type: none"> - Efecto invernadero - Agotamiento de la capa de ozono - Acidificación - Eutrofización - <i>Smog</i> fotoquímico - Ecotoxicidad agua crónica - Ecotoxicidad agua aguda - Ecotoxicidad suelo crónica - Toxicidad humana aire - Toxicidad humana agua - Toxicidad humana suelo - Residuos voluminosos - Residuos peligrosos - Residuos radiactivos - Escorias/cenizas - Recursos 	X	-	X	X
EPS 2000 (Environmental Priority Strategies in product design)	Chalmers University of Technology	<ul style="list-style-type: none"> - Esperanza de vida - Morbilidad severa - Morbilidad - Molestia severa - Molestia - Capacidad crecimiento cultivos 	X	X ²	³	X

Método de evaluación del Impacto	Desarrollado por	Categorías de impacto consideradas	Pasos incluidos			
			C	E	N	V/P
		<ul style="list-style-type: none"> - Capacidad crecimiento bosques - Producción de pescado y carne - Acidificación del suelo - Capacidad producción de agua para irrigación - Capacidad producción de agua de boca - Agotamiento de reservas - Especies en extinción 				
IPCC 2001 GWP 100^a; 20^a; 500^a.	Ecoinvent	- IPCC GWP 100a	X	-	-	-

C: Caracterización

E: Evaluación del daño

N: Normalización

V/P: Valoración ponderación

¹ Agrupa las categorías de impacto consideradas en las siguientes categorías de daño: Salud Humana, Calidad del ecosistema y Recursos

² Agrupa las categorías de impacto consideradas en las siguientes categorías de daño: Salud Humana, Capacidad productiva del ecosistema, Reservas de recursos abióticos y Biodiversidad.

³ Estima los daños usando la monetarización de éstos. No es necesaria la normalización.

Fuente: Elaboración propia a partir de (Simapro7, 2010)

2.4.2.2.3 Modelos estáticos

Los modelos tradicionales de ACV son modelos estáticos. Es por ello que los estudios de ACV dan las bases para identificar aquellas estrategias de gestión de residuos más útiles (menos contaminantes) para cubrir las necesidades actuales (se necesita gestionar "X" toneladas de residuos municipales al año, siendo "X" la cantidad generada actualmente). No dicen nada respecto las necesidades futuras o de futuras generaciones. (Ekvall, 2007)

De esta forma nos podemos encontrar que:

- Una tecnología apropiada actualmente puede ser incompatible con el desarrollo sostenible de la sociedad futura.
- La generación actual de residuos sea diferente de la generación futura tanto en cantidad como en composición.

2.4.2.2.4 Información geográfica

La valoración del impacto asociado a la emisión de determinados contaminantes depende en gran medida de dónde y cuándo se emitan.

Determinadas categorías de impacto como por ejemplo la eutrofización, acidificación o la toxicidad humana, requieren de un enfoque localista. (*Site-dependent approaches*) La sensibilidad que presentan distintas zonas geográficas versus el potencial impacto que puede causar un contaminante o grupo de contaminantes no es la misma. Así por ejemplo, la sensibilidad a la emisión de SO₂ no es la misma en una zona geográfica donde haya cierta afectación por la lluvia ácida (Suecia), que en una zona donde no se dé dicha afectación (España): (Ekvall, 2007)

El ACV tiene mecanismos a fin de introducir esta diferente sensibilidad en relación a la emisión de diferentes contaminantes en diferentes zonas geográficas, concretamente, en la etapa de evaluación del impacto (evaluación de la importancia de los impactos ambientales potenciales utilizando los resultados obtenidos en la etapa de inventario), y durante la valoración (los datos de las diferentes categorías de impacto son ponderadas y agregadas con la intención de obtener un resultado único o índice ambiental)

Esta etapa del ACV es la que conlleva mayor subjetividad e incertidumbre.

A la hora de la verdad nos encontramos con que no se encuentran factores de valoración/ponderación aceptados/consensuados por todos los ámbitos geográficos a estudiar, y menos de una forma tan local, de forma que para simplificar se acaban usando factores de valoración/ponderación asociados a zonas geográficas del norte de Europa.

Esta simplificación comporta una gran incertidumbre cuando lo que se pretende es comparar entre dos o más sistemas de gestión de residuos en Catalunya o incluso dicha comparación se hace a una escala geográfica menor (comarcal o municipal).

Por otro lado, debido a la incapacidad de los modelos ACV de incluir información espacial, el ACV no es una herramienta que se pueda usar para decidir sobre la situación geográfica más adecuada para una instalación de tratamiento/valorización de residuos. (Ekvall, 2007).

2.4.2.2.5 Disponibilidad y calidad de los datos. Asignación de las cargas ambientales.

Los datos disponibles y necesarios para la realización de un ACV en relación a la gestión de residuos, son datos muy genéricos, medias europeas o datos del norte de Europa, que no tienen por qué ser extrapolables al ámbito geográfico estudiado (es lo que se denomina *background⁹ data*).

Por ejemplo, la composición de la fracción de residuo municipal que se deposita actualmente en depósitos controlados en Catalunya no tiene por qué ser similar a la composición de la fracción del residuo municipal que se deposita actualmente en depósitos controlados en Alemania. Sabemos que la generación de biogás y lixiviados en los depósitos controlados está íntimamente ligada a la presencia de fracción biodegradable húmeda (básicamente materia orgánica), así pues la mayor o menor presencia de dicha fracción en el residuo vertido será determinante en la generación de biogás y lixiviados en el residuo. Por ello, para realizar el análisis de inventario, no se pueden usar datos genéricos, de un depósito controlado tipo, sobre emisiones de, por ejemplo metano, ya que la generación de éste gas está íntimamente ligado a la composición del residuo entrante.

Para empezar tendríamos que disponer de datos propios sobre la composición de cada una de las fracciones que componen un residuo, pero también de las tecnologías aplicadas al tratamiento/valorización de las diferentes fracciones de residuos, del transporte, de los procesos de reciclaje y las cargas ambientales asociadas a cada uno de estas etapas y procesos (lo que en inglés se denomina *foreground¹⁰ data*). Siendo éste uno de los aspectos en los que se ha dedicado más esfuerzo en esta tesis y que es ampliamente tratado en el capítulo 3.

Todo esto requiere de más recursos humanos y económicos que si se utilizan datos externos.

Por otro lado, la contribución de los diferentes componentes de una determinada fracción de residuos, a las emisiones asociadas a un determinado tratamiento/valorización, es uno de los puntos de mayor discusión actualmente, son los denominados problemas de asignación de cargas ambientales.

⁹ Datos genéricos que ya vienen en los distintos módulos del sistema en estudio.

¹⁰ Datos específicos, que ha de introducir el usuario. En materia de gestión de residuos suele ser la cantidad de residuos que se introducen en el sistema en estudio y valores ambientales concretos que, por su importancia, no conviene tomar como medias de otras instalaciones o de la bibliografía.

Por ejemplo, sabemos que una incineradora produce “x” emisiones y “z” energía por tonelada de residuos, pero no como los diferentes tipos de residuos contribuyen a las emisiones. Así a título de ejemplo, aún no se sabe cómo distribuir las emisiones de dioxinas de una incineradora de residuos urbanos entre los diferentes materiales que conforman parte de la masa que se incinera (cantidad de cloro presente en el material, capacidad para formar compuestos aromáticos, capacidad para bajar la temperatura del horno...), así mismo, las cargas ambientales (“+” y “-“) asociadas a las plantas de selección de envases, están ligadas a la composición del residuo que entra.

2.4.2.2.6 Linealidad del análisis

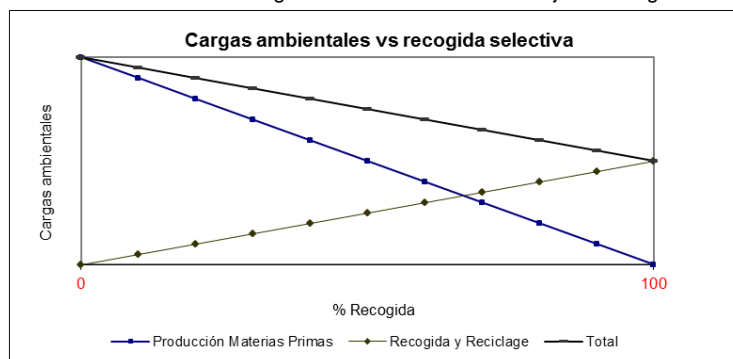
Los modelos de ACV son modelos lineales, y este tipo de modelos, en algunos casos resultan demasiado simplificados.

En el Gráfico 2-1 se muestra un ejemplo hipotético de modelo lineal que utiliza el ACV. Se puede observar que las cargas ambientales asociadas a la producción de materias primas disminuyen linealmente al aumentar el porcentaje de recogida selectiva de materiales reciclables, mientras que las cargas ambientales asociadas a la recogida (transporte) y operaciones de reciclaje de estos materiales, aumentan linealmente al aumentar el porcentaje de recogida selectiva.

Con este modelo se deduce que el reciclaje es la opción ambientalmente preferida ya que reduce el impacto ambiental total.

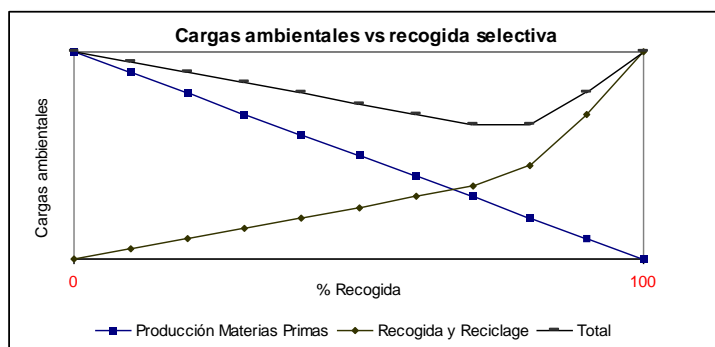
Según Ekvall *et al.*, la realidad se parece más al gráfico que se muestra en Gráfico 2-2, donde las cargas ambientales asociadas a la recogida y reciclaje no son función lineal del grado de recogida. Cuando el porcentaje de recogida selectiva sea verdaderamente elevado, las cargas ambientales asociadas al transporte extra requerido y las asociadas al proceso de reciclaje aumentarían de forma intensa, existiendo un óptimo de recogida.

Gráfico 2-1 Modelo lineal. Cargas ambientales vs. Porcentaje de recogida selectiva



Fuente: Elaboración propia a partir de (Ekvall, 2007).

Gráfico 2-2 Modelo no lineal. Cargas ambientales vs. Porcentaje recogida selectiva



Fuente: Elaboración propia a partir de (Ekvall, 2007).

Así según Ekvall *et al.*, los modelos lineales usados por el ACV no se pueden usar para identificar los ratios óptimos de reciclaje/reutilización.

2.4.2.2.7 Medida de los impactos potenciales

Los impactos ambientales considerados a menudo se describen como impactos potenciales, ya que no están especificados en el tiempo ni en el espacio si no que están relacionados con una unidad funcional.

2.4.2.3 Puntos fuertes de la metodología ACV.

2.4.2.3.1 Metodología Normalizada

El ACV es una metodología normalizada (series ISO 14040) muy potente para la comparación desde el punto de vista ambiental de las diferentes opciones de gestión asociadas a un mismo flujo de residuo (por ejemplo comparar la incineración de un mismo flujo de residuo versus la disposición en depósito controlado).

Si se siguen las pautas marcadas por la Norma, se trata de una herramienta transparente y objetiva (objetiva por lo menos hasta la etapa de valoración).

2.4.2.3.2 Escenarios de simulación que se pueden estudiar

Con ACV se pueden realizar dos tipos de comparaciones en relación a la gestión de residuos municipales.

- Se mantiene constante la cantidad de residuos "X" y se cambian los aspectos relacionados con cada una de las etapas del sistema de gestión. A continuación se hace un ACV para cada cambio/escenario (por ejemplo escenario recogida 5 fracciones y escenario recogida multiproducto) y se comparan los resultados. Por tanto el ACV da las bases para identificar

aquellas estrategias de gestión de residuos más útiles para cubrir las necesidades actuales (se necesita gestionar “X” toneladas de residuos municipales, siendo “X” la cantidad generada actualmente)

- Si la unidad funcional es la totalidad del residuo generado en un municipio, se mantienen las etapas del sistema constantes y se cambia la cantidad de residuo, se puede hacer un ACV para cada cambio/escenario y se comparan los resultados. Es decir el ACV permite simular escenarios donde la cantidad de residuos a gestionar sea diferente, solo es necesario cambiar la unidad funcional, pero no permite predecir las cantidades que se generaran en un futuro.

De esta forma, la metodología ACV es muy potente para simular diferentes escenarios y compararlos desde el punto de vista ambiental, el problema es que el uso de datos no propios hace que el resultado, en algunos casos, tenga asociada gran incertidumbre. Así pues es una herramienta potencialmente muy útil pero faltan datos propios/locales para liberar de incertidumbre el resultado.

Complementada con herramientas de “*forecasting*” permitiría incluso, identificar las estrategias de gestión de residuos más útiles para cubrir las necesidades futuras.

2.4.2.4 Herramientas software comerciales basadas en metodología ACV.

A continuación se hace una breve descripción de las herramientas comerciales de software más recientes, o recientemente actualizadas, basadas en metodología ACV y desarrolladas específicamente para la ayuda en la toma de decisiones en materia de gestión de Residuos municipales, así como una breve descripción de sus limitaciones.

- **IWMM. Integrated waste management model for Life cycle analysis.**

La herramienta ha sido desarrollada por la “University of Waterloo”, Canadá, con el soporte de el “Environment and plastics industry council” (EPIC) y la “Cooperations supporting Recycling” (CSR), en el 2004.

El objeto de esta herramienta es proporcionar a los municipios información sobre los efectos ambientales que tienen las decisiones tomadas en materia de gestión de residuos e indicar estrategias que potencialmente podrían mejorar el sistema de gestión de residuos desde el punto de vista ambiental. Incluye también un modelo económico.

El modelo ambiental evalúa las cargas ambientales asociadas a la gestión del residuo desde que éste es introducido en el circuito de recogida (es decir desde su generación, y por tanto queda excluida del modelo la etapa de minimización) hasta que es convertido en un material útil o finalmente dispuesto en depósito controlado.

Así pues las etapas del sistema de gestión de residuos consideradas por esta herramienta son:

- Recogida y Transporte de los residuos
- Separación de los residuos en las plantas de recuperación
- Reciclaje de los distintos materiales (papel, plástico, vidrio, acero, aluminio)
- Compostaje (papel, residuos de poda, restos de comida)
- Digestión anaerobia
- Recuperación energética
- Vertido en Depósito controlado

Los procesos de reciclado, compostaje, tratamiento de digestión anaerobia y recuperación energética dan como resultado materiales reciclados, compost y energía, estos productos pueden ser usados en lugar de productos “vírgenes”. Para contabilizar los beneficios que suponen estas prácticas el modelo estima la cantidad de energía usada y las emisiones asociadas a la producción del producto remplazado y lo contabiliza como carga ambiental evitada, que es restada de la correspondiente carga ambiental asociada a los procesos de reciclado, compostaje, tratamiento de digestión anaerobia y recuperación energética.

Una ventaja de esta herramienta respecto a otras similares es que se puede cambiar el mix eléctrico según el entorno en el que nos encontramos. Este es un aspecto clave ya que los distintos métodos de generación de energía eléctrica producen resultados en las emisiones totales al medio ambiente que difieren mucho.

El análisis ambiental que realiza la herramienta evalúa la energía/emisiones asociadas a una cantidad y composición de residuo que especifica el usuario de dicha herramienta. Así pues la unidad funcional puede ser la gestión de una tonelada de residuos o bien la gestión de la totalidad del residuo generado en una zona determinada durante un período determinado.

En la Tabla 2-2 se muestran los parámetros indicadores usados por la herramienta así como los efectos ambientales asociados a dichos parámetros.

Tabla 2-2 Parámetros indicadores de efectos ambientales. Herramienta IWMM.

Parámetro Indicador:	Indicador de:	
Energía	Energía total consumida	Agotamiento de recursos
Emisiones al aire	Gases de efecto invernadero (CO ₂ y CH ₄)	Cambio Climático
	Gases ácidos (NO _x , SO ₂ , HCl)	Acidificación Riesgo para la salud
	Precusores de <i>Smog</i> (VOC, NO _x , PM10)	<i>Smog</i> Urbano Riesgo para la salud
	Metales pesados (Pb, Cd, Hg)	Riesgo para la salud
	Compuestos orgánicos traça (Dioxinas y Furanos TEQ)	Riesgo para la salud

Parámetro Indicador:		Indicador de:
Emisiones al agua	Metales pesados (Pb, Cd, Hg)	Riesgo para la salud Degradación del medioambiente
	Compuestos orgánicos traza (Dioxinas y Furanos TEQ)	Riesgo para la salud Degradación del medioambiente
	Demanda Biológica de oxígeno (BOD)	Calidad del agua Degradación del medioambiente
Emisiones al suelo	Residuos sólidos	Modificación de los usos del suelo

Fuente: Elaboración propia a partir de (CSR.IPEC.UW, 2004)

La herramienta considera las siguientes hipótesis generales:

- Respecto al reciclado de materiales:
 - Se estima la energía y emisiones asociadas a la producción de material convencional que pueden ser potencialmente reemplazado por material reciclado, y se contabiliza como emisiones evitadas.
 - Se asume que el uso de material reciclado o convencional es el mismo y queda fuera de los límites de la etapa. Una tonelada de material reciclado sustituye a una tonelada de material convencional.

- Respecto al compostaje :
 - Las emisiones de CO₂ procedentes de material biogénico no se contabilizan ya que estos materiales, originariamente, se formaron por fotosíntesis y durante su descomposición natural simplemente se cierra el ciclo del carbono devolviendo a la atmósfera el CO₂. Así, la herramienta no contabiliza las emisiones de CO₂ debidas al compostaje de materiales como el papel, los residuos de comida o los residuos de poda, aunque sí contabiliza las emisiones de CO₂ debidas al consumo de combustibles fósiles ya sea debido al transporte de residuos o a las operaciones normales de la planta.
 - Debido a la inexistencia de datos, es difícil estimar las emisiones asociadas a los materiales que potencialmente pueden ser remplazados por el compost (como la turba o fertilizantes). Aun así, para mantener la consistencia con otras opciones de gestión de residuos, y reconocer el valor potencial de las emisiones evitadas de gases de efecto invernadero por la producción de fertilizantes o turba, se aplica una compensación de un 10% del total de emisiones de CO₂ procedentes del compostaje.

- Respecto a la producción de energía:
 - Se estima la energía y emisiones asociadas a la producción de energía (por ejemplo asociadas a la producción de combustibles fósiles) que puede ser remplazada por la recuperación de materiales y energía, y se contabiliza como emisiones evitadas.

- Respecto al vertido en depósitos controlados:
 - Considera que 100 años es el período de tiempo en el que el depósito controlado alcanza el pseudo-estado estacionario, después del cual los cambios ocurridos son menores que los sucedidos en períodos anteriores.

- Sólo contabiliza el metano emitido directamente a la atmósfera, esto significa que si la instalación dispone de un sistema de cogeneración, el CO₂ emitido debido a la combustión con recuperación de energía del biogás no es contabilizado. Sí contabiliza las emisiones de CO₂ debidas al consumo de combustibles fósiles ya sea debido al transporte de residuos o a las operaciones normales de la planta.
- Respecto a la Digestión anaerobia:
 - En el caso de la digestión anaerobia de residuos, como todo el metano producido es llevado a cogeneración, el CO₂ emitido debido a la combustión del biogás recuperado no es contabilizado. Sí contabiliza las emisiones de CO₂ debidas al consumo de combustibles fósiles ya sea debido al transporte de residuos o a las operaciones normales de la planta

La herramienta presenta las siguientes limitaciones:

- El modelo ambiental usado por la herramienta no contabiliza los efectos de la reducción y reutilización que tienen lugar durante las etapas de diseño y uso de productos, y por tanto que tienen lugar en etapas previas a la generación de residuos. Aun así, como la reducción y la reutilización suponen cambios en la composición y cantidad de residuo, el modelo puede ser usado para evaluar los efectos de estas actividades en la energía consumida y las emisiones generadas.
- El modelo no considera la energía ni las emisiones asociadas a la construcción/producción de la infraestructura (por ejemplo, contenedores para el almacenamiento temporal de los residuos, camiones para la recogida y el transporte, plantas de tratamiento...), por otro lado, cargas ambientales que, según Mc Dougall *et al.*, son insignificantes cuando se distribuyen a lo largo del ciclo de vida de la infraestructura o equipo. (Mc Dougall, 2001)
- No considera todos los flujos de residuos. Concretamente no considera los electrodomésticos línea blanca, textil, residuos municipales tóxicos y peligrosos ni neumáticos.
- No tiene en cuenta todas las posibles cargas ambientales asociadas a la gestión de residuos, sólo evalúa los parámetros listados en la Tabla 2-2.
- El modelo no prescribe el “mejor” sistema, ya que para ello se deberían considerar, por un lado, aspectos más locales como el uso del suelo, riesgo para la salud, etc., y por otro, aspectos económicos y sociales.

La herramienta también dispone de un modelo económico en el que se consideran únicamente los costes e ingresos incurridos por el municipio debidos a la gestión de residuos, es decir los costes que los municipios consideran al tomar decisiones en materia de gestión de residuos. No se incluyen los costes ni ingresos incurridos al reprocesar o recuperar materiales. Tampoco se consideran los costes asociados al uso de material reciclado que sustituye a material virgen. A diferencia del modelo ambiental, el modelo económico sí tiene en cuenta el coste de capital asociado a equipos e infraestructuras ya que este coste tiene un impacto directo en el coste del sistema de gestión y por tanto en la toma de decisiones.

La herramienta se distribuye de forma gratuita por Internet, previo registro, (<http://www.iwm-model.uwaterloo.ca/english.html>) y por ello se ha considerado una herramienta de fácil acceso para los tomadores de decisiones en materia de gestión de residuos.

- **IWM-2 Integrated Waste Management Model- 2**

En Procter & Gamble en el 2001 desarrollaron un software llamado IWM -2 (*Integrated Waste Management Model- 2*, la versión 1 es del 1994) que permite el modelado de la recogida, tratamiento y valorización de los residuos sólidos municipales. Este software predice las emisiones de contaminantes al medio debidos a la gestión de los residuos sólidos urbanos e incluye un modelo económico.

Se trata de una herramienta LCI (*Life cycle inventory*), es decir que no considera las etapas de evaluación del impacto ni de Interpretación de los resultados.

El objetivo de la Herramienta IWM-2 es el dar soporte a la toma de decisiones en materia de gestión de residuos. La herramienta predice, de la forma más exacta posible, las emisiones al medio ambiente y los costes económicos de un determinado sistema de gestión de residuos.

Según sus creadores, los receptores, objetivo de la herramienta, son los tomadores de decisiones que desean obtener datos sobre el total de emisiones y costes económicos asociados a los sistemas de gestión de residuos ya sean existentes o propuestos.

Respecto a los aspectos relacionados con el alcance de la herramienta, cabe decir:

- La unidad funcional usada por la herramienta es la cantidad total de residuo municipal generado en una determinada zona geográfica durante un periodo de tiempo determinado.
- Los límites del sistema son (ver Figura 2-3):
 - Inputs Residuos: El momento en que el residuo se introduce en el circuito de recogida. Es decir queda fuera de los límites del sistema en estudio la etapa de minimización en la generación.
 - Inputs Energía: La extracción de recursos energéticos.
 - Outputs Energía: Potencia eléctrica obtenida por las distintas fuentes energéticas de las diversas instalaciones de tratamiento/valorización. La energía eléctrica generada se sustrae de la consumida por el sistema, de forma que se considera que ésta se usa por el sistema y no se exporta.
 - Outputs Materiales recuperados: Se consideran materiales recuperados aquellos procedentes de la recogida selectiva, los que salen de las plantas de recuperación de materiales, los que provienen de las plantas de combustible derivado del rechazo (*Refuse derived fuel*) o las plantas de tratamiento biológico.
 - Outputs Compost: Salidas de las plantas de compostaje.
 - Outputs Emisiones al aire: Emisiones al aire procedentes de los vehículos de transporte, de tratamientos térmicos o de los depósitos controlados.

- Outputs Emisiones al agua: Salidas de las plantas de tratamiento biológico, plantas de tratamiento térmico o estaciones de potencia para la generación de energía eléctrica.
 - Outputs Depósitos controlados: Contenido del depósito controlado al final del periodo de actividad biológica.
- IWM-2 considera las siguientes unidades de proceso relacionadas con la gestión de residuos sólidos urbanos:
- Generación de residuos
 - Recogida de residuos y transporte
 - Separación de los residuos
 - Tratamiento térmico
 - Tratamiento biológico
 - Vertido en depósito controlado
 - Generación de energía.
 - Reciclaje de los distintos materiales
- Respecto al proceso de asignación de los inputs y outputs de cada una de las unidades de proceso, éste se hace en base a la masa, excepto para el tratamiento térmico que se hace en base a la masa y la estequiometría. El gas y los lixiviados procedentes de depósitos controlados se asignan en base a un componente específico, es decir basado en la composición del material depositado, tal como recomienda la Norma ISO 14041 e ISO TR 14049.

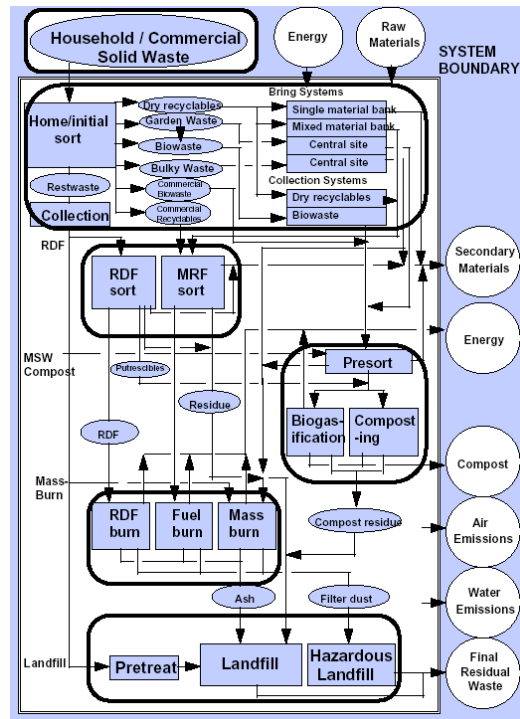


Figura 2-3 Herramienta IWM-2. Límites del sistema, Inputs-Outputs.
 Fuente: An LCI computer model for solid waste management. Model Guide. (Mc Dougall, 2001)

Los resultados se presentan agrupados en 5 categorías:

- Costes: La tabla de costes presenta los gastos, los ingresos y los costes totales de cada una de las etapas del sistema de gestión de residuos considerado. También proporciona los costes/vivienda así como los costes/persona. Los mismos autores de la herramienta advierten que los costes absolutos presentados en el modelo no deberían ser considerados 100% exactos, pero las diferencias relativas en el coste entre los distintos escenarios pueden ser usadas como guía.
- Combustibles: La herramienta presenta, en negro, la energía consumida por el sistema de gestión de residuos considerado y la producida en rojo. Presenta los resultados desglosados en energía eléctrica (consumida, generada y ahorrada debida al reciclaje), petróleo, gas natural, diésel, así como el balance total energético expresado en Giga Julios (GJ).
- Residuos sólidos finales: Presenta las cantidades en peso (toneladas) de residuos que se llevan a disposición final en depósito controlado. Presenta los resultados desglosados en, residuos peligrosos, no peligrosos, residuos sólidos procedentes de la producción de energía usada por el sistema de gestión de residuos considerado, residuos sólidos procedentes del proceso de fabricación de las bolsas de basura, y de la fabricación de contenedores, y los residuos sólidos procedentes del tratamiento de lixiviados, así como el total de residuos generados, expresado en toneladas y en metros cúbicos.
- Emisiones al aire: Se presentan las emisiones al aire en gramos para cada una de las etapas del sistema de gestión de residuos considerado. En negro se presentan las emisiones y en rojo el ahorro. Se incluye el cálculo del GWP (*Global Warming Potential*) expresado en CO₂ equivalente y un horizonte temporal de 1000 años.
- Emisiones al agua: Presenta las emisiones al agua para cada una de las etapas del sistema de gestión considerado. Al igual que en categorías anteriores las emisión se presenta en negro y el ahorro en rojo.

Las etapas del sistema en las que se desglosan los resultados son:

- Recogida de residuos y transporte
- Separación de los residuos
- Tratamiento térmico
- Tratamiento biológico
- Vertido en depósito controlado
- Reciclaje de los distintos materiales
- Total

Al igual que con la herramienta IWMM, los procesos de reciclado, compostaje, tratamiento de digestión anaerobia y recuperación energética dan como resultado materiales reciclados, compost y energía, estos productos pueden ser usados en lugar de productos “vírgenes”. Para contabilizar los beneficios que suponen estas prácticas el modelo estima la cantidad de energía usada y las emisiones asociadas a la producción del producto remplazado y lo contabiliza como carga ambiental evitada, que es restada de la correspondiente carga ambiental asociada a los procesos de reciclado, compostaje, tratamiento de digestión anaerobia y recuperación energética.

La herramienta considera las siguientes hipótesis generales¹¹:

- Respecto al reciclado de materiales:
 - Se estima la energía y emisiones asociadas a la producción de material convencional que pueden ser potencialmente reemplazado por material reciclado, y se contabiliza como emisiones evitadas.
 - Se asume que el uso de material reciclado o convencional es el mismo y queda fuera de los límites de la etapa. Una tonelada de material reciclado sustituye a una tonelada de material convencional.

- Respecto al tratamiento biológico :
 - Las emisiones de CO₂ procedentes de material biogénico si se contabilizan, considerando que se emiten 320 kg y 440 kg de CO₂ por tonelada de material orgánico húmedo, para el proceso de compostaje y de biogasificación respectivamente.
 - El compost producido por el proceso aeróbico de compostaje y por el proceso anaeróbico de biogasificación (este último, después de eliminada el agua y de someterlo a un tratamiento aeróbico de compostaje), se puede usar como fertilizante de baja calidad. Basándose en las cantidades comercializables de compost producido, el modelo calcula las emisiones evitadas por la producción de fertilizante “convencional” que contiene cantidades equivalentes de N, P₂O₅ y K₂O.

- Respecto a la producción de energía:
 - Se estima la energía y emisiones asociadas a la producción de energía (por ejemplo asociadas a la producción de combustibles fósiles) que puede ser reemplazada por la recuperación de materiales y energía, y se contabiliza como emisiones evitadas.

La herramienta presenta las siguientes limitaciones:

- El modelo ambiental usado por la herramienta no contabiliza los efectos de la reducción y reutilización que tienen lugar durante las etapas de diseño y uso de productos, y por tanto que tienen lugar en etapas previas a la generación de residuos. Aun así como la reducción y la reutilización suponen cambios en la composición y cantidad de residuo, el modelo puede ser usado para evaluar los efectos de estas actividades en la energía consumida y las emisiones generadas.

- Aunque la herramienta se queda en la fase de inventario, permite exportar los datos a fin de que el usuario pueda manipularlos para así poder realizar, si lo desea, las siguientes fases asociadas a un ACV, esto es la Caracterización, la Evaluación del daño, la

¹¹ Para más información sobre la herramienta o sobre las hipótesis específicas ver “An LCI Computer model for solid waste. Model guide. Accesible on line en http://www.scienceinthebox.com/en_UK/pdf/IWM2_MODEL_GUIDE.pdf

Normalización y la Valoración ponderación, siguiendo, siempre, alguna de las metodologías mostradas en la Tabla 2-1.

- El modelo no considera la energía ni las emisiones asociadas a la construcción/producción de la infraestructura (por ejemplo, contenedores para el almacenamiento temporal de los residuos, camiones para la recogida y el transporte, plantas de tratamiento...), cargas ambientales que, según White *et al.*, son insignificantes cuando se distribuyen a lo largo del ciclo de vida de la infraestructura o equipo (Mc Dougall, 2001).
- Los costes contabilizados por la herramienta no incluyen el coste de capital asociado a equipos e infraestructuras y si incluyen los ingresos incurridos al reprocesar o recuperar materiales.

Así mismo, esta herramienta presenta una ventaja respecto a otras similares y es que se puede cambiar el mix eléctrico según el entorno en el que nos encontramos. Como ya se ha dicho, éste es un aspecto clave ya que los distintos métodos de generación de energía eléctrica producen resultados en las emisiones totales al medio ambiente que difieren mucho.

Se distribuye de forma gratuita junto con el libro "*Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*". Segunda Edición. McDougall, F.R., White, P.R., Franke, M., and Hindle, P. Blackwell Science, Ltd., Osney Mead, Oxford OX2 0EL, United Kingdom.

- **WISARD. Waste-Integrated Systems Assessment for Recovery and Disposal**

La herramienta ha sido desarrollada por la "Environmental Agency for England and Wales", con el soporte de la "Scottish Environment Protection Agency" (SEPA) 1999.

El objetivo del software es cuantificar los impactos ambientales relacionados con la recogida y tratamiento/valorización de los residuos sólidos municipales utilizando diversas técnicas ACV.

Permite la evaluación de distintas opciones de gestión de residuos, distintos escenarios de gestión, examinándolos en términos de uso de recursos y emisiones al ambiente. Por otro lado WISARD permite el análisis de partes específicas de los distintos escenarios.

Así, WISARD puede ser utilizado para la comparación de distintos escenarios de gestión de residuos, así como para el análisis de los impactos individuales asociados a una parte de un escenario en concreto.

WISARD considera las siguientes etapas relacionadas con la gestión de residuos sólidos urbanos:

- Transporte de los residuos
- Recogida y separación de los residuos
- Incineración
- Vertido en depósito controlado
- Compostaje y tratamiento anaeróbico

- Reciclaje de los distintos materiales

Para la evaluación de los impactos ambientales de los distintos escenarios estudiados o la evaluación de las partes de un mismo escenario la herramienta permite el uso de distintas metodologías ya mencionadas como son, el método EPS, el método de los volúmenes críticos, el método de eco-puntos o el eco-indicador 99.

WISARD presenta una gran desventaja respecto otras herramientas y es que el usuario no puede cambiar el mix eléctrico según el entorno en el que se encuentra. Como ya se ha dicho, éste es un aspecto clave ya que los distintos métodos de generación de energía eléctrica producen resultados en las emisiones totales al medio ambiente que difieren mucho.

Por otro lado, no se trata de un software libre y requiere la compra de licencia para su uso, cuestión que la hace poco accesible para los distintos actores implicados en el proceso de toma de decisiones.

- **El proyecto IWM-LCA**

En el año 2007 se publicaron los resultados del proyecto “Uso de herramientas de análisis de ciclo de vida para el desarrollo de estrategias de gestión Integrada de residuos en ciudades y regiones con economías de crecimiento rápido”, financiado por el quinto Programa Marco de la Comisión Europea (Boer, 2007).

Como resultado de este proyecto se diseñaron dos herramientas de libre acceso. Una de estas herramientas tiene como objetivo la predicción de los residuos generados en ciudades y regiones con economías de crecimiento rápido y la otra es una herramienta de valoración de la gestión de residuos que tiene en cuenta aspectos económicos, ambientales y sociales en relación a dicha gestión.

Los residuos considerados por ambas herramientas son:

- Reciclables: Papel y cartón, Vidrio, Metales, Plásticos y Compuestos
- Residuos Orgánicos: Bioresiduos y Residuos de jardín
- Residuos Peligrosos: Residuos Peligrosos, Residuos de maquinaria eléctrica y electrónica (RAEE).
- Otros materiales: Residuos mezclados y Residuos voluminosos.

Las etapas consideradas son:

- Almacenamiento temporal
- Recogida y transporte
- Tratamiento
- Disposición final

La herramienta de predicción de la generación de residuos considera que la generación per cápita depende en gran medida de las condiciones sociales y económicas del entorno

estudiado. Concretamente se concluye que en regiones económicamente prósperas el producto interior bruto es un factor a tener en cuenta en el modelo de predicción que desarrollan.

La herramienta considera los siguientes parámetros en el modelo de generación de residuos: Producto interior bruto per cápita, Tasa de mortalidad infantil, Población con edades comprendidas entre los 15 y los 59 años, Tamaño de la vivienda, Esperanza de vida al nacer, y Trabajadores en agricultura. De esta forma se predice la generación de residuos según tendencias económicas históricas.

Para la valoración de los aspectos ambientales, la herramienta utiliza la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y el método CML 2001, considerando las siguientes categorías de impacto como relevantes:

- Agotamiento de los recursos abióticos
- Cambio climático
- Toxicidad Humana
- Formación de oxidantes fotoquímicos
- Acidificación
- Eutrofización

Un aspecto a destacar es que la herramienta permite la elección del mix eléctrico según país y datos de la base de datos Ecoinvent 2003. Los inventarios de ciclo de vida de los suministros de electricidad no incluyen las pérdidas debidas a la transformación, el transporte y distribución.

Los datos de inventario asociados a los distintos tratamientos proceden de plantas del norte de Europa (Alemania, Austria y Suiza).

Para la valoración de los aspectos sociales se definen hasta trece indicadores relacionados con la Aceptación, Equidad y Función social del sistema de gestión considerado (Olor, Impacto visual, Conveniencia, Espacio urbano, Espacio privado, Ruido, Complejidad, Tráfico, Percepción de riesgo, Calidad del empleo, Distribución y localización de los sistemas de almacenamiento temporal, Reciclaje y Creación de empleo).

Para la valoración de los aspectos económicos la herramienta define siete indicadores relacionados con la Eficiencia económica, Equidad y Dependencia de los subsidios (coste por tonelada, Ingresos por la venta de materiales y energía, coste de gestión como porcentaje del producto interior bruto del municipio, diferencia entre inversión y gasto, coste por persona, coste per cápita respecto a ingresos per cápita, subsidios per cápita).

La herramienta permite estudiar distintos escenarios de gestión de residuos atendiendo tanto a la cantidad de residuos generados como a su tratamiento. Los resultados muestran los impactos ambientales, económicos y sociales de los distintos escenarios de forma global y por etapas pero no según residuos considerados.

Ambas herramientas y sus manuales se pueden encontrar en http://www.iwar.tu-darmstadt.de/lca-iwm/lca_iwm/index.en.jsp.

2.5 Conclusiones

En este capítulo se ha realizado una revisión bibliográfica de las distintas metodologías existentes para la toma de decisiones en materia de gestión de residuos.

Se han descrito brevemente las herramientas de evaluación y soporte a la toma de decisiones, haciendo especial énfasis en los modelos basados en técnicas Multicriteriales y en los modelos basados en el Análisis del ciclo de vida, por ser, como ya se ha comentado, los modelos más ampliamente utilizados y aceptados por la comunidad científica para la evaluación de distintas alternativas de gestión de residuos.

En concreto y para la metodología ACV, se ha hecho un análisis de los puntos fuertes y puntos débiles de dicha metodología como instrumento para la toma de decisiones en una gestión sostenible de los residuos, concluyendo que a pesar de ser una metodología muy potente para la comparación desde el punto de vista ambiental de las diferentes opciones de gestión asociadas a un mismo flujo de residuos, presenta ciertas limitaciones, a saber:

- Se trata de una metodología que no es capaz de realizar proyecciones sobre la generación de residuos en base al entorno socio-económico-geográfico, cuestión que es indispensable al planificar un modelo de gestión de residuos.
- Aunque la metodología ACV permitiría hacer un balance de los costes asociados a una determinada tecnología o tratamiento o, a un determinado modelo de recogida de residuos, o, en general, un determinado modelo de residuos, las herramientas existentes no lo hacen.
- La metodología ACV y las herramientas comerciales existentes basadas en esta metodología no permiten hacer un análisis de la distribución equitativa de beneficios/perjuicios sociales que comporta un determinado modelo de gestión de residuos en términos de equidad social.

Así, el ACV es un instrumento que proporciona información ambiental sobre un determinado modelo de gestión pero que necesita ser complementada con la información económica y social que proporcionan otras herramientas, así como con la información que proporcionan herramientas de predicción de residuos, a fin de tomar decisiones en relación a un sistema tan complejo como es la gestión sostenible de los residuos.

Respecto a la información ambiental que el ACV proporciona se ha mostrado la importancia de tomar como unidad funcional la totalidad de los residuos generados en el área geográfica en estudio y durante un período determinado.

Se ha mostrado también que la asunción de “carga cero” es necesaria para la simplificación del análisis, pero que en caso de no hacerla se podría llegar a la conclusión que las cargas

ambientales asociadas a la gestión de residuos son despreciables en comparación a las cargas ambientales de la fabricación, distribución y uso de los materiales/objetos que finalmente se convierten en residuos.

Así mismo se ha mostrado lo estático de los modelos tradicionales de ACV aspecto que está fuertemente relacionado con la imposibilidad que presenta la metodología en predecir la generación de residuos en base al entorno socio-económico-geográfico.

Se ha puesto de manifiesto la gran importancia que tiene la disponibilidad y calidad de los datos en relación a la gestión de los residuos. En este sentido se ha puesto de manifiesto que se deberían usar datos propios sobre la composición de cada una de las fracciones que componen un residuo, pero también sobre las tecnologías aplicadas al tratamiento/valorización de las diferentes fracciones de residuos, el transporte, los procesos de reciclaje y las cargas ambientales asociadas a cada una de estas etapas y procesos. De esta forma, uno de los aspectos a los que se ha dedicado más esfuerzo en la presente tesis, y que es ampliamente tratado en el capítulo 3, es la obtención de datos propios en relación a cada una de las fracciones y etapas de gestión de los residuos municipales.

Aun así el ACV es una metodología de trabajo robusta, normalizada y muy potente para simular diferentes escenarios y compararlos desde el punto de vista ambiental y que por tanto la hace muy apta para los objetivos que esta tesis persigue.

En este capítulo, también se ha hecho una revisión de las herramientas software comerciales basadas en metodología ACV. La única herramienta que incluye los aspectos ambientales, económicos y sociales es la derivada del proyecto IWM-LCA. La herramienta de predicción de la generación de residuos diseñada en el marco del proyecto permite la predicción de la generación de residuos según tendencias económicas históricas pero no considera la influencia que puede tener un entorno económico de crisis en dicha generación. Por otro lado los datos de inventario asociados a los distintos tratamientos proceden de plantas del norte de Europa. Por todo ello se ha decidido hacer una propuesta metodológica para la construcción de una herramienta propia para la toma de decisiones. Una Herramienta que:

- En la medida de lo posible, utilice datos propios sobre la composición de cada una de las fracciones que componen un residuo, así como datos propios relacionados con las entradas y salidas asociadas a las tecnologías aplicadas al tratamiento/valorización de las diferentes fracciones de residuos, asociadas al transporte, a los procesos de reciclaje, así como las cargas ambientales asociadas a cada una de estas etapas y procesos.
- Sea capaz de realizar proyecciones sobre la generación de residuos en base al entorno socio-económico-geográfico.
- Que se aproxime al problema de forma multicriterial, teniendo en cuenta los aspectos ambientales, económicos y sociales asociados a la gestión de los residuos municipales, pudiendo hacer un análisis por etapas, fracciones y/o según entorno económico.

3 Capítulo 3. Aspectos sociales, ambientales y económicos relacionados con la GRM. Municipio de Terrassa.

3.1 Introducción.

En el capítulo 2 de esta tesis, se ha comentado la gran importancia que tiene la disponibilidad y calidad de los datos cuando se desea analizar y comparar escenarios de gestión de residuos.

En este sentido se ha puesto de manifiesto que se deberían usar datos propios sobre la composición de cada una de las fracciones que componen un residuo, pero también datos propios referentes a las tecnologías aplicadas al tratamiento/valorización de las diferentes fracciones de residuos, al transporte, a los procesos de reciclaje, así como datos propios de las cargas ambientales asociadas a cada una de estas etapas y procesos.

Es en este capítulo en donde se hace una exhaustiva recopilación de datos propios o bibliográficos, pero geográficamente asociados al municipio en estudio, y que luego serán usados por la herramienta propuesta en esta tesis en el capítulo 5.

La unidad funcional considerada es la totalidad de los residuos municipales (que no comerciales), que se recogen mediante dispositivos de almacenamiento temporal en las calles del municipio de Terrassa y que se generan en un período temporal de un año.

El Municipio de Terrassa, presenta un modelo de gestión de residuos que consta de las siguientes etapas y tecnologías asociadas (escenario actual):

- Segregación en origen: Se trata de un modelo “5 fracciones” (ver capítulo 1 de esta tesis). Los residuos domiciliarios deben ser segregados por el ciudadano en 5 fracciones: fracción Orgánica, fracción Papel/cartón, fracción Envases ligeros, fracción Vidrio y fracción Resto.
- Almacenamiento temporal: Se trata de un modelo “Contenedor en Acera” (ver capítulo 1 de esta tesis). Los contenedores para el almacenamiento temporal de las distintas fracciones se encuentran agrupados en una misma zona, de forma permanente, y cercana al lugar de la generación (menor a 50 m).

- Recogida: Se trata de una recogida mediante vehículos de carga trasera con compactación simple y con una capacidad de 18 m³ en todos los casos, excepto para la recogida de Vidrio en la que se utiliza un vehículo con una capacidad de 3.5 m³. Las fracciones Resto, Envases ligeros y Vidrio son transportadas hasta la planta de transferencia situada a pocos kilómetros del núcleo municipal. La fracción Papel/cartón es transportada hasta una planta de transferencia propiedad de la empresa contratada para su reciclaje y situada en el mismo municipio de Terrassa, a pocos kilómetros del núcleo urbano. La fracción Orgánica es transportada hasta la planta de digestión anaerobia colindante a la planta de transferencia.

- Tratamiento/ valorización de las distintas fracciones:
 - La fracción Orgánica del residuo se trata mediante digestión anaerobia proceso Dranco. Se trata de un proceso de una sola etapa, seco y termofílico.
 - La fracción Envases ligeros es transportada hasta una planta de selección de envases, situada en el Municipio de Santa Maria de Palautordera y de allí, cada una de las distintas subfracciones separadas son transportadas a distintas plantas para su reciclaje. La situación de dichas plantas de reciclaje se encuentra dispersa por el territorio español.
 - La fracción Vidrio y la fracción Papel/cartón son transportadas hasta las respectivas plantas de reciclaje.
 - La fracción Resto es transportada hasta un centro de tratamiento de residuos, situado en el municipio de Vacarises, en donde se recuperan los distintos materiales contenidos en esta fracción. Las fracciones recuperadas se transportan a distintas plantas de reciclaje. El fracción rechazo es depositada en el depósito controlado colindante.

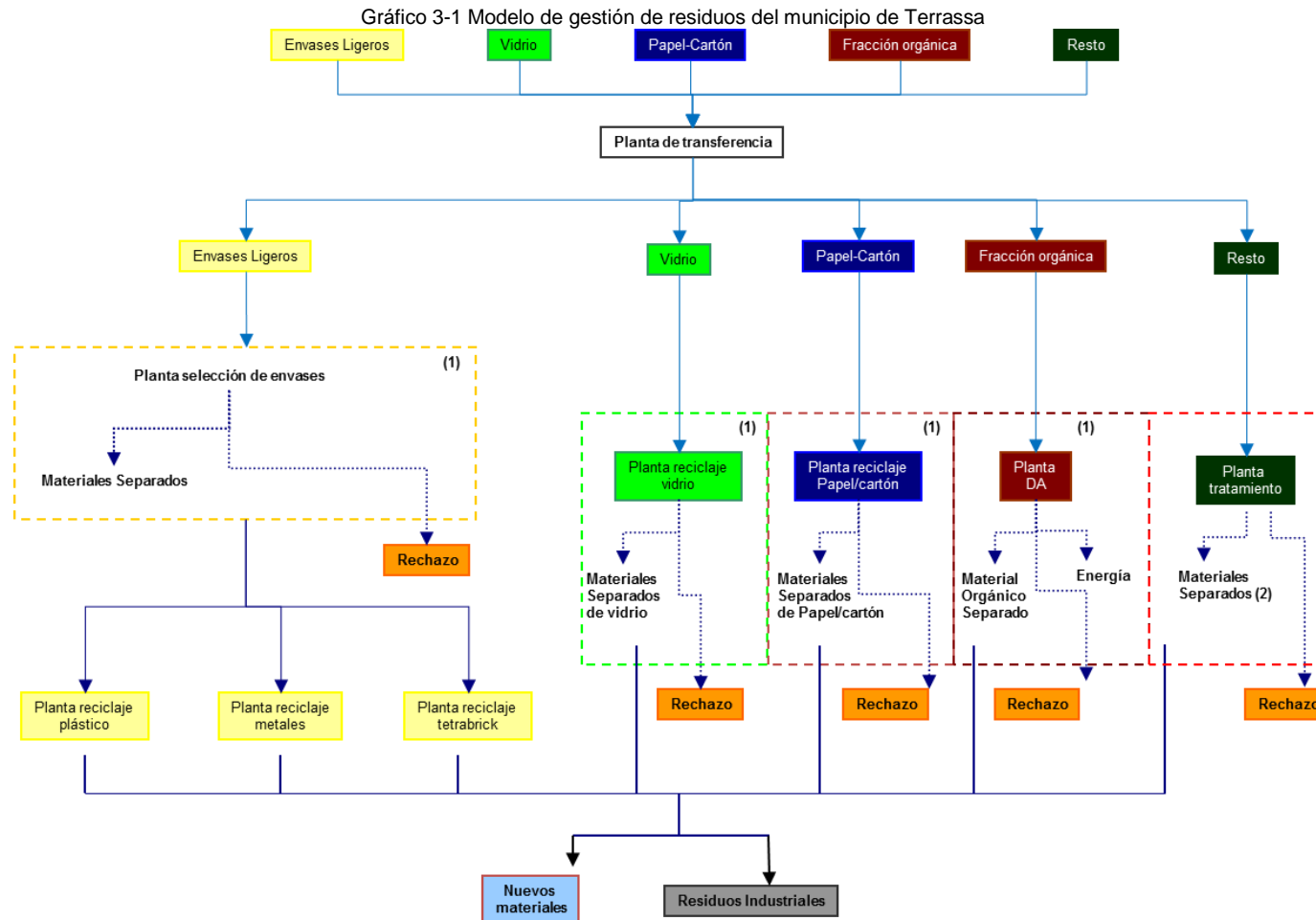
En el Gráfico 3-1 se puede ver un esquema del actual modelo de gestión de residuos del municipio de Terrassa.

Este capítulo pretende ser un inventario de datos relacionados con los aspectos ambientales, económicos y sociales, en relación a las distintas etapas, a fin de disponer de datos ambientales, económicos y sociales propios y que luego serán usados por la herramienta propuesta en esta tesis en el capítulo 6.

3.2 Segregación en origen de los residuos

En esta tesis se entiende como segregación en origen, la segregación que el ciudadano debe hacer en el propio domicilio. La etapa de segregación en origen, aunque pocas veces se considera, es una etapa clave del sistema, ya que una mala segregación en origen afecta directamente a la planificación y al diseño de las plantas de tratamiento/valorización ya que afecta a la composición de cada una de las fracciones que componen el residuo.

A continuación se describen aquellos aspectos sociales que se cree influyen en la segregación en origen de los residuos municipales.



(1) Procesos de pre-tratamiento, cuyo objetivo es la separación de impropios y/o separación de los distintos materiales que componen la fracción, y que tienen lugar en las plantas correspondientes.
 (2) Los materiales separados en las plantas de tratamiento de la fracción resto corresponden a envases metálicos, envases de plástico, envases tipo tetrabrick, vidrio, papel-cartón voluminoso y Material orgánico. Estos materiales son llevados a las plantas de reciclaje/tratamiento correspondientes.

3.2.1 Aspectos sociales

El grado de colaboración ciudadana, es uno de los aspectos clave en el actual modelo de gestión de residuos. Se puede deducir que una baja participación por parte del ciudadano provoca una mala segregación del residuo, lo que se traduce en un contenido de impropios elevado en las distintas fracciones segregadas. La mejora de la calidad de las distintas fracciones seleccionadas en origen debe ser un objetivo de sostenibilidad.

La baja calidad en las fracciones segregadas, afecta directamente a la planificación y diseño de las distintas plantas de tratamiento/valorización de dichas fracciones.

3.2.1.1 Eficacia en la separación

Para poder conocer la participación ciudadana de un sistema de gestión de residuos ya en funcionamiento es necesario conocer previamente la composición, en cuanto al contenido de impropios se refiere, de los residuos depositados en los distintos dispositivos de almacenamiento temporal. Un contenido de impropios elevado revelará una baja participación mientras que, de un contenido de impropios bajo, se deduce una elevada participación de los ciudadanos.

Para poder determinar, de forma estadísticamente significativa, la composición de los residuos depositados en los distintos sistemas de almacenamiento temporal, es necesario:

- Diseñar y establecer una metodología para la toma de muestra representativa.
- Diseñar y establecer una metodología para la caracterización del residuo
- Diseñar y establecer una metodología para el tratamiento de los datos

Ante la ausencia de un método, en el año 2006, la autora de esta tesis en colaboración con otros miembros del grupo de investigación en Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo de la cátedra UNESCO de la UPC (línea de investigación *Mesura i Modelització de la Sostenibilitat*, estableció una metodología para la toma de muestra, caracterización y tratamiento de los datos, de las distintas fracciones que conforman el residuo de origen doméstico del municipio de Terrassa. (Alvarez, 2006). A continuación se muestra con más detalle la metodología establecida y diseñada para el tratamiento de los datos obtenidos.

En la Tabla 3-1 se muestran las cantidades de residuos recogidos selectivamente en el municipio de Terrassa mediante contenedores dispuestos en la calle, durante el año 2005.

Tabla 3-1 Cantidades de residuos generadas en Terrassa en 2005 y recogidas mediante contenedores dispuestos en la calle.

CONTENEDOR	Cantidades Generadas 2005 (kg)
CE	2547150.00
CO	5608287.00
CV	2116000.00
CP-C	6902100.00
CR	61991200.00

Fuente: Eco-equip S.A.M.

- CE Cantidad (masa) de fracción Envases ligeros recogida en los contenedores situados en la calle
 CO Cantidad (masa) de fracción Orgánica en los contenedores situados en la calle
 CV Cantidad (masa) de fracción Vidrio en los contenedores situados en la calle
 CP-C Cantidad (masa) de fracción Papel/Cartón recogida en los contenedores situados en la calle
 CR Cantidad (masa) de fracción Resto recogida en los contenedores situados en la calle

En base a las caracterizaciones realizadas, cuyos principales resultados se han mostrado en el capítulo 1 de esta tesis, y en base a las cantidades totales generadas (Tabla 3-1), aplicando las fórmulas que se muestran en la Tabla 3-2 y Tabla 3-3, se puede calcular lo que se ha denominado en esta tesis “ESO” (Eficacia de la Separación en Origen), que no es más que el cálculo del porcentaje de la fracción de residuo que se encuentra en el contenedor correspondiente. (Tabla 3-4).

Tabla 3-2 Formulas para el cálculo de ESO

Porcentaje de la fracción en el contenedor correspondiente	
% Envases ligeros en el contenedor de Envases ligeros (ESO _E)	(A1/F1)*100
% Orgánica en el Contenedor de Orgánica (ESO _o)	(B2/F2)*100
% Vidrio en el contenedor de Vidrio (ESO _v)	(C3/F3)*100
% Papel/cartón en el contenedor de Papel/cartón (ESO _{pc})	(D4/F4)*100
% Resto en el contenedor de Resto (ESO _r)	(E5/F5)*100

Tabla 3-3 Matriz de variables

Variables	Cantidad Total Envases ligeros 1	Cantidad Total de Orgánica 2	Cantidad Total de Vidrio 3	Cantidad Total de Papel/cartón 4	Cantidad Total de Resto 5
A	CE*(%ECE/100)	CO*(%OCE/100)	CV*(%VCE/100)	CP-C*(%P-CECE/100)	CR*(%RCE/100)
B	CE*(%ECO/100)	CO*(%OCO/100)	CV*(%VCO/100)	CP-C*(%P-CCO/100)	CR*(%RCO/100)
C	CE*(%ECV/100)	CO*(%OCV/100)	CV*(%VCV/100)	CP-C*(%P-CCV/100)	CR*(%RCV/100)
D	CE*(%ECP-C/100)	CO*(%OCP-C/100)	CV*(%VCP-C/100)	CP-C*(%P-CCP-C/100)	CR*(%RCP-C/100)
E	CE*(%ECR/100)	CO*(%OCR/100)	CV*(%VCR/100)	CP-C*(%P-CCR/100)	CR*(%RCR/100)
F	A1+B1+C1+ D1+E1	A2+B2+C2+ D2+E2	A3+B3+C3+ D3+E3	A4+B4+C4+ D4+E4	A5+B5+C5+ D5+E5

CE	Cantidad (masa) de fracción Envases recogida en los contenedores situados en la calle
CO	Cantidad (masa) de fracción Orgánica en los contenedores situados en la calle
CV	Cantidad (masa) de fracción Vidrio en los contenedores situados en la calle
CP-C	Cantidad (masa) de fracción Papel/cartón recogida en los contenedores situados en la calle
CR	Cantidad (masa) de fracción Resto recogida en los contenedores situados en la calle
%ECE	Porcentaje de Envases ligeros en el contenedor de envases ligeros.
%ECO	Porcentaje de Envases ligeros en el contenedor de Orgánica
%ECV	Porcentaje de Envases ligeros en el contenedor de Vidrio
%ECP-C	Porcentaje de Envases ligeros en el contenedor de Papel/cartón
%ECR	Porcentaje de Envases ligeros en el contenedor de Resto
%OCE	Porcentaje de orgánica en el contenedor de Envases ligeros
%OCO	Porcentaje de orgánica en el contenedor de Orgánica
%OCV	Porcentaje de orgánica en el contenedor de Vidrio
%OCP-C	Porcentaje de orgánica en el contenedor de Papel/cartón
%OCR	Porcentaje de orgánica en el contenedor de Resto
%VCE	Porcentaje de Vidrio en el contenedor de Envases ligeros
%VCO	Porcentaje de Vidrio en el contenedor de Orgánica
%VCV	Porcentaje de Vidrio en el contenedor de Vidrio
%VCP-C	Porcentaje de Vidrio en el contenedor de Papel/cartón
%VCR	Porcentaje de Vidrio en el contenedor de Resto
%P-CCE	Porcentaje de Papel-Cartón en el contenedor de Envases ligeros
%P-CCO	Porcentaje de Papel-Cartón en el contenedor de Orgánica
%P-CCV	Porcentaje de Papel-Cartón en el contenedor de Vidrio
%P-CCP-C	Porcentaje de Papel-Cartón en el contenedor de Papel/cartón
%P-CCR	Porcentaje de Papel-Cartón en el contenedor de Resto
%RCE	Porcentaje de Resto en el contenedor de Envases ligeros
%RCO	Porcentaje de Resto en el contenedor de Orgánica
%RCV	Porcentaje de Resto en el contenedor de Vidrio
%RCP-C	Porcentaje de Resto en el contenedor de Papel/cartón
%RCR	Porcentaje de Resto en el contenedor de Resto

Es fácil deducir que una elevada eficacia en la separación en origen realizada por los ciudadanos se traduce en una alta calidad de las fracciones y viceversa.

En la Tabla 3-4 se muestran los valores ESO_i para el municipio de Terrassa en el año 2005.

Tabla 3-4 ESO Terrassa 2005.

Porcentaje de la fracción en el contenedor correspondiente	
ESO_E	16.4%
ESO_O	14.5%
ESO_V	31.8%
ESO_{PC}	44.2%
ESO_R	94.8%

ESO_E : % Envases ligeros en el contenedor de Envases ligeros

ESO_O : % Orgánica en el Contenedor de Orgánica

ESO_V : % Vidrio en el contenedor de Vidrio

ESO_{PC} : % Papel/cartón en el contenedor de Papel/cartón

ESO_R : % Resto en el contenedor de Resto

Se puede concluir que, con estos valores de ESO_i tan bajos, la participación ciudadana, en el municipio de Terrassa, aún dista mucho de lo deseable.

Como se ha visto, la determinación de la eficacia en la separación requiere de una caracterización exhaustiva de los residuos recogidos selectivamente en la calle. Por otro lado, actualmente no existen datos históricos sobre la evolución de la “calidad” de las fracciones recogidas selectivamente en la calle (a excepción de la fracción Orgánica), ni en el municipio de Terrassa, ni en cualquier otro municipio de Catalunya.

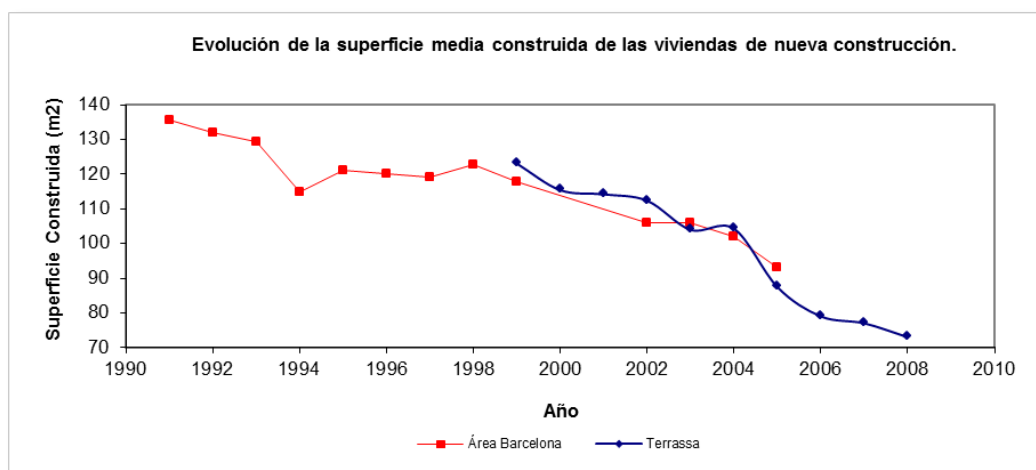
A continuación se describen aquellos aspectos que se cree afectan directamente a la eficacia en la separación en origen de los residuos municipales.

3.2.1.1.1 Superficie particular destinada a segregación

Desde un punto de vista cualitativo, parece lógico pensar que el modelo 5 fracciones (ver capítulo 1 de esta tesis) requiere una participación mayor por parte del ciudadano que un modelo en el que sólo se segregase 1 fracción, que requeriría de una participación mínima.

Como se puede observar en el Gráfico 3-2, el tamaño medio de la vivienda en el entorno estudiado ha ido disminuyendo a lo largo del tiempo. Teniendo en cuenta esta disminución, parece plausible relacionar el esfuerzo requerido al ciudadano -la participación en definitiva- con la porción de vivienda destinada a esa segregación, de forma que a mayor número de fracciones segregadas, mayor superficie de la vivienda dedicada a realizar dicha segregación, a menor tamaño de vivienda, mayor esfuerzo requerido y por tanto mayor participación requerida.

Gráfico 3-2 Evolución de la superficie media construida de las viviendas de nueva construcción en el área de Barcelona.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Ministerio de vivienda y Ajuntament de Terrassa. (Ministerio de Vivienda, 2005) (Ajuntament de Terrassa, 2008)

Podemos calcular la superficie particular destinada a la segregación (SPDS) que para una familia, supone la gestión del residuo generado como porcentaje de la superficie de la vivienda (SV):

$$SPDS = n \times \frac{SS}{SV} * 100$$

Ecuación 3-1

donde:

n: Número de fracciones a segregar (varía según sistema de gestión)

SS: Es la Superficie dedicada a la segregación de una fracción [m²/fracción]

SV: Es la superficie media de la vivienda [m²] (varia en el tiempo)

El decreto 21/2006 de 14 de febrero, por el cual se regula la adopción de criterios ambientales y de ecoeficiencia en los edificios, en su artículo 7 dice “...caldrà preveure un espai fàcilment accessible de 150 dm³ en l'interior dels mateixos, que permeti la separació de les fraccions següents: Envasos lleugers, Matèria orgànica, vidre, paper i cartró i rebuig...” (DOGC, 2006) Así, en el decreto se prevé un espacio de unos 30 litros por fracción segregada.

Por otro lado el Código Técnico de la Edificación en el Documento básico HS de Salubridad, sección HS 2 Recogida y evacuación de residuos, dice en su apartado 2.3 “... con independencia de lo anteriormente expuesto, el espacio de almacenamiento de cada fracción debe tener una superficie en planta no menor que 30x30 cm y debe ser igual o mayor que 45 dm³”. (CTE HS2, 2006). Así el Código Técnico de la Edificación prevé una superficie mínima de 900 cm² para el almacenamiento de cada una de las fracciones segregadas, lo que equivale a unos 0.1 m² y 45 litros por fracción segregada.

Teniendo en cuenta las disposiciones anteriores, a efectos prácticos se ha considerado la Superficie dedicada a la segregación de una fracción (SS) constante e igual a 0.1 m²/fracción.

En la Tabla 3-5 se muestran los valores de la superficie particular destinada a la segregación entre los años 1999 y 2008 para el municipio de Terrassa, así como el porcentaje de recogida selectiva en la calle (%RSC).

Tabla 3-5 Valores de RSC y valores que toma SPDS en el municipio de Terrassa. 1999-2008

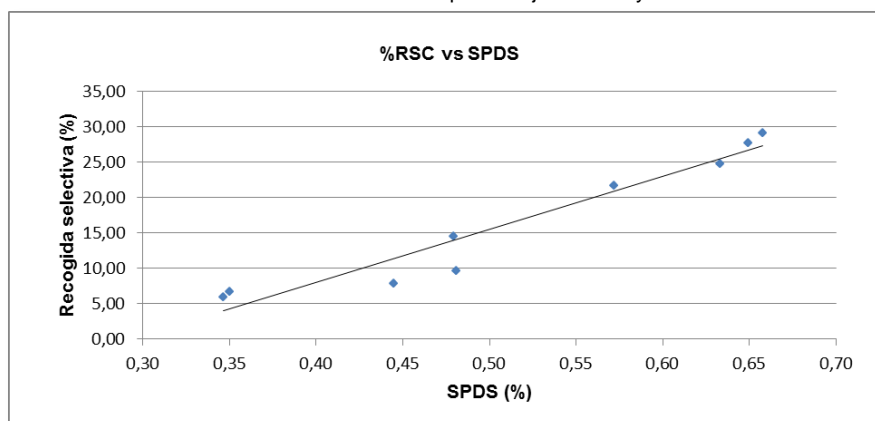
Año	SS (m ²)	SV (m ²)	n	SPDS (%)	%RSC
1999	0.1	123.10	4	0.32	--
2000	0.1	115.42	4	0.35	6
2001	0.1	114.22	4	0.35	7
2002	0.1	112.38	5	0.44	8
2003	0.1	103.99	5	0.48	10
2004	0.1	104.29	5	0.48	15
2005	0.1	87.43	5	0.57	22
2006	0.1	79.00	5	0.63	25
2007	0.1	77.00	5	0.65	28
2008	0.1	73.00	5	0.66	29

Si se representan los datos históricos del porcentaje de residuos que se recogen de forma selectiva en la calle en el municipio de Terrassa (a saber, Vidrio, Papel/cartón, Envases ligeros

y fracción Orgánica), respecto a la SPDS vemos que parece existir una relación lineal entre ambos (ver Gráfico 3-3).

Parece haber una relación entre el aumento de participación, aumento del porcentaje de recogida selectiva en calle (%RSC), y el aumento en la SPDS. Esto nos indica que posiblemente la SPDS sea un buen indicador de la participación ciudadana requerida por un determinado sistema/escenario.

Gráfico 3-3 Relación entre porcentaje de RSC y SPDS.



3.2.1.1.2 Tasa de residuos

La mayoría de municipios en Catalunya disponen de una ordenanza fiscal que regula las tasas aplicables por el servicio de gestión de residuos municipales. Mediante dichas tasas se cubren de forma, muchas veces parcial, los costes económicos asociados a la gestión de los residuos municipales que se generan.

Los ciudadanos deben asumir dichos costes, puesto que son sus pautas de consumo las que generan residuos. Aun así, se ha de tener muy presente que el esfuerzo económico que para una familia supone la asunción de dichos costes está estrechamente ligado a los ingresos medios.

Se puede calcular el esfuerzo económico que para una familia supone la gestión del residuo generado, aplicando la ecuación:

$$EE = \frac{TR}{RFBDPV} \times 1000$$

Ecuación 3-2

donde:

EE es el esfuerzo económico que para una familia supone la gestión de residuos que genera [%]

TR: Tasa de residuos que cada familia paga a la administración local [€/vivienda]

RFBDPV: Renta Familiar Bruta Disponible por vivienda [€/vivienda]

La RFBDPV se calcula multiplicando la RFBDP (Renta Familiar Bruta Disponible) por la ocupación media de la vivienda.

En la Tabla 3-6 se muestran los valores de los SPDS y EE para las capitales de comarca del ámbito metropolitano en el año 2008.

Como puede observarse, Terrassa es una de las capitales de comarca en la que se requiere una participación ciudadana considerable (considerable EE y SPDS) en la etapa segregación en origen.

3.3 Almacenamiento temporal modelo “Contenedor en Acera”.

En esta tesis se entiende como sistema de almacenamiento temporal, aquellos sistemas que el municipio pone a disposición del ciudadano a fin que este deposite los residuos de forma segregada en espera de su recogida.

Como ya se ha dicho anteriormente, actualmente, existen diversos sistemas o modelos de almacenamiento temporal de residuos municipales, sistemas que utilizan contenedores dispuestos en la calle (AA, A y PaP), sistemas que utilizan contenedores subterráneos y sistemas de recogida neumática.

En esta tesis sólo se tratará, el sistema de almacenamiento temporal “Contenedor en Acera” (A) por ser uno de los más usados y, concretamente es el modelo más ampliamente usado en el municipio de Terrassa.

A continuación se exponen aquellos aspectos sociales que se cree influyen en el uso que los ciudadanos hacen de los dispositivos de almacenamiento temporal.

Así mismo se describen los aspectos ambientales y económicos relacionados con el almacenamiento temporal de los residuos mediante contenedores en aceras.

3.3.1 Aspectos sociales

El sistema de almacenamiento temporal ha de poner a disposición del ciudadano un volumen de “almacenamiento”, para cada fracción segregada en el domicilio, adecuado a la generación de cada fracción. Por otro lado, en todos los modelos de recogida, pero sobre todo en aquellos en donde el número de fracciones a segregar es elevado, los depósitos temporales deberían ser de fácil acceso para el ciudadano.

A fin de obtener una buena calidad de las distintas fracciones segregadas, es necesario que el sistema de almacenamiento temporal ponga a disposición del ciudadano los medios necesarios para que el esfuerzo de separación realizado en el domicilio particular sea realmente efectivo. Por otro lado dichos medios han de estar de acorde con la demanda de medios por parte del ciudadano.

Tabla 3-6 Valores de SPD y TR de las capitales de comarca del ámbito metropolitano para el 2008.

Ciudades (Capitales de comarca del ámbito metropolitano)	SS (%)	SV (m ²)	n	Tasa Residuos (€/vivienda)	RFBDPV (miles de €/hab)	Ocupación media vivienda	RFBDPV (€/vivienda)	EE (‰)	SPDS (%)
Barcelona	0.1	100	5	175.59	19.7	2.6	51220	3.4	0.50
El Prat de Llobregat	0.1	105	5	170.54	14.1	2.6	36660	4.7	0.48
Sant Feliu de Llobregat	0.1	118	5	167.93	16.1	2.6	41860	4.0	0.42
Terrassa	0.1	76	5	118.76	15.9	2.6	40820	2.9	0.66
Sabadell	0.1	89	5	110.87	16.4	2.6	42640	2.6	0.56
Granollers	0.1	120	5	116.12	15.9	2.6	41340	2.8	0.42
Mataró	0.1	143	5	96.49	15.3	2.6	39780	2.4	0.35
Vilanova i la Geltrú	0.1	101	5	84.30	16.2	2.6	42120	2.0	0.50
Vilafranca del Penedès	0.1	96	5	120.31	17.0	2.6	44200	2.7	0.52

Fuente de datos:

SS: Superficie de vivienda destinada a la segregación de residuos. Basándose en lo expuesto por el "Código Técnico de la Edificación" se ha considerado 0,1m²/fracción. (CTE HS2, 2006)

SV: Superficie media vivienda a 2007 (Ajuntament Terrassa, 2011)

n: Número de fracciones a segregar. Depende del sistema de gestión de residuos.

TR: Tasas Municipal para la gestión de los residuos municipales. Debido a que las tasas municipales dependen de diversos factores y que estos son distintos en función del municipio, se han tomado los valores máximos estipulados por las distintas Ordenanzas fiscales 2008.

RFBDPV: Renta familiar bruta Disponible Per Cápita. Fuente: (IDESCAT, 2011)

Ocupación Media de la vivienda: Fuente: IDESCAT. *Dimensió mitjana de la llar*

Michele Tonglet *et al.* determinan que los factores que influyen en el fomento de la participación de los ciudadanos en el sistema de segregación de residuos, son el disponer de apropiados recursos a su disposición así como no percibir que el sistema suponga inconvenientes como demasiado tiempo o demasiado espacio (Tonglet, 2004).

A continuación se describen aquellos aspectos sociales que se cree influyen en el uso que el ciudadano hace de un determinado sistema de almacenamiento temporal.

3.3.1.1 Capacidad de almacenaje

En el modelo de almacenamiento temporal considerado, la frecuencia en que los residuos, ya dispuestos en contenedores, se recogen no depende del sistema de almacenamiento si no de la capacidad de almacenaje del sistema en cuestión y de la generación de residuo.

En las tablas siguientes se puede observar la evolución en la capacidad de almacenaje del municipio de Terrassa para cada una de las fracciones recogidas selectivamente hasta el 2009.

Tabla 3-7 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Envases ligeros

Envases ligeros	Nº Contenedores (1100 L)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Nº iglús (2700 l)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Capacidad almacenaje (L/año)
1996	0	0	0	0	
1997	0	0	118	1	16567200
1998	0	0	120	1	16848000
1999	0	0	120	1	16848000
2000	0	0	308	1	43243200
2001	589	2	118	1	83948800
2002	911	2	0	0	104218400
2003	1035	2	0	0	118404000
2004	1156	3	0	0	198369600
2005	1164	3.5	0	0	233032800
2006	1227	3.5	0	0	245645400
2007	1324	3	0	0	227198400
2008	1415	3.5	0	0	283283000
2009	1431	3.5	0	0	286486200

Fuente: Calculado a partir de datos de Eco-equip S.A.M

Tabla 3-8 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Orgánica

Orgánica	Nº Contenedores (270 L)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Capacidad Almacenaje (L/año)
1996	0	0	0
1997	0	0	0
1998	0	0	0
1999	0	0	0
2000	0	0	0
2001	0	0	0
2002	58	3	2442960
2003	86	3	3622320

Orgánica	Nº Contenedores (270 L)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Capacidad Almacenaje (L/año)
2004	1738	3	73204560
2005	2025	3	85293000
2006	2105	3	88662600
2007	2154	3	90726480
2008	2054	3	76901760
2009	2024	2.3	58938880

Fuente: Calculado a partir de datos de Eco-equip S.A.M

Los contenedores correspondientes a los años 2008 y 2009 tienen una capacidad de 240 L.

Tabla 3-9 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Vidrio

Vidrio	Nº Contenedores (360 L)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Nº iglús (2700 L)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Capacidad Almacenaje (L/año)
1996	0	0	353	0.5	24780600
1997	0	0	355	0.5	24921000
1998	0	0	362	0.5	25412400
1999	0	0	363	0.5	25482600
2000	0	0	368	0.5	25833600
2001	0	0	373	0.5	26184600
2002	0	0	378	0.5	26535600
2003	0	0	379	0.5	26605800
2004	0	0	386	0.5	27097200
2005	50	2.0	378	0.5	28407600
2006	1145	3.5	15	0.5	76073400
2007	1154	2	15	0.5	44258760
2008	1234	1.4	47	0.5	35640072
2009	1280	1.4	48	0.5	36915840

Fuente: Calculado a partir de datos de Eco-equip S.A.M

Tabla 3-10 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Papel/Cartón

Papel/Cartón	Nº Contenedores (1100 L)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Nº iglús (3250 L)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Capacidad Almacenaje (L/año)
1996	0	0	273	1	46137000
1997	0	0	276	1	46644000
1998	0	0	301	1	50869000
1999	0	0	365	1	61685000
2000	0	0	371	1	62699000
2001	0	0	373	1	63037000
2002	72	2	342	1	66034800
2003	114	2	324	2	122553600
2004	1142	3	0	1	195967200
2005	1157	3.5	0	1	231631400
2006	1220	3.5	0	1	244244000
2007	1310	3	0	0	224796000
2008	1431	3.5	0	0	286486200
2009	1424	3.5	0	0	285084800

Fuente: Calculado a partir de datos de Eco-equip S.A.M

Tabla 3-11 Evolución en la capacidad de almacenaje en la fracción Resto

Resto	Nº Contenedores. (1050 L)	Frecuencia recogida (recogida/semana)	Capacidad almacenaje (L/año)
1996	2968	7	1134369600
1997	3029	7	1157683800
1998	3091	7	1181380200
1999	3154	7	1205458800
2000	3218	7	1229919600
2001	3284	7	1255144800
2002	3297	7	1260113400
2003	3299	7	1260877800
2004	3149	7	1203547800
2005	3240	7	1238328000
2006	3060	7	1169532000
2007	2870	7	1096914000
2008	2819	7	1077421800
2009	2681	7	1024678200

Fuente: Calculado a partir de datos de Eco-equip S.A.M.

La capacidad anual de almacenaje para cada una de las fracciones recogidas se ha calculado aplicando la siguiente ecuación:

$$CA_i = 52 \times (C_i \times V_i \times Y_i)$$

Ecuación 3-3

donde:

CA_i es la capacidad anual de almacenaje de la fracción i -ésima [L/año]

52 es el número de semanas que se realiza recogida al año

C_i es el número de contenedores para el almacenamiento de la fracción i -ésima que se vacían en cada recogida [contenedor/día de recogida] (número de contenedores actuales)

V_i es el volumen de los contenedores para el almacenamiento de la fracción i -ésima [L/contenedor]

Y_i es la frecuencia de recogida de los contenedores para el almacenamiento de la fracción i -ésima [recogida/semana]

En la Tabla 3-12 se puede observar la evolución en el porcentaje de ocupación medio para cada uno de los contenedores usados para el almacenaje temporal de los residuos.

Tabla 3-12 Evolución en el porcentaje volumétrico de ocupación de los distintos contenedores de recogida selectiva en el municipio de Terrassa

Ocupación	Contenedor Vidrio (%)	Contenedor Papel/cartón (%)	Contenedor Envases ligeros (%)	Contenedor Orgánica (%)	Contenedor Resto calle (%)
1998	17	32	15		60
1999	18	33	19		57
2000	17	36	19		60
2001	18	45	15		62
2002	18	49	24	1	62
2003	19	31	31	13	61
2004	20	26	23	9	61

Ocupación	Contenedor Vidrio (%)	Contenedor Papel/cartón (%)	Contenedor Envases ligeros (%)	Contenedor Orgánica (%)	Contenedor Resto calle (%)
2005	20	30	25	19	55
2006	9	33	28	21	57
2007	19	40	37	23	60
2008	25	32	34	28	59

Fuente: Calculado a partir de datos de Eco-equip S.A.M

El porcentaje de ocupación de cada contenedor se ha calculado aplicando la siguiente ecuación:

$$OC_i = \frac{(GRSC_i/\delta_i)}{CA_i} \times 100$$

Ecuación 3-4

donde:

OC_i es el porcentaje volumétrico de ocupación del contenedor correspondiente a la fracción i-ésima (%)

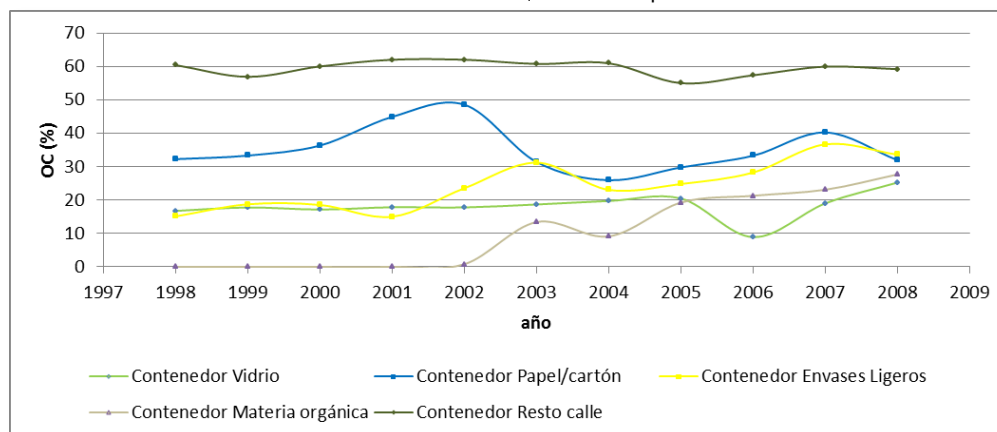
CA_i es la capacidad anual de almacenamiento para la fracción i-ésima (L/año)

GRSC_i es la cantidad de fracción i-ésima recogida (kg/año)

δ_i es la densidad que presenta la fracción i-ésima dentro del contenedor (kg/L)¹².

A la vista de estos datos el municipio de Terrassa pone suficientes recursos a disposición del ciudadano, pero el uso que el ciudadano hace de dichos recursos es muy variable, dependiendo de la fracción.

Gráfico 3-4 Evolución de la OC_i en el municipio de Terrassa



En el Gráfico 3-4, se puede observar que, para la fracción Resto el porcentaje volumétrico de ocupación se mantiene prácticamente invariante a lo largo del tiempo rondando al 60%. Para la fracción Envases ligeros este porcentaje ha aumentado considerablemente en los últimos años

¹² Se han considerado las siguientes densidades para cada una de las fracciones: fracción Envases ligeros 0.044 kg/l; fracción Resto 0.091 kg/l; fracción Orgánica 0.341 kg/l; fracción Papel/cartón 0.100kg/l; fracción Vidrio 0.364 kg/l. Todos ellos son datos de Iriarte *et al.* (Iriarte, 2009).

presentando un porcentaje de ocupación del 40% en los últimos 3 años estudiados. El porcentaje de ocupación de la fracción Papel/cartón oscila a lo largo del tiempo, seguramente debido al precio de este material en el mercado, y la consecuente sustracción de dicho material por gestores no autorizados. En el 2008 el porcentaje de ocupación del contenedor Papel/cartón ha descendido hasta valores de un 30%, coincidiendo con los años de inicio de la crisis económica. El porcentaje de ocupación en el contenedor fracción Orgánica ha ido aumentando progresivamente hasta alcanzar valores del 35% en 2008, cosa que también ha sucedido con el Vidrio, alcanzando valores del 25% de ocupación.

Aun así, el porcentaje de ocupación es menor al 100% en todos los casos, eso significa que habría capacidad para absorber un aumento en la generación de residuos, si la hubiera, aunque la coyuntura económica apunta en otra dirección tal como se muestra en el capítulo 5 de esta tesis.

3.3.1.2 Distancia al almacenamiento temporal de residuos.

El almacenamiento en la vía pública de las fracciones segregadas por los ciudadanos en el domicilio supone un impacto sobre la rutina diaria de la población, que se ha de intentar minimizar a fin de no crear gran rechazo para con el sistema de almacenamiento temporal.

En una encuesta llevada a cabo por investigadores de la Universidad de Oviedo, se concluye, entre otras cosas, que cuando los dispositivos de almacenamiento temporal se encuentran cerca de los ciudadanos éstos están más predispuestos a separar en el domicilio un mayor número de fracciones (Gonzalez, 2005)

En esta tesis se ha considerado que las principales molestias que el ciudadano percibe en relación al sistema de almacenamiento temporal tienen que ver con la distancia entre el domicilio y el sistema de almacenamiento temporal.

En la Tabla 3-13 se pueden ver las distancias existentes entre el punto de generación del residuo (domicilios) y los distintos sistemas de almacenamiento temporal.

Tabla 3-13 Distancia entre los dispositivos de almacenamiento temporal y el punto de generación de residuos.

Tipo de sistema		Distancia al punto de generación
Sistema contenedores	Puerta a Puerta	Mínima
	Acera	Menor a 50 metros
	Área de aporte	Entre 100 y 400 metros
Sistema Subterráneo		Menor a 50 metros
		Entre 50 y 100 metros
		Entre 100 y 400 metros
		Más de 400 metros
Sistema Neumática		Mínima ¹
		Menor a 50 metros ²
		Entre 100 y 400 metros ²

Fuente. Elaboración propia a partir de datos de (Gallardo, 2008)

¹Se refiere a sistemas neumáticos instalados en el propio edificio donde se generan

² Se refiere a sistemas neumáticos instalados en la calle

3.3.2 Aspectos ambientales

Respecto al sistema de almacenamiento temporal mediante contenedores en aceras, debido a que los contenedores usados para el almacenamiento temporal de los residuos municipales son muy variados en cuanto a su capacidad, en cuanto a los materiales que los conforman (acero, PE, PP...) y en cuanto a las casas comerciales existentes, incluir los aspectos ambientales asociados a la fabricación, uso, y tratamiento/valorización de los contenedores al final de su ciclo de vida, no es tarea fácil.

Por otro lado, diversos autores coinciden al decir que los impactos ambientales asociados al ciclo de vida de los contenedores son bajos en comparación al impacto ambiental de todo el sistema de gestión de residuos municipales (Muñoz, 2001), (Mc Dougall, 2001).

Es por ello que en esta tesis, en la que se analiza todo el sistema de gestión de residuos municipales, los impactos ambientales asociados al ciclo de vida de los contenedores usados para el almacenamiento temporal de los residuos, no se han incluido.

3.3.3 Aspectos económicos

La Red española de ciudades por el clima y la Federación Española de Municipios y Provincias publicaron una herramienta para el cálculo de costes asociados al almacenamiento temporal de residuos mediante contenedores así como su recogida. (RECC, 2010).

Respecto a los costes asociados al almacenamiento temporal de los residuos mediante contenedores en aceras, dicha herramienta tiene en cuenta los siguientes costes asociados al almacenamiento temporal de residuos:

- Costes Fijos: Amortización de los contenedores, mantenimiento contenedores, reposición de contenedores.
- Gastos generales y beneficio industrial

Si no se dispone de datos propios la herramienta proporciona una serie de datos medios que se han establecido utilizando como fuente el Plan Nacional de Residuos, varios Planes Autonómicos de Gestión de Residuos, diversos informes ambientales de gestión de residuos y los datos procedentes de las encuestas remitidas a un total de 126 municipios y Entidades Locales de la Red Española de Ciudades por el Clima.

Usando los datos proporcionados por Eco-equip S.A.M para la recogida de residuos en el municipio de Terrassa correspondiente al año 2008 y utilizando dicha herramienta de cálculo para los costes asociados al almacenamiento temporal de los residuos, vemos que dichos costes varían mucho en función de la fracción recogida. (Para más detalle sobre el cálculo ver archivo "costes almacenamiento y recogida.xls" en CD adjunto, Anexo 2)

Tabla 3-14 Costes asociados al almacenamiento temporal de residuos mediante contenedores en aceras. Municipio de Terrassa 2008

		Envases ligeros	Resto	FORM	Papel /cartón	Vidrio
Costes fijos (euros/año)	Amortización de los contenedores	56850	113258	10276	57493	14997
	Mantenimiento (incluido limpieza y lavado de los contenedores)	31130	111351	65728	31482	27124
	Reposición de los contenedores	17446	11923	1303	31766	1113
	Total Costes Fijos	105426	236531	77307	120741	43233
Gastos y Beneficio industrial (% respecto costes fijos)	Gastos generales	13%	13%	13%	13%	13%
	Beneficio industrial	6%	6%	6%	6%	6%
	Total gastos y beneficio industrial	20031	44941	14688	22941	8214
TOTAL (euros/año)		125457	281472	91996	143681	51447
Toneladas almacenamiento temporal 2008 (t/año)		4186	58024	7263	9143	3278
Euros/tonelada almacenada		30	5	13	16	16

Fuente: Cálculo a partir de datos procedentes de Eco-equip SAM y la herramienta de cálculo desarrollada por la Red española de ciudades por el clima y Federación Española de Municipios y Provincias.

3.4 Sistemas de recogida.

La recogida de los residuos municipales es el proceso mediante el cual los distintos dispositivos de almacenamiento temporal son vaciados y su contenido es trasladado hasta su primer destino.

Dicha recogida, en el caso de modelo "Contenedor en acera", normalmente se efectúa en vehículos de capacidad y configuración variable (carga trasera, carga lateral, bicompartimentados, pluma...).

Las operaciones de recogida de los residuos pueden representar un elevado porcentaje de los costes globales de gestión que deben asumir los municipios. Los costes varían dependiendo del tipo de recogida, la frecuencia, los horarios de la misma, los equipos y el personal de recogida etc.

3.4.1 Sistema de recogida mediante vehículos.

El actual sistema de recogida imperante en el municipio de Terrassa para la mayoría de fracciones consiste en recogida mediante vehículos de carga trasera con compactador simple y con una capacidad de 18 m³, en todos los casos excepto para la recogida de Vidrio en la que se utiliza un vehículo con una capacidad de 5 m³.

En la Tabla 3-15 se puede ver el primer destino de las distintas fracciones que se recogen en el municipio de Terrassa.

Tabla 3-15 Primer destino de las fracciones recogidas en el Municipio de Terrassa.

Fracción	Primer destino	Dirección
Envases ligeros	Planta Transferencia. Can Barba	Carretera Nacional-150 km 14.6. Terrassa.
Resto	Planta Transferencia. Can Barba	Carretera Nacional-150 km 14.6. Terrassa.
FORM	Planta Digestión anaerobia. Can Barba	Carretera Nacional-150 km 14.6. Terrassa.
Papel/cartón	Planta Transferencia. Papeles Allende	Pol. Ind. Can Parellada. c/ Aries, 7. Terrassa
Vidrio	Planta Transferencia. Can Barba	Carretera Nacional-150 km 14.6. Terrassa.

En la Tabla 3-16 se pueden observar los datos más relevantes en relación al servicio de recogida de las distintas fracciones en el municipio de Terrassa para el año 2008.

Tabla 3-16 Datos en relación al sistema de recogida de contenedores en aceras mediante camiones de carga trasera con compactador simple de 18 m³ de capacidad (3.5 m³ en caso de Vidrio). Terrassa 2008.

	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel/cartón	Fracción Vidrio
Generación (t/año)	4187	58024	7263	9143	3278
Frecuencia recogida (d/año)	182	365	156	182	73
Contenedores dispuestos en la calle (nº)	1415	2819	2054	1431	1234
Capacidad contenedor (m³)	1.10	1.10	0.27	1.10	0.36
Ocupación contenedor (%) (v/v)	37	59	28	32	25
Densidad dentro contenedor (kg/m ³)	44	91.0	341	100	364
nº servicios/año	1720	3072.0	1037	1642	735
nº viajes/servicio	1	3	1	1	1
km /servicio	51	57	72	52	38
Consumo diésel (L/año)	100548	223864.0	102664	135673	37494
km/viaje	51	19	72	52	38
Km /año	87221	175964	75017	85680	27702
Consumo diésel L/km	1.15	1.27	1.37	1.58	1.35
Consumo diésel L/t	24	4	14	15	11
Toneladas recogidas/viaje (1)	2.4	6.3	7.0	5.6	4.5
nº viajes/día de recogida	9	25	7	9	10
nº contenedores recogidos /viaje	150	112	309	159	122
Toneladas recogidas/ viaje (2)	2.7	6.3	8.0	5.6	4.0
Factor de compactación (m ³ de residuo generado/m ³ de residuo en el interior del vehículo)	3.1	3.9	1.1	3.1	3.5

Fuente: En negrita los datos proporcionados por Eco-equip SAM para el año 2008. El resto de datos se han calculado a partir de los anteriores.

Las densidades dentro del contenedor y en el vehículo se han tomado de Iriarte *et al.* (Iriarte, 2009).

El cálculo de la ocupación del contenedor se ha realizado mediante la Ecuación 3-4.

(1) Calculadas a partir de datos Eco-Equip

(2) Calculadas a partir de las densidades consideradas por (Iriarte, 2009)

El factor de compactación se calcula a partir de los datos proporcionados por Eco-Equip S:A.M. usando la siguiente ecuación:

$$Factor\ Compactación = \frac{(Generación/densidad)}{(frecuencia\ recogida \times n\ viajes)}$$

Ecuación 3-5

Vemos que los vehículos utilizados consumen una media de 1.3 L de diésel/km durante la recogida de residuos.

3.4.1.1 Aspectos ambientales

Los principales impactos ambientales debidos a esta etapa son consecuencia de la emisión de gases de combustión por parte de los camiones que recogen los residuos. La conducción de estos camiones de recogida en el interior de la ciudad se caracteriza por ser una conducción de parada/arranque.

En esta tesis sólo se han considerado las emisiones a la atmosfera debido al consumo de combustibles, sin tener en cuenta las emisiones debidas a la abrasión de los neumáticos ni emisiones de partículas y otros contaminantes debido al desgaste de las infraestructuras de transporte. Tampoco se han tenido en cuenta los impactos asociados al propio vehículo de transporte o a la construcción de la infraestructura.

Para calcular los factores de emisión debidos a la recogida de las distintas fracciones en el municipio de Terrassa, se han usado los factores de emisión debidos al consumo de combustible durante el transporte para un vehículo cuyo consumo de combustible es de 0.223 L/km que consideran Spielmann *et al.* (Spielmann, 2007), pero modificados mediante los factores de corrección que proponen Doka *et al.* Estos señalan que la conducción por ciudad (arranque/parada) presenta emisiones mayores de VOC, PM10, y CO pero menores emisiones de NOx que la conducción por carretera, y por ello aplican unos factores de corrección a las emisiones de gases debidas al consumo de combustible durante el transporte. (Doka, 2009).

Dichos factores de corrección, así como los contaminantes emitidos a la atmosfera, se pueden ver en la Tabla 3-17

Así, para calcular los factores de emisión debidos a la recogida de las distintas fracciones en el municipio de Terrassa, se ha aplicado la siguiente ecuación:

$$FER_i^j = FE^j \times FC^j \times C_i$$

Ecuación 3-6

donde:

FER_j^j es el factor de emisión del contaminante j-ésimo, debido a la recogida de la fracción i-ésima de los residuos del municipio de Terrassa. [kg contaminante/km]

FE^j es el factor de emisión del contaminante j-ésimo según Spielman *et al.* [kg contaminante/L diésel] (Spielmann, 2007),

FC^j es el factor de corrección a aplicar según Doka *et al.* (Doka, 2009).

C_i^j es el consumo de combustible debido a la recogida de la fracción i-ésima de los residuos del municipio de Terrassa que se muestran en la Tabla 3-16 . [L/km]

3.4.1.2 Aspectos económicos

Para el cálculo de los costes asociados a la recogida de los residuos municipales mediante vehículos de recogida, se ha utilizado la ya mencionada herramienta desarrollada por la Red española de ciudades por el clima y Federación Española de Municipios y Provincias (RECC, 2010).

Dicha herramienta tiene en cuenta los siguientes costes asociados a la recogida mediante vehículos de residuos:

- Costes variables: Precio del combustible, salario medio y Seguridad social de personal, Amortización de los vehículos, Consumo de combustible, mantenimiento de los vehículos, seguros e impuestos.
- Gastos generales y beneficio industrial

Igual que en el cálculo de los costes asociados al almacenamiento temporal, si no se dispone de datos propios la herramienta proporciona una serie de datos medios que se han establecido utilizando como fuente el Plan Nacional de Residuos, varios Planes Autonómicos de Gestión de Residuos, diversos informes ambientales de gestión de residuos y los datos procedentes de las encuestas remitidas a un total de 126 municipios y Entidades Locales de la Red Española de Ciudades por el Clima.

Usando los datos proporcionados por Eco-equip S.A.M para la recogida de residuos en el municipio de Terrassa correspondiente al año 2008 y utilizando dicha herramienta de cálculo para los costes asociados a la recogida, vemos que dichos costes varían en función de la fracción recogida (ver Tabla 3-18).

Tabla 3-17 Emisión de contaminantes debidos a la recogida

Contaminante	Factor corrección por conducción parada/arranque (2) FC	Factores de emisión Transporte (kg/L diésel) (1) FE	Factores de emisión Recogida (kg/L Diésel) (FE x FC)	Resto (kg/km)	Envases ligeros (kg/km)	Vidrio (kg/km)	Papel/cartón (kg/km)	FORM (kg/km)
CO ₂	1.00	2.665E+00	2.665E+00	3.39E+00	3.07E+00	3.61E+00	4.22E+00	3.65E+00
CO	1.24	1.902E-04	2.359E-04	3.00E-04	2.72E-04	3.19E-04	3.73E-04	3.23E-04
PM10	1.11	9.289E-05	1.031E-04	1.31E-04	1.19E-04	1.40E-04	1.63E-04	1.41E-04
NO _x	0.75	8.847E-03	6.635E-03	8.44E-03	7.65E-03	8.98E-03	1.05E-02	9.08E-03
N ₂ O	1.00	1.323E-04	1.323E-04	1.68E-04	1.52E-04	1.79E-04	2.09E-04	1.81E-04
NH ₃	1.00	2.238E-05	2.238E-05	2.85E-05	2.58E-05	3.03E-05	3.54E-05	3.06E-05
SO ₂	1.00	8.404E-05	8.404E-05	1.07E-04	9.69E-05	1.14E-04	1.33E-04	1.15E-04
NM VOC	2.13	7.962E-06	1.696E-05	2.16E-05	1.96E-05	2.30E-05	2.69E-05	2.32E-05
CH ₄	2.13	2.212E-05	4.711E-05	5.99E-05	5.43E-05	6.38E-05	7.46E-05	6.45E-05
Benceno	2.13	5.750E-09	1.225E-08	1.56E-08	1.41E-08	1.66E-08	1.94E-08	1.68E-08
Tolueno	2.13	7.962E-10	1.696E-09	2.16E-09	1.96E-09	2.30E-09	2.69E-09	2.32E-09
Xileno	2.13	7.077E-08	1.507E-07	1.92E-07	1.74E-07	2.04E-07	2.39E-07	2.06E-07
Formaldehído (CH ₂ O)	1.00	6.635E-07	6.635E-07	8.44E-07	7.65E-07	8.98E-07	1.05E-06	9.08E-07
Acetaldehído (CH ₃ CHO)	1.00	3.627E-07	3.627E-07	4.61E-07	4.18E-07	4.91E-07	5.74E-07	4.96E-07
Cd	1.00	8.404E-09	8.404E-09	1.07E-08	9.69E-09	1.14E-08	1.33E-08	1.15E-08
Cu	1.00	1.415E-06	1.415E-06	1.80E-06	1.63E-06	1.92E-06	2.24E-06	1.94E-06
Cr	1.00	4.202E-08	4.202E-08	5.35E-08	4.84E-08	5.69E-08	6.65E-08	5.75E-08
Ni	1.00	5.750E-08	5.750E-08	7.32E-08	6.63E-08	7.78E-08	9.11E-08	7.87E-08
Zn	1.00	8.404E-07	8.404E-07	1.07E-06	9.69E-07	1.14E-06	1.33E-06	1.15E-06
Pb	1.00	9.289E-14	9.289E-14	1.18E-13	1.07E-13	1.26E-13	1.47E-13	1.27E-13
Se	1.00	8.404E-09	8.404E-09	1.07E-08	9.69E-09	1.14E-08	1.33E-08	1.15E-08

Contaminante	Factor corrección por conducción parada/arranque (2) FC	Factores de emisión Transporte (kg/L diésel) (1) FE	Factores de emisión Recogida (kg/L Diésel) (FE x FC)	Resto (kg/km)	Envases ligeros (kg/km)	Vidrio (kg/km)	Papel/cartón (kg/km)	FORM (kg/km)
Hg	1.00	1.681E-11	1.681E-11	2.14E-11	1.94E-11	2.28E-11	2.66E-11	2.30E-11
Cr(VI)	1.00	8.404E-11	8.404E-11	1.07E-10	9.69E-11	1.14E-10	1.33E-10	1.15E-10
PAH	1.00	4.423E-09	4.423E-09	5.63E-09	5.10E-09	5.99E-09	7.00E-09	6.05E-09

(1) Doka *et al.*, consideran que la conducción por ciudad (arranque/parada) presenta emisiones mayores de VOC, PM10, y CO pero menores emisiones de NOx que la conducción por carretera. Así Doka *et al.*, aplican los siguientes factores de corrección a las emisiones de gases debidas al consumo de combustible durante el transporte. (Doka, 2009)

(2) Spielmann *et al.*, consideran los siguientes factores de emisión debidos al consumo de combustible durante el transporte para un vehículo cuyo consumo de combustible es de 0.223 L/km. (Spielmann, 2007)

(Para más detalle sobre estos cálculos ver “Recogida y transporte.xls” en CD adjunto, Anexo 3)

Tabla 3-18 Costes asociados a la recogida de residuos modelo mediante vehículos municipio Terrassa 2008.

Costes variables de transporte a primer destino		Envases ligeros	Resto	FORM	Papel/ cartón	Vidrio
Datos Generales	Precio del combustible (€/litro)	1.40	1.40	1.40	1.40	1.40
	Salario medio y Seguridad Social de personal (€/año/operario)	28000.00	28000.00	28000.00	28000.00	28000.00
Datos generales de los vehículos	Nº de vehículos	2.97	5.11	1.99	3.93	2.00
Amortización de los vehículos de recogida	Precio unitario del vehículo (€/veh.)	150000.00	150000.00	150000.00	150000.00	150000.00
	Periodo de amortización (años)	10.00	10.00	10.00	10.00	10.00
	Interés de amortización (%)	4%	0.04	0.04	0.04	0.04
	Valor de la amortización (€/veh. y año)	18493.64	18493.64	18493.64	18493.64	18493.64
	Coste de amortización (€/año)	54919.58	94583.72	36736.33	72671.36	29589.83
Consumo real de combustible (l/veh. y año)	Consumo real de combustible (litros/veh. y año)	33858.58	43771.39	51682.66	34526.50	6249.00
	Coste del combustible (€/veh. y año)	47402.01	61279.94	72355.73	48337.10	8748.60
	Coste del combustible para este tipo de vehículo (€/año)	140767.20	313409.60	143729.60	189942.20	17497.20
Mantenimiento de los vehículos de recogida	Coste de mantenimiento del vehículo (€/veh. y año)	18000.00	18000.00	18000.00	18000.00	18000.00
	Coste de mantenimiento (€/año)	53453.64	92059.04	35755.74	70731.58	36000.00
Seguros e impuestos	Seguros e impuestos (€/veh. y año)	2600.00	2600.00	2600.00	2600.00	2600.00
	Coste seguros e impuestos (€/año)	7721.08	13297.42	5164.72	10216.78	5200.00
Personal	Número de operarios por vehículo	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
	Coste de personal por vehículo (€/año)	56000.00	56000.00	56000.00	56000.00	56000.00
	Coste de personal (€/año)	166300.20	286405.90	111240.09	220053.80	112000.00
Coste variable total de camiones (€/año)		423161.70	799755.68	332626.48	563615.73	200287.03
Otros	Gastos generales de la recogida (%)	13%	13%	13%	13%	13%
	Beneficio industrial de la empresa de recogida (%)	6%	6%	6%	6%	6%
	Total gastos y beneficio industrial (€/año)	80400.72	151953.58	63199.03	107086.99	38054.54
Costes variables de recogida y transporte (€/año)		423161.70	799755.68	332626.48	563615.73	200287.03
Gastos generales y beneficio industrial de la empresa de recogida (€/año)		80400.72	151953.58	63199.03	107086.99	38054.54
Costes variables totales (€/año)		503562.42	951709.26	395825.51	670702.71	238341.56
Transporte (t/año) Terrassa 2008		4186	58024	7263	9143	3278
Coste anual (€/t)		120	16	54	73	73

(Para más detalle sobre el cálculo ver archivo "costes almacenamiento y recogida.xls" en CD adjunto, Anexo 2)

3.5 Sistemas de Tratamiento/Valorización

Como ya se ha comentado en capítulos anteriores, las fracciones recogidas selectivamente bien por su elevado contenido en impropios, bien por su multicomposición (es el caso del contenedor de Envases ligeros) no pueden entrar directamente en un proceso de reciclaje y

requieren de un pre-tratamiento de separación de impropios o de separación de sus múltiples componentes antes del proceso de reciclaje propiamente dicho.

A continuación se estudian con más detalle los flujos correspondientes a las plantas de separación/valorización/tratamiento de cada una de las fracciones del residuo municipal recogidas selectivamente, en el municipio de Terrassa en el año 2008, así como los aspectos ambientales y económicos de éstas.

3.5.1 Plantas de selección de Envases ligeros

Tal como se ha explicado en el capítulo 1 de esta tesis, los materiales contenidos en los dispositivos de almacenamiento temporal correspondientes a la fracción Envases ligeros, previo a su reciclaje, se trasladan a una planta de selección de envases donde se realiza una separación entre aquellos materiales reciclables –materiales que, después de un proceso de reciclaje, entraran de nuevo en el ciclo productivo convirtiéndose en “nuevos objetos” – y aquellos materiales que no tienen posibilidad de reciclaje (rechazo) y que seguirán un tratamiento finalista de valorización energética o disposición controlada.

En el caso de los residuos procedentes del municipio de Terrassa dicha planta se encuentra en el municipio de Santa Maria de Palautordera a unos 53 km del municipio de Terrassa.

En la Tabla 3-19 se puede ver, que en el caso de la planta de selección de Santa Maria de Palautordera, para el año 2008, el rendimiento de la separación, expresado como porcentaje de materiales recuperados respecto a la entrada de fracción bruta, es de un 32%.

Tabla 3-19 Entradas y salidas de la planta de selección de envases de Santa Maria de Palautordera

Planta de selección de envases Santa M ^a de Palautordera				
Total Entrada		29860610	kg/año	100 %
Salidas	Cartón bebidas/alimentos	1013720	kg/año	3.4 %
	Metales acero	1877540	kg/año	6.3 %
	Metales aluminio	80020	kg/año	0.3 %
	Plásticos HDPE	1578000	kg/año	5.3 %
	Plásticos LDPE	1401520	kg/año	4.7 %
	Plásticos Otros	899000	kg/año	3.0 %
	Plásticos PET	2661080	kg/año	8.9 %
Total salidas		9510880	kg/año	31.9 %
Rechazo		20349730	kg/año	68.1 %

Fuente: Ecoembes datos 2008 (Ecoembes, 2008)

Si aplicamos estos porcentajes de separación a la cantidad de fracción Envases ligeros que el municipio de Terrassa generó y gestionó a través de este centro en el año 2008 vemos que el total de materiales recuperados fue de unas 1334 toneladas y que el rechazo ronda las 2853 toneladas.

Tabla 3-20 Entradas y salidas de la planta de selección de envases de Santa Maria de Palautordera, correspondientes al municipio de Terrassa 2008

Planta de selección de envases Santa M ^a de Palautordera					
Total Entrada Terrassa 2008		4186870	kg/año	4187	t/año
Salidas	Cartón Bebidas/alimentos	142138	kg/año	142	t/año
	Metales acero	263257	kg/año	263	t/año
	Metales aluminio	11220	kg/año	11	t/año
	Plásticos HDPE	221257	kg/año	221	t/año
	Plásticos LDPE	196512	kg/año	197	t/año
	Plásticos Otros	126052	kg/año	126	t/año
	Plásticos PET	373120	kg/año	373	t/año
Total salidas		1333557	kg/año	1334	t/año
Rechazo		2853313	kg/año	2853	t/año

Fuente: Calculado a partir de datos de Eco-equip S.A.M.

3.5.1.1 Aspectos ambientales

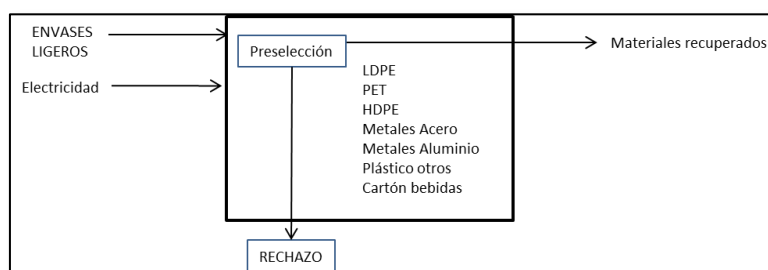
Los principales aspectos ambientales en relación a las plantas de selección de envases están asociados al consumo de energía de éstas (electricidad y combustibles fósiles). Por otro lado, la recuperación de materiales supone unos créditos ambientales que se tratarán con más detalle en el apartado 3.5.5 Plantas de reciclaje de materiales.

En esta tesis no se han considerado los impactos ambientales asociados a la construcción de la instalación ni a la fabricación de los equipos usados en la instalación.

Tampoco se han considerado los impactos ambientales asociados al consumo de gasóleo debido al uso de vehículos a motor en planta (palas, toros...) por no tener datos sobre las emisiones de este tipo de vehículos.

En el Gráfico 3-5 se pueden observar los límites del sistema correspondientes a la planta de selección de envases ligeros.

Gráfico 3-5 Límites del sistema Planta de selección de envases



Según Mc Dougall *et al.*, la energía consumida en las plantas de selección y recuperación de materiales varía significativamente dependiendo del esquema de la planta. El consumo de energía es mayor cuantos más materiales se separen y cuanto más automatizada esté la

planta (Mc Dougall, 2001). El mismo autor cita diversos estudios donde dicho consumo oscila entre 27 y 22 kWh por tonelada que entra a planta.

Un informe elaborado por BioIntelligence en el 2005 considera un consumo energético para estas plantas de 90kWh por tonelada que entra en planta (BioIntelligence, 2005)¹³.

Por otro lado, el “Informe de sostenibilitat ambiental del programa de gestió de residus municipals a Catalunya 2007-2012” de la Agència de Residus de Catalunya. Estima un consumo de 34660 kWh en la separación de 366 toneladas de residuo a la entrada. Lo que equivale a 95kWh/t (ARC, 2007). El mismo informe considera un consumo de diésel de 1046 L para la separación de 366 toneladas de residuo a la entrada, lo que supone unos 2.9 L por tonelada de entrada a la planta.

En esta tesis se han considerado los consumos recogidos en el informe elaborado por la Agència de Residus de Catalunya, como consumos propios de la planta de Santa Maria de Palautordera, es decir, un consumo de electricidad de 95 kWh/t_{in} y un consumo de gasoil de 2.9 L/t_{in} de residuo.

Queda fuera de los límites del sistema la disposición de la subfracción rechazo procedente de este tipo de plantas por ser una subfracción muy pobre en materia orgánica y no tener suficientes datos en cuanto al consumo energético, ni las emisiones que su disposición supone.

3.5.1.2 Aspectos económicos

Los costes asociados a este tipo de plantas varían mucho en función de si se trata de plantas manuales, semiautomatizadas o totalmente automatizadas. También varían en función de la capacidad de tratamiento de la planta.

Ecoembalajes España S.A. ha desarrollado unos modelos de cálculo de costes asociados a la selección de envases, a partir de datos reales de costes de selección. (Ecoembalajes, 2007). (ver Ecuación 3-7 y Ecuación 3-8). Aplicando dichas curvas de coste a la planta de tratamiento de Santa Maria de Palautordera tenemos unos costes unitarios de 263.7 euros por tonelada de material que sale de la planta.

$$\text{Plantas automáticas: } \textit{Coste unitario} = -0.0953\text{Ln}(X) + 1.795$$

Ecuación 3-7

$$\text{Plantas manuales: } \textit{Coste unitario} = -0.0711\text{Ln}(X) + 1.4429$$

Ecuación 3-8

¹³ Accessible on-line en <http://www.ecoacero.com/>

donde:

Coste Unitario incluye los costes de Amortización, personal, operación, mantenimiento, gastos financieros, gastos generales y beneficio industrial. Está expresado por tonelada de material seleccionado [euros/ t_{out}]

X se refiere a los kilogramos de materiales seleccionados que salen de la planta [kg]

En el año 2008, procedentes del municipio de Terrassa, salieron de la planta de Santa Maria de Palautordera, unas 1334 toneladas de envases seleccionados (ver Tabla 3-20), lo que significa unos costes de 351809 euros, y por tanto unos 84 euros por tonelada de fracción Envases ligeros que entra en la planta. Dichos costes son asumidos por Ecoembalajes España S.A.

Por otro lado, la venta de los materiales recuperados, supuso unos ingresos para Ecoembalajes España S.A. a tener en cuenta en el balance económico.

En la Tabla 3-21 se pueden ver los ingresos asociados a los distintos materiales recuperados en estas plantas.

Tabla 3-21 Ingresos y costes asociados a la venta de los distintos materiales recuperados

Material	Ingresos (€/t _{out})
PET	330.00
HDPE	469.59
LDPE	0.00
Otros plásticos	0.00
Cartón bebidas	30.00
Metales Acero	175.00
Metales Aluminio	780.00
Costes (€/t_{out})	
	263.7(€/t _{out})
	84(€/t _{in})

Fuente: Ecoembes. Se han tomado los precios de las adjudicaciones correspondientes al año 2012 Planta de selección de envases de Santa Maria de Palautordera.

3.5.2 Plantas de tratamiento de la fracción Orgánica.

Tal y como se ha señalado en el capítulo 1 de esta tesis, la fracción Orgánica del residuo municipal que se recoge en los dispositivos de almacenamiento temporal de residuos está formada en su gran mayoría por restos de comida y jardinería pero, al igual que sucede con otras fracciones que se recogen selectivamente, ésta no está exenta de la presencia de otros materiales.

Las distintas posibilidades actuales para el tratamiento/valorización de esta fracción son principalmente, el compostaje y la digestión anaerobia.

El municipio de Terrassa ha optado por la digestión anaerobia de la fracción Orgánica del residuo municipal y un posterior compostaje del digestato resultante del tratamiento anaerobio.

La planta de digestión anaerobia se encuentra en el municipio de Terrassa, en una zona denominada Can Barba donde también está situada la planta de transferencia de residuos. Se trata de una planta que trabaja en continuo, de una sola etapa, digestión seca y termofílica. Dispone de un pretratamiento mecánico a fin de eliminar los impropios contenidos en la fracción.

A fecha de 2010 en dicha planta se trataron 18000 toneladas de fracción Orgánica procedentes de distintos municipios del Vallès Occidental.

Según datos calculados, a partir de datos proporcionados por la propia planta, el rendimiento en la producción de metano es de 60 Nm³ de biogás por cada tonelada de fracción Orgánica (FORM) que entra en la planta, que no en el digestor (ver Tabla 3-22).

3.5.2.1 Aspectos ambientales

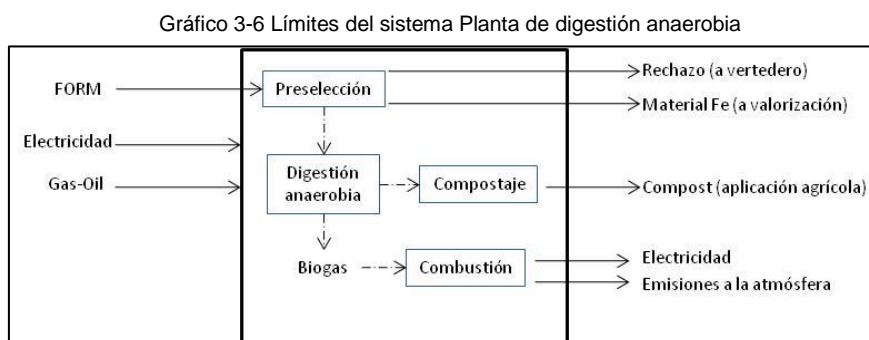
Los principales aspectos ambientales en relación a las plantas de digestión anaerobia están asociados al consumo de energía de éstas (electricidad y combustibles fósiles). Por otro lado, en dichas plantas se produce biogás que se utiliza para la generación de energía eléctrica y calor.

En esta tesis no se han considerado los impactos ambientales asociados a la construcción de la instalación ni a la fabricación de los equipos usados en la instalación.

Tampoco se han considerado los impactos ambientales asociados al consumo de gasóleo debido al uso de vehículos a motor en planta (palas, carretillas transportadoras...) por no tener datos sobre las emisiones de este tipo de vehículos.

No se han tenido en cuenta las emisiones a la atmósfera debidas al compostaje del digestato por no tener datos al respecto.

En el Gráfico 3-6 se pueden observar los límites del sistema correspondientes a la planta de digestión anaerobia de Can Barba.



En la Tabla 3-22 se pueden observar las entradas y salidas consideradas para este tipo de planta. (Para más detalles ver archivo "Planta de tratamiento de FORM digestión anaerobia + compostaje en CD adjunto, Anexo 4)

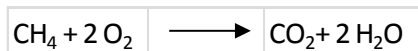
Tabla 3-22 Entradas y salidas planta de digestión anaerobia de la fracción Orgánica. Can Barba

Entradas			
FORM entrada en planta	18000	t/año	
Consumo eléctrico derivado del autoconsumo	744000	kWh/año	41 kWh/t _{in}
Consumo eléctrico procedente de la red eléctrica	162774	kWh/año	9 kWh/t _{in}
Consumo eléctrico total	906774	kWh/año	50 kWh/t _{in}
Consumo Gas-oil	71000	L/año	4 L/t _{in}
Salidas			
Rechazo a depósito controlado	9245	t/año	0.5 t/t _{in}
Material Fe	57	t/año	0.003 t/t _{in}
Compost	4877	t/año	0.27 t/t _{in}
Biogás	1085664	Nm ³ Bg/año	96 Nm ³ Bg/t _{in DA}
			60 Nm ³ Bg/t _{in}
Biogás a generación eléctrica	88.6	%	88.6 %
Biogás combustión en antorchas	11.4	%	11.4 %
Rendimiento generación eléctrica	78	%	78 %
Total energía eléctrica generada	3720000	kWh/año	207 kWh/t _{in}
Autoconsumo eléctrico	20	%	20 %
Venta red eléctrica	2976000	kWh/año	165 kWh/t _{in}

Fuente: Sra. Esther Burgos. *Consorti per a la Gestió de residus del Vallès Occidental*.

No se han tenido en cuenta las entradas de fracción vegetal al proceso de compostaje ni las entradas de diatomeas al proceso de digestión anaerobia.

Respecto a las salidas en forma de contaminantes a la atmósfera, se ha tenido en cuenta que el biogás generado en la planta de Can Barba presenta una composición de 60% (v/v) de CH₄ y un 40% (v/v) de CO₂, y que se generan 96 Nm³ de biogás por tonelada de residuo que entra en el digestor (m³ Bg/t_{in DA}) o lo que es lo mismo, para esta planta, 60 Nm³ de biogás por tonelada de residuo que entra en la planta (m³ Bg/t_{in}). Se supone que una vez todo el biogás se ha quemado (ya sea en antorchas o para la generación de electricidad y calor), todo el metano contenido en él, se ha convertido en CO₂, según la siguiente ecuación química:



Ecuación 3-9

Así se puede calcular el contenido total de CO₂ en el gas resultante de la combustión aplicando las siguientes ecuaciones:

$$E_{CO_2} = (E_{CO_2})_{\text{combustión Metano}} + (E_{CO_2})_{\text{presente en biogás}}$$

Ecuación 3-10

$$(E_{CO_2})_{\text{combustión Metano}} = P_{BG} \times \left(\frac{R_{CH_4}}{100}\right) \times \left(\frac{1}{22.4}\right) \times PM_{CH_4}$$

Ecuación 3-11

$$(E_{CO_2})_{\text{presente en biogás}} = P_{BG} \times \left(\frac{R_{CO_2}}{100}\right) \times \left(\frac{1}{22.4}\right) \times PM_{CO_2}$$

Ecuación 3-12

donde:

E_{CO_2} se refiere a las emisiones de CO_2 expresadas en $kg\ CO_2$ por tonelada de FORM entrada en planta. [$kg\ CO_2/t_{in}$]

$(E_{CO_2})_{\text{combustión de metano}}$ se refiere a las emisiones de CO_2 debidas a la combustión completa de metano según la estequiometría de la Ecuación 3-9, y expresadas en $kg\ CO_2$ por tonelada de FORM entrada en planta [$kgCO_2/t_{in}$]

$(E_{CO_2})_{\text{presente en biogás}}$ se refiere a las emisiones de CO_2 debidas a que el biogás contiene un 40% de anhídrido carbónico, y expresadas en $kg\ CO_2$ por tonelada de FORM entrada en planta [$kgCO_2/t_{in}$]

P_{BG} se refiere a la producción volumétrica de biogás en condiciones de presión y temperatura normales y expresada en m^3 por tonelada de FORM entrada en planta. [m^3/t_{in}]

R_{CH_4} se refiere a la riqueza en metano del biogás generado expresado en porcentaje volumétrico.

R_{CO_2} se refiere a la riqueza en anhídrido carbónico del biogás generado expresado en porcentaje volumétrico

PM_{CH_4} se refiere al peso molecular del metano [g/mol]

PM_{CO_2} se refiere al peso molecular del anhídrido carbónico [g/mol]

La constante 22.4 es el volumen, expresado en litros, ocupado por 1 mol de un compuesto gaseoso en condiciones de presión y temperatura normales.

El biogás generado en la planta y una vez quemado también está compuesto por pequeñas trazas de otros contaminantes cuya composición, según Mc Dougall *et al.*, podemos observar en la Tabla 3-23 (Mc Dougall, 2001).

Tabla 3-23 Emisiones a la atmósfera debidas a la combustión del biogás

Emisión a la atmósfera después de la combustión (Mc Dougall, 2001)			Can Barba		
			Contaminante	Concentración (C _i)	
Contaminante	Concentración (c _i)		CO ₂	1.18E+02	kg/t _{in}
NO _x	1,00E+02	mg/Nm ³	NO _x	6.03E+03	mg/t _{in}
SO _x	2,50E+01	mg/Nm ³	SO _x	1.51E+03	mg/t _{in}
Sum Cloro	1,10E+01	mg/Nm ³	Sum Cloro	6.63E+02	mg/t _{in}
Sum Fluor	2,10E-02	mg/Nm ³	Sum Fluor	1.27E+00	mg/t _{in}
H ₂ S	3,30E-01	mg/Nm ³	H ₂ S	1.99E+01	mg/t _{in}
Total HC	2,30E-02	mg/Nm ³	Total HC	1.39E+00	mg/t _{in}
HC clorados	7,30E-03	mg/Nm ³	HC clorados	4.40E-01	mg/t _{in}
Dioxinas/furanos	1,00E-07	mg/Nm ³	Dioxinas/furanos	6.03E-06	mg/t _{in}
Cd	9,40E-06	mg/Nm ³	Cd	5.67E-04	mg/t _{in}
Cr	1,10E-06	mg/Nm ³	Cr	6.63E-05	mg/t _{in}
Pb	8,50E-06	mg/Nm ³	Pb	5.13E-04	mg/t _{in}
Hg	6,90E-08	mg/Nm ³	Hg	4.16E-06	mg/t _{in}
Zn	1,30E-04	mg/Nm ³	Zn	7.84E-03	mg/t _{in}

A partir de la composición, que según Mc Dougall *et al.*, presenta el biogás en gases traza (siempre en condiciones normales de presión y temperatura), se calculan fácilmente las emisiones asociadas a la planta de Can Barba respecto a estos gases traza, aplicando la siguiente ecuación:

$$C_i = P_{BG} \times c_i$$

Ecuación 3-13

donde:

C_i se refiere a la concentración del contaminante i-ésimo en los gases procedentes de la combustión de biogás en la planta de Can Barba expresado en mg por tonelada de FORM de entrada en planta. [mg/t_{in}].

P_{BG} se refiere a la producción volumétrica de biogás en condiciones de presión y temperatura normales y expresada en m³ por tonelada de FORM entrada en planta [Nm³/t_{in}].

c_i se refiere a la concentración del contaminante i-ésimo que según Mc Dougall podemos encontrar en los gases procedentes de la combustión de biogás expresada en mg por m³ de gas en condiciones normales de temperatura y presión [Nm³/t_{in}].

Así, en la Tabla 3-23 se puede ver la composición de los gases procedentes de la combustión de biogás en la planta de Can Barba.

Con el biogás generado, según datos proporcionados por el Consorci per a la Gestió de Residus del Vallès Occidental, se generan 207 kWh de energía eléctrica por tonelada de fracción resto que entra en planta. De estos 207 kWh/t_{in}, 165kWh/t_{in} se exportan a la red eléctrica y 41kWh/t_{in} se autoconsumen. Gracias a esta valorización del biogás se evita la producción de esta electricidad a partir del mix eléctrico en Catalunya. Así pues, la conversión

del biogás en energía eléctrica evita las emisiones asociadas a la producción de energía eléctrica mediante el sistema de producción ordinario, concretamente evita las emisiones asociadas a la producción de energía eléctrica de 207 kWh por cada tonelada de FORM que entra en la planta, o lo que es lo mismo 330 kWh¹⁴ por cada tonelada de residuo que entra en el digestor. (Para más información sobre el mix eléctrico considerado en esta tesis ver apartado 3.7 Mix eléctrico de este capítulo).

Por otro lado, y según datos del Consorci per a la gestió de Residus del Vallès Occidental, la planta de tratamiento de la fracción Orgánica presenta un consumo eléctrico procedente de la red eléctrica de 9 kWh/t_{in}.

Respecto al compost producido en la planta, tal como se puede ver en la Tabla 3-22, se generan 0.27 toneladas de compost por cada tonelada de FORM que entra en la planta.

Tomando los datos publicados por Huerta *et al.* en el 2008 sobre la composición del compost producido en la planta de DA de Can Barba, obtenemos los resultados de composición por tonelada de FORM que entra en planta que se muestran en la Tabla 3-24 (Huerta, 2008).

Tabla 3-24 Composición del compost producido en la planta de DA.

Parámetro	g/t compost húmedo	kg/t _{in} planta
N-Total	14240.23	3.86
P₂O₅	11528.34	3.12
K₂O	10513.59	2.85
Na	4634.00	1.26
Ca	43228.60	11.71
Mg	9201.80	2.49
Fe	9003.20	2.44
Zn	105.79	0.03
Mn	154.72	0.04
Cu	60.83	0.02
Ni	124.31	0.03
Cr	11.24	0.00
Pb	31.74	0.01
Cd	0.30	0.00
Hg	52.260 (mg/t compost húmedo)	14.16(mg/t _{in} planta)

Fuente: (Huerta, 2008) y Sra. Esther Burgos. Consorci per a la Gestió de residus del vallès Occidental.

¹⁴ En la página web de OWS se especifica que mediante tecnología Dranco se generan entre 220 y 440 kWh por tonelada de residuo.

En esta tesis se ha considerado que el uso de compost en agricultura sustituye a fertilizantes NPK concretamente a Nitrato Amónico Cálcico con un 27% (p/p) en N-total, Triple Superfosfato con un 48% (p/p) en P_2O_5 y Cloruro Potásico con un 60% (p/p) en K_2O .¹⁵

Así, en esta tesis se considera que el uso de compost como fertilizante evita los impactos equivalentes a la producción de fertilizantes minerales en la proporción que se muestra en la Tabla 3-25.

Tabla 3-25 Factores de equivalencia Fertilizante-Compost

Fertilizante	Relación másica Fertilizante/ compost
Nitrato Amónico Cálcico 27 (expresado como N-Total)	0,053
Triple superfosfato (expresado como P_2O_5)	0.024
Cloruro potásico (expresado como K_2O)	0.017

De esta forma, el uso de 1 tonelada de compost evita los impactos ambientales asociados a la producción de 0.053 toneladas de Nitrato Amónico Cálcico, expresado como N-total, 0.024 toneladas de Triple superfosfato, expresado como P_2O_5 y 0.017 toneladas de Cloruro potásico, expresado como K_2O .

Por otro lado, la presencia de metales en el compost causará un impacto ambiental en el suelo agrícola que se han considerado como emisiones al suelo.

Respecto a la cantidad de material metal hierro recuperado en la planta (3 kg/t de FORM que entra en la planta, ver Tabla 3-22) supone unos créditos ambientales que se tratarán con más detalle en el apartado 3.5.5 Plantas de reciclaje de materiales.

El rechazo procedente de la separación de la materia orgánica es depositado en depósito controlado generando un impacto ambiental asociado a la generación de lixiviados y gases de efecto invernadero.

La determinación de la cantidad y composición de lixiviados y biogás que son atribuibles a la disposición de un determinado tipo de residuos no es una tarea fácil.

En la bibliografía no existen demasiados datos y por otro lado es difícil determinar la proporción de lixiviados y biogás que es atribuible a la disposición de un determinado residuo en una instalación ya existente puesto que durante años dichas instalaciones han estado recibiendo gran cantidad de todo tipo de residuos de composición muy variable.

Así, se ha desarrollado un modelo de generación/composición de lixiviados y biogás basándose en algunos modelos existentes y datos bibliográficos, para poder evaluar los impactos ambientales asociados a la disposición del rechazo procedente, no sólo del tratamiento mecánico biológico de la fracción FORM, sino también a la disposición del rechazo

¹⁵ fuente: <http://www.agropalsc.com/>

procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto así como de la disposición de la fracción Resto en depósito controlado sin pretratamiento previo. Dicho modelo y sus aspectos ambientales se explican con detalle en el apartado 3.5.4 de este capítulo.

3.5.2.2 Aspectos económicos

Según datos del “Consorti per a la Gestió de residus del Vallès Occidental” los costes de tratamiento de la fracción FORM en este tipo de plantas que incluyen los costes de operación y mantenimiento, los beneficios industriales, y los gastos por tratamiento del rechazo así como del resto de flujos de salida de la planta, son de 78.75 €/t_{in}. (ARC-CGRVO, 2006)

Por otro lado, se ha considerado que este tipo de plantas obtiene unos ingresos de 12 euros por tonelada de compost producido, 0.10 euros por kWh generado y 23.1 euros por tonelada de material férrico recuperado. (ARC-CGRVO, 2006)

3.5.3 Plantas de estabilización de la fracción Resto

La fracción Resto del residuo municipal tiene un contenido en impropios (materia orgánica, vidrio, papel-cartón, envases ligeros) variable en función del grado de implantación de la recogida selectiva, del modelo de recogida, y de la participación de la población en la separación en origen de las distintas fracciones.

A continuación se presenta la composición másica del contenedor para el almacenamiento temporal de la fracción Resto en el municipio de Terrassa en el año 2006 (Alvarez, 2006):

- Resto: 13%
- Envases ligeros: 14%
- Vidrio: 7%
- Papel/cartón: 11%
- Materia orgánica: 45%
- *Deixalleria*: 10%

Debido al elevado contenido de impropios en dicha fracción, pero sobre todo debido al elevado contenido en materia orgánica que impide su disposición directa en depósitos controlados, es necesario un tratamiento mecánico previo en donde se separaran aquellos materiales reciclables y se obtendrán dos fracciones sólidas. Por un lado una fracción rechazo con un muy bajo contenido en materia orgánica que es depositada directamente en depósito controlado y por otro lado, una fracción con un contenido aún mayor en materia orgánica que es sometida a un tratamiento biológico, aeróbico o anaeróbico, a fin de estabilizarla y poder ser depositada en depósito controlado.

La fracción Resto generada en el municipio de Terrassa se trata mediante un tratamiento mecánico-biológico aerobio en el Centro de Tratamiento de Residuos del Vallès Occidental. (CTR de ahora en adelante) situado en el municipio de Vacarises.

Primeramente, mediante un tratamiento de separación mecánica se recuperan aquellos materiales contenidos en la fracción Resto que pueden ser reciclados, concretamente metales férricos y no férricos, plásticos (LDPE, HDPE, PET y otros) así como vidrio, papel y cartón.

En esta tesis se ha considerado que se separan los siguientes materiales de la fracción Resto mediante tratamiento mecánico-manual. (ver Anexo 5. Ecoparc 1. 2003. Fracción Resto).

Tabla 3-26 Materiales recuperados en el tratamiento mecánico de la fracción Resto en el CTRV
Materiales recuperados respecto material de entrada.

Material	Material recuperado respecto entrada de material ¹⁶	Material recuperado respecto entrada de Resto
Metal Fe	34.3 %	8.92 kg material/t Resto
Metal no Fe	1.5 %	0.05 kg material/t Resto
Films (PE i PP)	10.5 %	4.58 kg material/t Resto
PET		1.06 kg material/t Resto
HDPE		1.17 kg material/t Resto
Otros Plásticos		3.06 kg material/t Resto
Vidrio	2.7 %	1.84 kg material/t Resto
Papel/cartón	97.7 %	110.40 kg material/t Resto

Una vez separados dichos materiales, el rechazo (38% de la totalidad de Resto que entra en la planta) se deposita en depósito controlado.

La Normativa comunitaria obliga a una reducción drástica de la entrada de residuos biodegradables de origen municipal en los depósitos controlados a fin de reducir las emisiones de gases invernadero. Por ello, la fracción rica en materia orgánica (47% de la totalidad de Resto que entra en la planta) se somete a un proceso de aerobio a fin de estabilizarla (bioestabilización aerobia). Debido al contenido de impropios de esta subfracción, el esatbilizado obtenido se utiliza como cobertura de depósito controlado.

3.5.3.1 Aspectos ambientales

Los principales aspectos ambientales en relación a las plantas de tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto están asociados al consumo de energía de éstas (electricidad y combustibles fósiles).

¹⁶ Se refiere a material i-ésimo recuperado respecto a la cantidad de dicho material en la fracción Resto que entra en planta. En el caso de materiales plásticos, se ha tomado una composición de 46% film, 11% PET, 12% HDPE y 31% otros plásticos (Alvarez, 2003).

Según datos que aparecen en el “Informe de sostenibilidad ambiental del PGRMC” (ARC, 2007), para este tipo de plantas se estima un consumo de 45 kWh de energía eléctrica por cada tonelada de residuo tratado y unos 0.5 L de diésel por cada tonelada de residuo tratado.

Por otro lado, la recuperación de materiales supone unos créditos ambientales que se tratarán con más detalle en el apartado 3.5.5 Plantas de reciclaje de materiales.

El impacto ambiental de la disposición de la fracción rechazo en depósito controlado también es otro de los aspectos que se han considerado en esta tesis.

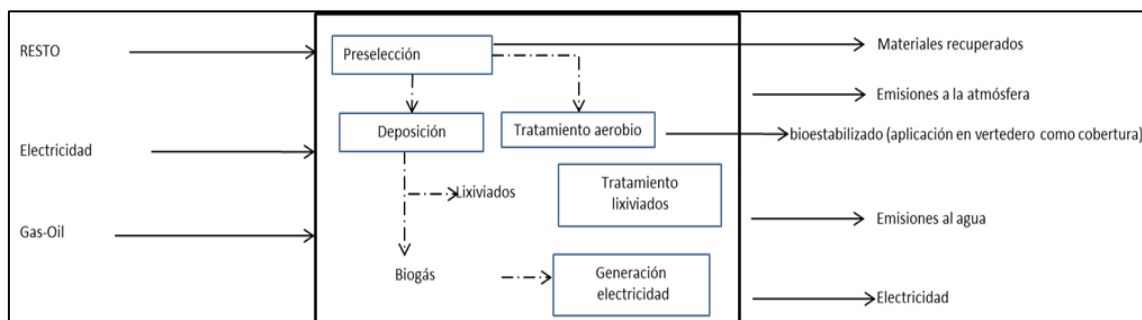
Por otro lado, no se han considerado los impactos ambientales asociados a la construcción de la instalación ni a la fabricación de los equipos usados en la instalación.

Tampoco se han considerado los impactos ambientales asociados al consumo de gasóleo debido al uso de vehículos a motor en planta (palas, carretillas transportadoras ...) por no tener datos sobre las emisiones de este tipo de vehículos.

No se han tenido en cuenta las emisiones a la atmósfera debidas al compostaje por no tener datos al respecto.

En el Gráfico 3-7 se pueden observar los límites del sistema correspondientes a disposición de la fracción Resto con pretratamiento mecánico-biológico previo.

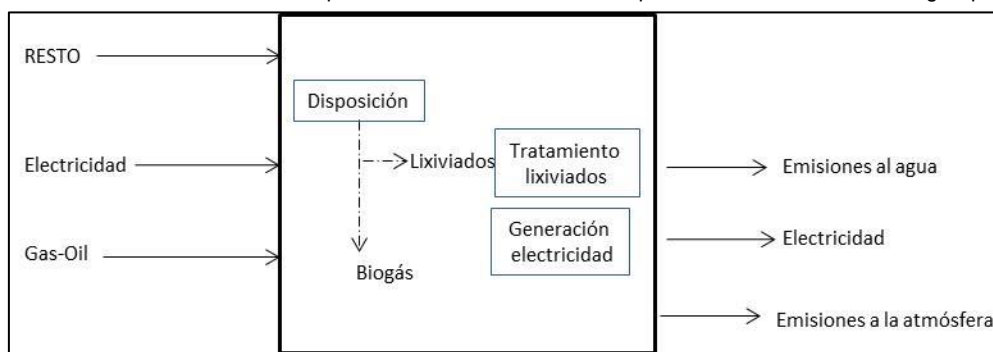
Gráfico 3-7 Límites del sistema disposición de la fracción Resto con pretratamiento mecánico-biológico previo



En Gráfico 3-8 se pueden observar los límites del sistema correspondientes a disposición de la fracción Resto sin pre-tratamiento mecánico-biológico.

La generación de lixiviados así como de biogás de uno y otro sistema de tratamiento/disposición de la fracción Resto deberían ser distintos, pero la falta de estudios y datos bibliográficos al respecto dificulta su comparación.

Gráfico 3-8 Límites del sistema disposición de la fracción Resto sin pretratamiento mecánico-biológico previo



Como ya se ha comentado, se ha desarrollado un modelo de generación/composición de lixiviados y biogás basándose en algunos modelos existentes y datos bibliográficos, para poder evaluar los impactos ambientales asociados a la disposición del rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción FORM, a la disposición del rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto así como de la disposición de la fracción Resto en depósito controlado sin pretratamiento previo. Dicho modelo y sus aspectos ambientales se explican con detalle en el apartado 3.5.4 de este capítulo.

3.5.3.2 Aspectos económicos

Según datos del “Consorti per a la Gestió de residus del Vallès Occidental” los costes de tratamiento de la fracción Resto en este tipo de plantas que incluyen los costes de operación y mantenimiento, los beneficios industriales y los gastos por tratamiento del rechazo así como del resto de flujos de salida de la planta, son de 49.97 €/t_{in}. (ARC-CGRVO, 2006).

Por otro lado, se ha considerado que no se obtienen ingresos debidos a la venta del bioestabilizado generado puesto que éste se utiliza como material de cobertura en el propio depósito controlado.

En la Tabla 3-27 se muestran los ingresos debidos a la venta de materiales recuperados en la planta que se han considerado en esta tesis. (ARC-CGRVO, 2006)

Tabla 3-27 Ingresos debidos a la venta de materiales recuperados en las plantas de estabilización de la fracción Resto

Ingresos Materiales recuperados	
Material	€/t
Metal Fe	23.10
Metal no Fe	348.40
Films (PE i PP)	0.00
PET	301.50
HDPE	210.00
Otros	60.00
Vidrio	15.00
Papel/cartón	21.00

3.5.4 Disposición del Rechazo.

El municipio de Terrassa dispone en depósito controlado dos subfracciones:

- Subfracción rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto
- Subfracción rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción FORM.

Hasta la puesta en marcha de la planta de tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto, muchos municipios disponían en depósito controlado la fracción Resto, directamente, sin ningún tratamiento previo de estabilización. Debido a que éste ya no es un escenario posible, en esta tesis no se ha estudiado ningún escenario en el que la fracción Resto sea depositada directamente sin tratamiento de estabilización previo.

Aún así se han calculado los datos referentes a la generación de lixiviados y biogás para el caso de una disposición directa de la fracción Resto sin tratamiento de estabilización. Estos datos se muestran conjuntamente con los datos referentes a la disposición de la subfracción rechazo de la fracción Resto y rechazo de la fracción Orgánica.

En la Tabla 3-28 podemos ver la composición en fracción putrescible¹⁷ de estas tres fracciones o subfracciones de los residuos del municipio de Terrassa.

Tabla 3-28 Fracción biodegradable y humedad contenida en la fracción Resto y la subfracción rechazo.

Fracción o Subfracción	Fracción biodegradable (% respecto peso húmedo)	Humedad (%)	Fuente
Resto	57	55	(Datos propios)
Rechazo de la FORM	13	33 ¹	Sra. Esther Burgos. Consorci per a la Gestió de residus del Vallès Occidental
Rechazo de Resto	4	26	(Sans, 2010)

¹Datos propios calculados a partir de la Humedad y contenido en materia orgánica de otros residuos. Para más detalles ver archivo "Planta de tratamiento de FORM digestión anaerobia + compostaje" en CD adjunto, Anexo 4.

3.5.4.1 Horizonte temporal

Diversos autores (Bovea, 2006) (Rieradavall, 1997) suponen que la cantidad de lixiviados que se genera en un depósito controlado depende básicamente de la pluviometría de la zona, la cantidad de humedad contenida en el residuo y del proceso anaerobio de degradación de residuos, en tanto que éste consume agua. Ambos autores consideran un período de producción de lixiviados hasta el cierre del depósito de 30 años.

¹⁷ Se entiende como fracción putrescible aquella fácilmente biodegradable formada principalmente por fracción Orgánica procedente del residuo municipal pero también por fracción vegetal y papel/cartón.

Respecto a este horizonte temporal, Obersteiner *et al.*, consideran que en este periodo de tiempo (30 años), se han generado el 80% de todos los lixiviados para depósitos de residuos municipales no pretratados, y el 90% de los lixiviados en el caso de depósitos en los que el residuo es pre-tratado en plantas de tratamiento mecánico biológico. Estos mismos autores consideran que la totalidad de los lixiviados generados son tratados antes de ser vertidos, es decir consideran que no hay infiltraciones debido al sistema de impermeabilización de los depósitos actuales. (Obersteiner, 2007).

Respecto al biogás generado, Manfredi *et al.* consideran que en un periodo de 40 años se ha generado el 80% del biogás potencial (Manfredi, 2009). Obersteiner *et al.* consideran también que en 30 años se genera entre el 97% del biogás en el caso de depósitos de residuos municipales no pre-tratados y el 90% en el caso de depósitos en los que el residuo es pre-tratado en plantas de tratamiento mecánico biológico. (Obersteiner, 2007).

Por todo lo dicho, en esta tesis se ha considerado un horizonte temporal de 30 años para la generación de lixiviados y biogás.

3.5.4.2 Aspectos ambientales

Cualquier residuo dispuesto en depósito controlado es susceptible de generar una cierta cantidad de lixiviados de composición variable, así como una cierta cantidad de biogás de composición también variable.

La generación de lixiviados, tanto la cantidad de éstos como su composición, depende de muchos factores, entre ellos, el tipo de residuo, el tipo y diseño del depósito, la pluviometría de la zona etc.

A continuación se explica con detalle, la cantidad y composición del biogás y lixiviados generados así como la energía eléctrica producida mediante el aprovechamiento energético del biogás generado al disponer los diferentes residuos en un depósito controlado.

Muchos de los datos considerados están extraídos de un estudio llevado a cabo por Obersteiner *et al.* (Obersteiner, 2007) publicado en la revista *Waste Management* y que tenía entre otros objetivos el de proporcionar una base de datos útil en relación a las emisiones que se dan en tres tipos de depósitos controlados, a saber:

- Depósitos abiertos (Open dump)
- Depósitos de residuos en masa (Sanitary Landfill)
- Depósitos de residuos con tratamiento mecánico biológico previo (MBP Landfill)

Otros datos provienen de los propios gestores o bien datos propios de estudios anteriores realizados en el seno del grupo de investigación al que pertenece la autora de esta tesis.

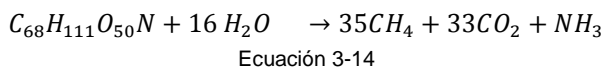
3.5.4.2.1 Generación de lixiviados

Respecto la cantidad de lixiviados generados en un depósito controlado, Rieradevall *et al.* y Bovea *et al.* suponen que la cantidad de lixiviados que se genera en un depósito controlado depende básicamente de la pluviometría de la zona, la cantidad de humedad contenida en el residuo y del proceso anaerobio de degradación de residuos, en tanto que éste consume agua. (Bovea, 2006) (Rieradavall, 1997).

Al igual que hicieron Rieradevall y Bovea, en esta tesis se ha considerado que el 35% del agua de lluvia se pierde por evaporación, el 20% se pierde por escorrentía, el 30% es retenida por el depósito controlado y por tanto sólo un 15% del agua de lluvia se convierte en lixiviado. Se considera una densidad media de los residuos de 1.2 t/m³ y una profundidad de 20 m de los residuos depositados. Lo que implica una generación de 112.5 L por tonelada de residuos depositado debido a la pluviometría de la zona (ver Ecuación 3-15).

Así mismo, se considera que el 55% de la humedad del residuo queda retenida en este, así que sólo el 45% de la humedad del residuo percola en forma de lixiviado.

Respecto al agua consumida por degradación de la fracción Orgánica contenida en el residuo depositado, se ha considerado una composición elemental de 68:111:50:1 en C:H:O:N. En la Ecuación 3-14 se puede ver la reacción de degradación correspondiente (Elias, 2005).



Así, la cantidad de lixiviados generados por la disposición de un residuo en depósito controlado se puede calcular usando la siguiente ecuación:

$$Q_{\text{lixiviados}} = Q_{\text{lluvia}} + Q_{\text{Humedad}} - Q_{\text{Degradación}}$$

$$Q_{\text{lixiviados}} = \left[P \times \left(\frac{15}{100} \right) \times \left(\frac{1}{20} \right) \times \left(\frac{1}{1.2} \right) \times 30 \right] + \left[\left(\frac{H}{100} \right) \times \left(\frac{45}{100} \right) \times (1000) \right] - \left[\left(\frac{FBD}{100} \right) \times \left(\frac{1}{1741} \right) \times \left(\frac{16}{1} \right) \times \left(\frac{18}{1} \right) \times (1000) \times \left(\frac{45}{100} \right) \right]$$

Ecuación 3-15

donde:

$Q_{\text{lixiviados}}$ es la cantidad de lixiviados generados por tonelada de residuo depositado en un horizonte temporal de 30 años [L/t]

Q_{lluvia} es la cantidad de lixiviados generados por tonelada de residuo depositado debido a la pluviometría en un horizonte temporal de 30 años [L/t]

Q_{Humedad} es la cantidad de lixiviados generados por tonelada de residuo depositado debido a la humedad del residuo en un horizonte temporal de 30 años [L/t]

$Q_{\text{degradación}}$ es la cantidad de agua consumida en la degradación de la subfracción putrescible del residuo depositado en un horizonte temporal de 30 años [L/t]

P es la pluviometría media de la zona en dónde está depositada el residuo [L/m^2 año].¹⁸

15% es el porcentaje de agua de lluvia que percola

20 es la profundidad de los residuos depositados [m]

1.2 es la densidad de los residuos en el depósito [t/m^3]

30 es el horizonte temporal considerado [años]

H es la humedad del residuo [%]

45 es el porcentaje de la humedad del residuo que percola [%]

1000 es la densidad del residuo [L/t]

FBD es el porcentaje de fracción biodegradable en el residuos respecto peso húmedo [%]

1741 es la masa molar de la fracción biodegradable considerando 68:111:50:1 en C.H:O:N [g/mol]

16 son los moles de agua que reaccionan con un mol de fracción biodegradable (ver Ecuación 3-14)

18 es la masa molar del agua [g/mol]

45 es el porcentaje de degradación considerado por Rieradevall *et al.* [%].

Teniendo en cuenta esto se puede calcular la cantidad de lixiviados generados para la disposición de la fracción Resto, así como los lixiviados generados por la disposición de la subfracción rechazo procedente de las planatas de tratamiento de la fracción Resto y la fracción FORM.

En la tabla Tabla 3-29 se puede ver la contribución a la generación total de lixiviados según el tipo de residuo dispuesto en depósito controlado, considerando la humedad y el contenido en fracción biodegradable de la Tabla 3-28.

Tabla 3-29 Cantidad de lixiviados generados según tipo de residuo depositado.

Lixiviado	Resto sin Tratamiento previo	Rechazo de Resto con TMB	Rechazo de FORM con TMB
Q Lluvia (L/t)	112.5	112.5	112.5
Q Humedad (L/t)	247.5	117.0	148.5
Q Degradación (L/t)	30	3	10
Q Lixiviados (L/t)	318	227	251
Q Lixiviados (L/t _{in})	318	86	129

Donde t_{in} se refiere a tonelada de residuo que entra en la planta, ya sea el Centro de Tratamiento de Residuos del Vallès Occidental (fracción Resto) ya sea la planta de digestión anaerobia de Can Barba (fracción Orgánica). Logicamente, en el caso de disposición de fracción Resto sin tratamiento previo t_{in} se refiere a tonelada de fracción resto depositada.

¹⁸ P= 600 L/m² en el caso del Vallès Occidental, Según Servei Meteorològic de Catalunya. Dept. Mediambient i habitatge. Generalitat de Catalunya. Accesible on-line en:http://www20.gencat.cat/docs/meteocat/Continguts/Climatologia/climatologies_comarcals/documents/VallesOccident.al.pdf

3.5.4.2.2 Composición de los lixiviados. Emisiones al medio hídrico

Respecto la composición de los lixiviados, al igual que Obersteiner *et al.*, en esta tesis se considera que la totalidad de los lixiviados generados son tratados antes de ser vertidos, es decir, se considera que debido al sistema de impermeabilización de los depósitos actuales no hay infiltraciones al medio hídrico. (Obersteiner, 2007).

En Tabla 3-30 se puede ver la composición de los lixiviados presentados por Obersteiner *et al.* según residuos depositados (sin y con tratamiento mecánico biológico previo. TMB). Los autores marcan en gris aquellos parámetros que superan los estipulados por la legislación Austriaca y en ese caso toman los límites de vertido legales.

En esta tesis se han tomado los valores de composición de lixiviados de Obersteiner *et al.* pero aquellos valores que los autores han marcado en gris, es decir aquellos valores que se refieren a límites de vertido según la legislación austriaca, se han cambiado por los correspondientes valores que aparecen en el *Anexo al título IV de R.D.P.H (RD 849/1986), límites de vertido al dominio público hidráulico (cauce público)*. Estos valores se han marcado en azul en la Tabla 3-30.

En cualquier otro caso se han tomado los valores máximos por ser estos los más desfavorables.

Tabla 3-30 Composición de los lixiviados vertidos según tipo de depósito.

Contaminante	Unidades	Tipo de depósito controlado (Obersteiner, 2007) ¹				Composición del lixiviado considerada	
		Residuos sin TMB (1-5 años)	Residuos sin TMB (6-30 años)	Residuos con TMB (1-5 años)	Residuos con TMB (6-30 años)	Residuos sin TMB	Residuos con TMB
pH		8.50	8.50	8.50	8.80	8.50	8.80
TOC	mg/l	20.00	20.00	20.00	12.00	20.00	20.00
DBO ₅	mg/l	10.00	10.00	10.00	10.00	40.00	40.00
DQO	mg/l	50.00	50.00	50.00	50.00	160.00	160.00
N-NH ₄	mg/l	10.00	10.00	10.00	10.00	15.00	15.00
N-NO ₃	mg/l	26.00	64.00	35.00	35.00	10.00	10.00
Sulfato	mg/l	400.00	2500.00	1358.00	950.00	2000	1358.00
Sulfito	mg/l	21.00	4.80			1.00	0.00
Cd	mg/l	0.05	0.10			0.10	0.00
Fe	mg/l	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
Zn	mg/l	0.50	0.50	0.50	0.50	3.00	3.00
AOX	mg/l	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
Na	mg/l	2200.00	6800.00	586.00	586.00	6800.00	586.00
K	mg/l	2200.00	1750.00	403.00	403.00	2200.00	403.00
Ca	mg/l	2290.00	1100.00	366.00	85.00	2290.00	366.00
Mg	mg/l	612.00	300.00			612.00	0.00
Mn	mg/l	43.00	12.00	0.88	0.30	2.00	0.88

Contaminante	Unidades	Tipo de depósito controlado (Obersteiner, 2007) ¹				Composición del lixiviado considerada	
		Residuos sin TMB (1-5 años)	Residuos sin TMB (6-30 años)	Residuos con TMB (1-5 años)	Residuos con TMB (6-30 años)	Residuos sin TMB	Residuos con TMB
Pb	mg/l	0.50	0.40	0.17	0.10	0.20	0.17
Cu	mg/l	0.50	0.50	0.10	0.50	0.20	0.20
Ni	mg/l	0.50	0.50	0.40	0.29	2.00	0.40
Cr	mg/l	0.48	0.50	0.50	0.50	0.20	0.20
Hg	mg/l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05	0.05
As	mg/l	0.03	0.10			0.50	0.00
Al	mg/l	2.00		2.00	2.00	1.00	1.00
Sb	mg/l					0.00	0.00
B	mg/l		58.00			58.00	0.00
Ba	mg/l	5.00				5.00	0.00
Co	mg/l	1.00				1.00	0.00

¹ Aunque en el estudio de Obersteiner *et al.* se presentan valores medios y máximos, en esta tabla sólo se muestran los valores máximos para cada horizonte temporal y tipo de depósito controlado.

En la Tabla 3-31 se puede ver la composición de los lixiviados en gramos de contaminante por tonelada de residuo que entra en planta (depósito controlado o planta de TMB).

Tabla 3-31 Composición de los lixiviados vertidos según tipo de residuo dispuesto.

Contaminante	Unidades	Resto vertido directamente sin TMB	Rechazo de Resto con TMB previo	Rechazo de FORM con TMB previo
pH		8.500	8.500	8.500
TOC	g/t in	6.357	1.722	2.580
DBO ₅	g/t in	12.715	3.443	5.160
DQO	g/t in	50.859	13.773	20.640
N-NH ₄	g/t in	4.768	1.291	1.935
N-NO ₃	g/t in	3.179	0.861	1.290
SO ₄ ²⁻	g/t in	635.734	116.895	175.182
SO ₃ ²⁻	g/t in	0.318	0.000	0.000
Cd	g/t in	0.032	0.000	0.000
Fe	g/t in	0.636	0.172	0.258
Zn	g/t in	0.954	0.344	0.516
AOX	g/t in	0.159	0.043	0.065
Na	g/t in	2161.495	50.442	75.594
K	g/t in	699.307	34.690	51.987
Ca	g/t in	727.915	31.505	47.214
Mg	g/t in	194.535	0.000	0.000
Mn	g/t in	0.636	0.076	0.114
Pb	g/t in	0.064	0.015	0.022
Cu	g/t in	0.064	0.017	0.026

Contaminante	Unidades	Resto vertido directamente. sin TMB	Rechazo de Resto con TMB previo	Rechazo de FORM con TMB previo
Ni	g/t in	0.636	0.034	0.052
Cr	g/t in	0.064	0.017	0.026
Hg	g/t in	0.016	0.004	0.006
As	g/t in	0.159	0.000	0.000
Al	g/t in	0.318	0.086	0.129
Sb	g/t in	0.000	0.000	0.000
B	g/t in	18.436	0.000	0.000
Ba	g/t in	1.589	0.000	0.000
Co	g/t in	0.318	0.000	0.000
Mo	g/t in	0.000	0.000	0.000
Si	g/t in	0.000	0.000	0.000
V	g/t in	0.000	0.000	0.000

Así t_{in} se refiere a tonelada de residuo que entra en la planta, ya sea la planta de tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto, ya sea la planta de digestión anaerobia de la fracción Orgánica. Logicamente, en el caso de disposición de fracción Resto sin tratamiento previo t_{in} se refiere a tonelada de fracción Resto depositada.

En el caso de la disposición de la fracción Resto sin tratamiento previo, se ha considerado un consumo eléctrico de 1.7 kWh por tonelada de residuo depositado, que correspondiente al consumo de las bombas de extracción de lixiviados, pluviales y biogás. (ARC, 2007). Aunque como ya se ha comentado anteriormente no se ha estudiado ningún escenario en el que la fracción Resto se deposite directamente sin tratamiento de estabilización previo.

En el caso de la disposición del rechazo procedente del tratamiento de la fracción Resto se ha considerado un consumo eléctrico de 45.0 kWh por tonelada de Resto que entra en la planta de Tratamiento mecánico biológico y 0.5 L de diésel por tonelada de Resto que entra en la planta, así mismo se ha considerado un consumo eléctrico de 1.7 kWh por tonelada de rechazo depositado (corresponde al consumo en las operaciones de separación y al consumo de las bombas de extracción de lixiviados, pluviales y biogás respectivamente) (ARC, 2007).

En el caso de la disposición del rechazo procedente del tratamiento de la fracción FORM se ha considerado un consumo eléctrico de 50.0 kWh¹⁹ por tonelada de FORM que entra en la planta de tratamiento y 1.7 kWh por tonelada de rechazo depositado (estos consumos corresponden al consumo en las operaciones de separación y al consumo de las bombas de extracción de lixiviados, pluviales y biogás) (ARC, 2007).

¹⁹ Calculado a partir de datos proporcionados por Sra. Esther Burgos. *Consorti per a la Gestió de residus del Vallès Occidental* en 2010. Para más detalles ver Tabla 3-22 y hoja de cálculo Planta de tratamiento de FORM digestión anaerobia + Compostaje.

En ningún caso se ha tenido en cuenta el consumo de electricidad debido al tratamiento de los lixiviados por ser éste dispar y dependiente del tipo de tratamiento aplicado.

Por otro lado, el “Informe de sostenibilitat ambiental del programa de gestió de residus municipals a Catalunya 2007-2012” de la *Agència de Residus de Catalunya*. Estima un consumo de 5658 L de gasoil en la disposición de 2829 toneladas de residuo. Lo que equivale a 2 L/t (ARC, 2007). Por otro lado el “*Pla territorial sectorial de gestió de residus municipals*” (ARC, 2009), expone que el consumo de diésel en los depósitos controlados de titularidad pública oscila entre 1.15 L/t y 2.30 L/t y especifica que el consumo de gasoil en estas instalaciones está fuertemente relacionado con el grado de compactación.

En esta tesis se ha considerado un consumo de combustible en las instalaciones de 2 L/t de residuo depositado.

3.5.4.2.3 Generación de biogás

La generación de biogás en un depósito de residuos depende básicamente del contenido en fracción biodegradable del residuo depositado. Por otro lado, el biogás generado por un determinado residuo depositado no es constante ni en su composición ni en la cantidad a lo largo del tiempo.

En esta tesis se ha considerado un potencial de generación de biogás de 250 Nm³/t de fracción biodegradable depositada para un horizonte temporal de 100 años (Mc Dougall, 2001).

En la Tabla 3-28 se ha mostrado la composición, en porcentaje de fracción biodegradable (orgánica, papel y cartón y fracción vegetal), que presentan los distintos residuos depositados.

Considerando que el horizonte temporal estudiado es 30 años, y que según Obersteiner *et al.* en dicho periodo de tiempo se genera el 97% del biogás en el caso de depósitos de residuos municipales no pre-tratados y el 90% en el caso de depósitos en los que el residuo es pre-tratado en plantas de tratamiento mecánico biológico, en la Tabla 3-32 se recogen los metros cúbicos de biogás generado (condiciones normales) por cada tonelada de residuo depositado para los distintos residuos.

Tabla 3-32 Generación de Biogás por tonelada de residuo depositado para los distintos residuos

Tipo de residuo depositado	Biogás generado (Nm ³ /t _{in})	Biogás generado (Nm ³ /t depositada)
Resto sin Tratamiento previo	137.3	137.3
Rechazo de Resto con TMB	3.4	9.0
Rechazo de FORM con TMB	15.0	29

Donde t_{in} se refiere a:

- En el caso de Resto vertido directamente, t_{in} son las toneladas de fracción Resto depositadas directamente en el depósito controlado.

- En el caso de rechazo de la fracción Resto, t_{in} son las toneladas de fracción Resto que entra en la planta de tratamiento mecánico biológico.
- En el caso de rechazo de la FORM, t_{in} son las toneladas de fracción Orgánica que entra en la planta de tratamiento mecánico biológico.

3.5.4.2.4 Generación de energía eléctrica y composición de las emisiones a la atmósfera.

Al igual que Obersteiner *et al.*, se ha considerado que en un inicio (1-5 años después de depositado el residuo), todo el biogás generado se emite a la atmósfera, previa oxidación del metano contenido en él gracias al uso de coberturas especiales. En este periodo se genera el 22 % y el 30% del biogás que potencialmente se genera en un horizonte temporal de 100 años para la disposición de fracción Resto sin tratamiento previo y fracción rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico respectivamente (Obersteiner, 2007).

En el periodo comprendido entre los 6 y los 30 años después de depositado el residuo, Obersteiner *et al.* consideran que se genera el 75% y el 60% del biogás que potencialmente se genera en un horizonte temporal de 100 años para la disposición de fracción Resto sin tratamiento previo y fracción rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico respectivamente (Obersteiner, 2007).

Así mismo, Obersteiner *et al.*, consideran que en el periodo 6-30 años después de depositado el residuo, el biogás formado en ese periodo es captado en un 45% para la generación de energía eléctrica, mientras que el resto (55%) es emitido a la atmósfera previa oxidación del metano contenido en él gracias al uso de coberturas especiales (Obersteiner, 2007).

Así, al igual que Obersteiner *et al.*, en el caso de disposición de fracción Resto sin tratamiento previo se ha considerado que el 34.8% del biogás generado en un periodo de 30 años es captado para generar energía eléctrica, el resto se emite a la atmósfera (el 65.2%). Se ha considerado también que el 90% del metano emitido a la atmósfera es oxidado completamente a CO₂ gracias al uso de coberturas especiales (Obersteiner, 2007).

En el caso de la disposición del rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción FORM, se ha considerado que el 30.0% del biogás generado en un periodo de 30 años es captado para generar energía eléctrica, el resto se emite a la atmósfera (el 70.0%). Se ha considerado también que el 90% del metano emitido a la atmósfera es oxidado completamente a CO₂ gracias al uso de coberturas especiales (Obersteiner, 2007).

En el caso de disposición del rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto la generación de biogás es tan baja, que al igual que Obersteiner *et al.*, se ha considerado que no se capta para producir electricidad y que el 100% del biogás generado es emitido a la atmósfera. Al igual que en el caso anterior, el 90% del metano contenido en el biogás es oxidado completamente a CO₂ gracias al uso de coberturas especiales (Obersteiner, 2007).

En todos los casos en que se da una captación de biogás para generar energía eléctrica se ha considerado un rendimiento de producción de energía eléctrica del 30%. (Mc Dougall, 2001).²⁰ Respecto a la energía eléctrica producida por combustión del biogás generado, se ha considerado que ésta se exporta íntegramente a la red eléctrica. Gracias a esta valorización del biogás se evita la producción de esta electricidad a partir del mix eléctrico en Catalunya.

Así pues, la conversión del biogás en energía eléctrica evita las emisiones asociadas a la producción de energía eléctrica mediante el sistema de producción ordinario.²¹

En el caso de disposición de la fracción Resto sin tratamiento previo, que contiene aproximadamente un 57% de fracción putrescible, se evitan las emisiones asociadas a la producción de energía eléctrica de 80.2 kWh por cada tonelada de Resto depositada, o lo que es lo mismo en este caso 1.7 kWh/Nm³ de biogás generado.²²

En el caso de la disposición de rechazo procedente del tratamiento de la fracción FORM, que aún contiene un 13% de fracción putrescible, se evitan las emisiones asociadas a la producción de energía eléctrica de 14.7 kWh por cada tonelada de rechazo depositada. Igual que en el caso anterior esto supone 1.7 kWh/Nm³ de biogás generado²³.

Tomando los datos de composición del biogás publicados por Obersteiner *et al.*, se calcula la composición del biogás emitido directamente a la atmósfera (no captado para generar energía eléctrica), así como la composición de los gases que procedentes de la generación de energía eléctrica (Obersteiner, 2007). En este caso se ha considerado una combustión completa del metano contenido en el biogás (ver Tabla 3-33 y Tabla 3-34).

Tabla 3-33 Composición de las emisiones directas. Emisiones del biogás no usado para generación de energía eléctrica.

Contaminante	Unidades	Resto vertido sin TMB	Rechazo de Resto con TMB	Rechazo de FORM con TMB
CH ₄	g/t _{in}	1.58E+04	5.86E+02	2.37E+03
CO ₂	g/t _{in}	1.32E+05	5.11E+03	1.40E+04
Benceno	mg/t _{in}	8.50E+03	2.71E+00	1.18E+01
Tolueno	mg/t _{in}	5.50E+04	9.85E+00	4.30E+01
o-Xilol	mg/t _{in}	6.27E+02	9.19E+00	4.02E+01
p/m Xilol	mg/t _{in}	3.37E+04	2.37E+01	1.04E+02
Diclorometano	mg/t _{in}	2.24E+04	2.39E-01	1.04E+00

²⁰ Este 30% corresponde, según la empresa Soliclima, al rendimiento mínimo cuando la planta de BNCC (Biogás Natural Concentrado Comprimido) de Coll Cardús está detenida. En este régimen de funcionamiento, la microturbina produce electricidad únicamente con un rendimiento eléctrico en los bornes del generador de un 29% respecto al combustible de entrada.

²¹ Para más información sobre el mix eléctrico considerado en esta tesis ver apartado 1.8 Mix eléctrico de este capítulo.

²² Según Forbes Mc Dougall *et al.* este valor es de 1.5 kWh/Nm³. (Dougall, 2001)

²³ En todos los casos se ha considerado un PCI del biogas de 4815 kcal/Nm³ (20159 kJ/Nm³).

Contaminante	Unidades	Resto vertido sin TMB	Rechazo de Resto con TMB	Rechazo de FORM con TMB
Triclorometano	mg/t _{in}	1.79E+02	4.38E-03	1.92E-02
Tetraclorometano	mg/t _{in}	5.40E+01	1.22E-03	5.32E-03
1,1,1-Tricloroetano	mg/t _{in}	2.46E+03	3.04E-02	1.33E-01
Tricloroetano	mg/t _{in}	1.63E+04	3.63E-02	1.59E-01
Tetracloroetano	mg/t _{in}	1.27E+04	2.36E-02	1.03E-01

Tabla 3-34 Composición de las emisiones directas e indirectas. Emisiones del biogás no usado para generación de energía eléctrica más las emisiones procedentes del aprovechamiento energético.

Contaminante	Unidades	Resto vertido sin TMB	Rechazo de Resto con TMB	Rechazo de FORM con TMB
CH₄	g/t _{in}	1.58E+04	5.86E+02	2.37E+03
CO₂	g/t _{in}	2.26E+05	5.11E+03	2.28E+04
Benceno	mg/t _{in}	8.50E+03	2.71E+00	1.18E+01
Tolueno	mg/t _{in}	5.50E+04	9.85E+00	4.30E+01
o-Xilol	mg/t _{in}	6.27E+02	9.19E+00	4.02E+01
p/m Xilol	mg/t _{in}	3.37E+04	2.37E+01	1.04E+02
Diclorometano	mg/t _{in}	2.24E+04	2.39E-01	1.04E+00
Triclorometano	mg/t _{in}	1.79E+02	4.38E-03	1.92E-02
Tetraclorometano	mg/t _{in}	5.40E+01	1.22E-03	5.32E-03
1,1,1-Tricloroetano	mg/t _{in}	2.46E+03	3.04E-02	1.33E-01
Tricloroetano	mg/t _{in}	1.63E+04	3.63E-02	1.59E-01
Tetracloroetano	mg/t _{in}	1.27E+04	2.36E-02	1.03E-01
NOx²⁴	mg/t _{in}	2.91E+03	0.00E+00	2.73E+02
HCl	mg/t _{in}	1.81E+03	0.00E+00	1.70E+02
SO₂	mg/t _{in}	2.87E+02	0.00E+00	2.69E+01
Partículas	mg/t _{in}	6.69E+02	0.00E+00	6.27E+01
Dioxinas	ng/t _{in}	2.87E+01	0.00E+00	2.69E+00
Furanos	ng/t _{in}	5.73E+01	0.00E+00	5.38E+00
HC no oxidados	mg/t _{in}	7.16E+02	0.00E+00	6.72E+01

Donde t_{in} se refiere a:

- En el caso de Resto vertido directamente, t_{in} son las toneladas de fracción Resto depositadas directamente en el depósito controlado.
- En el caso de rechazo de la fracción Resto, t_{in} son las toneladas de fracción Resto que entra en la planta de tratamiento mecánico biológico.
- En el caso de rechazo de la FORM, t_{in} son las toneladas de fracción Orgánica que entra en la planta de tratamiento mecánico biológico.

²⁴ Se ha considerado que el aprovechamiento del biogás mediante turbina genera 61 mg/Nm³ de NOx, 38 mg/Nm³ de HCl, 6 mg/Nm³ de SO₂, 14 mg/Nm³ de Partículas, 0.6ng/Nm³ de Dioxinas, 1.2 ng/Nm³ de Furanos y 15 mg/Nm³ de hidrocarburos quemados (Dougall, 2001).

Nótese que las emisiones directas e indirectas debidas a la disposición del rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico (TMB) de la fracción Resto son idénticas debido a que se ha considerado que no hay captación de biogás para la generación de energía eléctrica.

3.5.4.3 Aspectos económicos

Los costes asociados a la disposición de la subfracción rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto así como los de la subfracción rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción FORM, han sido incluidos en los costes asociados a las plantas de estabilización de la fracción Resto y a las plantas de digestión anaerobia de la fracción FORM respectivamente.

Por otro lado, los costes de mantenimiento y operación de los depósitos controlados dependen de gran variedad de parámetros de explotación, principalmente, la cantidad de residuos que se depositan, las características de estos residuos (sobre todo el contenido en materia orgánica), del grado de compactación que se realiza, el tipo de tratamiento y caudal de los lixiviados que se generan, y también de las inversiones en ampliación o adecuación del vaso que se realizan en ese momento en el depósito. No existen demasiados datos públicos al respecto y la única fuente de datos es el "Pla territorial sectorial de gestió de residus municipals" (ARC, 2009). En dicho plan, en su anexo 2, se exponen los datos referentes a algunas de las 20 instalaciones de este tipo de titularidad pública que existen en Catalunya -el depósito controlado de Coll Cardús es de titularidad privada- y se especifica que el coste de mantenimiento oscila entre 2.74 €/t y 3.63 €/t, aunque son pocos los datos. En esta tesis se ha tomado como coste de mantenimiento 3 €/t de residuo depositado.

Esta misma fuente, (ARC, 2009), especifica que el precio que el explotador cobra por la disposición del residuo oscila entre 7.49 €/t (depósito controlados pequeños) y 30 €/t (para depósito controlados de mayor capacidad). En este precio está incluida la gestión del concentrado procedente del tratamiento de lixiviados, pero no está incluido el canon de disposición, dicho precio cubriría los costes de mantenimiento y explotación.

En esta tesis se ha tomado como coste de mantenimiento y operación, para este tipo de instalaciones, un valor de 30 €/t de residuo depositado.

Se ha considerado unos ingresos debidos a la venta de energía eléctrica de 0.1 €/kWh.

3.5.5 Plantas de reciclaje de materiales

En la Tabla 3-35 se muestra un resumen de alguno de los datos presentados anteriormente en este capítulo y que se refieren los distintos materiales recuperados en las distintas plantas de tratamiento y/o selección de materiales, o bien recogidos en la calle directamente mediante dispositivos de almacenamiento temporal (Papel/cartón y Vidrio).

Tabla 3-35 Materiales recuperados en las plantas de V/T o mediante recogida selectiva

Material recuperado	Planta selección envases	Plantas de TMB Resto	Planta de DA de FORM	Contenedor Papel/cartón (Municipio de Terrassa 2008)	Contenedor de Vidrio (Municipio de Terrassa 2008)
Cartón Bebidas/alimentos (kg/t _{in})	33.9	---	---	---	---
Metales acero (kg/t _{in})	62.9	8.92	3.0	---	---
Metales aluminio (kg/t _{in})	2.7	0.05	---	---	---
Plásticos HDPE (kg/t _{in})	52.8	1.17	---	---	---
Plásticos LDPE (kg/t _{in})	46.9	4.58	---	---	---
Plásticos Otros (kg/t _{in})	30.1	3.06	---	---	---
Plásticos PET (kg/t _{in})	89.1	1.06	---	---	---
Papel/cartón (kg/t _{in})	---	110.40	---	834	---
Vidrio (kg/t _{in})	---	1.84	---	---	1000

La recuperación de estos materiales para su reciclaje supone unos créditos ambientales que se describen a continuación.

3.5.5.1 Aspectos ambientales

A continuación se presentan los factores de equivalencia considerados para materiales reciclados y primarios. El factor de equivalencia hace referencia a las toneladas de material desplazado por cada tonelada de material recuperado.

Tabla 3-36 Factores de equivalencia para materiales reciclados y primarios

Material recuperado	Material desplazado	Factor de equivalencia	Comentario
Cartón Bebidas/alimentos	Pasta Termo-mecánica	0.56	Grant <i>et al.</i> y Muñoz <i>et al.</i> consideran que aproximadamente el 75% en peso del envase es de papel kraft, y que se recupera el 75% de las fibras en un pulper. (Grant, 2001), (Muñoz, 2001)
Metales férricos	Hierro primario (Pig iron)	0.95	Grant <i>et al.</i> y Muñoz <i>et al.</i> consideran que en la fundición se pierde aproximadamente un 5% en peso del material. Estos mismos autores, así como la base de datos Ecoinvent consideran que el material desplazado es hierro primario. (Grant, 2001), (Muñoz, 2001), (Ecoinvent, 2007)
Metales aluminio	Aluminio primario	0.95	Grant <i>et al.</i> y Muñoz <i>et al.</i> consideran que en la fundición se pierde aproximadamente un 5% en peso del material. Estos mismos autores así como la base de datos Ecoinvent consideran que el material desplazado es aluminio primario (Grant, 2001), (Muñoz, 2001)
Plásticos HDPE	Granza virgen de HDPE	1	Muñoz <i>et al.</i> consideran que el factor de equivalencia 1 es posible según la aplicación que se trate. El material desplazado es granza virgen de HDPE. (Muñoz, 2001)
Plásticos LDPE	Granza virgen de LDPE	1	Muñoz <i>et al.</i> consideran que el factor de equivalencia 1 es posible según la aplicación que se trate. El material desplazado es granza virgen de LDPE. (Muñoz, 2001)
Plásticos PET	PET granulado grado botella	1	Muñoz <i>et al.</i> consideran que el factor de equivalencia 1 es posible según la aplicación que se trate. El mismo Muñoz y la base de datos Ecoinvent consideran que el material desplazado es PET granulado grado botella. (Muñoz, 2001) (Ecoinvent, 2007).
Plásticos Otros	Granulado amorfo HDPE	0.4	La base de datos Ecoinvent considera que al reciclar mezcla de plásticos se evita las emisiones correspondientes a la fabricación de los materiales aquí indicados. (Ecoinvent, 2007)
	Granulado PVC	0.15	
	Granulado PET	0.4	

Material recuperado	Material desplazado	Factor de equivalencia	Comentario
Papel/cartón	Pasta Termomecánica	0.75	Grant <i>et al.</i> y Muñoz <i>et al.</i> consideran que se recupera el 75% de las fibras en un pulper. (Grant, 2001), (Muñoz, 2001)
Vidrio	Arena de cuarzo	0.7	Muñoz <i>et al.</i> , consideran que el vidrio no pierde sus propiedades. En la tabla se muestra la cantidad de ingredientes para producir 1 kilogramo de vidrio virgen. (Muñoz, 2001).
	Carbonato cálcico	0.06	
	Carbonato sódico	0.12	
	Dolomita	0.06	
	Feldespato	0.03	
Compost	Cloruro potásico (expresado como K ₂ O)	0.017	Ver Tabla 3-25 de este capítulo.
	Triple superfosfato (expresado como P ₂ O ₅)	0.024	
	Nitrato cálcico amónico (expresado como N)	0.053	

Quedan fuera del sistema en estudio los impactos ambientales de las plantas de reciclaje materiales (vidrio, papel/cartón, aluminio, hierro y plásticos), aunque si se han contabilizado los créditos ambientales que supone el reciclaje de estos materiales.

Por otro lado, para los materiales recuperados en las plantas de, selección de envases, estabilización de la fracción Resto y tratamiento de la fracción Orgánica, como ya se ha comentado anteriormente, se han contabilizado los ingresos que para estas plantas supone, la venta de los materiales recuperados. Para el caso de la fracción Vidrio y fracción Papel/cartón se han contabilizado los ingresos debidos a la recogida selectiva por parte del municipio.

3.5.5.2 Aspectos económicos

En los apartados 3.5.1.2, 3.5.2.2 y 3.5.3.2 de este capítulo ya se ha mostrado los aspectos económicos en relación a las plantas de selección de envases ligeros, planta de tratamiento de la fracción Orgánica y planta de estabilización de la fracción Resto, respectivamente.

Se muestra aquí los ingresos para los ayuntamientos debido a la venta de los materiales Papel/cartón y Vidrio, recogidos selectivamente y contemplados en los convenios de colaboración entre la Agència de Residus de Catalunya y diversos organismos supramunicipales y entre ésta y Ecovidrio. (GENCATa, 2008), (GENCATb, 2008)

Tabla 3-37 Ingresos de los ayuntamientos por recogida selectiva de Papel/cartón y Vidrio

Material	Ingresos (€/t _{out})
Papel-cartón	36.00
Vidrio	48.34

3.6 Transporte hasta las plantas de selección, reciclaje y tratamiento

El transporte desde el primer destino hasta las distintas plantas de selección, reciclaje, tratamiento o disposición final se ha considerado que se trata, en la mayoría de casos, de un transporte por carretera en un vehículo cuya capacidad es de 18 toneladas.

En aquellos casos en los que las cantidades recuperadas no son suficientes para realizar un transporte anual de 18 toneladas, se ha tomado un mínimo de 1 transporte anual.

En todos los casos se ha considerado que, si se necesitan “n” transportes anuales hasta planta, el número de viajes realizados son “2n-1”. Por tanto se han considerado los viajes de ida y vuelta al contabilizar los kilómetros anuales recorridos por el transporte.

Según el Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), el consumo de un vehículo depende de su motor y transmisión, la carga que lleve, su aerodinámica, las condiciones de uso, y de otros factores difícilmente cuantificables. En esta tesis se ha tomado un estándar de consumo de 0.23 L diésel/km por ser el consumo al que, según IDAE, deberían tender las empresas de transporte. Por otro lado dicho consumo (0.23 L/km) lo encontramos también referenciado en Spielmann *et al.*, como estándar de consumo EURO5 para camiones de entre 16 y 32 t (Spielmann, 2007) (IDAE, 2006).

Mc Dougall *et al.*, toman un estándar de consumo de 0.328 L/km siendo este un dato que no se considera por corresponder a estudios del 1996 (Mc Dougall, 2001).

En la Tabla 3-38 se puede ver el destino de las distintas fracciones después de su paso por la planta de transferencia de residuos situada en el municipio de Terrassa.

En esta tesis, los materiales recuperados en la planta de selección de envases, tienen como destino las empresas adjudicadas por Ecoembes en el año 2008. Como puede observarse en la Tabla 3-38, para alguno de los materiales recuperados existe más de una empresa adjudicataria.

Los materiales recuperados de la fracción Resto tratada en el CTRV (*Centre de Tractament de Residus del Vallès Occidental* situado en el depósito controlado de Hera Tartesa en el municipio de Vacarises), a falta de datos sobre las empresas adjudicatarias, se han tomado como tal aquellas adjudicadas por Ecoembes y que están más próximas a la planta en donde estas fracciones se tratan.

La información sobre el destino de las fracciones Papel/cartón y Vidrio recogidas selectivamente, ha sido proporcionada por Eco-equip S.A.M.

En la Tabla 3-38 se pueden observar los datos más relevantes en relación al transporte de las distintas fracciones y subfracciones procedentes del municipio de Terrassa para el año 2008.

3.6.1 Aspectos ambientales

Los principales impactos ambientales debidos a esta etapa, igual que en la etapa de recogida de residuos, son consecuencia de la emisión de gases de combustión por parte de los vehículos que transportan los residuos.

En esta tesis sólo se han considerado las emisiones a la atmosfera debido al consumo de combustibles, sin tener en cuenta las emisiones debidas a la abrasión de los neumáticos ni emisiones de partículas y otros contaminantes debido al desgaste de las infraestructuras de transporte. Tampoco se han tenido en cuenta los impactos asociados al propio vehículo de transporte o a la construcción de la infraestructura.

Para calcular los factores de emisión debidos al transporte de las distintas fracciones y subfracciones hasta las plantas de tratamiento/valorización, se han usado los factores de emisión debidos al consumo de combustible durante el transporte para un vehículo cuyo consumo de combustible es de 0.23 L/km que consideran Spielmann *et al.* (Spielmann, 2007) y que se han mostrado en la tabla Tabla 3-17 de este capítulo y que también se muestran en la Tabla 3-39.

Así, para calcular los factores de emisión debidos al transporte de las distintas fracciones y subfracciones se ha aplicado la siguiente ecuación:

$$FET_i^j = FE^j \times C_i$$

Ecuación 3-16

donde:

FET_i^j es el factor de emisión del contaminante j-ésimo, debido al transporte de la fracción o subfracción i-ésima de los residuos del municipio de Terrassa. [kg contaminante/km].

FE^j es el factor de emisión del contaminante j-ésimo según Spielman *et al.* [kg contaminante/L diésel] (Spielmann, 2007).

C_i^j es el consumo de combustible debido al transporte de la fracción o subfracción i-ésima de los residuos del municipio de Terrassa. En este caso se ha considerado constante e igual a 0.23L/km.

3.6.2 Aspectos económicos

En todos los casos se ha tomado como coste asociado al transporte el de 1.209 euros/km, que corresponde al precio de transporte en un vehículo de tres ejes de carga general publicado por el ministerio de fomento. (Ministerio de Fomento, 2012).

Tabla 3-38 Destino de las fracciones una vez han sido tratadas en la planta de transferencia del Municipio de Terrassa en 2008.

Fracción /subfracción	Destino	Municipio	Distancia one-way ¹ (km)	Generación (t/año)	Nº Viajes/año	Consumo diésel (L/t)
Envases ligeros	Planta de selección de envases.	Santa Maria de Palautordera. (Barcelona)	53	4186.87	232.6	1.4
• HDPE	Suminco. S.A	Montcada i Reixac. (Barcelona)	43	221.3	12.3	1.1
	Reciclados la red. S.L.	Alcalá de Guadaira (Sevilla)	1148	221.3	12.3	28.1
• LDPE	DENPLAX. S.A.	El Ejido (Almería)	847	196.5	10.9	20.7
• PET	Reciclados PET de Andalucía. S.L	Dólar. (Granada)	903	373.1	20.7	22.5
	Extremadura Torrepet S.L.	Torremeja (Badajoz)	1060	373.1	20.7	26.4
• Otros plásticos	Lasentio S.L.	Maçanet de la Selva (Girona)	35	126.1	7.0	0.8
	Ligeplas S.L.	Yeles (Toledo)	691	126.1	7.0	16.4
• Metales Férricos	Lajo y Rodríguez S.A.	Barberà del Vallès (Barcelona)	43	263.3	14.6	1.1
	Danigal Recuperaciones férricas S.L.U	Avilés (Asturias)	978	263.3	14.6	24.1
• Metales aluminio	Lajo y Rodríguez S.A.	Barberà del Vallès (Barcelona)	43	11.2	1	0.9
• Cartón Bebidas /alimentos	Stora Enso. S.A.	Castellbisbal (Barcelona)	59	142.1	7.9	1.4
• Rechazo	Cespa S.A. Depósito controlado	Santa Maria de Palutordera (Barcelona)	0	2853.3	0.0	0.0
Resto	Hera Tratesa. Depósito controlado	Vacarises (Barcelona)	18	58023.8	3223.5	0.5
• HDPE	Suminco. S.A	Montcada i Reixac. (Barcelona)	32	68.5	3.8	0.7
• LDPE	DENPLAX. S.A.	El Ejido (Almería)	779	266.3	14.8	19.0
• PET	Reciclados PET de Andalucía. S.L	Dólar (Granada)	885	61.5	3.4	19.3

Fracción /subfracción	Destino	Municipio	Distancia one-way ¹ (km)	Generación (t/año)	Nº Viajes/año	Consumo diésel (L/t)
• Otros plásticos	Lasentio S.L.	Maçanet de la Selva (Girona)	91	177.6	9.9	2.2
• Metales Férricos	Lajo y Rodríguez S.A.	Barberà del Vallès (Barcelona)	28	517.0	28.7	0.7
• Metales aluminio	Lajo y Rodríguez S.A.	Barberà del Vallès (Barcelona)	28	2.3	1.0	2.8
• Vidrio	Santos Jorge S.A	Castellar del Vallès (Barcelona)	33	105.0	5.8	0.8
• Papel/cartón	SAICA S.A	Zaragoza	315	6407.6	356.0	8.0
FORM	Planta DA y Compostaje Can Barba	Terrassa (Barcelona)	0	7263	0	0
• Metales Férricos	Lajo y Rodríguez S.A.	Barberà del Vallès (Barcelona)	43	23.0	1.3	0.5
• Rechazo	Hera Tratesa. Depósito controlado	Vacarises (Barcelona)	18	3730.4	207.2	0.5
Papel/ cartón	SAICA S.A	Zaragoza	341	9143.1	508.0	8.7
Vidrio	Santos Jorge S.A	Castellar del Vallès (Barcelona)	25	3278.3	182.1	0.6
	Saint Gobain-Montblanc S.A.	Montblanc (Tarragona)	118	3278.3	182.1	3.0

¹ Las distancias se han tomado de vía Michelin. Se ha de considerado que si se necesitan "n" transportes anuales hasta planta, el número de viajes realizados son "2n-1" viajes

Tabla 3-39 Emisión de contaminantes debidos al transporte

Contaminante	Factores de emisión Transporte (kg/L Diésel) FE	Factores de emisión Transporte (kg/km) FET
CO₂	2.665E+00	6.129E-01
CO	1.902E-04	4.375E-05
PM10	9.289E-05	2.136E-05
NOx	8.847E-03	2.035E-03
N₂O	1.323E-04	3.042E-05
NH3	2.238E-05	5.148E-06
SO₂	8.404E-05	1.933E-05
NMVOOC	7.962E-06	1.831E-06
CH₄	2.212E-05	5.087E-06
Benceno	5.750E-09	1.323E-09
Tolueno	7.962E-10	1.831E-10
Xileno	7.077E-08	1.628E-08

Contaminante	Factores de emisión Transporte (kg/L Diésel) FE	Factores de emisión Transporte (kg/km) FET
Formaldehído (CH ₂ O)	6.635E-07	1.526E-07
Acetaldehído (CH ₃ CHO)	3.627E-07	8.342E-08
Cd	8.404E-09	1.933E-09
Cu	1.415E-06	3.256E-07
Cr	4.202E-08	9.665E-09
Ni	5.750E-08	1.323E-08
Zn	8.404E-07	1.933E-07
Pb	9.289E-14	2.136E-14
Se	8.404E-09	1.933E-09
Hg	1.681E-11	3.866E-12
Cr(VI)	8.404E-11	1.933E-11
PAH	4.423E-09	1.017E-09

(Para más detalle sobre estos cálculos ver "Recogida y transporte.xls" en CD adjunto, Anexo 3)

3.7 Mix eléctrico

En la Tabla 3-40 se muestra la producción bruta de energía eléctrica por formas de energía en Catalunya. Se trata de datos del 2009 publicados por el *Institut Català de l'Energia* (ICAEN).

Tabla 3-40 Producción bruta de energía eléctrica por fuentes de energía

Fuente	GWh	%
Fuentes Fósiles y Nuclear		
Carbón	772.8	1.7
Fuel-oil	227.2	0.5
Gas-oil	34.7	0.1
Gas natural	17740.4	39.9
Nuclear	20870.6	47.0
Gases de refinería	124	0.3
Coque de petróleo	0	0.0
Queroseno	0	0.0
Residuos industriales no renovables	117.7	0.3
Fuentes Renovables		
Hidráulica	3575.4	8.0
Eólica	498	1.1
Fotovoltaica	29.7	0.1
Biomasa agraria, animal y forestal	0.6	0.0
Biogás	153.4	0.3
Residuos sólidos urbanos	302.4	0.7

En esta tesis se ha considerado que el consumo eléctrico en las plantas de tratamiento/valorización de residuos normalmente se realiza en media tensión.

Por otro lado, se ha considerado que todo el carbón usado en la producción de energía eléctrica es antracita (*Hard Coal*) y que la electricidad procedente de hidroeléctrica se genera en centrales de agua fluyente²⁵.

No se ha considerado la energía eléctrica procedente de los residuos industriales no renovables por no saberse de que tecnología se trata, así mismo se ha considerado que la energía eléctrica procedente de los residuos sólidos urbanos corresponde a la incineración de residuos.

Al evaluar las cargas ambientales debido al consumo de energía eléctrica se ha tenido en cuenta la eficiencia en la producción, transporte y suministro, así según el informe "*Energía en España 2009*" Publicado por el Ministerio de Industria, Turismo y Comercio. 2010²⁶, la eficiencia en la producción, transporte y suministro es del 37.7% y 97.5% respectivamente. Debido a esto, cada kWh consumido implica que se han de producir $1/(0.975*0.377) = 2.7205$ kWh de producción bruta.

3.8 Conclusiones

En este capítulo se han presentado los datos de inventario correspondientes a los aspectos ambientales, económicos y sociales asociados a cada una de las etapas implicadas en la gestión de residuos del municipio de Terrassa. A continuación se destacan las principales conclusiones en relación a cada una de las etapas consideradas

3.8.1 Segregación en origen. Aspectos sociales

Para determinar el grado de colaboración ciudadana en la segregación en origen de los residuos municipales se realizó en el año 2006 una determinación exhaustiva de la composición de las 5 fracciones que conforman el residuo doméstico del municipio de Terrassa. Para ello fue necesario definir una metodología de toma de muestra, caracterización y tratamiento de los datos obtenidos en las distintas caracterizaciones.

Los resultados de dichas caracterizaciones muestran que la participación ciudadana en el municipio dista mucho de lo deseable, ya que todas las fracciones caracterizadas presentan un contenido en impropios elevado. Este hecho da como resultado una Eficacia en la Separación en Origen (ESO) deficiente. Sólo el 16% de los envases se depositan en el contenedor de Envases ligeros, este porcentaje es del 14% en el caso de la fracción Orgánica, del 32% en el caso del Vidrio y del 44% en el caso de Papel/cartón. En el caso de la fracción Resto este porcentaje es del 95%.

²⁵ Las Centrales de agua fluyente utilizan parte del flujo de un río para generar energía eléctrica. Operan en forma continua porque no tienen capacidad para almacenar agua y no disponen de embalse. Turbinan el agua disponible en el momento, limitadamente a la capacidad instalada.

²⁶ Consultable on-line en http://www.minetur.gob.es/energia/balances/balances/librosenergia/energia_2009.pdf

En relación a este hecho se ha estudiado la evolución temporal de la superficie particular destinada a la segregación (SPDS) y se ha comparado ésta con la que presentan las capitales de comarca del ámbito metropolitano. Por otro lado se ha estudiado también el esfuerzo económico (EE) que para los ciudadanos supone la gestión de residuos mediante el pago de la tasa de residuos y se ha comparado este esfuerzo con el que presentan las capitales de comarca del ámbito metropolitano.

Se ha mostrado que el municipio de Terrassa es una de las capitales de comarca en la que se requiere una participación ciudadana considerable (considerable EE y SPDS) en la etapa segregación en origen.

3.8.2 Almacenamiento temporal. Aspectos sociales

Se ha estudiado la evolución temporal, que ha experimentado el municipio de Terrassa, en la capacidad de almacenamiento de residuos municipales mediante contenedores dispuestos en la calle. Se ha observado que el municipio de Terrassa pone suficientes recursos a disposición del ciudadano, pero el uso que el ciudadano hace de dichos recursos es muy variable, dependiendo de la fracción.

Así se ha calculado la evolución temporal que experimenta el porcentaje de ocupación (OC) y se ha observado que para la fracción Resto el porcentaje volumétrico de ocupación se mantiene prácticamente invariante a lo largo del tiempo rondando al 60%. Para la fracción Envases ligeros este porcentaje ha aumentado considerablemente en los últimos años presentando un porcentaje de ocupación del 40% en los últimos 3 años estudiados. El porcentaje de ocupación de la fracción Papel/cartón oscila a lo largo del tiempo, seguramente debido al precio de este material en el mercado, y la consecuente sustracción de dicho material por los propios ciudadanos. En el 2008 el porcentaje de ocupación del contenedor Papel/cartón ha descendido hasta valores de un 30%, coincidiendo con los años de crisis económica. El porcentaje de ocupación en el contenedor de Orgánica ha ido aumentando progresivamente hasta alcanzar valores del 35% en 2008, cosa que también ha sucedido con el Vidrio, alcanzando valores del 25% de ocupación.

Aun así, el porcentaje de ocupación es menor al 100% en todos los casos, eso significa que habría capacidad para absorber un aumento en la generación de residuos, si la hubiera, aunque la coyuntura económica apunta en otra dirección tal como se muestra en el capítulo 5 de esta tesis.

3.8.3 Almacenamiento temporal. Aspectos económicos

Se han determinado los costes económicos asociados al almacenamiento temporal de las distintas fracciones. Para ello se ha usado la herramienta publicada por la Red española por el clima y la federación española de Municipio y Provincias (RECC, 2010). Se ha determinado que el coste del almacenamiento temporal para las distintas fracciones, en el año 2008 en el municipio de Terrassa. En este escenario el coste es de 30, 5, 13 y 16 euros por cada tonelada

almacenada para las fracciones Envases ligeros, Resto, Orgánica y Papel/cartón y Vidrio respectivamente.

3.8.4 Sistemas de recogida. Aspectos ambientales

Como ya se ha comentado los principales impactos ambientales en esta etapa son consecuencia de la emisión de gases contaminantes por parte de los vehículos de recogida.

A partir de los datos proporcionados por la empresa Eco-equip S.A.M en relación a la recogida de las distintas fracciones (ver Tabla 3-16), se ha calculado el consumo de diésel por kilómetro, de los vehículos de recogida, para cada fracción, obteniendo valores bastante constantes para todas las fracciones y que oscilan entre 1.58 y 1.15 L/km, siendo la media de 1.3 L/km.

Por otro lado se han calculado los factores de emisión (FE, kg contaminante/km) de cada contaminante, para cada fracción, utilizando para ello los factores de emisión publicados por Spielman *et al.* (Spielmann, 2007), modificados mediante los factores de corrección que proponen Doka *et al.* para la conducción por ciudad (Doka, 2009). Ello permitirá evaluar los impactos ambientales asociados a la recogida de las distintas fracciones en el municipio de Terrassa. (ver capítulo 5 y 6 de esta tesis)

3.8.5 Sistemas de recogida. Aspectos económicos

Se han determinado los costes económicos asociados a la recogida de las distintas fracciones. Para ello, como en el caso del almacenamiento temporal, se ha usado la herramienta publicada por la Red española por el clima y la federación española de Municipio y Provincias (RECC, 2010). Se ha determinado que el coste del almacenamiento temporal para las distintas fracciones, en el año 2008 en el municipio de Terrassa. En este escenario el coste es de 120, 16, 54 y 73 euros por cada tonelada almacenada para las fracciones Envases ligeros, Resto, Orgánica y Papel/cartón y Vidrio respectivamente.

3.8.6 Sistemas de tratamiento/valorización. Aspectos ambientales

Para determinar los aspectos ambientales asociados a las plantas de tratamiento/valorización de las distintas fracciones se han estudiado los procesos asociados y se ha determinado experimentalmente los balances de masa asociados a dichos tratamientos.

Así para la plantas de selección de envases ligeros situada en Santa Maria de Palautordera, se han tomado los datos publicados por Ecoembalajes España S.A. (Ecoembes, 2008) en relación a las entradas y salidas de dicha planta y se han trasladado al municipio de Terrassa. Así mismo se han tomado los datos publicados por la *Agència de Residus de Catalunya* en relación a los consumos energéticos de dichas plantas. (ARC, 2007).

Para la planta de Digestión anaerobia de la FORM se han tomado datos de balances de masa y energía que ha proporcionado el "Consorci per a la Gestió de residus del Vallès Occidental" en relación a la planta situada en el municipio de Terrassa. Respecto a las emisiones de gases

procedentes de la combustión del biogás generado -ya sea en motores o en antorcha- se ha usado la composición del biogás publicada por Mc Dougall *et al.* (Mc Dougall, 2001) y se han calculado las emisiones de gases procedentes de la planta de Can Barba.

Respecto al compost producido en esta planta, se han tomado los datos de composición publicados por Huerta *et al.* (Huerta, 2008). El uso de este compost como fertilizante se ha contabilizado como emisiones evitadas, estableciéndose la relación másica fertilizante/compost.

Por otro lado, referente a la disposición de residuos en depósitos controlados, la determinación de la cantidad y composición de lixiviados y biogás que son atribuibles a la disposición de un determinado tipo de residuos no es una tarea fácil. Como ya se ha mencionado, en la bibliografía no existen demasiados datos y por otro lado es difícil determinar la proporción de lixiviados y biogás que es atribuible a la disposición de un determinado residuo en una instalación ya existente.

En este capítulo, se ha desarrollado un modelo de generación/composición de lixiviados y biogás basándose en algunos modelos existentes y datos bibliográficos, para poder evaluar los impactos ambientales asociados a la disposición del rechazo procedente, no sólo del tratamiento mecánico biológico de la fracción FORM, sino también a la disposición del rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción Resto así como de la disposición de la fracción Resto en depósito controlado sin pretratamiento previo. Dicho modelo y sus aspectos ambientales se explican con detalle en el apartado 3.5.4 de este capítulo.

A continuación, en la Tabla 3-41, se detallan los principales datos de inventario referentes a los aspectos ambientales asociados a cada una de las plantas consideradas.

3.8.7 Sistemas de tratamiento/valorización. Aspectos económicos

Los aspectos económicos relacionados con las plantas de selección de envases ligeros han sido estudiados por Ecoembalajes España S.A. (Ecoembalajes, 2007) ,que ha desarrollado unos modelos de cálculo de costes asociados a la selección de envases, a partir de datos reales de costes de selección (ver Ecuación 3-7 y Ecuación 3-8). Aplicando dichas curvas de coste a la planta de tratamiento de Santa M^a de Palautordera tenemos unos costes unitarios de 263.7 euros por tonelada que sale de la planta, o lo que es lo mismo 84 euros por tonelada de envases que entra en la planta.

Por otro lado en la Tabla 3-21 de este capítulo se pueden observar los ingresos asociados a los distintos materiales recuperados en estas plantas.

Para las plantas de Digestión anaerobia de la fracción FORM, el “Consell Comarcal del Vallès Occidental” a fecha de 2007, determina que los costes de operación y mantenimiento de la planta se hallan alrededor de 39 euros por tonelada de FORM que entra en la planta. En esta tesis se ha considerado un coste de operación y tratamiento de 39 euros por tonelada de FORM que entra en planta.

En el caso de las plantas de estabilización de la fracción Resto, según datos del “Consorti per a la Gestió de residus del Vallès Occidental” los costes de tratamiento de la fracción Resto en este tipo de plantas que incluyen los gastos de operación y mantenimiento, los beneficios industriales, los ingresos por la venta de material recuperado y los gastos por tratamiento del rechazo, son de 42 €/t_{in} (ARC-CGRVO, 2006).

Para depósitos controlados, se ha tomado como coste de mantenimiento y operación para este tipo de instalaciones un valor de 30 €/t de residuo depositado.

3.8.8 Transporte. Aspectos ambientales.

Los aspectos ambientales asociados a esta etapa tienen que ver con el consumo de combustible que se realiza durante el transporte. Se ha determinado el destino y por ende los kilómetros que cada una de las fracciones y subfracciones contempladas realiza desde su primer destino hasta las plantas de selección, reciclaje y/o tratamiento (ver Tabla 3-38).

En esta tesis se ha tomado un estándar de consumo de 0.23 L diésel/km por ser el consumo al que, según IDAE, deberían tender las empresas de transporte.

Se han tomado los factores de emisión que según Spielmann *et al.* (Spielmann, 2007) corresponden al consumo de combustible durante el transporte y se han calculado los correspondientes factores para un consumo de 0.23L/km de diésel. En la Tabla 3-39 se puede ver los factores de emisión debidos al transporte considerados en esta tesis.

Tabla 3-41 Principales datos referentes a los aspectos ambientales asociados a cada una de las plantas consideradas

Planta	Consumo de Energía Eléctrica	Consumo de Diésel	Emisiones (agua, aire, atmósfera y suelo)	Emisiones evitadas (agua, aire, atmósfera y suelo)
Selección de envases	95 kWh/t _{in}	2.9 L/t _{in}	Por consumo de energía eléctrica de red eléctrica.	----
Digestión anaerobia de FORM	50 kWh/t _{in} (41 kWh/t _{in} autoconsumo, 9 kWh/t _{in} red eléctrica)	4 L/t _{in}	Por consumo de energía eléctrica de red eléctrica.	Correspondientes a la generación de 207 kWh/t _{in} según mix eléctrico considerado.
			Por combustión del Biogás en antorcha y motores ver Tabla 3-23.	
			Por uso de compost como fertilizante. Ver Tabla 3-24.	
				Por recuperación de metal Fe
Estabilización de la fracción Resto	45 kWh/t _{in}	0.5 L/t _{in}	Por consumo de energía eléctrica de red eléctrica.	-----
Disposición fracción Resto	1.7 kWh/t _{in}	2 L/t _{in}	Por consumo de energía eléctrica de red eléctrica.	Emisiones evitadas por generación de electricidad. 80.2 kWh/t resto.
			Por emisión de lixiviados (318 L/t _{in}). Ver Tabla 3-29 y Tabla 3-30.	
			Por emisión directa e indirecta de gases. Ver Tabla 3-33.	

Planta	Consumo de Energía Eléctrica	Consumo de Diésel	Emisiones (agua, aire, atmósfera y suelo)	Emisiones evitadas (agua, aire, atmósfera y suelo)
Disposición del rechazo de Resto o rechazo de FORM procedente del tratamiento previo de DA.	1.7 kWh/t _{rechazo}	2 L/t _{rechazo}	Por consumo de energía eléctrica de red eléctrica.	Emisiones evitadas por generación de electricidad: Rechazo de FORM 14.7 kWh/t rechazo. Rechazo de Resto. 0 kWh/t rechazo
			Por emisión de lixiviados (85 L/t _{in} en la disposición de rechazo de Resto y 129 L/t _{in} en la disposición de rechazo de FORM). Ver Tabla 3-29 y Tabla 3-30	
			Por emisión directa e indirecta de gases. Ver Tabla 3-33	
Plantas reciclaje de materiales	---	---	---	Emisiones evitadas por reciclaje de materiales. Ver Tabla 3-35

3.8.9 Transporte. Aspectos económicos.

En todos los casos se ha tomado como coste asociado al transporte el de 1.209 €/km, que corresponde al precio de transporte en un vehículo de tres ejes de carga general publicado por el ministerio de fomento (Ministerio de Fomento, 2012).

3.8.10 Mix eléctrico

Tal como se ha comentado en capítulos anteriores de esta tesis, a la hora de evaluar las cargas ambientales asociadas a un modelo de gestión es conveniente usar un mix eléctrico lo más cercano a la generación eléctrica propia del lugar en estudio, debido a que, son muchas las etapas consumidoras de electricidad.

En la Tabla 3-40 se ha mostrado la producción bruta de energía eléctrica por formas de energía en Catalunya. Se trata de datos del 2009 publicados por el *Institut Català de l'Energia* (ICAEN).

Por otro lado, al evaluar las cargas ambientales debido al consumo de energía eléctrica se ha tenido en cuenta la eficiencia en la producción, transporte y suministro. Debido a esto, cada kWh consumido implica que se han de producir $1/(0.975*0,377)=2.7205$ kWh de producción bruta.

4 Capítulo 4. Factores que afectan a la “calidad” de la FORM.

4.1 Introducción.

Como ya se ha dicho en el Capítulo 1 de esta tesis, el modelo de gestión de residuos municipales implantado de forma mayoritaria en los municipios de la Comunidad Autónoma de Catalunya obliga a los ciudadanos a separar en 5 fracciones los residuos generados en sus domicilios. De esta forma se intenta valorizar el máximo de materiales contenidos en los residuos municipales

Las fracciones que el ciudadano debe separar en origen son:

- Fracción Papel/Cartón
- Fracción Vidrio
- Fracción Envases ligeros
- Fracción Orgánica (biodegradable)
- Fracción Resto

Los residuos tóxicos y peligrosos de origen doméstico como por ejemplo los medicamentos, fluorescentes, aceites minerales, aceites vegetales, baterías etc., y otros residuos más específicos como por ejemplo los residuos de la construcción, la chatarra, voluminosos, neumáticos etc., se recogen en las denominadas “Deixalleries” en Catalunya, o *tip points* en países de habla inglesa

De las fracciones que el ciudadano debe separar en origen, las 4 primeras son las fracciones consideradas valorizables, ya que tienen un circuito específico de recogida y posteriormente tienen un tratamiento de recuperación de los materiales que contienen.

La fracción Resto tiene como destino o bien directamente un tratamiento finalista o bien una planta de tratamiento mecánico-biológico (TMB), a fin de recuperar los posibles materiales valorizables que aún contenga.

Así, el modelo de gestión de los residuos municipales más ampliamente implantado en Catalunya requiere de una alta participación ciudadana, ya que el ciudadano debe separar el residuo doméstico que genera en 5 fracciones y debe realizar esta operación de forma correcta (cada material en el contenedor correspondiente).

Respecto a la recogida de las fracciones Orgánica y Resto (ambas con un elevado contenido en material biodegradable), la directiva del Consejo 1999/31/CE, de 26 de abril, relativa a la disposición de los residuos obliga a reducir en el año 2016 la disposición de los residuos biodegradables que van a depósitos controlados en un 65% respecto a la cantidad de residuos biodegradables depositados en depósitos controlados en el año 1995. Del seguimiento de los objetivos marcados en el “*Programa de gestión de residuos municipales de Catalunya (2001-2006)*”, se desprende, entre otras cosas, la necesidad de intensificar la recogida de la fracción Orgánica, y pretratar, antes de su disposición en vertederos, la fracción Resto que, como ya se ha visto en el Capítulo 1 de esta tesis, actualmente presenta un elevado contenido en materia orgánica biodegradable, sino, difícilmente se cumplirán los objetivos marcados por la mencionada directiva europea. (ARC, 2001) (DOCE, 1999).

En este sentido la *Agència de Residus de Catalunya* concede ayudas para el fomento de la recogida selectiva de la fracción Orgánica y, mediante la ley 16/2003, ha puesto en funcionamiento un canon²⁷, con finalidad ecológica aplicable a los residuos que se disponen en vertederos y como medida del fomento de la valorización. (DOGC, 2003).

El dinero recaudado retorna a los municipios en función del nivel (cantidad) de recogida de fracción Orgánica y de la “calidad” de la fracción recogida. Los municipios destinan dicho retorno, entre otros usos, a desplegar y mejorar la recogida y tratamiento de la fracción Orgánica.

La aplicación de tasas parece ser una medida efectiva para minimizar la cantidad de impropios presentes en los distintos dispositivos de almacenamiento temporal usados para la recogida selectiva, pero para una mejor comprensión de los mecanismos que afectan a dicha “calidad” sería necesario conocer la composición de los distintos dispositivos usados por la población.

Además, del conocimiento de la composición, se pueden sacar conclusiones acerca del comportamiento de la sociedad y de las diversas tecnologías técnicamente viables para el tratamiento/valorización, incineración y/o disposición de cada uno de los contenedores, así como sobre lo cerca o lejos que está el sistema de la consecución de los objetivos marcados por las distintas administraciones. En definitiva, para desarrollar un sistema de gestión de residuos municipales es necesario el conocimiento previo de la composición de dicho residuo (Tchobanoglous, 1993).

Existen numerosos estudios en los que se establecen correlaciones entre las “Cantidades” de residuos generadas y diversos factores socio-económico-demográficos.

Así, diversos autores han encontrado que existe una correlación positiva entre el nivel de ingresos de la población y la cantidad de residuos generados (Rhyner, 1976) (Wertz, 1976); (Richardson, 1978) (Chang, 1993) (Dayal, 1993) y (Hockett, 1995), sin embargo otros estudios llegan a la conclusión que no existe correlación (Ali Khan, 1989) e incluso correlaciones

²⁷ El canon al que se refiere la ley 16/2003 es un instrumento económico que contribuye a la financiación del coste que significa la implantación de la gestión sostenible de los residuos.

negativas (Grossman, 1974). Por otro lado Ali Khan (1989) y Hockett (1995) también establecen que no existe ninguna relación entre la densidad de población y las cantidades de residuos generadas.

Muchos de estos estudios pretenden predecir la “Cantidad” total de residuos per cápita que se generarán, en base a las variaciones de los distintos factores socio-económico-demográficos, a excepción de Richardson (1978) y Ali Khan (1989) que intentan correlacionar dichos factores con las “Cantidades” parciales de cada uno de los materiales que conforman los residuos. Este último enfoque es el mejor si lo que se intenta es comprender el comportamiento de la sociedad y por tanto hacer una mejor estimación futura. Trabajar con cantidades totales hace perder información.

Para establecer la eficacia del sistema es necesario conocer y comprender el comportamiento de la población respecto a dicha separación. Para ello es necesario no sólo estudiar la “Cantidad” de residuos generados si no también la “calidad” de dichas fracciones.

Según la Agencia de Residuos de Catalunya, las cantidades de Vidrio, Papel/cartón, Envases ligeros y Orgánica (fracciones valorizables del residuo municipal) que se recogieron selectivamente durante el año 2004 se sitúan en el 25.6% en peso respecto al total de residuos municipales generados, existiendo una gran dispersión entre los datos procedentes de distintos municipios.

Se ha de tener presente que este porcentaje de recogida se ha calculado en base al peso de todos los materiales contenidos en los distintos contenedores usados para la recogida selectiva, sin tener en cuenta que muchos de éstos contenedores contienen cierta (en muchos casos elevada) cantidad de impropios.

Para poder determinar las cantidades reales que se valorizan es necesario establecer la “calidad” de la recogida realizada.

En el presente Capítulo se presentan los resultados referentes al estudio realizado por la autora de esta tesis en colaboración con otros miembros del grupo de investigación en Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo de la cátedra UNESCO de la UPC (línea de investigación *Recursos Naturals i Residus*) y la “Agencia de Residus de Catalunya”, y que tenía como objetivo último la comprensión del comportamiento de la sociedad y el conocimiento de la eficacia del sistema, y como objetivos específicos (Alvarez, 2008):

- Establecer una metodología para la determinación de la composición de la fracción Orgánica del residuo municipal.
- Determinar la composición de la fracción Orgánica de diversos municipios de ámbito urbano
- Determinar si existe alguna relación entre factores socio-económico-demográficos y la “calidad” de la fracción Orgánica. Esto permite estimar la cantidad de “impropios” presentes la fracción Orgánica de un determinado municipio conociendo determinadas variables socio-económicas y por tanto permitirá diseñar las plantas de “separación de impropios” adecuándolas a la realidad.

4.2 Metodología. Composición de la fracción Orgánica ²⁸

Durante los meses de octubre-diciembre del 2004 se realizaron una serie de caracterizaciones del contenedor de recogida de la fracción Orgánica. En total se caracterizaron 350 muestras correspondientes a los dispositivos de almacenamiento temporal de fracción Orgánica de 193 municipios de Catalunya (todos los municipios que en ese momento disponían de recogida selectiva de la fracción Orgánica en Catalunya). Las caracterizaciones se realizaron en las plantas de tratamiento de dicha fracción.

Se caracterizaron:

- 158 municipios que disponían de sistemas de almacenamiento temporal tipo “Contenedores en la calle”. De éstos, 57 municipios tenían una población menor a 5000 habitantes, 82 tenían una población comprendida entre los 5000 y los 50000 habitantes, y 19 municipios tenían una población superior a los 50000 habitantes.
- 32 Municipios que disponían de un sistema de almacenamiento temporal tipo “Puerta a Puerta”. De éstos, 17 municipios tenían una población menor a 5000 habitantes, 15 tenían una población comprendida entre los 5000 y los 50000 habitantes.
- 3 municipios que disponían de sistemas de almacenamiento temporal de la fracción Orgánica, distintos de los mencionados anteriormente (subterránea) o bien mezclas de sistema “Puerta a Puerta”, “Contenedores en la calle”, “subterránea”, “neumática”. De éstos, 1 municipio tenía una población menor a 5000 habitantes, 1 tenía una población comprendida entre los 5000 y los 50000 habitantes, y 1 municipio tenía una población superior a los 50000 habitantes.

El protocolo a seguir durante las caracterizaciones fue el siguiente (para más detalle ver Anexo 6, Protocolo de caracterización de la FORM.)²⁹:

- Pesada del camión de recogida selectiva al entrar en la planta
- Descarga del contenido
- Cuarteo hasta obtener una muestra representativa de unos 250 kg
- Caracterización de la muestra separando las distintas subfracciones según Tabla 4-1
- Por último pesada de las diferentes subfracciones consideradas.

²⁸ Gran parte de este estudio fue subvencionado por la “*Agència de Residus de Catalunya, Departament de Mediambient i Habitatge, del Govern de la Generalitat de Catalunya*”. Los autores agradecen a las personas de dicho departamento su colaboración y comentarios durante el trabajo.

²⁹ En la actualidad, el protocolo de caracterización desarrollado y mostrado aquí, es el protocolo de caracterización que sigue la *Agència de Residus de Catalunya* para realizar las caracterizaciones periódicas de la fracción Orgánica del residuo municipal.

Tabla 4-1 Sub-fracciones consideradas durante la caracterización de la fracción Orgánica.

Sub-fracción	Descripción
Materia Orgánica	Restos de alimentación, bolsas compostables, papel de cocina, pañuelos de papel, restos vegetales de pequeñas dimensiones.
Residuos Vegetales	Restos de jardinería y poda.
Vidrio¹	Envases i otros materiales de vidrio.
Papel y Cartón¹	Cartones de envases, papel de periódico, revistas, correspondencia, propaganda...
Envases de plástico y mixtos¹	Todo tipo de envases de plástico y mixtos (tetrabriks, yogurt, paquetes de tabaco...) y otros materiales plásticos.
Bolsas de plástico film¹	Bolsas de plástico de supermercado, bolsas de basura no compostables, film...
Metal férnico¹	Envases y otros materiales férricos.
Metal no férnico¹	Envases y otros materiales no férricos.
Textil¹	Ropa, calzado...
Textil sanitario¹	Pañales, compresas, gasas...
Residuos especiales¹	Baterías, pilas, medicamentos, envases de medicamentos (llenos o vacíos), spray, productos fitosanitarios y otros residuos tipificados como especiales por la ley 6/93 de 15 de julio.
Voluminosos¹	Residuos de dimensiones superiores a 500 mm.
Otros¹.	Todos aquellos residuos que no pueden ser clasificados en las fracciones anteriores, por ejemplo maderas barnizadas, cenizas, excrementos de animales, material de derribo, material cerámico...

¹ Estas fracciones se consideran impropios puesto que no tendrían que estar presentes en este contenedor.

Una vez pesadas cada una de las sub-fracciones, se calcula la composición media de la fracción Orgánica, expresada en porcentaje, para cada uno de los municipios estudiados.

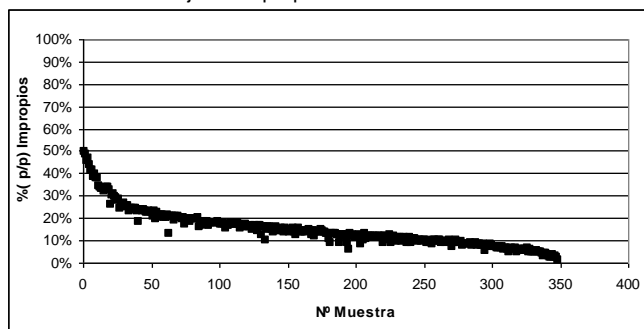
La media fue de 3 caracterizaciones por municipio, excepto para los municipios que disponían de una población mayor a 50 000 habitantes, de los que se hizo una media de 4 caracterizaciones. En aquellos municipios con una población superior a los 200 000 habitantes, se hicieron más de 11 caracterizaciones.

Aunque se dispone de datos referentes a cada una de las subfracciones consideradas, a fin de poder obtener conclusiones sobre la "calidad" de la fracción Orgánica, se han agregado los datos correspondientes a las sub-fracciones consideradas impropios.

4.3 "Calidad" de la fracción Orgánica

En el Gráfico 4-1 se muestra el contenido de impropios de las distintas caracterizaciones realizadas, es decir el porcentaje de todo aquello que no corresponde a la fracción Orgánica y que aparece en el contenedor de recogida selectiva de dicha fracción, ordenado de mayor a menor.

Gráfico 4-1 Porcentaje de impropios en las caracterizaciones realizadas.



Se puede observar que la mayoría de caracterizaciones de la fracción Orgánica tienen un contenido de impropios de entre el 10-20%, es remarcable la presencia de ciertos municipios en los que se observa un 40-50% de impropios. Este porcentaje, según diversos autores corresponde a la composición del residuo municipal sin separación previa de materiales es decir con una participación ciudadana nula. (Sans, 2003)

Si se realiza la media ponderada teniendo en cuenta los habitantes de cada municipio caracterizado, obtenemos que Catalunya presenta un contenido medio ponderado de impropios en la fracción Orgánica de aproximadamente un 22% en peso. Este elevado porcentaje de impropios en esta fracción condiciona sobremanera la tecnología de tratamiento aplicable.

4.4 Influencia del modelo de almacenamiento temporal.

En Catalunya existen diversos modelos de almacenamiento temporal de la fracción Orgánica. A continuación se muestran los resultados referentes al modelo "Puerta a Puerta" y al modelo "Contenedores dispuestos en calle" (para más información sobre los distintos modelos de recogida, ver Capítulo 1 de esta tesis).

Se han estudiado 7 tramos de "calidad", de 0 a $\leq 5\%$ de impropios, de >5 a $\leq 10\%$, de >10 a $\leq 15\%$, de >15 a $\leq 20\%$, de >20 a $\leq 25\%$, de >25 a $\leq 30\%$ y más de un 30% de impropios.³⁰

En el Gráfico 4-2 se puede observar la distribución porcentual de los municipios estudiados en función de la "calidad" de la fracción Orgánica. La Tabla 4-2 muestra los resultados numéricos de dicha distribución. Se puede observar que el valor máximo de las curvas de distribución se desplaza hacia la izquierda en el caso del sistema de almacenamiento "Puerta a Puerta" y que en el resto de modelos correspondientes a "Contenedores dispuestos en la Calle" -Modelo Área de Aporte (AA) y Modelo Contenedor en Acera (A)- presenta una distribución más amplia, no tan compacta.

³⁰ Se ha usado esta clasificación (0 \leq 5%; >5 a \leq 10%...) debido a que es la clasificación usada por la *Agencia de Residuos de Catalunya* para calcular el retorno del canon en ese momento.

Gráfico 4-2 Distribución porcentual de los municipios estudiados en función de la "calidad"

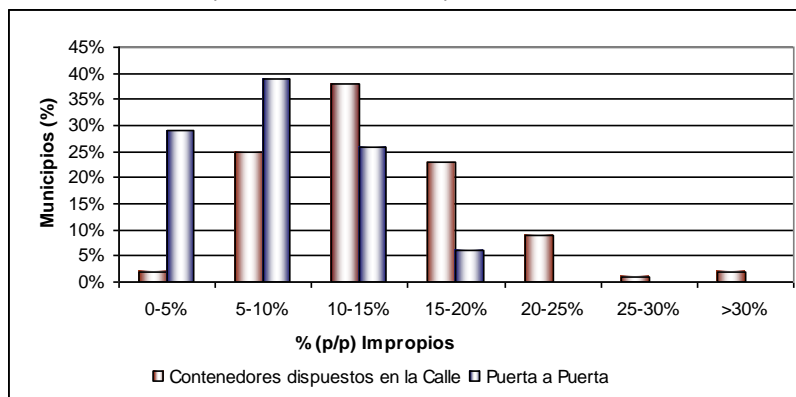


Tabla 4-2 Distribución porcentual de los municipios estudiados en función de la "calidad" de la fracción Orgánica.

Calidad	Modelo Contenedores dispuestos en la calle	Modelo Puerta a Puerta
0-5%	2%	29%
5-10%	25%	39%
10-15%	38%	26%
15-20%	23%	6%
20-25%	9%	0%
25-30%	1%	0%
>30%	2%	0%

En la Tabla 4-3 se puede observar el valor medio de impropios en los municipios analizados para los 7 tramos de calidad estudiados.

Tabla 4-3 "Calidad" de la fracción Orgánica en los dos modelos de recogida estudiados.

Calidad	Modelo Contenedores dispuestos en la calle			Modelo Puerta a Puerta		
	Media	SD	CI	Media	SD	CI
0-5%	4.7%	0.4	0.4	3.3%	2.2	1.4
5-10%	8.2%	2.9	0.9	6.4%	1.1	0.6
10-15%	12.2%	3.1	0.8	11.9%	5.6	3.9
15-20%	17.4%	4.2	1.3	16.8%	7.6	10.5
20-25%	22.6%	4.4	2.3	0.0%	--	--
25-30%	27.3%	9.7	19.1	0.0%	--	--
>30%	38.1%	9.6	10.9	0.0%	--	--

SD: Desviación estándar

CI: Intervalo de confianza para el 95%

Se observa que para el sistema de almacenamiento temporal "Puerta a Puerta" el 68% de los municipios estudiados presentan un porcentaje de impropios menor al 10%, mientras que este porcentaje, es del 27% para el sistema "Contenedores dispuestos en la Calle"

Por otro lado sólo encontramos niveles de impropios superiores al 20% en el caso de "Contenedores dispuestos en la Calle"

El hecho de que el sistema “Puerta a Puerta” presente un mayor porcentaje de municipios con mejores “calidades” en la fracción Orgánica es debido a que, por un lado, el modelo de recogida “Puerta a Puerta” requiere de mucho más esfuerzo por parte de la administración en educación ambiental, y por otro lado, el ciudadano, con este tipo de recogida, tiene la sensación de estar permanentemente auditado respecto a los residuos que deposita en la fracción Orgánica con lo que la separación que se realiza es mejor.

Se realizó un test de hipótesis nula para observar si existían diferencias entre los dos sistemas de almacenamiento temporal, para cada una de las categorías de “calidad” consideradas y se llegó a la conclusión de que no existían diferencias entre las medias de ambos sistemas de almacenamiento temporal (95% de confianza) en ninguna de las categorías de “calidad” contempladas excepto para la categoría $>5\%$ a $\leq 10\%$, por ello es necesario considerar otros factores (distintos del sistema de almacenamiento temporal utilizado) para explicar las diferencias de “calidad” entre los distintos municipios.

4.5 Influencia de factores socio-económico-demográficos.

Para el modelo de almacenamiento temporal “Contenedores dispuestos en la Calle”, a fin de comprender mejor el comportamiento de los ciudadanos y ver algunos de los motivos por los cuales determinados municipios presentan una mejor “calidad” (menor contenido en impropios) de la fracción Orgánica que otros, se han establecido diversas correlaciones entre la dicha “calidad” y diversos factores socio-económicos.

4.5.1 Densidad poblacional

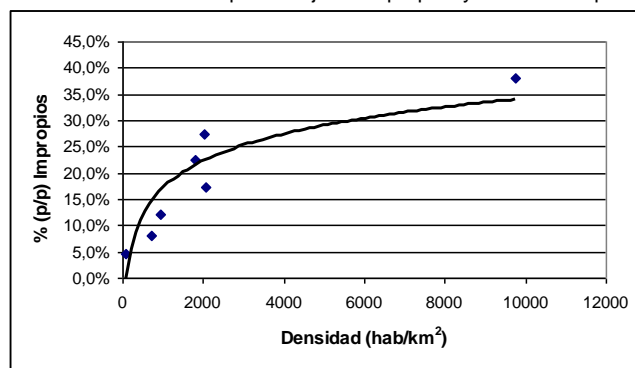
Se ha estudiado la correlación existente entre la “calidad” de la fracción Orgánica y la densidad poblacional del modelo de almacenamiento temporal “Contenedores dispuestos en la calle”.

Para estudiar dicha correlación se han tomado los valores medios correspondientes a los 7 tramos de calidad estudiados.

En el Gráfico 4-3 se puede observar que, para el modelo de recogida “Contenedores dispuestos en la Calle”, se puede establecer una relación logarítmica entre el porcentaje de impropios en la fracción Orgánica y la densidad poblacional del municipio ($r=0.81$).

Se puede observar que los 6 primeros tramos de calidad estudiados presentan una relación con la densidad poblacional casi lineal. Si se desprecia el punto correspondiente a un 38% de impropios obtenemos el Gráfico 4-4 ($r=0.92$).

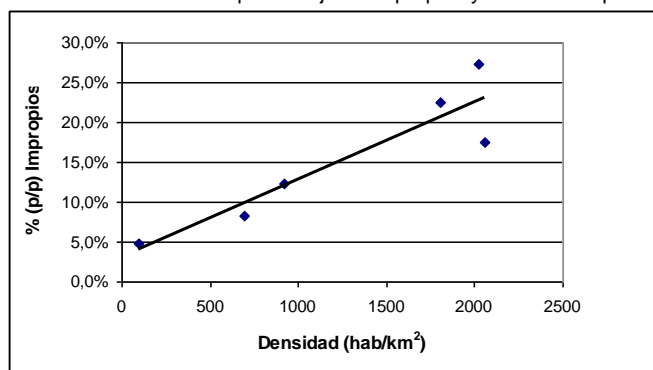
Gráfico 4-3 Relación entre el porcentaje de impropios y la densidad poblacional.



Fuente. Elaboración propia a partir de datos del "Institut d'Estadística de Catalunya"

Como ya se ha dicho anteriormente, este porcentaje de impropios tan elevado (38%) correspondería a la composición típica del residuo municipal sin separación previa de materiales, es decir con una participación ciudadana nula.

Gráfico 4-4 Relación entre el porcentaje de impropios y la densidad poblacional.



Fuente. Elaboración propia a partir de datos del "Institut d'Estadística de Catalunya"

Se puede ver que la cantidad de impropios presente en la fracción Orgánica aumenta de forma lineal al aumentar la densidad de población del municipio, en el intervalo estudiado (0-30%).

De ello se podría deducir que en estructuras urbanas más densas es necesario un mayor esfuerzo de concienciación ciudadana para obtener mejores "calidades" en dicha fracción.

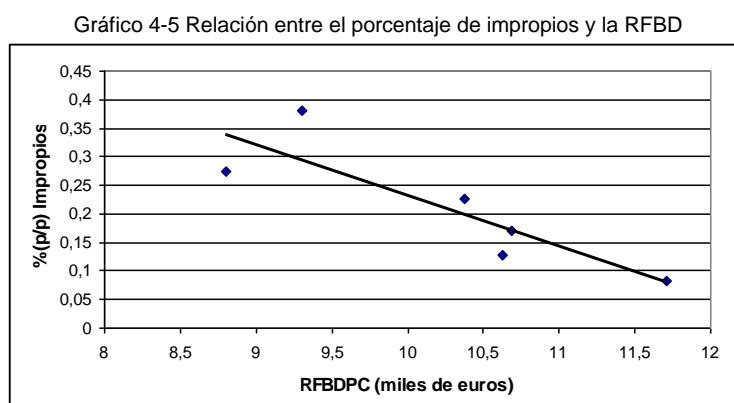
4.5.2 RFBDC, nivel de instrucción y nivel de desocupación.

La Renta Familiar Bruta Disponible (RFBDC) comprende la renta de las familias e instituciones privadas sin fines de lucro obtenidas en el año, después del pago de los impuestos (directos), y de las cuotas obligatorias de la Seguridad Social. Comprende por tanto la renta de que disponen las familias o entidades sin fines de lucro para financiar su gasto corriente de un año y, consecuentemente, del ahorro. Es una Renta bruta porque no se han deducido de ella las cantidades que se hayan destinado a la inversión privada. El término "per cápita" hace referencia a los valores medios por habitante residente.

Al igual que anteriormente se ha estudiado la correlación existente entre la “calidad” de la fracción Orgánica y la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita (RFBDDPC de ahora en adelante) del sistema de almacenamiento temporal “Contenedores dispuestos en la Calle”.

Para estudiar dicha correlación se han tomado los valores medios correspondientes a 6 de los tramos de calidad estudiados (no existen valores de RFBDDPC para ninguno de los municipios con una “calidad” comprendida entre 0 y $\leq 5\%$).

En el Gráfico 4-5 se puede observar que, para el modelo de recogida “Contenedores dispuestos en la Calle”, se puede establecer una relación lineal entre el porcentaje de impropios en la fracción Orgánica y la RFBDDPC de los habitantes residentes en los distintos municipios estudiados ($r=0.86$).



Fuente. Elaboración propia a partir de datos de Idescat (IDESCAT, 2011)

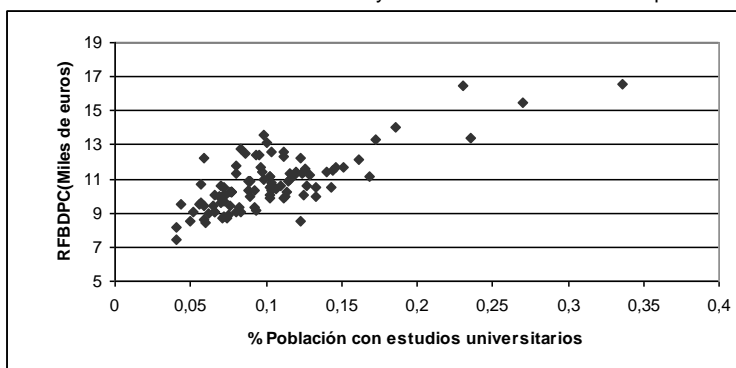
Daskalopoulos *et al.* (1998) señalan una relación polinomial entre el RTCE (*Related Total Consumer Expenditure*) y la “cantidad” de fracción Orgánica en los residuos municipales generados en el Reino Unido, así al aumentar el RTCE aumenta la cantidad de fracción Orgánica generada (Daskalopoulos, 1998).

Por otro lado, del presente estudio se deduce que al aumentar la RFBDDPC en Catalunya la “calidad” de la fracción Orgánica aumenta (disminuye el contenido de impropios).

Así, teniendo en cuenta los trabajos realizados por Daskalopoulos *et al.*, se podría concluir que al aumentar la capacidad de consumo de las familias (RTCE o RFBDDPC) no solo aumenta la “Cantidad” si no que también aumenta la “calidad” de la fracción Orgánica.

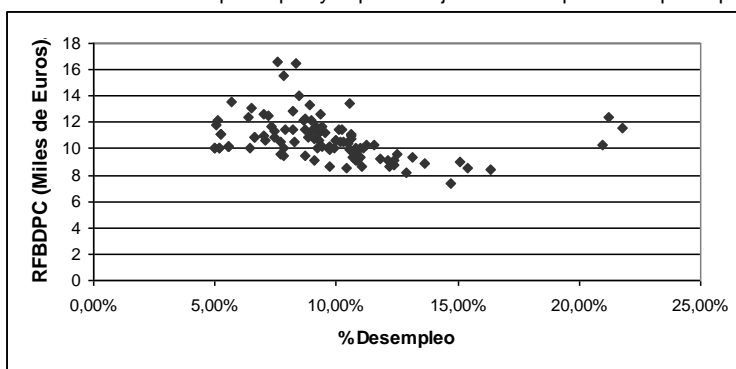
Este hecho podría explicarse en términos de nivel de instrucción de la población y de desocupación de la población. En Catalunya se observa que al aumentar el nivel de instrucción de la población (porcentaje de habitantes con estudios universitarios) aumenta la RFBDD per cápita (Gráfico 4-6), por otro lado al aumentar el nivel de desocupación de la población (porcentaje de desocupados respecto población activa) disminuye la RFBDD (Gráfico 4-7).

Gráfico 4-6 Relación entre la RFBDDPC y el nivel de instrucción de la población.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del “Institut d’Estadística de Catalunya”

Gráfico 4-7 Relación entre la RFBDD per cápita y el porcentaje de desocupación respecto población activa.

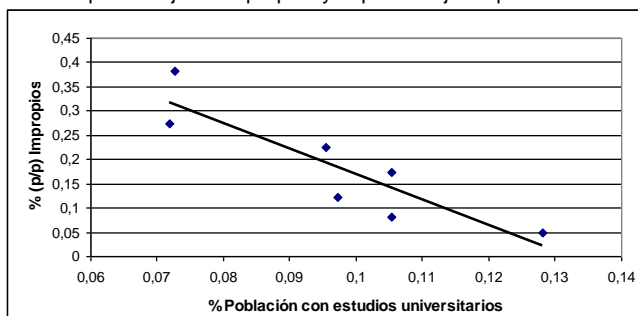


Fuente. Elaboración propia a partir de datos del “Institut d’Estadística de Catalunya”

Si se estudia la correlación existente entre la “calidad” de la fracción Orgánica y el nivel de instrucción de la población del sistema de almacenamiento temporal “Contenedores dispuestos en la Calle”, obtenemos que a mayor nivel de instrucción de la población mejor es la “calidad” de la fracción Orgánica (Gráfico 4-8 y Gráfico 4-9)

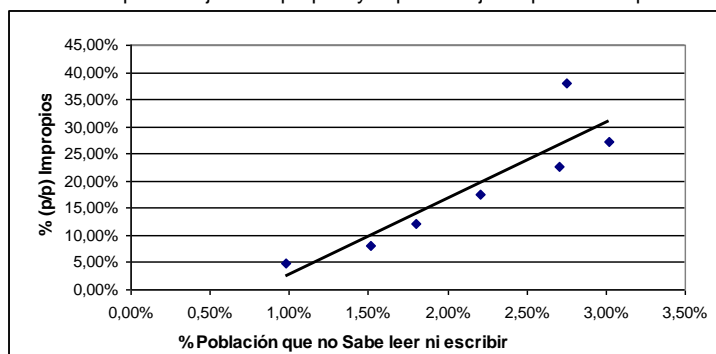
Para estudiar dicha correlación se han tomado los valores medios correspondientes al “porcentaje de población con estudios universitarios” y al “porcentaje de desempleo” correspondientes los 7 tramos de calidad estudiados.

Gráfico 4-8 Relación entre el porcentaje de impropios y el porcentaje de población con estudios universitarios.



Fuente. Elaboración propia a partir de datos del “Institut d’Estadística de Catalunya”

Gráfico 4-9 Relación entre el porcentaje de impropios y el porcentaje de población que no sabe leer ni escribir.



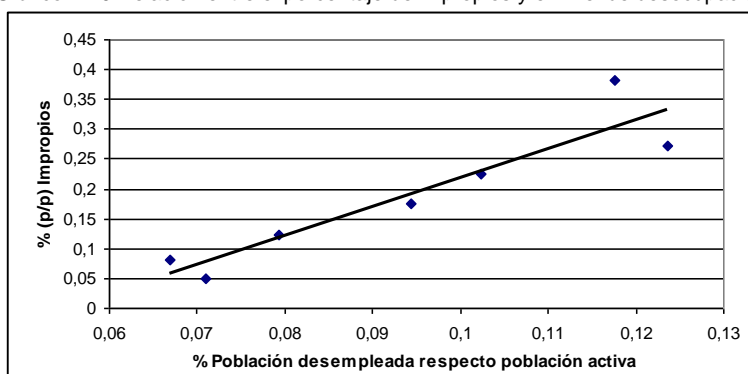
Fuente. Elaboración propia a partir de datos del "Institut d'Estadística de Catalunya"

Se puede observar que existe una gran correlación entre el porcentaje de población con estudios universitarios y la "calidad" de la fracción Orgánica ($r=0.89$) y, en el otro extremo de nivel de instrucción, vemos que también existe una gran correlación entre el porcentaje de población que no sabe leer ni escribir y la "calidad" de dicha fracción ($r=0.89$).

Si se estudia la correlación existente entre la "calidad" de la fracción Orgánica y el porcentaje de desempleo respecto a la población activa de los municipios estudiados del sistema de almacenamiento temporal "Contenedores dispuestos en la Calle", (Gráfico 4-10), se puede observar una relación lineal entre el porcentaje de impropios en la fracción Orgánica y el porcentaje de población desempleada respecto población activa. ($r=0.93$).

Así se ve que la "calidad" de la fracción Orgánica aumenta de forma lineal al aumentar la RFBD per cápita, y que a su vez como ésta está relacionada con el nivel de estudios de la población y el nivel de desocupación, se observa que el porcentaje de impropios aumenta al disminuir el nivel de instrucción de la población y aumenta al aumentar el porcentaje de desocupación de la población.

Gráfico 4-10 Relación entre el porcentaje de impropios y el nivel de desocupación.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del "Institut d'Estadística de Catalunya"

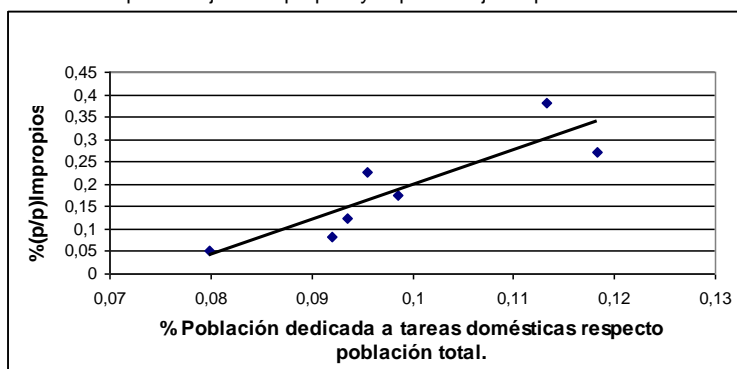
4.5.3 Tareas domésticas

Catalunya al igual que otras comunidades autónomas de España posee un número considerable de población no activa³¹ dedicada a las tareas domésticas.

En principio, parecería lógico esperar que municipios con mayores porcentajes de población dedicada a tareas domésticas tuvieran “calidades” de la fracción Orgánica mayores.

Si se estudia la correlación existente entre la “calidad” de la fracción Orgánica y el porcentaje de población dedicada a tareas domésticas en los municipios estudiados del sistema de almacenamiento temporal “Contenedores dispuestos en la Calle” (Gráfico 4-11), se puede observar que existe una relación lineal entre el porcentaje de impropios en la fracción Orgánica y el porcentaje de dicha población. ($r=0.88$)

Gráfico 4-11 Relación entre el porcentaje de impropios y el porcentaje de población dedicada a tareas domésticas.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del “Institut d’Estadística de Catalunya”

Contrariamente a lo esperado se observa que al aumentar el porcentaje de población dedicada a tareas domésticas, disminuye, de forma lineal, la “calidad” de la fracción Orgánica (aumenta el contenido de impropios).

Vemos que este sector de la población, dedicado íntegramente a las tareas domésticas y sobre el que recaería de una forma clara la responsabilidad de la separación en origen de las distintas fracciones que conforman el residuo doméstico, no recibe de forma correcta la información referente a la separación en origen. Este es un aspecto a tener en cuenta al diseñar y reforzar las campañas de información y sensibilización ambiental.

4.6 Estimación de la “calidad” de la fracción Orgánica

En apartados anteriores de este Capítulo se han observado aquellos factores que afectaban a la “calidad” (contenido de impropios) de la fracción Orgánica depositada en sistemas de almacenamiento temporal tipo “Contenedores dispuestos en la Calle”.

³¹ La población no activa incluye: jubilados retirados y pensionistas; incapacitados permanentes; escolares y estudiantes; población dedicada exclusivamente a las tareas domésticas; resto de situaciones.

En la Tabla 4-4 y en la Tabla 4-5 se muestran los valores numéricos correspondientes a dichas observaciones.

Tabla 4-4 Valores medios observados correspondientes al contenido de impropios y las variables socio-económicas demográficas consideradas (DEN;NLNE;UNI;DES;TD).

IM	DEN	NLNE	UNI	DES	TD
4.75	92.32	0.98	12.81	7.11	7.99
8.17	696.60	1.51	10.53	6.69	9.20
12.21	920.41	1.80	9.72	7.93	9.35
17.42	2057.29	2.21	10.54	9.45	9.86
22.59	1803.39	2.71	9.54	10.24	9.56
27.30	2025.92	3.02	7.19	12.37	11.83
38.12	9767.44	2.75	7.27	11.76	11.34

Tabla 4-5 Valores medios observados correspondientes al contenido de impropios y las variables socio-económicas demográficas consideradas (RFBDP).C).

IM	RFBDP
8.31	11.71
12.68	10.63
17.12	10.68
22.59	10.37
27.30	8.80
38.12	9.30

donde:

- IM: Porcentaje másico de Impropios presentes en la fracción Orgánica
- RFBDP: Renta familiar Bruta Disponible per cápita [miles de euros/habitante]
- DEN: Densidad de Población [hab/km²]
- UNI: Porcentaje de población con estudios universitarios [% respecto población total]
- NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir [% respecto población total]
- DES: Porcentaje de población desempleada [% respecto población activa]
- TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas [% respecto población total-activa y no activa]

A continuación se estudia en profundidad las relaciones existentes entre dichas variables socio-económicas y el contenido de impropios de la fracción Orgánica a fin de encontrar un modelo de "n" variables independientes cuya finalidad última es la de estimar el contenido de impropios presentes en la fracción Orgánica del residuo municipal procedente de un determinado municipio, de forma que dicha cantidad sea tenida en cuenta al diseñar las instalaciones de tratamiento de dicha fracción.

No se pretende en ningún caso establecer relaciones de causalidad, sino que lo que se busca es el poder estimar/predecir la cantidad de impropios en la fracción para así diseñar plantas de tratamiento, más eficientes.

4.6.1 Modelos de primer orden de una sola variable independiente.

En la Tabla 4-6 se muestran los distintos modelos de primer orden de una variable independiente, considerados para la estimación del contenido de impropios de la fracción

Orgánica. Como variables independientes del modelo se han considerado las variables estudiadas en los apartados anteriores de este Capítulo y cuyos valores se han mostrado en las tablas Tabla 4-4 y Tabla 4-5.

De la Tabla 4-6 se deduce que:

- Ninguno de los modelos lineales de una variable independiente mostrados en la Tabla 4-6 presentan una R-Sq (pred) elevada, y por ello no son modelos válidos para la estimación del contenido de impropios en la fracción Orgánica de nuevas observaciones.
- El valor de 38.12% de impropios es un posible dato atípico (*outlier*) en dos de los 6 modelos presentados.

Como ya se ha dicho, un contenido de impropios del 38% o superior correspondería a la composición típica del residuo municipal sin separación previa de materiales, es decir con una participación ciudadana nula. Lo que se pretende es comprender el comportamiento de la sociedad frente a la recogida selectiva y la eficiencia del sistema de almacenamiento temporal más comúnmente usado en Catalunya (“Contenedores dispuestos en la Calle”), por ello, a continuación se plantean modelos en los que el valor 38.12% se ha despreciado.

En la Tabla 4-7 se muestran los distintos modelos de primer orden de una variable independiente, considerados para la estimación del contenido de impropios de la fracción Orgánica, despreciando los valores correspondientes a un contenido de impropios superior o igual al 38%.

Podemos ver que:

- El valor de R-Sq (pred) ha mejorado (aumentado) en todos los modelos exceptuando el modelo 1a, en el que el valor de R-sq (pred) ha disminuido.
- Los modelos lineales de una sola variable que mejor predicen el contenido de impropios (IM) en la fracción Orgánica para nuevas observaciones, son el modelo que incluye la variable NLNE (Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir respecto población total) con un R-sq (pred)=96,10% y el modelo que incluye la variable DES (Porcentaje de población desempleada respecto población activa) con un R-sq (pred)=84.17% .

Como ya se ha dicho, en Catalunya se observa que al aumentar el nivel de instrucción de la población (porcentaje de habitantes con estudios universitarios) aumenta la RFBDDPC (Gráfico 4-6), por otro lado al aumentar el nivel de desocupación de la población (porcentaje de desocupados respecto población activa) disminuye la RFBDDPC.(Gráfico 4-7), así pues parece haber cierta relación entre la RFBDDPC y las variables UNI, NLNE, DES, TD, lo que nos lleva a la construcción de modelos en los que la variable RFBDDPC se sustituya por alguna o por cada una de las variables UNI, NLNE, DES, TD.

4.6.2 Modelos de “n>1” variables independientes.

Teniendo en cuenta esto se intenta determinar qué modelo lineal de n variables independientes (n>1) es capaz de predecir el nivel de impropios de la fracción Orgánica con el menor número de variables posibles. Para ello hacemos un “Best subsets regression”³², en los que se considerarán como variables independientes (ver Tabla 4-8):

- DEN: Densidad de Población (hab/km²). Esta variable aparecerá en todos los modelos considerados.
- UNI: Porcentaje de población con estudios universitarios (% respecto población total).
- NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir (% respecto población total)
- DES: Porcentaje de población desempleada (% respecto población activa)
- TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas (% respecto población total-activa y no activa)

En la Tabla 4-9 se muestra el estudio con más detalle de los mejores modelos de los contemplados, es decir los que presentan elevadas R-sq (pred), coeficientes Cp-Mallows³³ pequeños y cercanos al número de variables independientes más el término independiente, y S pequeñas.

Se puede observar:

- R-Sq(pred) es pequeña en todos los modelos exceptuando el modelo número 9 (variables independientes DEN, NLNE, TD y ;DES).
- Los valores de P_{β_i} son siempre elevados para la variable DEN.

Estos datos sobre R_Sq (pred) y P_{β_i} , nos inducen a pensar que quizás el porcentaje de impropios en la fracción Orgánica no dependa de la variable DEN.

Tabla 4-6 Modelos de primer orden con una sola variable independiente, considerados para la estimación del contenido de impropios en la fracción Orgánica. (38% de impropios incluido)

Modelo	β_0	β_1	Rsq %	R-Sq (adj) %	R-Sq (pred) %	P_{β_0}	P_{β_1}	F	P
1 $IM = \beta_0 + \beta_1 RFB DPC$	124	-9.98	75.0	70.0	44.42	0.005	0.012	15.01	0.012
2 ¹ $IM = \beta_0 + \beta_1 DEN$	11.1	0.00303	73.5	68.2	0.00	0.018	0.014	13.84	0.014
3 ² $IM = \beta_0 + \beta_1 NLNE$	-11.2	14.0	79.8	75.8	60.86	0.173	0.007	19.76	0.007
4 $IM = \beta_0 + \beta_1 UNI$	69.6	-5.28	79.4	75.2	56.64	0.002	0.007	19.22	0.007
5 ³ $IM = \beta_0 + \beta_1 DES$	-26.7	4.84	86.0	83.2	64.18	0.025	0.003	30.61	0.003

³² “Best Subsets regression” identifica los mejores modelos de regresión que se pueden construir con las variables de estimación que uno especifique. Es una forma eficiente de identificar aquellos modelos que son capaces de alcanzar los objetivos requeridos al modelo con el menor número de variables independientes posible.

³³ Mallows' Cp: Un parámetro estadístico que se usa como ayuda para elegir entre los modelos de regresión múltiple considerados. Ver pie de página de Tabla 4-8 para más detalle sobre este parámetro.

Modelo	β_0	β_1	Rsq %	R-Sq (adj) %	R-Sq (pred) %	P_{β_0}	P_{β_1}	F	P
6 $IM = \beta_0 + \beta_1 TD$	-58.5	7.81	77.4	72.9	45.12	0.026	0.009	17.11	0.009

¹ Marca el valor de 38,12% de impropios como un valor inusual con una X que tiene un gran “leverage” y por ello se considera un posible “outliers”.

² Marca el valor de 2,75 % de impropios como un valor inusual con un gran “Standardized residual”. “Standardized residuals” mayores que 2 y menores que -2 se consideran usualmente grandes y por ello se consideran posibles “outliers”.

³ Marca el valor de 38,12% de impropios como un valor inusual con un gran “Standardized residual”. “Standardized residuals” mayores que 2 y menores que -2 se consideran usualmente grandes y por ello se consideran posibles “outliers”.

donde:

- IM: Porcentaje másico de Impropios presentes en la fracción Orgánica
- DEN: Densidad de Población [hab/km²]
- RFBIPC: Renta familiar Bruta Disponible per cápita [miles de euros/hab]
- UNI: Porcentaje de población con estudios universitarios [% respecto población total]
- NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir [% respecto población total]
- DES: Porcentaje de población desempleada [% respecto población activa]
- TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas [% respecto población total- activa y no activa]

F, P: Son los valores de F y P del análisis de la varianza. Una P menor a un determinado nivel α escogido (por ejemplo 0.05) indica que la relación entre la variable dependiente “Y” y la variable independiente “X” es estadísticamente significativa a ese nivel de significación. Es decir, la prueba F de Análisis de varianza es una prueba de contraste de hipótesis. En este caso contrasta la Hipótesis H_0 ($\beta_1=0$) versus la hipótesis alternativa H_a en la que se considera que β_1 es distinta de cero. El Nivel de significancia observado (valor p) de la prueba F indica que se rechaza la hipótesis H_0 para cualquier α mayor que P.

P_{β_0} y P_{β_1} son los valores de P para el coeficiente β_0 y el coeficiente β_1 respectivamente. Si el valor de P de un coeficiente es menor que un determinado nivel α escogido (por ejemplo 0,05), la relación entre la variable independiente (predictor) y la variable dependiente (respuesta) es estadísticamente significativa

R-sq (r^2) coeficiente de correlación. Nos muestra el porcentaje de variación del contenido de impropios en la fracción Orgánica que se puede atribuir a, o explicar por, las variables independientes. Nos da una idea de cómo de bien se ajusta la ecuación de estimación a los datos.

El coeficiente de correlación múltiple ajustado R-sq (adj) tiene en cuenta tanto el tamaño de la muestra “n” como el número de parámetros “ β ” del modelo y por tanto no puede forzarse a que tome el valor de 100% con solo añadir más variables independientes al modelo. Es especialmente útil para comparar modelos con diferente número de variables independientes.

R-sq (pred) nos da una idea de cómo de bien predice el modelo el contenido en impropios para nuevas observaciones. Prueba F de Análisis de varianza. Prueba de contraste de hipótesis. En este caso contrasta la Hipótesis H_0 ($\beta_1=0$ y/o $\beta_2=0$) versus la hipótesis alternativa H_a que se considera que al menos uno de los dos parámetros β_1 o β_2 , es distinto de cero. El Nivel de significancia observado (valor p) de la prueba F indica que se rechaza la hipótesis H_0 para cualquier α mayor que P.

Tabla 4-7 Modelos de primer orden con una sola variable independiente, considerados para la estimación del contenido de impropios en la fracción orgánica. (38% de impropios despreciado)

Modelo	β_0	β_1	Rsq	R-Sq (adj) %	R-Sq (pred) %	P_{β_0}	P_{β_1}	F	P
1a $IM = \beta_0 + \beta_1 RFB DPC$	112	-8.85	74.0	67.5	26.11	0.014	0.028	11.40	0.028
2a $IM = \beta_0 + \beta_1 DEN$	3.10	0.00972	84.0	79.9	62.49	0.377	0.010	20.93	0.010
3a $IM = \beta_0 + \beta_1 NLNE$	-7.57	11.3	98.8	98.6	96.16	0.004	0.000	343.78	0.000
4a $IM = \beta_0 + \beta_1 UNI$	56.9	-4.12	75.6	69.5	63.08	0.009	0.024	12.40	0.024
5a $IM = \beta_0 + \beta_1 DES$	-19.5	3.90	94.1	92.6	84.17	0.012	0.001	63.95	0.001
6a $IM = \beta_0 + \beta_1 TD$	-43.0	6.06	77.3	71.6	55.67	0.054	0.021	13.61	0.021

donde:

- IM: Porcentaje másico de Impropios presentes en la fracción Orgánica
- DEN: Densidad de Población (hab/km²)
- RFB DPC: Renta familiar Bruta Disponible per cápita (miles de euros/hab)
- UNI: Porcentaje de población con estudios universitarios (% respecto población total)
- NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir (% respecto población total)
- DES: Porcentaje de población desempleada (% respecto población activa)
- TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas (% respecto población total- activa y no activa)

F, P: Son los valores de F y P del análisis de la varianza. Una P menor a un determinado nivel α escogido (por ejemplo 0,05) indica que la relación entre la variable dependiente “Y” y la variable independiente “X” es estadísticamente significativa a ese nivel de significación. Es decir, la prueba F de Análisis de varianza es una prueba de contraste de hipótesis. En este caso contrasta la Hipótesis H_0 ($\beta_1=0$) versus la hipótesis alternativa H_a en la que se considera que β_1 es distinta de cero. El Nivel de significancia observado (valor p) de la prueba F indica que se rechaza la hipótesis H_0 para cualquier α mayor que P.

P_{β_0} y P_{β_1} son los valores de P para el coeficiente β_0 y el coeficiente β_1 respectivamente. Si el valor de P de un coeficiente es menor que un determinado nivel α escogido (por ejemplo 0.05), la relación entre la variable independiente (predictor) y la variable dependiente (respuesta) es estadísticamente significativa

R-sq (r^2) coeficiente de correlación. Nos muestra el porcentaje de variación del contenido de impropios en la fracción Orgánica que se puede atribuir a, o explicar por, las variables independientes. Nos da una idea de cómo de bien se ajusta la ecuación de estimación a los datos.

El coeficiente de correlación múltiple ajustado R-sq (adj) tiene en cuenta tanto el tamaño de la muestra “n” como el número de parámetros “ β ” del modelo y por tanto no puede forzarse a que tome el valor de 100% con solo añadir más variables independientes al modelo. Es especialmente útil para comparar modelos con diferente número de variables independientes.

R-sq (pred) nos da una idea de cómo de bien predice el modelo el contenido en impropios para nuevas observaciones. Prueba F de Análisis de varianza. Prueba de contraste de hipótesis. En este caso contrasta la Hipótesis H_0 ($\beta_1=0$ y/o $\beta_2=0$) versus la hipótesis alternativa H_a que se considera que al menos uno de los dos parámetros β_1 o β_2 , es distinto de cero. El Nivel de significancia observado (valor p) de la prueba F indica que se rechaza la hipótesis H_0 para cualquier α mayor que P.

Para demostrar si podemos obtener un modelo más sencillo (menos variables independientes) que el modelo 9, en el que la variable DEN no aparezca como variable independiente hacemos un “Best subsets regression”, en el que se considera como variables independientes (ver Tabla 4-10):

- UNI: Porcentaje de población con estudios universitarios (% respecto población total).

- NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir (% respecto población total)
- DES: Porcentaje de población desempleada (% respecto población activa)
- TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas (% respecto población total-activa y no activa)

Del “Best Subsets Regression” de la Tabla 4-10 se deduce que los mejores modelos, es decir los que presentan elevadas R-sq (pred), coeficientes Cp-Mallows pequeños y cercanos al número de variables independientes más el término independiente, y S pequeñas, son:

- Modelo de 3 variables independientes (NLNE; DES;TD)
- Modelo de 4 variables independientes (NLNE; UNI; DES; TD)

Si estudiamos con más detalle cada uno de estos modelos (ver Tabla 4-11) se puede observar que el mejor modelo para estimar el contenido de impropios de la fracción Orgánica en un ámbito metropolitano es el modelo tres variables independientes:

$$IM = -10.1 + 8.24NLNE + 1.32DES - 0.314TD$$

Ecuación 4-1

donde:

- IM: Porcentaje máximo de Impropios presentes en la fracción Orgánica
- NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir (% respecto población total)
- DES: Porcentaje de población desempleada (% respecto población activa)
- TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas (% respecto población total-activa y no activa)

De este modelo (Ecuación 4-1) se deduce que el comportamiento de la sociedad actual respecto a la recogida selectiva de la fracción Orgánica -presencia/ausencia de impropios en dicha fracción y por tanto mayor o menor participación ciudadana- depende básicamente del nivel de analfabetismo de la población (NLNE), el nivel de desempleo (DES) y el porcentaje de población dedicado a tareas domésticas (TD).

Como puede verse en la Tabla 4-11, el modelo presenta unos valores de “p” menores a 0.05 para todos los coeficientes (β_0 , β_1 , β_2 y β_3), lo que nos indica que las variables independientes asociadas a dichos coeficientes contribuyen con información a la estimación del contenido de impropios de la fracción Orgánica en los municipios de Catalunya (IM) con un 95% de confiabilidad y en el rango estudiado (entre 0% de impropios y < a 38% impropios)

Por otro lado se observa, para este modelo, valores de R-Sq y R-Sq (adj) de 100% lo que indica que la variación en el contenido de impropios de la fracción Orgánica se puede explicar, con una muy buena aproximación (100%), por las variables independientes antes mencionadas (nivel de analfabetismo de la población NLNE, el nivel de desempleo DES y el porcentaje de población dedicado a tareas domésticas TD).

Además, el modelo presenta una R-sq (pred) del 99.92% lo que significa que es un buen modelo para la estimación de la cantidad de impropios presentes en la fracción Orgánica de los

municipios de Catalunya que presenten un contenido en impropios menor a un 38% en dicha fracción.

4.7 Validación/aplicación del modelo nº11

La comarca del Vallès Occidental cuenta desde 2006 con una instalación de compostaje y biometanización de la fracción Orgánica del residuo municipal recogida selectivamente, situada en “Can Barba”.

La planta está diseñada para tratar un total de 25 000 toneladas de Orgánica recogida selectivamente procedente de todos los municipios que forman parte del “Consell Comarcal” excepto, los municipios que se listan a continuación, por las razones que se indican:

- Municipios que gestionan la fracción Orgánica recogida selectivamente a través de la “Entitat Metropolitana de Gestió de Residus i Serveis Hidràulics”:
 - Ripollet
 - Moncada
 - Sant Cugat
 - Castellbisbal
 - Badia
 - Barberà

- Municipios que aun perteneciendo al “Consell Comarcal” no tienen implantada la recogida selectiva de la fracción Orgánica.
 - Rellinars
 - Gallifa

Por otro lado, existen diversos municipios que forman parte del “Consell Comarcal” y que tratan la fracción Orgánica recogida selectivamente en la planta de Can Barba, pero que debido a las especificidades que se mencionan a continuación no se han considerado para validar ninguno de los modelos³⁴, a saber:

- Palau-solità i Plegamans: Aún no tiene implantada la recogida selectiva de la fracción Orgánica en todo el municipio. Los datos que actualmente se disponen sobre el contenido de impropios corresponden a la recogida selectiva de la fracción Orgánica de sólo el 12% de la población y 220 grandes productores. Esto hace que el contenido en impropios sea mucho menor que en otros municipios del entorno. (el contenido de impropios procedente de grandes productores como por ejemplo mercados, restaurantes etc., suele ser mayor que el de origen puramente doméstico).

³⁴ Hay que recordar que los datos usados para la construcción de los distintos modelos corresponden a municipios en los que se realizaba un almacenamiento temporal del tipo contenedores en aceras, modelo 5 fracciones y que el origen de la fracción Orgánica era doméstico y comercial.

- Rubí: El municipio de Rubí tiene un modelo de recogida selectiva del tipo 4 fracciones, residuo mínimo, por ello no se puede usar ninguno de los modelos desarrollados para la estimación del contenido de impropios en la fracción Orgánica de este municipio. Actualmente Rubí ha decidido cambiar el modelo a 5 fracciones pero no se dispone de suficientes datos al respecto.
- Matadepera: En este municipio el almacenamiento temporal de la fracción Orgánica se realiza mediante el modelo puerta a puerta.

Tabla 4-8 “Best subset regression” para modelos lineales de n variables independientes considerando la variable DEN en todos los modelos (38% de impropios despreciado)

Nº variables independientes ³⁵	DEN	NLNE	UNI	DES	R-sq (%)	R-Sq (adj) (%)	Cp- Mallows	S
2	X	X			98.9	98.1	122.4	1.1921
2	X			X	96.9	94.9	330.1	1.9577
2	X		X		92.3	87.2	823.4	3.0918
3	X	X		X	100.0	99.9	6.7	0.28565
3	X	X	X		99.0	97.5	108.7	1.3633
3	X		X	X	98.2	95.6	192.4	1.8208
4	X	X	X	X	100.0	100.0	5.0	0.18663
Nº variables independientes	DEN	TD	UNI	DES	R-sq (%)	R-Sq (adj) (%)	Cp- Mallows	S
2	X			X	96.9	94.9	8.1	1.9577
2	X		X		92.3	87.2	20.3	3.09118
2	X	X			89.8	83.1	26.8	3.5540
3	X		X	X	98.2	95.6	6.7	1.8208
3	X	X		X	97.0	92.5	10.0	2.3726
3	X	X	X		92.4	80.9	22.2	3.7767
4	X	X	X	X	99.6	98.1	5.0	1.1893
Nº variables independientes	DEN	NLNE	TD	DES	R-sq (%)	R-Sq (adj) (%)	Cp- Mallows	S
2	X	X			98.9	98.1	1003.6	1.1921
2	X			X	96.9	94.9	2706.4	1.9577
2	X		X		89.8	83.1	8919.4	3.5540
3	X	X		X	100.0	99.9	40.4	0.28565
3	X	X	X		98.9	97.2	989.6	1.4484
3	X		X	X	97.0	92.5	2651.9	2.3726
4	X	X	X	X	100.0	100.0	5.0	0.065180
Nº variables independientes	DEN	NLNE	UNI	TD	R-sq (%)	R-Sq (adj) (%)	Cp- Mallows	S
2	X	X			98.9	98.1	3.1	1.1921
2	X		X		92.3	87.2	21.1	3.0918
2	X			X	89.8	83.1	27.9	3.5540
3	X	X	X		99.0	97.5	4.7	1.3633
3	X	X		X	98.9	97.2	5.1	1.4484
3	X		X	X	92.4	80.9	23.0	3.7764
4	X	X	X	X	99.6	98.2	5.0	1.1650

³⁵ No se dispone de suficientes observaciones como para considerar modelos con un número de variables independientes mayor a 4.

donde:

S es el error estándar de la regresión. Representa la desviación estándar de los residuales. Cuanto menor mejores el ajuste.

Mallows' Cp: Es un parámetro estadístico que se usa como ayuda para elegir entre los modelos de regresión múltiple considerados. Compara la precisión y el sesgo del modelo completo en los modelos que contienen los mejores subconjuntos de variables independientes. Un modelo con demasiadas variables independientes pueden ser relativamente impreciso, mientras que uno con muy pocas puede producir estimaciones sesgadas. Un valor de Mallows' Cp que se aproxima al número de variables independientes más la constante indica que el modelo es relativamente preciso e imparcial en la estimación de los verdaderos coeficientes de regresión y estimación de futuras respuestas. Usar Mallow's Cp para comparar modelos de regresiones es válido solamente si se empieza con el mismo conjunto de variables independientes.

Tabla 4-9 Modelos de primer orden con cuatro variables independientes considerados para la estimación del contenido de impropios en la fracción Orgánica.

Modelo		β_0	β_1	β_2	β_3	β_4
7	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3UNI + \beta_4DES$	-15.2	-0.000239	8.82	0.224	1.19
8	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2TD + \beta_3UNI + \beta_4DES$	39.5	0.0036	-3.01	-2.34	2.66
9	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3TD + \beta_4DES$	-10.1	0.000056	8.18	-0.313	1.32
10	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3UNI + \beta_4TD$	-49.2	-0.00246	14.7	1.83	2.02

Modelo		Rsq (%)	R-Sq(adj) (%)	R-Sq (pred) (%)
7 ¹	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3UNI + \beta_4DES$	100	100	56.37
8 ²	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2TD + \beta_3UNI + \beta_4DES$	99.6	98.1	0.00
9 ³	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3TD + \beta_4DES$	100	100	97.62
10 ⁴	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3UNI + \beta_4TD$	99.6	98.2	0.00

Modelo		P_{β_0}	P_{β_1}	P_{β_2}	P_{β_3}	P_{β_4}	F	P
7 ¹	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3UNI + \beta_4DES$	0.075	0.587	0.046	0.306	0.062	2678.86	0.014
8 ²	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2TD + \beta_3UNI + \beta_4DES$	0.321	0.220	0.306	0.231	0.143	65.72	0.092
9 ³	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3TD + \beta_4DES$	0.021	0.659	0.012	0.103	0.020	21964.27	0.005
10 ⁴	$IM = \beta_0 + \beta_1DEN + \beta_2NLNE + \beta_3UNI + \beta_4TD$	0.334	0.477	0.140	0.385	0.413	68.51	0.090

¹ Marca los valores de 4.75%, 17.42% y 27.30% de impropios como valores con elevado "leverage"³⁶

² Marca los valores de 4.75% y 27.30% de impropios como valores con elevado "leverage"

³ Marca los valores de 17.42% y 27.30% de impropios como valores con elevado "leverage"

⁴ Marca los valores de 17.42% y 27.30% de impropios como valores con elevado "leverage"

³⁶ Un valor elevado de leverage indica que los valores de una observación están lejos del valor central de todas las observaciones. Estos valores pueden ejercer una fuerte influencia en el ajuste y por tanto en el modelo de regresión.

Tabla 4-10 “Best subset regression” para modelos lineales de n variables independientes sin considerar la variable DEN en ningún modelo (38% de impropios despreciado)

Nº variables independientes ³⁷	NLNE	UNI	DES	TD	R-sq (%)	R-Sq (adj) (%)	Cp- Mallows	S
1	X				98.8	98.6	746.7	1.0360
1			X		94.1	92.6	3830.0	2.3438
1				X	77.3	71.6	14781.9	4.6037
1		X			75.6	69.5	15875.5	4.7709
2	X		X		100.0	99.9	28.9	0.23496
2	X	X			98.9	98.2	694.4	1.1521
2	X			X	98.9	98.1	735.9	1.1860
2		X	X		95.9	93.2	2664.3	2.2567
3	X		X	X	100.0	100.0	3.0	0.053577
3	X	X	X		100.0	100.0	11.6	0.16551
3	X	X		X	99.2	98.0	512.1	1.2093
3		X	X	X	96.7	91.7	2158.2	2.4864
4	X	X	X	X	100.0	100.0	5.0	0.075725

Tabla 4-11 Modelos de primer orden con tres y cuatro variables independientes considerados para la estimación del contenido de impropios en la fracción Orgánica.

Modelo	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4
11 $IM = \beta_0 + \beta_1 NLNE + \beta_2 DES + \beta_3 TD$	-10.1	8.24	1.32	-0.314	-
12 $IM = \beta_0 + \beta_1 NLNE + \beta_2 DES + \beta_3 TD + \beta_4 UNI$	-10.2	8.24	1.31	-0.311	0.0025

Modelo	Rsq (%)	R-Sq(adj) (%)	R-Sq(pred) (%)
11 $IM = \beta_0 + \beta_1 NLNE + \beta_2 DES + \beta_3 TD$	100	100	99.92
12 $IM = \beta_0 + \beta_1 NLNE + \beta_2 DES + \beta_3 TD + \beta_4 UNI$	100	100	99.86

Modelo	P_{β_0}	P_{β_1}	P_{β_2}	P_{β_3}	P_{β_4}	F	P
11 $IM = \beta_0 + \beta_1 NLNE + \beta_2 DES + \beta_3 TD$	0.001	0.000	0.001	0.017	-	43344.44	0.000
12 $IM = \beta_0 + \beta_1 NLNE + \beta_2 DES + \beta_3 TD + \beta_4 UNI$	0.097	0.014	0.028	0.210	0.978	16272.90	0.006

donde:

- IM: Porcentaje másico de Impropios presentes en la fracción Orgánica
- NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir (% respecto población total)
- DES: Porcentaje de población desempleada (% respecto población activa)
- TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas (% respecto población total- activa y no activa)
- UNI: Porcentaje de población con estudios universitarios (% respecto población total)

F, P: Son los valores de F y P del análisis de la varianza. Una P menor a un determinado nivel α escogido (por ejemplo 0,05) indica que la relación entre la variable dependiente “Y” y la variable independiente “X” es estadísticamente significativa a ese nivel de significación. Es decir, la prueba F de Análisis de varianza es una prueba de contraste de

³⁷ No se dispone de suficientes observaciones como para considerar modelos con un número de variables independientes mayor a 4.

hipótesis. En este caso contrasta la Hipótesis H_0 ($\beta_1=0$) versus la hipótesis alternativa H_a en la que se considera que β_1 es distinta de cero. El Nivel de significancia observado (valor p) de la prueba F indica que se rechaza la hipótesis H_0 para cualquier α mayor que P.

$P\beta_0$ y $P\beta_1$ son los valores de P para el coeficiente β_0 y el coeficiente β_1 respectivamente. Si el valor de P de un coeficiente es menor que un determinado nivel α escogido (por ejemplo 0.05), la relación entre la variable independiente (predictor) y la variable dependiente (respuesta) es estadísticamente significativa

R-sq (r^2) coeficiente de correlación. Nos muestra el porcentaje de variación del contenido de impropios en la fracción Orgánica que se puede atribuir a, o explicar por, las variables independientes. Nos da una idea de cómo de bien se ajusta la ecuación de estimación a los datos.

El coeficiente de correlación múltiple ajustado R-sq (adj) tiene en cuenta tanto el tamaño de la muestra "n" como el número de parámetros " β " del modelo y por tanto no puede forzarse a que tome el valor de 100% con solo añadir más variables independientes al modelo. Es especialmente útil para comparar modelos con diferente número de variables independientes.

R-sq (pred) nos da una idea de cómo de bien predice el modelo el contenido en impropios para nuevas observaciones. Prueba F de Análisis de varianza. Prueba de contraste de hipótesis. En este caso contrasta la Hipótesis H_0 ($\beta_1=0$ y/o $\beta_2=0$) versus la hipótesis alternativa H_a que se considera que al menos uno de los dos parámetros β_1 o β_2 , es distinto de cero. El Nivel de significancia observado (valor p) de la prueba F indica que se rechaza la hipótesis H_0 para cualquier α mayor que P.

En la Tabla 4-12 se pueden ver las características socioeconómicas más destacadas de los municipios que sí tratan la fracción Orgánica recogida selectivamente en la planta de Can Barba y cumplen con los requisitos que requieren los modelos estudiados.

Tabla 4-12 Características socio económicas de los municipios que tratan la fracción Orgánica en la planta de Can Barba.

Municipio	NLNE	DES	TD	RFBDCP	DEN	UNI
Castellar del Vallès	1.72	9.31	7.52	11.3	433.65	12.37
Polinyà	2.50	11.09	8.11	10.5	666.10	4.42
Sabadell	3.29	10.50	7.74	10.4	5102.61	10.62
Sant Llorenç Savall	1.73	12.00	7.03	ND	53.76	10.10
Sant Quirze del Vallès	1.37	7.96	5.96	13.5	1120.30	21.98
Santa Perpètua de Mogoda	2.25	11.09	9.56	10.0	1316.74	7.20
Sentmenat	1.71	7.10	5.75	10.4	230.14	8.35
Terrassa	3.06	10.82	7.27	10.1	2696.86	10.30
Ullastrell	0.81	5.48	5.99	ND	194.60	12.96
Vacarisses	1.31	9.13	6.77	ND	96.54	12.88
Viladecavalls	1.62	7.05	7.20	10.6	339.69	10.98

Fuente Institut estadística de Catalunya

ND. Idescat no dispone de datos de RFBDCP para los municipios de menos de 5000 habitantes.

NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir [% respecto población total]

DES: Porcentaje de población desempleada [% respecto población activa]

TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas [% respecto población total- activa y no activa]

RFBDCP: Renta familiar Bruta Disponible per cápita [miles de euros/hab]

DEN: Densidad de Población [hab/km²]

UNI: Porcentaje de población con estudios universitarios [% respecto población total]

En la Tabla 4-13 se puede observar la evolución trimestral del contenido de impropios en la fracción Orgánica recogida selectivamente en los municipios que tratan dicha fracción en la

planta de Can Barba. Puede percibirse que, dentro de un mismo municipio, existe gran variabilidad a lo largo del tiempo, no observándose en ningún municipio una tendencia clara ni al aumento ni a la disminución del contenido de impropios en dicha fracción.

En la Tabla 4-14 se observa la cantidad de impropios, estimada según modelos estudiados, para cada uno de los municipios que tratan la fracción Orgánica en la planta de Can Barba y cumplen con los requisitos de los distintos modelos desarrollados.

En la Tabla 4-15 se muestran los valores estimados para el contenido de impropios según el modelo 11, así como los intervalos de confianza y predicción.

Para validar los valores estimados según modelo 11 (modelo que como se ha dicho es el mejor modelo para estimar el contenido de impropios de la fracción Orgánica en un ámbito metropolitano), hacemos la siguiente prueba de hipótesis:

- Hipótesis Nula: $H_0: \mu = \mu_{\text{estimado}}$
- Hipótesis Alternativa: $H_a: \mu \neq \mu_{\text{estimado}}$

donde:

- μ es el valor medio de los datos trimestrales reales del contenido de impropios en la fracción Orgánica recogida selectivamente (ver Tabla 4-13).
- μ_{estimado} es el valor estimado según modelo 11 para el contenido de impropios de la fracción Orgánica recogida selectivamente.

En la Tabla 4-16 se pueden observar los resultados de este test. Vemos que la hipótesis nula se rechaza en la mayoría de los casos para un nivel de significación del 95%.

Observado los valores estimados y los valores medios vemos que en la mayoría de los casos el valor estimado de impropios en la fracción Orgánica es superior al valor medio de los últimos trimestres. Ello nos lleva a plantear la siguiente prueba de hipótesis:

- Hipótesis Nula: $H_0: \mu = \mu_{\text{estimado}}$
- Hipótesis Alternativa: $H_a: \mu < \mu_{\text{estimado}}$

Donde al igual que en la prueba de hipótesis anterior:

- μ es el valor medio de los datos trimestrales reales del contenido de impropios en la fracción Orgánica recogida selectivamente (ver Tabla 4-13).
- μ_{estimado} es el valor estimado según modelo 11 para el contenido de impropios de la fracción Orgánica recogida selectivamente.

En la Tabla 4-17 se pueden observar los resultados de este test. Vemos que la hipótesis nula se rechaza sólo en los municipios de Ullastrell y Viladecavalls para un nivel de significación del 95%.

Tabla 4-13 Contenido de impropios en la fracción Orgánica recogida selectivamente. Evolución temporal.

Municipio	2006				2007				2008		Valores		
	1T	2T	3T	4T	1T	2T	3T	4T	1T	2T	Promedio μ	Min.	Máx.
Castellar del Vallès	ND	12.345	15.48	17.8	5.04	15.91	7.81	ND	12.43	ND	12.40	5.04	17.80
Polinyà	19.82	14.78	22.12	10.49	4.93	12.87	10.41	8.12	23.77	ND	14.15	4.93	23.77
Sabadell	8.38	12.62	16.21	30.72	16.98	16.82	17.24	16.85	13.44	ND	16.58	8.38	30.72
Sant Llorenç Savall	ND	10.01	12.98	4.83	11.02	5.22	12.24	10.7	7.21	ND	9.28	4.83	12.98
Sant Quirze del Vallès	ND	ND	ND	ND	11.15	8.08	15.77	6.19	13.61	ND	10.96	6.19	15.77
Santa Perpètua de Mogoda	21.55	15.4	3.65	9.22	8.27	4.48	6.64	7.06	6.74	ND	9.22	3.65	21.55
Sentmenat	10.98	7.3	10.9	6.8	10.09	4.25	11.43	7.36	19.07	ND	9.80	4.25	19.07
Terrassa	13.63	15.33	11.67	35.19	8.87	12.26	11.01	7.52	14.11	ND	14.40	7.52	35.19
Ullastrell	10.28	13.3	20.69	17.77	7.93	14.19	16.66	7.8	10.21	ND	13.20	7.80	20.69
Vacarisses	13.14	7.49	11.47	5.29	4.8	5.77	5.24	4.85	13.96	ND	8.00	4.80	13.96
Viladecavalls	20.95	9.94	26.67	16.99	8.28	6.8	11.1	10.61	19.31	ND	14.52	6.80	26.67

Fuente Agència de residus de Catalunya.

1, 2, 3, 4 T: Primer, segundo tercer y cuarto trimestre respectivamente.

ND No hay datos de composición en ese período.

Tabla 4-14 Estimación del contenido de impropios según modelo.

Municipio	μ estimado según Modelo					
	1	2	3	4	5	6
Castellar del Vallès	11.63	12.45	12.83	4.33	18.42	0.30
Polinyà	19.61	13.15	23.64	46.28	27.05	4.86
Sabadell	20.61	26.59	34.68	13.57	24.14	2.01
Sant Llorenç Savall ¹	-	11.30	12.97	16.31	31.46	-3.54
Sant Quirze del Vallès	-10.32	14.53	7.93	-46.37	11.86	-11.97
Santa Perpètua de Mogoda	24.60	15.13	20.13	31.61	27.03	16.22
Sentmenat	20.61	11.83	12.63	25.54	7.68	-13.60
Terrassa	23.60	19.31	31.57	15.25	25.70	-1.66
Ullastrell ¹	-	11.73	0.09	1.22	-0.18	-11.69
Vacarisses ¹	-	11.43	7.07	1.64	17.52	-5.61
Viladecavalls	18.61	12.17	11.38	11.67	7.43	-2.21

Municipio	μ estimado según Modelo					
	1a	2a	3a	4a	5a	6a
Castellar del Vallès	7.53	7.31	11.85	5.86	16.8	2.64
Polinyà	13.53	9.57	20.59	38.63	23.7	6.18
Sabadell	14.28	52.72	29.50	13.07	21.4	3.96
Sant Llorenç Savall ¹	-	3.62	11.96	15.22	27.3	-0.34
Sant Quirze del Vallès	-8.97	13.99	7.90	-33.76	11.5	-6.88
Santa Perpètua de Mogoda	17.28	15.90	17.75	27.17	23.7	15.00
Sentmenat	14.28	5.33	11.69	22.43	8.1	-8.14
Terrassa	16.53	29.32	26.99	14.39	22.6	1.12
Ullastrell ¹	-	4.99	1.57	3.43	1.8	-6.67
Vacarisses ¹	-	4.03	7.20	3.76	16.1	-1.95
Viladecavalls	12.78	6.40	10.69	11.59	7.9	0.70

Municipio	μ estimado según Modelo					
	7	8	9	10	11	12
Castellar del Vallès	13.76	14.28	13.90	12.80	13.93	13.93
Polinyà	20.89	36.66	22.42	10.25	22.47	22.45
Sabadell	27.47	37.62	28.46	21.53	28.32	28.32
Sant Llorenç Savall	16.65	26.85	17.66	8.74	17.71	17.70
Sant Quirze del Vallès	11.04	-4.57	9.78	20.34	9.75	9.77
Santa Perpètua de Mogoda	19.13	28.11	19.93	12.98	19.94	19.93
Sentmenat	10.14	22.41	11.41	2.15	11.46	11.44
Terrassa	26.39	31.99	27.07	22.64	27.05	27.04
Ullastrell	1.33	6.47	1.86	-2.02	1.85	1.85
Vacarisses	10.10	13.67	10.50	6.98	10.53	10.52
Viladecavalls	9.86	12.13	10.17	8.33	10.20	10.19

Fuente: Elaboración propia a partir de la estimación con los modelos desarrollados

¹ Idescat no dispone de datos de RFBd para los municipios de menos de 5000 habitantes por ello en esta tabla no aparecen los datos correspondientes a la estimación de impropios con los modelos 1 y 1a (modelos que incluyen como variable independiente la RFBdPC).

Tabla 4-15 Estimación del contenido de impropios, intervalo de confianza e intervalo de predicción según modelo 11.

Municipio	μ estimado	DS	IP (95%)	
Castellar del Vallès	13.93	0.09	13.47	14.40
Polinyà	22.47	0.11	21.95	23.00
Sabadell	28.32	0.15	27.61	29.02
Sant Llorenç Savall	17.71	0.18	16.88	18.53
Sant Quirze del Vallès	9.75	0.13	9.15	10.35
Santa Perpètua de Mogoda	19.94	0.07	19.58	20.30
Sentmenat	11.46	0.14	10.82	12.10
Terrassa	27.05	0.16	26.33	27.77
Ullastrell	1.85	0.09	1.41	2.30
Vacarisses	10.53	0.12	9.94	11.11
Viladecavalls	10.20	0.08	9.79	10.60

DS: Desviación estándar

IP(95%): Intervalo de predicción representa el rango en el que, con un nivel de confiabilidad del 95%, se encontrará una observación nueva.

Tabla 4-16 Resultados del test de hipótesis nula ($H_0: \mu = \mu_{\text{estimado}}$; $H_a: \mu \neq \mu_{\text{estimado}}$) del modelo 11 para distintos niveles de confianza.

Municipio	μ	μ estimado	95% Confianza			
			CI		p	Conclusión
Castellar del Vallès	12.40	13.93	8.76	15.65	0.287	No se rechaza H_0
Polinyà	14.15	22.47	9.83	18.53	0.002	Se rechaza H_0
Sabadell	16.58	28.32	12.55	21.60	0.000	Se rechaza H_0
Sant Llorenç Savall	9.28	17.71	7.063	11.355	0.000	Se rechaza H_0
Sant Quirze del Vallès	10.96	9.75	7.69	14.24	0.416	No se rechaza H_0
Santa Perpètua de Mogoda	9.22	19.94	5.76	13.81	0.000	Se rechaza H_0
Sentmenat	9.80	11.46	7.03	13.19	0.362	No se rechaza H_0
Terrassa	14.40	27.05	9.50	21.61	0.002	Se rechaza H_0
Ullastrell	13.20	1.85	10.35	16.40	0.000	Se rechaza H_0
Vacarisses	8.00	10.53	5.81	10.65	0.061	No se rechaza H_0
Viladecavalls	14.52	10.20	10.31	19.46	0.045	Se rechaza H_0

Fuente: Elaboración propia a partir de la estimación con los modelos desarrollados

CI: Intervalo de confianza para el nivel de confiabilidad especificado (95%) para los datos de impropios de los últimos trimestres.

Estadística p. Una p menor a un determinado nivel α escogido (0.05 ó 0,01 para el 95% ó el 99% respectivamente) hace que la hipótesis nula se rechace.

Tabla 4-17 Resultados del test de hipótesis nula ($H_0: \mu = \mu_{\text{estimado}}$; $H_a: \mu < \mu_{\text{estimado}}$) del modelo 11 para distintos niveles de confianza.

Municipio	μ	μ estimado	95% Confianza		
			Límite inferior	p	Conclusión
Castellar del Vallès	12.40	13.93	9.41	0.856	No se rechaza la H_0
Polinyà	14.15	22.47	10.63	0.999	No se rechaza la H_0
Sabadell	16.58	28.32	13.39	1.000	No se rechaza la H_0
Sant Llorenç Savall	9.28	17.71	7.463	1.000	No se rechaza la H_0
Sant Quirze del Vallès	10.96	9.75	8.34	0.208	No se rechaza la H_0
Santa Perpètua de Mogoda	9.22	19.94	6.50	1.000	No se rechaza la H_0
Sentmenat	9.80	11.46	7.59	0.819	No se rechaza la H_0
Terrassa	14.40	27.05	10.62	0.999	No se rechaza la H_0
Ullastrell	13.20	1.85	10.91	0.000	Se rechaza la H_0
Vacarisses	8.00	10.53	6.26	0.969	No se rechaza la H_0
Viladecavalls	14.52	10.20	11.15	0.023	Se rechaza la H_0

Fuente: Elaboración propia a partir de la estimación con los modelos desarrollados

Estadística p. Una p menor a un determinado nivel α escogido (0,05 ó 0,01 para el 95% ó el 99% respectivamente) hace que la hipótesis nula se rechace.

En el caso del municipio de Viladecavalls la hipótesis nula se rechaza, para un nivel de significación del 95%, con una p de 0.023 cercana al límite ($\alpha=0.05$), dicha hipótesis ya no se rechazaría si el nivel de confianza se aumentara al 99% ($\alpha=0.01$). Teniendo presente esto y que el aporte de fracción Orgánica de este municipio a la planta sólo representa el 2.36 % del residuo de origen municipal que se trata en dicha planta (ver Tabla 4-18) se cree que no se comete demasiado error aplicando el modelo también para este caso, suposición que queda corroborada con el análisis de sensibilidad que se realiza en el apartado 4.7.1 de este Capítulo.

Tabla 4-18 Entrada de fracción Orgánica a la planta de Can Barba según municipio. 2007

Municipio	Fracción Orgánica (toneladas)	Fracción Orgánica (%)
Castellar del Vallés	590.59	3.46
Matadepera	1649.66	9.66
Palau-solità i Plegamans	327.20	1.92
Polinyà	202.17	1.18
Rubí	2200.08	12.89
Sabadell	4131.22	24.20
Sant Llorenç Savall	158.84	0.93
Sant Quirze del Vallès	566.14	3.32
Santa Perpetua de Mogoda	580.72	3.40
Sentmenat	280.83	1.64
Terrassa	5767.89	33.78
Ullastrell	115.80	0.68
Vacarisses	100.10	0.59
Viladecavalls	402.37	2.36
TOTAL municipios	17073.61	100.00

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Consell Comarcal del Vallès Occidental.

En el caso del municipio de Ullastrell, la hipótesis nula se rechaza con una p muy pequeña, por ello es difícil poder aplicar el modelo a este municipio. De todas formas es necesario recordar que el objetivo del modelo era poder estimar la cantidad de impropios presente en la **totalidad** de la fracción Orgánica a tratar en una planta para así poder diseñar dicha planta de forma más eficiente.

El municipio de Ullastrell aportó en el 2007 sólo el 0.68% de la fracción Orgánica que aportaron la totalidad de los municipios, así pues creemos que tampoco se cometerá mucho error si se utilizan las cantidades estimadas por el modelo para la estimación de la cantidad de impropios presente en la totalidad de la fracción Orgánica a tratar en una planta. Suposición que queda corroborada con el análisis de sensibilidad que se realiza en el apartado 4.7.1 de este Capítulo

En el resto de municipios, según los resultados de la segunda prueba de hipótesis ($H_0: \mu = \mu_{\text{estimado}}$; $H_a: \mu < \mu_{\text{estimado}}$) se puede asegurar con un nivel de significación del 95% que:

“No se puede decir que la cantidad de impropios promedio de los últimos trimestres (μ) sea menor a la cantidad de impropios que estima el modelo ($\mu_{estimada}$)”

Así pues, de las dos pruebas de hipótesis realizadas se deduce que las cantidades de impropios estimadas por el modelo serán mayores o iguales a las cantidades de impropios promedio. Así, si se toman los valores de impropios en la fracción Orgánica estimados por el modelo para el diseño de la planta estaremos diseñando la planta para el caso más desfavorable, asegurando así un buen funcionamiento de la misma.

4.7.1 Análisis de sensibilidad

En este apartado se realiza un análisis de sensibilidad comparando las cantidades de impropios, presentes en la fracción Orgánica, simuladas por el modelo 11 desarrollado y los valores promedio, máximo y mínimo de los últimos trimestres.

Para calcular la cantidad de impropios de la totalidad de la fracción Orgánica municipal a tratar en la planta se aplica la ecuación:

$$IEP = \sum_{i=1}^{i=n} A_i \mu_i$$

Ecuación 4-2

donde.

- IEP: Impropios presentes en la totalidad de la fracción Orgánica que entran en planta, expresado en %.
- i: hace referencia al municipio en cuestión.
- n: es el número total de municipios
- A_i : Aporte, en tanto por uno en peso, de fracción Orgánica del municipio i-ésimo respecto al total aportado por la totalidad de municipios.
- μ_i : Contenido de impropios en la fracción Orgánica del municipio i-ésimo expresado en porcentaje. (estimada o promedio de los últimos trimestres).

En la Tabla 4-19 se muestra el resultado de aplicar la Ecuación 4-2 a los porcentajes de impropios promedio, mínimo y máximo de los últimos trimestres (μ_{prom} , μ_{min} y μ_{max} respectivamente), así como a los porcentajes de impropios estimados según modelo 11 ($\mu_{estimado}$)

Tabla 4-19 Análisis de sensibilidad

Municipio	μ_{max}	μ_{min}	μ_{prom}	$\mu_{estimado}$
Castellar del Vallès	17.8	5.04	12.4	13.93
Polinyà	23.77	4.93	14.15	22.47
Sabadell	30.72	8.38	16.58	28.32
Sant Llorenç Savall	12.98	4.83	9.28	17.71
Sant Quirze del Vallès	15.77	6.19	10.96	9.75

Municipio	μ_{\max}	μ_{\min}	μ_{prom}	μ_{estimado}
Santa Perpètua de Mogoda	21.55	3.65	9.22	19.94
Sentmenat	19.07	4.25	9.8	11.46
Terrassa	35.19	7.52	14.4	27.05
Ullastrell	20.69	7.8	13.2	1.85
Vacarisses	13.96	4.8	8	10.53
Viladecavalls	26.67	6.8	14.52	10.20
%IMPROPIOS (Ecuación 4-2)	22.8	5.5	10.9	18.4

Vemos que el valor estimado de impropios se sitúa entre el valor máximo y el valor mínimo que hasta la fecha ha entrado en la planta de Can Barba.

Así pues se concluye que el modelo 11 es un buen modelo para la estimación del contenido de impropios presentes en la fracción Orgánica procedente de la recogida selectiva de municipios en los que se realiza un almacenamiento temporal del tipo contenedores en aceras, modelo 5 fracciones y cuyo origen es doméstico y comercial.

4.8 Conclusiones

Con este estudio se cubre un vacío en relación al estudio de la composición de la fracción Orgánica.

Durante la realización del estudio y en colaboración con la Agència de Residuos de Catalunya y la Agència d'Ecologia Urbana de Barcelona (Barcelona Ecologia)), se estableció un protocolo de caracterización de la fracción Orgánica hasta la fecha inexistente (ver anexo 6 Protocolo para la cateterización de la FORM). Aplicando el protocolo establecido, se determinó la composición de dicha fracción de todos los municipios de Catalunya que en ese momento disponían de recogida selectiva de la fracción Orgánica del residuo municipal.

Del estudio de los datos obtenidos se determinaron aquellas variables socio-económicas que afectan al contenido de impropios de la fracción Orgánica y por tanto que están relacionadas con el comportamiento de la sociedad para con la recogida selectiva de dicha fracción.

Del estudio en profundidad de la relación existente entre dichas variables socio-económicas y el contenido de impropios de la fracción Orgánica se construyeron diversos modelos de "n" variables cuya finalidad última es la de estimar el contenido de impropios presentes en la fracción Orgánica del residuo municipal procedente de un determinado municipio de forma que dicha cantidad sea tenida en cuenta al diseñar las instalaciones de tratamiento de dicha fracción.

A continuación se muestran las conclusiones más destacadas al respecto.

4.8.1 “Calidad” de la fracción Orgánica.

El actual modelo de gestión de los residuos municipales en Catalunya requiere de una alta participación ciudadana ya que el ciudadano debe separar el residuo doméstico que genera en 5 fracciones y debe realizar esta operación de forma correcta.

Esa alta participación que se le exige al ciudadano se justifica teniendo en cuenta el rendimiento de las tecnologías actualmente aplicables al tratamiento y valorización de los residuos. Como se ha observado, Catalunya presenta un contenido medio ponderado de impropios de la fracción Orgánica de aproximadamente un 22% en peso. Este elevado porcentaje de impropios en esta fracción condiciona sobremanera la tecnología de tratamiento aplicable.

Así, para poder tomar decisiones sobre la tecnología a aplicar y establecer la eficacia del sistema de gestión de residuos, es necesario conocer y comprender el comportamiento de la población respecto a dicha separación.

Para conocer el comportamiento de la población es necesario establecer la “calidad” de las distintas fracciones que componen el residuo doméstico y determinar aquellas variables socio-económico-demográficas que afectan a dicho comportamiento.

Se ha observado que existe una relación entre el sistema de almacenamiento temporal utilizado y la “calidad” de la fracción Orgánica. De entre los dos sistemas contemplados el sistema “Puerta a Puerta” presenta en general mejores calidades que el sistema “Contenedores dispuestos en la Calle”.

Este hecho probablemente sea debido a que, el sistema “Puerta a Puerta” requiere mucho más esfuerzo por parte de la administración en educación ambiental, y por otro lado, el ciudadano, con este tipo de almacenamiento temporal, tiene la sensación de estar permanentemente auditado respecto a los residuos que deposita en la fracción Orgánica con lo que la separación que se realiza es mejor.

Por otro lado se ha observado que la cantidad de impropios presente en la fracción Orgánica aumenta de forma lineal al aumentar la densidad de población del municipio y que existe una clara correlación entre la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita y la “calidad” de la fracción estudiada.

Así se puede deducir que al aumentar la capacidad de consumo de las familias (RTCE o RFBD) no solo aumenta la “Cantidad”, tal como afirmaron *Daskalopoulos et al.* (1998), sino que también aumenta la “calidad” de la fracción Orgánica (Daskalopoulos, 1998).

Este hecho se explica en términos de nivel de instrucción de la población y de desocupación de la población.

Como se ha visto la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita está relacionada con el porcentaje de población desocupada. Al aumentar el nivel de desocupación de la población disminuye la Renta Familiar Bruta Disponible.

Así se observa que la “calidad” de la fracción Orgánica disminuye al aumentar el nivel de desocupación, y que dicha “calidad” aumenta al aumentar la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita.

Lo verdaderamente importante es llegar a comprender los motivos por los cuales se da esta tendencia. Se podría pensar que sólo en el momento en que se alcanza un cierto nivel de bien estar el ciudadano está dispuesto a colaborar de forma activa y eficaz en la separación de residuos. De lo que se deduce que se deberían reforzar las campañas de sensibilización en zonas con altas densidades poblacionales y con Renta Familiar Bruta Disponible per cápita menor, o incluso cabría pensar que se requiere de campañas específicas para estas zonas.

Por otro lado, y contrariamente a lo esperado, se observa que al aumentar el porcentaje de población dedicada exclusivamente a tareas domésticas, disminuye, de forma lineal, la “calidad” de la fracción Orgánica (aumenta el contenido de impropios).

Se puede ver, que este sector de la población dedicado íntegramente a las tareas domésticas y sobre el que recaería de una forma clara la responsabilidad de la separación en origen de las distintas fracciones que conforman el residuo doméstico, no recibe de forma correcta la información referente a la separación en origen. Este es un aspecto a tener en cuenta al diseñar y reforzar las campañas de información y sensibilización ambiental.

4.8.2 Modelos de “n” variables independientes.

Del estudio en profundidad de la relación existente entre las variables socio-económicas consideradas y el contenido de impropios de la fracción Orgánica se construyeron diversos modelos de “n” variables cuya finalidad última es la de estimar el contenido de impropios presentes en la fracción Orgánica del residuo municipal procedente de un determinado municipio de forma que dicha cantidad sea tenida en cuenta al diseñar las instalaciones de tratamiento de dicha fracción.

Un estudio estadístico de los modelos construidos dio como resultado que el modelo 11 (ver Ecuación 4-3) es un buen modelo para la estimación del contenido de impropios presentes en la fracción Orgánica procedente de la recogida selectiva de municipios en los que se realiza un almacenamiento temporal del tipo contenedores en aceras, modelo 5 fracciones y cuyo origen es doméstico y comercial. (ver Tabla 4-20)

$$IM = -10,1 + 8,24NLNE + 1,32DES - 0,314TD$$

Ecuación 4-3

donde:

- IM: Porcentaje másico de Impropios presentes en la fracción Orgánica
- NLNE Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir [% respecto población total]
- DES: Porcentaje de población desempleada [% respecto población activa]

- TD: Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas [% respecto población total-activa y no activa].

Tabla 4-20 Parámetros estadísticos referentes al modelo 11.

Rsq (%)	R-Sq(adj) (%)	R-Sq(pred) (%)	P_{β_0}	P_{β_1}	P_{β_2}	P_{β_3}	F	P
100	100	99.92	0.001	0.000	0.001	0.017	43344.44	0.000

De las dos pruebas de hipótesis realizadas se deduce que las cantidades de impropios estimadas por el modelo serán mayores o iguales a las cantidades de impropios promedio. Así, si se toman los valores de impropios en la fracción Orgánica estimados por el modelo para el diseño de la planta estaremos diseñando la planta para el caso más desfavorable, asegurando así un buen funcionamiento de la misma.

5 Capítulo 5. Propuesta metodológica para el diseño de la herramienta.

5.1 Introducción.

Como ya se ha visto en capítulos anteriores, cuando se deben tomar decisiones en relación a la gestión sostenible de los residuos se deben tener en cuenta todas y cada una de las etapas implicadas en la gestión del residuo municipal y que los aspectos ambientales son sólo uno de los aspectos a tener en cuenta.

No se ha de olvidar que aspectos como la viabilidad económica y técnica, el beneficio/perjuicio social, la opinión pública y el comportamiento de la industria, son también aspectos decisivos al escoger o diseñar este modelo de gestión.

La toma de decisiones en materia de gestión de residuos es una tarea compleja que incluye varios aspectos que se encuentran interrelacionados y se han de lograr varios objetivos que muchas veces entran en conflicto. Son muchas las variables a tener en cuenta al tomar una decisión sobre gestión de residuos municipales y esta decisión no puede estar basada en modelos mentales (intuitivos), la intuición no es fiable cuando se abordan problemas complejos.

Así, el actual paradigma en materia de gestión de residuos requiere de un enfoque multicriterial, en el que se contemplen criterios económicos, ambientales y sociales, en definitiva una gestión sostenible de los residuos.

Como ya se ha comentado anteriormente, el principal objetivo de esta tesis es la propuesta metodológica para la construcción de una herramienta de soporte a la toma de decisiones en materia de gestión de residuos utilizando una aproximación al problema multicriterial, que permitirá a los tomadores de decisiones, simular y comparar escenarios de gestión de residuos municipales teniendo en cuenta que una gestión sostenible de los residuos no sólo debe tener en cuenta criterios ambientales si no también criterios sociales y económicos.

A continuación se describe la propuesta metodológica para la construcción de dicha herramienta.

5.2 Pasos a seguir para el diseño.

Para el diseño de la herramienta se propone seguir los siguientes pasos:

- Paso 1: Construcción de un modelo de predicción de la cantidad de residuos municipales generados.

Para poder construir este modelo es necesario el estudio de las variables socio-económicas demográficas que afectan la generación total de residuos municipales.

- Paso 2: Identificación de los objetivos (criterios) de sostenibilidad (ambientales, sociales y económicos).
- Paso 3 Definición de Indicadores/sub-indicadores (atributos) asociados a cada una de las etapas o unidades de proceso que intervienen en un modelo de gestión, en relación a los objetivos previamente definidos. Se considerarán las siguientes etapas de la gestión de residuos y diversas posibilidades existentes en cada etapa:
 - Etapa 1: Generación de residuos.
 - Etapa 2: Segregación en origen (modelo 5 fracciones).
 - Etapa 3: Almacenamiento temporal de los residuos (Contenedores en acera)
 - Etapa 4: Recogida y transporte de residuos
 - Etapa 5: Plantas de tratamiento, valorización y reciclaje de los residuos.
 - Etapa 6: Disposición en depósito controlado

La Definición de atributos (indicadores) permitirá la asignación de valores numéricos a cada uno de los criterios previamente identificados. Se definirán atributos relacionados con criterios económicos, sociales y ambientales.

- Paso 4: Definición, utilizando los atributos previamente definidos, de los diferentes escenarios/alternativas de gestión de residuos. Se entiende como escenario de gestión no sólo aquellas configuraciones donde cambia el tipo de valorización/tratamiento realizado a cada fracción de los residuos recogida selectivamente, si no también escenarios donde cambia el entorno socio-económico y por lo tanto la generación en sí.
- Paso 5: Análisis y evaluación de las distintas alternativas de gestión de residuos utilizando un enfoque multicriterial.

Veamos a continuación, con más detalle, la metodología utilizada en cada paso.

5.3 Modelo de predicción de la cantidad de residuos generados.

Como ya se ha comentado en capítulos anteriores, para poder diseñar una herramienta de soporte a la toma de decisiones en materia de gestión de residuos y que dicha herramienta permita a los tomadores de decisiones simular y comparar escenarios de gestión de residuos municipales no estáticos, es decir escenarios que tengan en cuenta la cantidad de residuos

generados en un futuro, es necesario la construcción de un modelo de predicción de dicha generación.

Este modelo permitirá simular la cantidad de residuos totales a gestionar al variar la capacidad de consumo de las familias y/o la población, así como ver la influencia que tiene sobre la cantidad de residuos totales generados, la aplicación de distintas políticas de minimización de la generación de residuos.

Una de las principales preocupaciones de los responsables de la elaboración de políticas relacionadas con la gestión de residuos es cómo predecir la cantidad y la composición de los residuos que se generaran en un futuro cercano, a fin de planificar y diseñar un adecuado modelo de gestión de residuos municipales.

5.3.1 Influencia de la población y la capacidad de consumo en GRM.

Tal como se ha comentado en el capítulo 1 de esta tesis, en todas las escalas geográficas (Europea, Estatal, Autonómica y Municipal) la cantidad absoluta de residuos municipales generados aumenta significativamente a lo largo del tiempo. Así se podría pensar que el aumento en la generación absoluta podría ser debido al aumento progresivo de la población en el territorio, pero si observamos la evolución en la generación de residuos per cápita vemos que también tiene una tendencia al aumento.

Parece claro pensar que el aumento que experimenta la generación absoluta de residuos municipales no es únicamente debido a factores demográficos si no que habría que considerar otros aspectos como el social-económico para poder dar una explicación a dicha evolución.

Como ya se ha comentado en el capítulo anterior, diversos autores han encontrado que existe una correlación positiva entre el nivel de ingresos de la población y la cantidad de residuos generados (Rhyner, 1976), (Wertz, 1976); (Richardson, 1978), (Chang, 1993); (Dayal, 1993) y (Hockett, 1995); sin embargo otros estudios llegan a la conclusión que no existe correlación (Ali Khan, 1989) e incluso correlaciones negativas (Grossman, 1974). Por otro lado Khan (1989) y Hockett (1995) también establecen que no existe ninguna relación entre la densidad de población y las cantidades de residuos generadas.

La relación existente entre la generación de residuos municipales (GRM³⁸), la población (POB) y nivel de renta de dicha población (RFB) se observa claramente en el municipio de Terrassa.

En la Tabla 5-1 se observa la evolución que han sufrido dichas variables entre los años 1998 y 2008 en el municipio de Terrassa.

³⁸ La GRM se refiere a los residuos recogidos mediante los dispositivos de almacenamiento temporal, a saber (fracción Resto, fracción Envases ligeros, fracción Papel/cartón, fracción Vidrio y fracción Orgánica)

Tabla 5-1 Evolución temporal de la Población, Renta familiar bruta disponible y la generación total de residuos en el municipio de Terrassa

Año	POB ¹ (Habitantes)	RFB ² (Millones de euros)	GRM ³ (Toneladas)	RFB _{DPC} =(RFB/POB) (€/hab)
2001	174756	1913	75931	10947
2002	179300	2021	77154	11269
2003	184829	2247	77153	12155
2004	189212	2429	78089	12835
2005	194947	2686	79164	13778
2006	199817	2854	81164	14282
2007	202136	3086	82784	15269
2008	206245	3273	81895	15868

¹ Fuente de datos "Institut d'estadística de Catalunya" (Idescat, 2008)

² Fuente de datos "Ajuntament de Terrassa" (Ajuntament Terrassa, 2011).

³ Fuente de datos ECOEQUIP S.A.M.

En la Tabla 5-2 se muestran los resultados del ajuste de los datos a distintos modelos de primer orden

Tabla 5-2 Modelos de primer orden considerados para la predicción GTRM.

Modelo	β_0	β_1	β_2	R-Sq	R-Sq (adj)	R-Sq (pred)	F ¹	P ¹
1 $GRM = \beta_0 + \beta_1 RFB_{DPC}$	61360	1.34	---	92.6	91.3	85.76	74.68	0.000
2 $GRM = \beta_0 + \beta_1 POB$	38341	0.213	---	91.5	90.1	85.32	64.97	0.000
3 $GRM = \beta_0 + \beta_1 RFB_{DPC} + \beta_2 POB$	57635	1.13	0.034	92.6	89.6	78.86	31.29	0.001

1 Valores F y P del análisis de la varianza

donde:

R-sq (R^2) coeficiente de correlación. Nos muestra el porcentaje de variación de la generación total de residuos municipales anuales que se puede atribuir a, o explicar por, las variables independientes. Nos da una idea de cómo de bien se ajusta la ecuación de predicción a los datos.

El coeficiente de correlación múltiple ajustado R-sq (adj) tiene en cuenta tanto el tamaño de la muestra "n" como el número de parámetros "β" del modelo y por tanto no puede forzarse a que tome el valor de 100% con solo añadir más variables independientes al modelo. Es especialmente útil para comparar modelos con diferente número de variables independientes.

R-sq (pred) nos da una idea de cómo de bien predice el modelo la GRM para nuevas observaciones.

Prueba F de Análisis de varianza. Prueba de contraste de hipótesis. En este caso contrasta la Hipótesis H_0 ($\beta_1=0$ y/o $\beta_2=0$) versus la hipótesis alternativa H_a que se considera que al menos uno de los dos parámetros β_1 o β_2 , es distinto de cero. El Nivel de significancia observado (valor p) de la prueba F indica que se rechaza la hipótesis H_0 para cualquier α mayor que P.

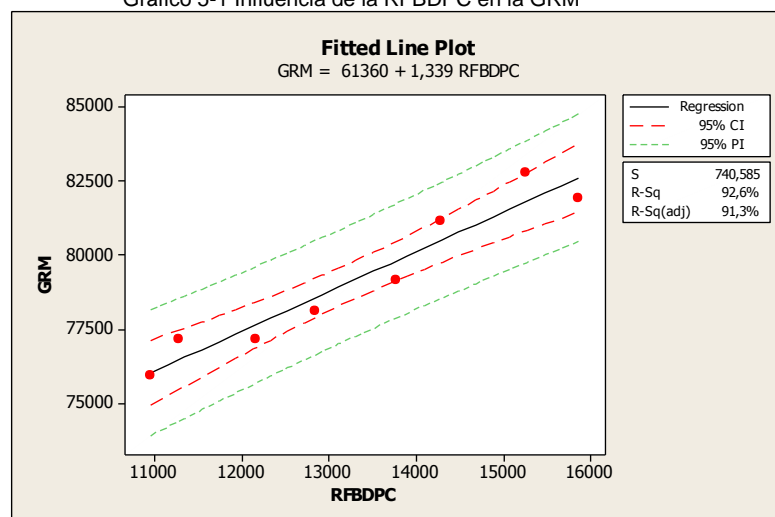
En el modelo 3, el valor de VIF (Variance inflation factor) es mayor que 10 lo que indica multicolinealidad (VIF=62.201).

El modelo 1 de predicción de la GRM, muestra una gran relación entre la generación anual de residuos municipales y la renta familiar bruta disponible per cápita (ver Tabla 5-1).

A continuación se muestran los gráficos generados por el programa Minitab correspondientes a los residuales del modelo de regresión 1:

- Gráfico “Normal Probability plot”. Indica que los residuales se distribuyen Normalmente ya que forman una recta.
- Gráfico “Residual” vs. “Fits”. Indica una varianza constante de los residuales ya que éstos se distribuyen aleatoriamente a lado y lado del cero
- Gráfico “Residual” vs. “Order”: Indica que los residuales son independientes los unos de los otros.

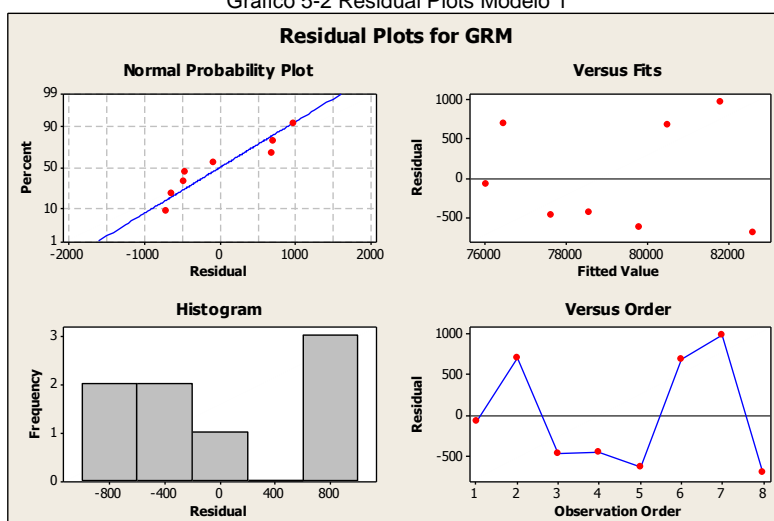
Gráfico 5-1 Influencia de la RFBDP en la GRM

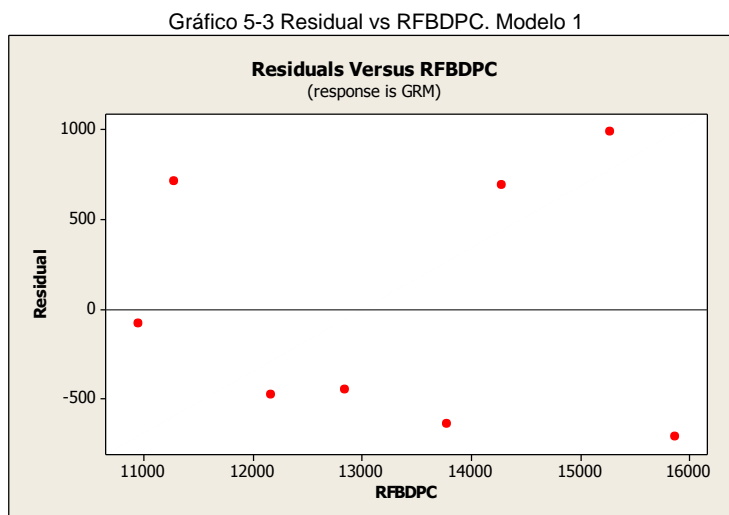


Aunque el histograma de los residuales parezca indicar la presencia de “outliers”, no se identifica ninguna observación cuyo valor de “leverage” sea mayor a $3p/n$ (p es el número de variables independientes más la constante, y n es el número de observaciones)

Por otro lado, el Gráfico 5-2 muestra una distribución aleatoria a lado y lado del cero, lo que indica que la variable de predicción RFBDP del modelo 1 no está relacionada con los residuales, condición necesaria para suponer que dicho modelo es un buen modelo de predicción de la Generación de Residuos Municipales (GRM).

Gráfico 5-2 Residual Plots Modelo 1





En la Tabla 5-3 se puede observar los datos referentes al análisis de varianza correspondiente al modelo 1.

Tabla 5-3 Tabla análisis varianza. Modelo 1.

Modelo 1:					
$GRM = \beta_0 + \beta_1 RFBDDPC$					
Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	40961237	40961237	74.68	0.000
Residual error	6	3290801	548467	---	---
Total	7	44252038	---	---	---

El valor de p menor a 0.05 indica que al menos uno de los coeficientes (β_0 , β_1) es distinto de cero.

Los valores de p para los coeficientes β_0 y β_1 (ver Tabla 5-4) muestran que ambos coeficientes pueden estar relacionados con la GRM

Tabla 5-4 Valores p para los coeficientes. Modelo 1

Predictor	Coficiente (β_i)	SE Coficiente	T	P	VIF
Constante	61360	2077	29.54	0.000	
RFBDDPC	1.3388	0.1549	8.64	0.000	1.000

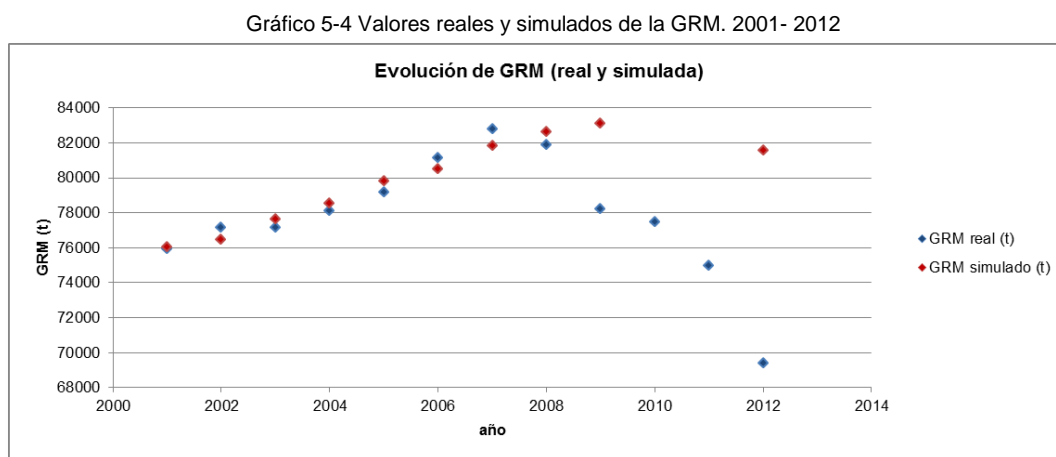
Así, se puede observar que la Generación de Residuos Municipales (GRM), en el municipio de Terrassa, entre los años 2001 y 2008 presenta una relación lineal con la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita (RFBDDPC) (Ecuación 5-1).

$$GRM_1 = 61360 + (1.3 \times RFBDDPC)$$

Ecuación 5-1

Según informe realizado por BBVA-Research (BBVA-Research, 2012) la Renta Disponible en 2012 disminuyó un 5% respecto a la del 2009. En el municipio de Terrassa, según datos de IDESCAT, la RFBDDPC en el 2009 fue de 16246 euros/hab. Dado que los últimos datos de RFBDDPC disponibles son los correspondientes al año 2009, si aplicamos una reducción del 5% a estos valores implica una RFBDDPC en 2012 de 15095 euros/hab.

Considerando lo expuesto en el párrafo anterior, en el Gráfico 5-4 se presentan los valores de generación de residuos municipales, reales y simulados mediante Ecuación 5-1, hasta el año 2012.



Vemos una fuerte correlación entre los datos simulados y los datos reales hasta el año 2008 y una gran desviación a partir del 2008, año en que, según diversos agentes económicos, empiezan a notarse los primeros efectos de la crisis económica en el consumo de las familias.

El modelo de predicción mostrado en la Ecuación 5-1 tiene una gran similitud a lo que en macroeconomía se denomina “Función Consumo” (Krugman & Wells, 2006)

$$c = a + (PMC \times yd)$$

Ecuación 5-2

donde, “c” es el consumo de un hogar, “yd” es la renta disponible del mismo, “PMC” es la propensión marginal al consumo (cantidad en la que aumenta el consumo si la renta disponible aumenta en una unidad) y “a” es el consumo autónomo (gasto que tendría un hogar si su renta disponible fuera cero).³⁹

Dado que parece clara una relación entre el consumo y la generación de residuos, por analogía, el término $\beta_0=61360$ de la Ecuación 5-1, haría referencia a la generación autónoma (generación de residuos si la RFBDDPC fuera cero), $\beta_1=1.34$ haría referencia a la propensión marginal a la generación de residuos (cantidad en la que aumenta la generación de residuos si la RFBDDPC aumenta en una unidad). Así hasta el año 2008 la generación de residuos en el

³⁹ Se asume que “a” es mayor que cero ya que un hogar que no disponga de renta puede consumir pidiendo prestamos o usando su ahorro acumulado.

Municipio de Terrassa se incrementó en 1.34 toneladas/anuales por cada euro de aumento en la RFBDDPC.

Pero, tal como se muestra en el Gráfico 5-4 esta tendencia se ha visto modificada coincidiendo con el inicio de la crisis económica.

Parece que ha habido un desplazamiento hacia abajo de la curva GRM_1 , análogamente a lo que puede suceder con la Función Consumo en términos macroeconómicos cuando se tienen unas expectativas de disminución de la renta o existe una disminución de la riqueza agregada.

Según el “Informe sobre el consumo y la economía familiar” elaborado por el Servicio de Estudios de Catalunya Caixa, con la colaboración del equipo de investigación del Departamento de Economía Aplicada de la UAB, dirigido por el catedrático de Economía Aplicada Josep Oliver Alonso (Catalunya Caixa, 2011).

“Las economías familiares mostraron en 2010 un claro contraste con la evolución registrada en 2009, en ambos casos condicionada por el impacto de la política monetaria y de la política fiscal, que han distorsionado la vinculación entre renta disponible y consumo durante los últimos dos años”

Así pues, la desvinculación entre la renta disponible y el consumo en los últimos años debido ya sea a las expectativas de disminución de renta o a la disminución de la riqueza agregada, ha desplazado la curva GRM_1 tal como se muestra en la Gráfico 5-5, obteniéndose un nuevo modelo de generación de residuos (Ecuación 5-3).

$$GRM_2 = 49152 + (1.3 \times RFBDDPC)$$

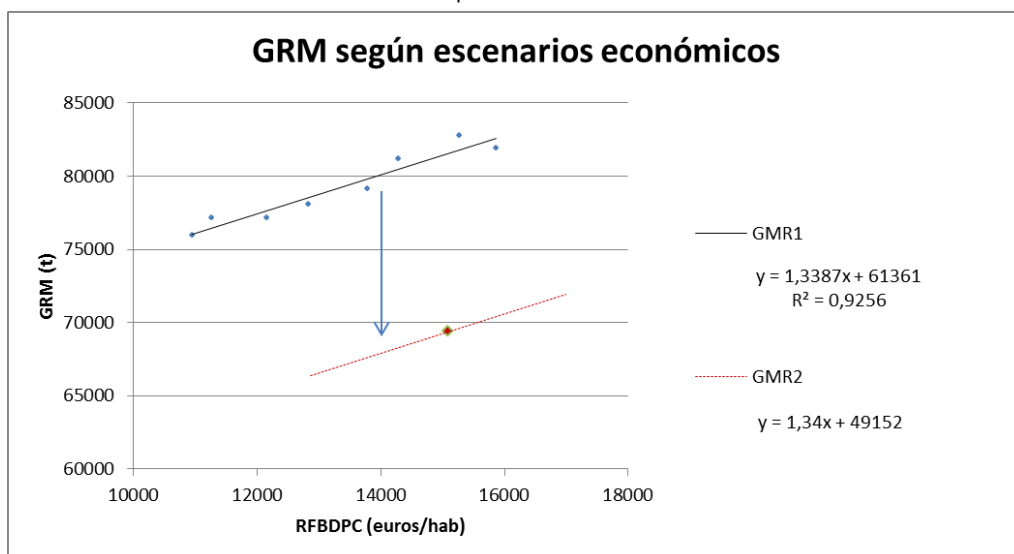
Ecuación 5-3

La pendiente de esta curva, la propensión marginal a la generación de residuos, no se ve modificada puesto que ésta está relacionada con el modelo actual de distribución de productos de consumo. Los fabricantes de productos de consumo, que potencialmente se pueden convertir en residuos, no han cambiado la forma en que éstos son distribuidos.

Las curvas GRM_1 y GRM_2 se utilizarán para simular la generación de residuos en un entorno económico pre-crisis y un entorno económico en donde las expectativas de crecimiento económico son bajas..

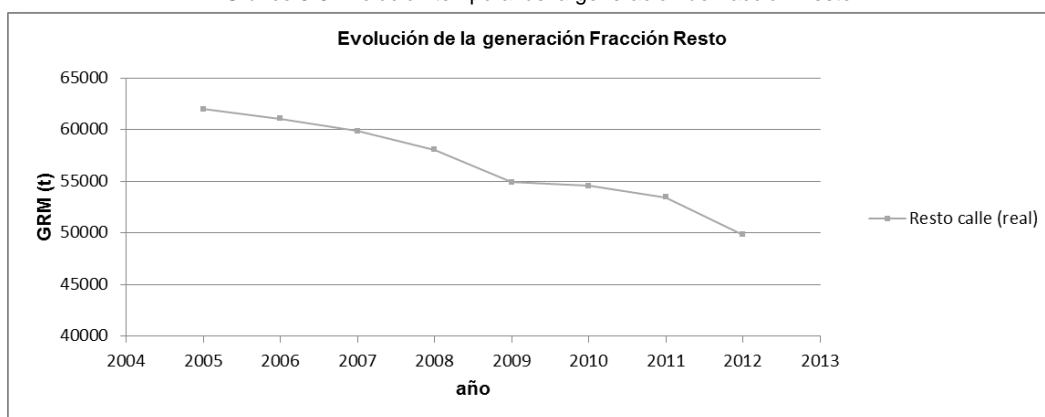
Por otro lado, la composición del residuo municipal también ha experimentado cambios. En el Gráfico 5-6 y Gráfico 5-7 se puede observar la evolución de las cantidades generadas según fracciones entre los años 2005 y 2012. Se presentan los datos desde el 2005 ya que en este periodo el modelo de recogida de residuos prácticamente no ha variado su estructura (tipo de contenedor, ratio contenedor/habitante, cercanía contenedor habitante).

Gráfico 5-5 Desplazamiento de la curva GRM



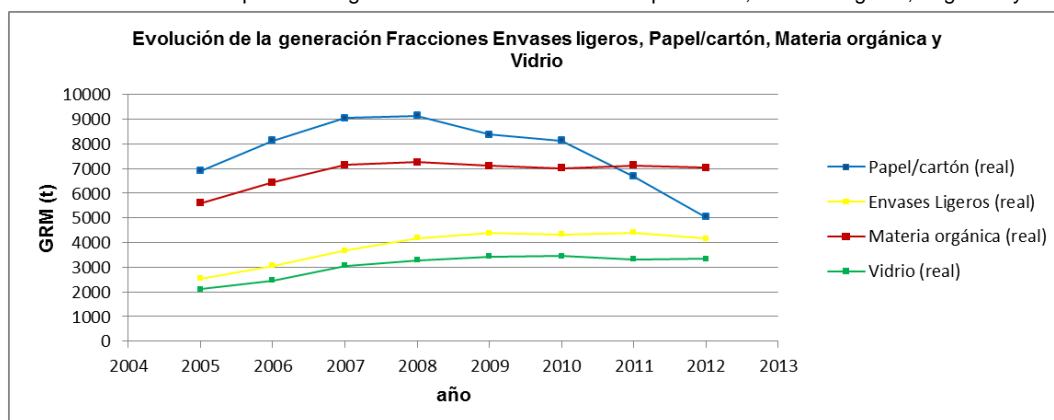
Podemos observar que las fracciones que han visto más modificadas sus cantidades han sido la fracción Resto y la fracción Papel/cartón.

Gráfico 5-6 Evolución temporal de la generación de fracción Resto



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Ecoequip S.A.M

Gráfico 5-7 Evolución temporal de la generación de las fracciones Papel/cartón, Envases ligeros, Orgánica y Vidrio.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Ecoequip S.A.M

La participación de la ciudadanía en la segregación de las distintas fracciones no ha disminuido, prueba de ello es que las cantidades de Vidrio, Orgánica y Envases ligeros recogidos, son similares e incluso han aumentado ligeramente en los últimos años.

La “Agencia de Residus de Catalunya” explica la drástica disminución en la generación de la fracción Papel/cartón, a la retracción del consumo y a los “robos” de materiales, sobre todo en las grandes ciudades.

Respecto a la fracción Resto, el ligero aumento que han experimentado el resto de fracciones no explica la disminución de las cantidades de la fracción Resto, así pues, ésta disminución también es atribuible a la retracción del consumo y “robos” de materiales.

5.3.2 Metodología para la predicción de GRM. Escenarios Económicos.

En esta tesis se estudiarán dos escenarios económicos, uno correspondiente a un entorno económico pre-crisis, con un consumo vinculado a las economías familiares y sin contención del gasto, y un entorno económico desvinculado de ésta y con bajas expectativas de crecimiento económico. De esta forma se evaluarán y contabilizarán cuáles han sido los efectos económicos y ambientales de la crisis en relación a la gestión de residuos municipales.

Para predecir la cantidad de residuos generados según el escenario económico estudiado se han seguido los siguientes pasos:

- Paso 1: Cálculo de la GRM usando el modelo GRM_1 o GRM_2 para disminuciones de la RFBDDPC del 5 y el 10% respecto a la del año 2008.
- Paso 2: Cálculo de las cantidades de las distintas fracciones que conforman el residuo municipal :

$$GR_i = GRM_k \times f_{ik}$$

Ecuación 5-4

donde f_{ik} es el tanto por uno de fracción i -ésima presente en el residuo municipal, y el subíndice k hace referencia al modelo usado para la predicción de GRM.

Tabla 5-5 Valores de los coeficientes f_{ik}

Fracción	f_{i1}	f_{i2}
Resto	0.71	0.72
Vidrio	0.04	0.05
Papel/cartón	0.11	0.07
Envases ligeros	0.05	0.06
FORM	0.09	0.10

Los valores de f_{i1} corresponden a la composición del residuo en el 2008 y los valores de f_{i2} corresponden a la composición promedio del residuo entre el 2009 y 2012, excepto para las fracciones Papel/cartón y Resto que se ha tomado la composición del 2012.

5.3.3 Metodología para la predicción. Escenario Prevención de Residuos.

El modelo GRM₁ anteriormente desarrollado, muestra una relación entre la generación anual de residuos municipales y la renta familiar bruta disponible per cápita.

Para simular escenarios donde la cantidad de residuos generados se reduzca se procederá de la siguiente manera:

- Paso 1: Aplicar los factores de reducción f_{ri} según escenario y correspondientes a cada una de las fracciones que se desea simular. Es decir, afectar a la Ecuación 5-4 del porcentaje de reducción que se considere en cada momento según la medida de reducción aplicada y la fracción afectada.
- Paso 2: Cálculo de los indicadores definidos (ver apartado 5.4 en adelante) y análisis de los resultados.

Las medidas de reducción consideradas, así como los factores de reducción (f_{ri}) se muestran en la Tabla 5-6.

Tabla 5-6 Medidas de reducción y factores de reducción considerados

	Generación (kg/hab.año)	Potencial de reducción (kg/hab.año)	Generación después de reducción (kg/hab.año)	Factor de reducción (tanto por uno) f_{ri}
Residuos orgánicos	220	40	180	0.182
Promoción del compostaje	180	30	150	0.17
Lucha contra el malbaratamiento de alimentos	30	8	22	0.27
Promoción uso pañales reutilizables	10	2	8	0.20
Residuos de papel	100	15	85	0.15
Actuar contra publicidad y prensa gratuita	20	5	15	0.25
Promover la desmaterialización	80	10	70	0.13
Envases	150	25	125	0.17
Favorecer los productos con devolución de envase	35	12	23	0.34
Promover consumo agua del grifo	6	2	4	0.33
Desarrollar bolsas reutilizables	2	1	1	0.50
Lucha contra el uso de envases innecesarios	107	10	97	0.09

Fuente: Guia per l'elaboració de plans locals de prevenció de residus municipals. Novembre 2008. Estudio realizado por la Agència d'Ecologia Urbana de Barcelona y la Agència de Residus de Catalunya.

5.4 Identificación de los objetivos y definición de atributos

Para cada una de estas etapas relacionadas con la gestión de los residuos municipales se han identificado unos objetivos (criterios) y se han definido unos atributos que permiten asignar un valor al criterio en cuestión.

En total, se han identificado 5 criterios de sostenibilidad:

- Criterio 1: Prevenir/Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.
La prevención/minimización de los residuos que se generan es un tema clave en materia de gestión de residuos.

Como ya se ha comentado en capítulos anteriores, la jerarquía a aplicar en materia de gestión de residuos debería ser:

- Minimizar/Prevenir la producción de residuos
- Preparar los residuos para su reutilización
- Valorizar los residuos generados, entendiendo valorización como cualquier proceso de reutilización, reciclaje, valorización energética, aprovechamiento de los residuos como combustible (CDR), recuperación de materiales, tratamiento biológico de compostaje aerobio o anaerobio etc. (recuperación de cierto “valor”).
- Tratamiento finalista en depósitos controlados de la fracción no valorizable.

La selección de un escenario de gestión de residuos sostenible no debería dejar de lado las medidas de prevención y minimización, es por ello que se considera un objetivo de sostenibilidad en esta herramienta.

- Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos.
Uno de los objetivos clave en el desarrollo sostenible es el uso más eficiente de los recursos energéticos. La elección de una opción de gestión de residuos puede tener una influencia significativa en dicho consumo.
- Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población.
La minimización del impacto negativo que un determinado escenario de gestión de residuos presenta sobre la población debe ser otro de los objetivos de sostenibilidad del sistema de gestión. Dicho impacto condicionará sobremanera la aceptación del escenario en cuestión por parte de la población.
- Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión.
Cualquier sistema de gestión de residuos ha de ser económicamente viable. En el capítulo 3 de esta tesis se ha hecho un estudio a modo de inventario de aquellos aspectos económicos relacionados con cada una de las etapas de la gestión de residuos.
- Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental.
La elección de uno u otro escenario de gestión de residuos afectará sobremanera a los impactos ambientales tanto locales (lluvia ácida, smog fotoquímico...) como globales (calentamiento global, agotamiento de la capa de ozono...), es por ello que la minimización de dichos impactos debe ser uno de los objetivos clave a considerar.

En esta tesis se utiliza la metodología ACV para identificar, clasificar, y cuantificar las cargas contaminantes y los impactos ambientales, los recursos materiales y energéticos asociados a los distintos escenarios de gestión de residuos.

Tal como ya se ha comentado, ninguna de las herramientas comerciales específicas de la gestión de residuos municipales y descritas en el capítulo 2 de esta tesis, nos proporciona

suficiente flexibilidad como para ser usada para la predicción de las emisiones al medio ambiente. Por otro lado en el capítulo 3 de esta tesis se ha hecho un estudio a modo de inventario de aquellos aspectos ambientales relacionados con cada una de las etapas de la gestión de residuos. Así, los datos de inventario que se mostraron en el capítulo 3, han sido asignados a las categorías de impacto que se muestran más abajo, mediante el software Simapro 7.3.3:

- Agotamiento de recursos abióticos. (Abiotic depletion) [kg Sb-eq]
- Acidificación (Acidification) [kg SO₂-eq]
- Eutrofización (Eutrophication) [kg PO₄²⁻-eq]
- Potencial de calentamiento global (Global warming potential 100) [kg-CO₂-eq]
- Destrucción de la capa de ozono (Ozone layer depletion) [kg CFC-11-eq]
- Toxicidad humana (Human toxicity) [kg 1,4-DB-eq]
- Ecotoxicidad en agua dulce (Fresh water aquatic ecotoxicity) [kg 1,4-DB-eq]
- Ecotoxicidad en agua marina (Marine aquatic ecotoxicity) [kg 1,4-DB-eq]
- Ecotoxicidad terrestre (Terrestrial ecotoxicity) [kg 1,4-DB-eq]
- Oxidación fotoquímica (Photochemical oxidation) [kg C₂H₄-eq]

A continuación se caracterizaran y se normalizan para ello se usará el método CML 2001 (World 1990). Finalmente, en algunos casos, para una mejor comparación entre escenarios, los valores de normalización se agregan aplicando un factor de ponderación de 1⁴⁰, es decir dando la misma importancia a todos los impactos.

En la Tabla 5-7 se pueden observar los objetivos considerados en relación a cada etapa del sistema de gestión de residuos.

Tabla 5-7 Criterios de sostenibilidad en relación a cada etapa

Etapa	Tipo de Criterio	Criterio
Generación de residuos	Social	Criterio 1. Prevenir/Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.
Segregación en origen	Social	Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población
Almacenamiento temporal	Social	Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población
	Económico	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
Recogida y Transporte	Económico	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
	Ambiental	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos. Criterio 5 : Minimizar el impacto ambiental
Tratamiento y valorización	Económico	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
	Ambiental	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental
Disposición controlada	Económico	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
	Ambiental	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

⁴⁰ El método CML 2001 no contempla la ponderación de los impactos, pero la herramienta SimaPro 7.3.3 permite dicha ponderación. En esta tesis se ha creído oportuno aplicar un factor de ponderación de 1 a fin de poder comparar distintos escenarios.

5.4.1 Definición de Indicadores/sub-indicadores

A continuación se describen con detalle los indicadores (atributos) definidos que nos permiten asignar un valor a los criterios antes descritos.

5.4.1.1 Indicadores sociales.

Como puede verse en la Tabla 5-7, se han identificado dos criterios de sostenibilidad de tipo social, Criterio 1: Prevenir/Minimizar la generación de residuos de origen doméstico, y el criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población. Mientras que el criterio 1 está claramente asociado a la etapa de generación, el criterio 3 está relacionado con todas y cada una de las etapas siguientes. En esta tesis sólo se ha contemplado el criterio 3 en relación a las etapas de segregación en origen de los residuos y de almacenamiento temporal de los residuos.

A continuación se describe los indicadores asociados a cada uno de estos criterios en relación a cada etapa.

5.4.1.1.1 Criterio 1: Minimizar la generación de residuos. Indicador VGRM

Se ha definido un indicador al que se ha llamado “Variación en la Generación de Residuo Municipal”, (VGRM de ahora en adelante) que mide la variación porcentual que experimenta la generación de residuos municipales, calculada respecto al escenario base estudiado (Ver apartado 5.5.1 de este capítulo). El indicador se calcula como sigue:

$$VGRM = \frac{(GRM_b - GRM_a)}{(GRM_b)} \times 100$$

Ecuación 5-5

donde:

VGRM es la Variación que experimenta la Generación de Residuo Municipal respecto al año base [%]

GRM_b es la generación total de residuo municipal generado en el Escenario Base [toneladas/año]

GRM_a es la generación total de residuo municipal generado en el escenario alternativo estudiado [toneladas/año]

Al comparar dos escenarios, cualquier acción que persiga una reducción en la generación de residuos debido a una variación del escenario económico o a la aplicación de medidas de reducción, ha de dar como resultado, un aumento en el valor de dicho indicador.

5.4.1.1.2 Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población. Indicador INP

Como ya se ha comentado anteriormente, el criterio 3 está relacionado con todas las etapas de la gestión de residuos, aunque en esta tesis sólo se ha contemplado el criterio 3 en relación a las etapas de segregación en origen de los residuos y de almacenamiento temporal de los residuos.

Se ha definido el indicador normalizado “Impacto negativo sobre la población”

$$INP = \frac{PRE_N + OC_{SN} + IRD_N}{3}$$

Ecuación 5-6

donde:

PRE_N es el indicador normalizado que hace referencia a la participación requerida por el sistema [adimensional].

OC_{SN} es el indicador normalizado que hace referencia a la Ocupación media ponderada del sistema de almacenamiento temporal [adimensional].

IRD_N es el indicador normalizado que hace referencia al Impacto en la Rutina Diaria [adimensional].

En la Tabla 5-8 se muestran los distintos valores que puede adoptar el indicador INP una vez normalizado.

Tabla 5-8 Valores posibles para INP una vez normalizado

Nivel de “molestia”	INP (No normalizado)	INP _N
Muy Bajo	INP=1	1
Bajo	1<INP≤2	2
Medio	2<INP≤3	3
Considerable	3<INP≤4	4
Alto	4<INP≤5	5

A continuación se explican con más detalle estos indicadores teniendo en cuenta las etapas en las que dichos indicadores toman valor.

1. Etapa segregación en origen:

Uno de los impactos negativos sobre la población, asociados a la gestión de residuos en la etapa de segregación de residuos, es la colaboración que el sistema requiere de los ciudadanos.

La participación requerida, es decir el grado de colaboración ciudadana, es uno de los aspectos clave en el actual modelo de gestión de residuos. Se puede deducir que una baja participación por parte del ciudadano provoca una mala segregación del residuo, lo que se traduce en un contenido de impropios elevado en las distintas fracciones segregadas y un aumento de la cantidad de fracción Resto que se genera.

La medición de la participación requerida es difícil, encontrándonos, en este caso, ante un indicador “proxy”⁴¹.

Se ha considerado que la “participación requerida” se puede medir a través de la medición, normalización y posterior agregación de dos subindicadores; la Superficie Particular Destinada a la Segregación (SPDS de ahora en adelante) y el Esfuerzo Económico que las familias deben hacer (EE de ahora en adelante). La Ecuación 5-7 nos muestra la agregación de ambos términos a fin de calcular la Participación Requerida (PRE de ahora en adelante).

$$PRE = \frac{SPDS_N + EE_N}{2}$$

Ecuación 5-7

donde:

PRE: Participación Requerida por el sistema [adimensional]

SPDS_N: Superficie Particular Destinada a la segregación Normalizado [adimensional] (ver capítulo 3 de esta tesis).

EE_N: Esfuerzo Económico Normalizado [adimensional] (ver capítulo 3 de esta tesis).

Mediante la medición de ambos términos podremos medir el esfuerzo -participación requerida- que realiza el ciudadano a fin de tener una buena segregación en el domicilio. En la Tabla 5-9 se muestran los distintos valores que pueden adoptar el Indicador PRE una vez normalizado.

Tabla 5-9 Valores posibles para PRE

Nivel de “molestia”	PRE (No Normalizado)	PRE (Normalizado)
Muy Bajo	PRE=1	1
Bajo	1<PRE≤2	2
Medio	2<PRE≤3	3
Considerable	3<PRE≤4	4
Alto	4<PRE≤5	5

A continuación se explican los criterios de normalización de cada uno de los subindicadores seleccionados para el cálculo de PRE.

En el capítulo 3 de esta tesis se ha presentado la evolución que ha experimentado el tamaño medio de la vivienda en el entorno estudiado y se ha visto como la superficie media construida en las viviendas de nueva construcción ha ido disminuyendo a lo largo del tiempo.

En ese mismo capítulo se ha definido el subindicador Superficie Particular Destinada a la Segregación (SPDS) y se han mostrado los valores que dicho subindicador toma entre los años 1999 y 2008 en el municipio de Terrassa.:

⁴¹ Los indicadores “proxy” son indicadores aproximados al indicador “ideal”. Por ejemplo, si se desea medir el esfuerzo realizado por una organización en materia de educación ambiental pero no se dispone de las inversiones económicas realizadas, se podría utilizar como indicador “proxy” “el número de actividades o acciones realizadas por la organización encaminadas a educación ambiental”.

$$SPDS = n \times \frac{SS}{SV} \times 100$$

Ecuación 5-8

donde:

n: Número de fracciones a segregarse (varía según sistema de gestión)

SS: Es la Superficie Dedicada a la segregación de una fracción [m²/fracción]

SV: Es la superficie media de la vivienda [m²] (varia en el tiempo)

Formalmente la SPDS puede tomar valores comprendidos entre 0 y 100%. pero en la práctica se han considerado 4 tipos de viviendas en función de su superficie viviendas mayores de 100 m², viviendas de entre 100 y 75 m², viviendas menores de 75 m² pero mayores o igual a 50 m² y viviendas menores a 50 m². En la Tabla 5-10 se muestran los distintos valores que puede tomar la SPDS en función de los distintos valores que puede tomar SV. SS y n.

Tabla 5-10 Valores que puede tomar el SISPDS

n	SV (m ²)	SS (m ²)	SPDS (No normalizados)
1	>100	0.1	<0.1
	100 - 75	0.1	0.1-0.14
	<75 - 50	0.1	> 0.14-0.2
	<50	0.1	>0.2
2	>100	0.1	<0.2
	100 - 75	0.1	0.2-0.28
	<75 - 50	0.1	<0.28-0.4
	<50	0.1	>0.4
3	>100	0.1	<0.3
	100 - 75	0.1	0.3-0.42
	<75 - 50	0.1	>0.42-0.6
	<50	0.1	>0.6
4	>100	0.1	<0.4
	100 - 75	0.1	0.4-0.56
	<75 - 50	0.1	>0.56-0.8
	<50	0.1	>0.8
5	>100	0.1	<0.5
	100 - 75	0.1	0.5-0.7
	<75 - 50	0.1	>0.7-1.0
	<50	0.1	>1.0

Dividiendo el rango de valores posibles en 5 tramos iguales se definen los valores de normalización para la SPDS. (Tabla 5-11)

Tabla 5-11 Valores de normalización del subindicador SPDS.

Superficie	SPDS (No Normalizado. %)	SPDS _N (Normalizado)
Muy bajo	SPDS < 0.2	1
Bajo	0.2 < SPDS ≤ 0.4	2
Medio	0.4 < SPDS ≤ 0.6	3
Considerable	0.6 < SPDS ≤ 0.8	4
Alto	SPDS ≥ 0.8	5

Como puede observarse la SPDS toma valor en cualquier caso, lo que significa que la ocupación de superficie para la recogida selectiva de los residuos en el domicilio, aunque la superficie destinada a dicha recogida sea pequeña, siempre va a suponer un cierto esfuerzo, y por tanto va a contribuir al aumento del indicador PRE.

En la Tabla 5-12 pueden observarse los valores normalizados que toma la SPDS en el municipio de Terrassa durante el período 1999-2008.

Tabla 5-12 Valores Normalizados que toma SPDS en el municipio de Terrassa. 1999-2008

Año	SS (m ²)	SV (m ²)	n	SPDS (%)	SPDS _N (Normalizado)
1999	0.1	123.10	4	0.32	2
2000	0.1	115.42	4	0.35	2
2001	0.1	114.22	4	0.35	2
2002	0.1	112.38	5	0.44	3
2003	0.1	103.99	5	0.48	3
2004	0.1	104.29	5	0.48	3
2005	0.1	87.43	5	0.57	3
2006	0.1	79.00	5	0.63	4
2007	0.1	77.00	5	0.65	4
2008	0.1	76.00	5	0.66	4

En el capítulo 3 de esta tesis, se ha explicado que la mayoría de municipios en Catalunya disponen de una ordenanza fiscal que regula las tasas aplicables por el servicio de gestión de residuos municipales. Mediante dichas tasas se cubren de forma, muchas veces parcial, los costes económicos asociados a la gestión de los residuos municipales que se generan.

En ese mismo capítulo se ha definido el subindicador “Esfuerzo económico”

$$EE = \frac{TR}{RFBDPV} \times 1000$$

Ecuación 5-9

donde:

TR: Tasa de residuos que cada familia paga a la administración local [euros]

RFBDPV: Renta Familiar Bruta Disponible por vivienda [euros/vivienda]

La RFBDPV se calcula multiplicando la RFBDP por la ocupación media de la vivienda

Las tasas aplicables al servicio de gestión de residuos municipales son de reciente aplicación. es por ello que no existen datos históricos suficientes en el municipio de Terrassa para estudiar la evolución histórica de dicho subindicador.

Para normalizar el subindicador EE, a falta de datos históricos del municipio de Terrassa, se han tomado como referencia los datos correspondientes al año 2008, para las capitales de comarca del ámbito metropolitano, que se presentaron en el capítulo 3 de esta tesis.

Formalmente el subindicador EE puede tomar valores comprendidos entre 0 y 1000 puesto que así está definido, pero si nos fijamos en la “Tabla 4.3-1 Valores de SPD y TR de las capitales

de comarca del ámbito metropolitano para el 2008”, del capítulo 3 de esta tesis, donde se muestran los distintos valores que tomó el SITR en el año 2008 para las capitales de comarca del ámbito metropolitano, vemos que dicho indicador oscila entre 2 y aproximadamente 5 ‰.

Dividiendo el rango de valores hallados en 5 tramos iguales se definen los valores de normalización para el subindicador EE. (Tabla 5-13)

Tabla 5-13 Valores de normalización del subindicador EE.

Nivel de EE	EE (No Normalizado)	EE _N (Normalizado)
Muy Bajo	EE ≤ 2	1
Bajo	2 < EE ≤ 3	2
Medio	3 < EE ≤ 4	3
Considerable	4 < EE ≤ 5	4
Alto	EE > 5	5

Como se desprende de lo dicho hasta ahora en este apartado, el indicador PRE, varía en el tiempo puesto que los subindicadores SPDS y EE varían con éste (SV, RFBDPV y TR varían con el tiempo según el entorno socioeconómico). Este hecho nos permitirá hacer proyecciones de futuro en base a la evolución socioeconómica temporal del entorno.

En la Tabla 5-14 se muestran los valores de los subindicadores SPDS_N y EE_N, y del indicador PRE_N para las capitales de comarca del ámbito metropolitano en el año 2008.

Como puede observarse, Terrassa es una de las capitales de comarca en la que se requiere una participación ciudadana media en la etapa segregación en origen con un PRE_N de 3.0.

Tabla 5-14 Valores de SPD_N, EE_N y PRE_N de las capitales de comarca del ámbito metropolitano para el 2008.

Ciudades	EE _N (Norm)	SPDS _N (Norm)	PRE _N
Barcelona	3	3	3
El Prat de Llobregat	4	3	4
Sant Feliu de Llobregat	3	3	4
Terrassa	2	4	3
Sabadell	2	3	3
Granollers	2	3	3
Mataró	2	2	2
Vilanova i la Geltrú	2	3	3
Vilafranca del Penedès	2	3	3

2. Etapa Almacenamiento temporal

En el capítulo 3 de esta tesis se ha mostrado la evolución en la capacidad anual de almacenaje (CA_i), así como la evolución temporal del porcentaje de ocupación (OC_i) correspondiente a los dispositivos de almacenamiento temporal en el municipio de Terrassa desde el año 1999 hasta el 2009, para cada una de las fracciones recogidas selectivamente. (ver Ecuación 5-10 y Ecuación 5-11)

$$CA_i = 52 \times (C_i \times V_i \times f_i)$$

Ecuación 5-10

$$OC_i = \frac{(GR_i/\delta_i)}{CA_i} \times 100$$

Ecuación 5-11

donde:

CA_i es la capacidad anual de almacenaje de la fracción i-ésima [L/año]

52 es el número de semanas que se realiza recogida al año

C_i es el número de contenedores para el almacenamiento de la fracción i-ésima que se vacían en cada recogida [contenedor/día de recogida] (número de contenedores actuales)

V_i es el volumen de los contenedores para el almacenamiento de la fracción i-ésima [L/contenedor]

f_i es la frecuencia de recogida de los contenedores para el almacenamiento de la fracción i-ésima [recogida/semana]

OC_i es el porcentaje volumétrico de ocupación del contenedor correspondiente a la fracción i-ésima (%)

CA_i es la capacidad anual de almacenamiento para la fracción i-ésima (L/año)

GR_i es la cantidad de fracción i-ésima recogida (kg/año)

δ_i es la densidad que presenta la fracción i-ésima dentro del contenedor (kg/L)⁴².

En la Tabla 5-15 se muestran los porcentajes volumétricos de ocupación para los distintos contenedores, en el año 2008 en el municipio de Terrassa.

Tabla 5-15 Porcentajes volumétricos de ocupación de los contenedores de almacenamiento temporal (OC_i) año 2008. Terrassa.

Dispositivo almacenamiento de la fracción	OC_i (% v/v)
Vidrio	25
Papel/cartón	32
Envases ligeros	34
Orgánica	28
Resto	59

Formalmente el OC_i puede tomar valores comprendidos entre 0 y 100 puesto que así está definido, pero si nos fijamos en la Tabla 5-15 donde se muestran los valores de OC_i para cada una de las fracciones que conforman el residuo municipal del municipio de Terrassa en el año 2008, vemos que dicho indicador oscila entre el 25% y el 59%.

Así, para poder determinar si los medios están de acorde con la demanda, se ha definido el subindicador $OC_{i,}$.

⁴² Se han considerado las siguientes densidades para cada una de las fracciones: fracción Envases ligeros 0.044 kg/L; fracción Resto 0.091 kg/L; fracción Orgánica 0.341 kg/L; fracción Papel/cartón 0.100kg/L; fracción Vidrio 0.364 kg/L. Todos ellos son datos de Iriarte *et al.* (Iriarte, 2009).

Dividiendo el rango de valores que puede tomar el subindicador OC_i en 5 tramos iguales, se definen los valores de normalización para el subindicador (ver tabla Tabla 5-16)

Tabla 5-16 Valores de normalización del indicador OC_i

Uso	OC_i (%) (No Normalizado)	OC_{iN} (Normalizado)
Muy Bajo	$0 < OC \leq 20$	5
Bajo	$20 < OC \leq 40$	4
Medio	$40 < OC \leq 60$	3
Considerable	$60 < OC \leq 80$	2
Alto	$80 < OC \leq 100$	1

Este subindicador nos permite observar si un cambio en la generación de las distintas fracciones y o en la población supondrá una falta de medios a disposición del ciudadano, que probablemente darán como resultado un uso impropio de los dispositivos de almacenamiento temporal.

Se calcula el indicador Ocupación media del sistema de almacenamiento temporal (OC_s) aplicando la siguiente ecuación:

$$OC_s = \frac{\sum_{i=1}^n OC_{iN}}{n}$$

Ecuación 5-12

donde

OC_s Ocupación media del sistema de almacenamiento temporal [adimensional]

OC_{iN} es el valor normalizado del subindicador ocupación del contenedor correspondiente a la fracción i-ésima [adimensional]

n es el número de fracciones consideradas

Este indicador nos permite observar si de forma general un cambio en la generación de las distintas fracciones y o en la población supondrá una falta de medios a disposición del ciudadano, que probablemente darán como resultado un uso impropio de los dispositivos de almacenamiento temporal.

En la Tabla 5-17 se pueden ver los valores que puede tomar el indicador OC_s , una vez normalizado.

Tabla 5-17 Valores que puede tomar el indicador OC_{sN}

Uso	OC_s (No Normalizado)	OC_{sN}
Muy Bajo	$OC_s \leq 5$	5
Bajo	$5 < OC_s \leq 4$	4
Medio	$4 < OC_s \leq 3$	3
Considerable	$3 < OC_s \leq 2$	2
Alto	$2 < OC_s \leq 1$	1

Por otro lado, el subindicador OC_i nos permite, para un porcentaje de ocupación dado y dada una determinada generación de fracción i -ésima (GR_i), calcular la frecuencia de la recogida aplicando la siguiente ecuación:

$$\gamma_i = \frac{(GR_i/\delta_i) \times (1/V_i) \times \left(\frac{100}{OC_i}\right)}{C_i} \times \left(\frac{1}{52}\right)$$

Ecuación 5-13

donde

v_i es la frecuencia de recogida de los contenedores para el almacenamiento de la fracción i -ésima [días/semana]

52 es el número de semanas que se realiza recogida al año

C_i es el número de contenedores para el almacenamiento de la fracción i -ésima que se vacían en cada recogida [contenedor/día de recogida] (número de contenedores actuales)

V_i es el volumen de los contenedores para el almacenamiento de la fracción i -ésima [L/contenedor]

OC_i es el porcentaje volumétrico de ocupación del contenedor correspondiente a la fracción i -ésima (%)

GR_i es la cantidad de fracción i -ésima recogida (kg/año)

δ_i es la densidad que presenta la fracción i -ésima dentro del contenedor (kg/L)

Una variación en la frecuencia de recogida de una fracción dada modificará el consumo total de combustible anual y ello afectará a los criterios ambientales y económicos asociados a la etapa de recogida. (ver apartado 5.4.1.2 y 5.4.1.3 de este capítulo)

Por otro lado, como ya se ha comentado en el capítulo 3 de esta tesis, el almacenamiento en la vía pública de las fracciones segregadas por los ciudadanos en el domicilio, supone un impacto sobre la rutina diaria de la población que se ha de intentar minimizar a fin de no crear gran rechazo para con el sistema de almacenamiento temporal. *González et al.*, en una encuesta llevada a cabo en el 2005, pusieron de manifiesto que los ciudadanos están más predispuestos a separar en el domicilio un mayor número de fracciones si los dispositivos de almacenamiento temporal se encuentran cerca de ellos (Gonzalez, 2005).

En esta tesis se ha considerado que una de las principales molestias que el ciudadano percibe en relación al sistema de almacenamiento temporal tiene que ver con la distancia entre el domicilio y el sistema de almacenamiento temporal.

Se define el indicador DAT_i como la distancia normalizada a la que se encuentran los dispositivos de almacenamiento temporal de la fracción i -ésima.

Para poder calcular el indicador se han considerado las siguientes distancias relacionadas con los dispositivos de almacenamiento temporal. (Gallardo, 2008)

Tabla 5-18 Distancias consideradas y valores para el indicador DAT_i

Distancias	Valores DAT _i	
Muy Bajo	Mínima	1
Bajo	Menor a 50 metros	2
Medio	Entre 50 y 100 metros	3
Considerable	Entre 100 y 400 metros	4
Alto	Más de 400 metros	5

Fuente. Elaboración propia a partir de datos de (Gallardo, 2008)

En la Tabla 5-19 se muestran los valores normalizados de dicho indicador para los distintos sistemas de almacenamiento temporal que actualmente podemos encontrar en las ciudades españolas.

Tabla 5-19 Valores normalizados del indicador DAT para los distintos sistemas de almacenamiento temporal considerados

Tipo de sistema		Distancia al punto de generación	Distancia considerada	Valores DAT _N
Sistema contenedores	Puerta a Puerta	Mínima	Muy Baja	1
	Acera	Menor a 50 metros	Bajo	2
	Área de aporte	Entre 100 y 400 metros	Considerable	4
Sistema Subterránea		Menor a 50 metros	Bajo	2
		Entre 50 y 100 metros	Medio	3
		Entre 100 y 400 metros	Considerable	4
		Más de 400 metros	Alta	5
Sistema Neumática		Mínima ¹	Muy Baja	1
		Menor a 50 metros ²	Bajo	2
		Entre 100 y 400 metros ²	Alta	4

Fuente. Elaboración propia a partir de datos de (Gallardo, 2008)

¹Se refiere a sistemas neumáticos instalados en el propio edificio donde se generan

² Se refiere a sistemas neumáticos instalados en la calle

Se define el indicador Impacto en la Rutina Diaria (IRD) como la suma ponderada de los DAT_i correspondientes a cada fracción.

$$IRD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^j p_j DAT_i$$

Ecuación 5-14

donde

n es el número de fracciones segregadas

p_j es la proporción de habitantes afectados el sistema de almacenamiento temporal j-ésimo.

DAT_i distancia normalizada a la que se encuentran los dispositivos de almacenamiento temporal de la fracción i-ésima.

Así, el indicador IRD toma valores comprendidos entre 5 (almacenamiento temporal 5 fracciones a una distancia Alta del punto de generación) y como valor mínimo 1 (caso hipotético de almacenamiento temporal de una sola fracción a una distancia Muy baja).

En esta tesis sólo se han simulado escenarios de gestión en los que las fracciones segregadas por el ciudadano son 5, el almacenamiento temporal es mediante contenedores situados en la acera a una distancia de menos de 50 metros, por ello el indicador IRD toma siempre el valor de 2 (IRD_N bajo).

Tabla 5-20 Valores que toma IRD_N

	Valores IRD	IRD _N
Muy Bajo	IRD=1	1
Bajo	1<IRD≤2	2
Medio	2<IRD≤3	3
Considerable	3<IRD≤4	4
Alto	4<IRD≤5	5

5.4.1.2 Indicadores Ambientales

Como puede verse en la Tabla 5-7, se han identificado dos criterios de sostenibilidad de tipo ambiental, Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos, y el criterio 5: Minimizar el impacto ambiental.

Ambos criterios ambientales están relacionados con las etapas, recogida y transporte, tratamiento y valorización, y disposición controlada.

A continuación se describen los indicadores que se han definido y que están asociados a cada uno de estos criterios.

5.4.1.2.1 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos.

A fin de poder asignar un valor medible en relación al criterio 2 “Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos”, en el capítulo 3 de esta tesis se han identificado los consumos energéticos (consumos eléctricos y de combustible fósil) asociados a cada una de las etapas de gestión de residuos, así como la generación de electricidad asociada a alguno de los tratamientos o a la disposición de los residuos.

Se ha considerado que 1 litro de diésel equivalen a 35.6MJ⁴³ y 1 kWh equivale a 3.6MJ.

Se ha definido el indicador consumo neto de recursos energéticos (CNRE) que se calcula de la siguiente manera:

$$CNRE = \sum_{k=1}^k (CRE_k - GRE_k)$$

Ecuación 5-15 Consumo neto de recursos energéticos

⁴³ Corresponde a un diésel de densidad 0.84kg/L, y un PCI de 11.78 kWh/kg (GUÍA PRÁCTICA PARA EL CÁLCULO DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI). Versión de septiembre de 2010 Generalitat de Catalunya y Oficina Catalana del Canvi Climàtic)

donde

CNRE es el consumo neto de recursos energéticos del sistema de gestión estudiado [MJ/año]

CRE_k es el consumo de recursos energéticos de la etapa k-ésima de la gestión [MJ/año]

GRE_k es la generación de recursos energéticos de la etapa k-ésima de la gestión [MJ/año]

Un valor de CNRE mayor que cero (positivo) indica que el sistema de gestión estudiado consume más recursos energéticos de los que se generan, mientras que un CNRE negativo (menor a cero) indica que el sistema genera más recursos energéticos de los que consume.

Las unidades son de MJ anuales, de forma que la cantidad anual de residuos a gestionar influye de forma muy directa en el valor del indicador.

El consumo de recursos energéticos (CRE_k), y la generación de recursos energéticos (GRE_k) se calculan mediante las siguientes ecuaciones:

$$CRE_k = \sum_{i=1}^i CRE_i$$

Ecuación 5-16 Consumo de recursos energéticos de la etapa k-ésima

$$GRE_k = \sum_{i=1}^i GRE_i$$

Ecuación 5-17 Generación de recursos energéticos de la etapa k-ésima

donde el subíndice “i” hace referencia a la fracción i-ésima gestionada.

5.4.1.2.2 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

En el capítulo 3 de esta tesis se han identificado y cuantificado, a modo de inventario, los contaminantes asociados a cada una de las etapas de gestión de residuos.

Tal como se ha explicado en el capítulo 2 de esta tesis, todos los métodos de evaluación del impacto según metodología ACV tienen la siguiente estructura:

- Selección de las categorías de impacto
- Clasificación
- Caracterización
- Normalización
- Valoración o Ponderación

Tal como se ha comentado anteriormente el método de evaluación del impacto utilizado en esta tesis es el método CML 2001, que considera las siguientes categorías de impacto (ver capítulo 2 tabla 3.4-1 de esta tesis)

- Agotamiento de recursos abióticos. (Abiotic depletion) [kg Sb-eq]
- Acidificación (Acidification) [kg SO₂-eq]
- Eutrofización (Eutrophication) [kg PO₄²⁻-eq]
- Potencial de calentamiento global (Global warming potential 100) [kg-CO₂-eq]
- Destrucción de la capa de ozono (Ozone layer depletion) [kg CFC-11-eq]
- Toxicidad humana (Human toxicity) [kg 1,4-DB-eq]
- Ecotoxicidad en agua dulce (Fresh water aquatic ecotoxicity) [kg 1,4-DB-eq]
- Ecotoxicidad en agua marina (Marine aquatic ecotoxicity) [kg 1,4-DB-eq]
- Ecotoxicidad terrestre (Terrestrial ecotoxicity) [kg 1,4-DB-eq]
- Oxidación fotoquímica (Photochemical oxidation) [kg C₂H₄-eq]

Utilizando la herramienta SimaPro 7.3.3, se han clasificado los resultados del inventario (ver capítulo 3 de esta tesis) en cada una de las categorías de impacto anteriormente citadas. Para ello se han utilizado los factores de caracterización del método CML 2001.

Así mismo se han utilizado los factores de normalización, world 1990 que proporciona el método CML 2001. (Tabla 5-21).

Tabla 5-21 Valores de Normalización del método CML 2001.World 1990

Categorías de impacto	Unidades	Factores de Normalización
Abiotic depletion	kg Sb-eq	6.32 10 ⁻¹²
Acidification	kg SO ₂ -eq	3.09 10 ⁻¹²
Eutrophication	kg PO ₄ ²⁻ -eq	7.53 10 ⁻¹²
Global warming potential 100	kg-CO ₂ -eq	2.27 10 ⁻¹⁴
Ozone layer depletion	kg CFC-11-eq	8.76 10 ⁻¹⁰
Human toxicity	kg 1,4-DB-eq	1.67 10 ⁻¹⁴
Fresh water aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB-eq	4.83 10 ⁻¹³
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB-eq	1.32 10 ⁻¹⁵
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB-eq	3.79 10 ⁻¹²
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ -eq	9.59 10 ⁻¹²

El método CML 2001 no contempla la ponderación de los impactos, pero la herramienta SimaPro 7.3.3 permite dicha ponderación. En esta tesis se ha creído oportuno aplicar un factor de ponderación de 1 con el fin de comparar distintos escenarios de una forma más visual. Es decir, se han tomado los valores de la Normalización y se han sumado, dando la misma importancia a todas las categorías de impacto. Esta medida no pretende otra cosa que facilitar la comparación entre escenarios. Las unidades resultantes de esta ponderación son Puntos (Pt).

5.4.1.3 Indicadores económicos

5.4.1.4 Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión.

En el capítulo 3 de esta tesis se han identificado y cuantificado, los costes asociados a la gestión de los residuos municipales para cada una de las etapas estudiadas.

A fin de poder asignar un valor medible en relación al criterio 4 “Minimizar los costes asociados a la gestión”, se ha definido el indicador Coste Neto (CN) que se calcula de la siguiente manera:

$$CN = \sum_{k=1}^k (C_k - I_k)$$

Ecuación 5-18 Coste neto

donde

CN es el coste económico neto del sistema de gestión estudiado [€/año]

C_k es el coste económico de la etapa k-ésima de la gestión [€/año]

I_k son los ingresos económicos de la etapa k-ésima de la gestión [€/año]

Los costes (C_k), y los ingresos (I_k) se calculan mediante las siguientes ecuaciones:

$$C_k = \sum_{i=1}^i C_i$$

Ecuación 5-19 Costes económicos de la etapa k-ésima

$$I_k = \sum_{i=1}^i I_i$$

Ecuación 5-20 Ingresos económicos de la etapa k-ésima

donde el subíndice “i” hace referencia a la fracción i-ésima gestionada.

Dado que parte de los costes asociados a la gestión de residuos son costes fijos (costes independientes de la cantidad de residuos generada), se ha calculado también el coste por tonelada de residuo gestionado para cada uno de los escenarios contemplados en esta tesis.

5.5 Definición de escenarios de gestión

Se han considerado los siguientes escenarios de gestión de residuos:

- Escenario base (EB)
- Escenario Medidas de Prevención de Residuos (EPR)
- Escenario cambio Entorno Económico (EE)

A continuación se describen los escenarios de gestión de residuos considerados.

5.5.1 Escenario Base. Terrassa 2008 (EB)

Terrassa es un municipio de la comarca del Vallès Occidental. En el año 2008 tenía una población de 206245 habitantes (Idescat, 2008) y una Renta Familiar Bruta Disponible per cápita de 15868 euros/hab.año (Idescat, 2011).

El ciudadano debe segregar en origen 5 fracciones de residuos. Las cantidades recogidas en 2008 se muestran en la Tabla 5-22.

Tabla 5-22 Cantidades anuales de residuos generadas en el Escenario Base.

Total (t)	Envases ligeros (t)	Resto (t)	FORM (t)	Papel/cartón (t)	Vidrio (t)
81895	4187	58024	7263	9143	3278

El modelo de almacenamiento temporal más ampliamente utilizado en el municipio es el modelo "Contenedor en acera" con una distancia al punto de generación de menos de 50 m.

El sistema de recogida de residuos se realiza mediante vehículos de carga trasera, de capacidad 18 m³ y compactador simple. En la Tabla 5-23 se muestra la frecuencia de la recogida de residuos según fracciones en este escenario.

Tabla 5-23 Frecuencia de la recogida en Escenario Base.

Frecuencia Υ(días/semana)	Vidrio	Papel/cartón	Envases Ligeros	Orgánica	Resto
EB	1.5	3.5	3.5	3.0	7.0

Tal como se ha mostrado en la tabla 4.4-1 del capítulo 3 de esta tesis, el primer destino de las fracciones Envases ligeros, Resto y Vidrio, es una planta de transferencia situada en la Carretera Nacional-150 km 14.6. La fracción FORM tiene como destino una planta de digestión anaerobia colindante a la planta de transferencia, y la fracción Papel/cartón tiene como primer destino una planta de transferencia situada en un polígono industrial del propio municipio.

La fracción Resto, tal como se ha explicado en el capítulo 3 de esta tesis, es transportada mediante camiones de 18 t de capacidad hasta el CTRV (Centre de Tractament de Residus del Vallès Occidental) situado en el municipio de Vacarises, a unos 18 km de la planta de transferencia.

La fracción Envases ligeros se transporta mediante camiones de 18 t de capacidad hasta la planta de selección de envases situada en el Municipio de Santa Maria de Palautordera, a unos 53 km de la planta de transferencia. Los materiales recuperados en esta planta se transportan a distintas plantas de reciclaje de materiales (ver capítulo 3 de esta tesis) y la fracción Rechazo procedente de la planta de selección se deposita en vertedero situado en el mismo municipio de Santa Maria de Palautordera.

5.5.2 Escenario medidas de prevención de residuos (EPR)

Este escenario aplica las medidas de prevención de residuos contempladas en la Tabla 5-6 al Escenario Base.

Concretamente:

- Respecto a las medidas de reducción correspondientes a Envases se ha considerado que:

- “Favorecer los productos con devolución de envase” supone una reducción del 34% en peso de los residuos correspondientes a la fracción Vidrio.
 - “Promover el consumo de agua de grifo” supone una reducción del 33 % en peso de los residuos PET contenidos en la fracción Envases ligeros, dado que la gran mayoría de los envases de agua corresponden a envases de PET (Sans R. , 2012) (Sans R. , 2005).
 - “Desarrollar bolsas reutilizables” supone una reducción del 50% en peso de los residuos de Film (LDPE) contenidos en la fracción Envases ligeros.
- Respecto a las medidas de reducción correspondientes a Residuos orgánicos, se ha considerado que “Promoción del compostaje” y “Lucha contra el malbaratamiento de alimentos” supone una reducción del 18% en peso de los residuos orgánicos contenidos en la fracción Orgánica.
- Respecto a las medidas de reducción correspondientes a los residuos de papel, se ha considerado que “Actuar contra publicidad y prensa gratuita” y “Promover la desmaterialización” supone una reducción del 15% en peso de los residuos de papel contenidos en la fracción Papel/cartón.

En la Tabla 5-24 se muestran las cantidades de residuos recogidas en este nuevo escenario.

El análisis de este escenario nos muestra el beneficio, ambiental y económico que supone aplicar dichas medidas de prevención al Escenario Base.

Tabla 5-24 Cantidades de residuos generadas en el Escenario Prevención de residuos.

Total (t)	Envases ligeros (t)	Resto (t)	FORM (t)	Papel/cartón (t)	Vidrio (t)
77982	3680	58024	6115	7999	2164

Para calcular estas cantidades se han tenido en cuenta la composición de los diversos contenedores de recogida de residuos que se han mostrado en el capítulo 1 de esta tesis y que corresponden al estudio *“Factors socials i econòmics que influeixen en la producció dels residus municipals d’origen domèstic. Propostes d’acció per la seva reducció”* (Alvarez, 2006).

Dado que este escenario no pretende simular cambios en el modelo de almacenamiento temporal, se ha mantenido el número de contenedores existentes en el Escenario Base, así como el porcentaje de ocupación de estos. Por otro lado la frecuencia de la recogida se ha calculado según la Ecuación 5-13.

Tabla 5-25 Frecuencia de la recogida en escenario EPR y EB

Frecuencia γ (días/semana)	Vidrio	Papel/cartón	Envases ligeros	Orgánica	Resto
EB	1.5	3.5	3.5	3.0	7.0
EPR	1.0	3.1	3.1	2.5	7.0

5.5.3 Escenarios cambio del Entorno Económico (EE)

Tal como se ha explicado en el apartado 5.3.2 de este capítulo, en esta tesis se estudian dos escenarios económicos:

- Escenario entorno económico pre-crisis, con un consumo vinculado a las economías familiares y sin contención del gasto debido a bajas expectativas económicas (EEPC).
- Escenario entorno económico con un consumo desvinculado de las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico (EEC).

Para cada uno de estos escenarios se simulan dos sub-escenarios correspondientes a una disminución de la RFBDDPC del 5% y del 10%.

Como ya se ha explicado anteriormente, para predecir la cantidad de residuos generados según el escenario económico estudiado se ha aplicado la Ecuación 5-1 para el EEPC y la Ecuación 5-3 para el EEC, así como los coeficientes f_{ik} que aparecen en la Tabla 5-5.

En la Tabla 5-26 se muestran las cantidades anuales de residuos generadas para cada escenario y subescenario económico considerado, así como la RFBDDPC en cada caso.

Tabla 5-26 cantidades de residuos generadas para los escenarios EEPC5, EEPC10, EEC5 y EEC10

Escenario económico	RFBDDPC (euros/hab)	GRM (t/año)	Envases ligeros (t/año)	Resto (t/año)	FORM (t/año)	Papel/cartón (t/año)	Vidrio (t/año)
EEPC5	15075	81560	4257	57908	7096	8988	3311
EEPC10	14281	80497	4202	57153	7003	8871	3268
EEC5	15075	69352	4166	49778	7032	5033	3343
EEC10	14281	68289	4103	49015	6924	4956	3291

Dado que estos escenarios no pretenden simular cambios en el modelo de almacenamiento temporal, se ha mantenido el número de contenedores existentes en el Escenario Base, así como el porcentaje de ocupación de éstos. Por otro lado la frecuencia de la recogida se ha calculado según la Ecuación 5-13.

Tabla 5-27 Frecuencia de la recogida para los escenarios EEPC5, EEPC10, EEC5 y EEC10

Frecuencia γ (días/semana)	Vidrio	Papel/cartón	Envases ligeros	Orgánica	Resto
EEPC5	1.6	3.4	3.6	2.9	7.0
EEPC10	1.5	3.4	3.5	2.9	6.9
EEC5	1.6	1.9	3.5	2.9	6.0
EEC10	1.5	1.9	3.4	2.9	5.9

5.6 Conclusiones

En este capítulo se ha hecho una propuesta metodológica para la construcción de una herramienta de soporte a la toma de decisiones en materia de gestión de residuos municipales utilizando un enfoque multicriterio al problema.

Se ha construido un modelo de predicción de la cantidad de residuos municipales generados. Para poder construir este modelo ha sido necesario el estudio de las variables socio-económicas demográficas que afectan la generación total de residuos municipales.

Este modelo permite simular la cantidad de residuos totales a gestionar al variar la capacidad de consumo de las familias y/o la población, así como ver la influencia que tiene sobre la cantidad de residuos totales generados, la aplicación de distintas políticas de minimización de la generación de residuos.

Se han Identificado los objetivos (criterios) de sostenibilidad (ambientales, sociales y económicos) y se han definido los indicadores y subindicadores (atributos) asociados a cada una de las etapas o unidades de proceso que intervienen en un modelo de gestión, en relación a los objetivos previamente definidos.

La Definición de atributos (indicadores), permite la asignación de valores numéricos a cada uno de los criterios previamente identificados. Se definen atributos relacionados con criterios económicos, sociales y ambientales.

Se han definido distintos escenarios de gestión de residuos, utilizando los indicadores previamente definidos:

- Escenario Base, correspondiente a la gestión de los residuos municipales en el municipio de Terrassa en el año 2008.
- Escenarios Económicos: se estudian 4 escenarios económicos distintos, 2 correspondiente a un entorno económico pre-crisis, con un consumo vinculado a las economías familiares y sin contención del gasto debido a bajas expectativas económicas (uno con una RFBDDPC un 5% menor a la del año 2008, y otro con una RFBDDPC 10% menor a la del 2008), y 2 en entorno económico desvinculado de ésta y con bajas expectativas de crecimiento económico (con RFBDDPC un 5 y 10% menor a las del 2008).
- Escenario de minimización de la generación de residuos: se aplican las distintas medidas de reducción de residuos contempladas por “Guia per l'elaboració de plans locals de prevenció de residus municipals. Novembre 2008 . Estudi realitzat per l'Agència d'Ecologia Urbana de Barcelona i Agència de Residus de Catalunya” al Escenario Base.

6 Capítulo 6. Análisis de los escenarios de gestión.

6.1 Introducción.

En este capítulo se hace un análisis de los escenarios de gestión de residuos contemplados atendiendo a los criterios e indicadores descritos en el capítulo 5 de esta tesis.

Para cada uno de los criterios definidos, se muestra un análisis por etapas y fracciones. El objetivo de este análisis es determinar qué etapas de la gestión influyen en mayor medida en cada uno de los indicadores considerados a fin de focalizar los esfuerzos futuros en la mejora de dichas etapas o fracciones.

Por otro lado, se hace un análisis comparativo de los escenarios a fin de evaluar y cuantificar el efecto económico ambiental y social que ha tenido, por un lado, la aplicación de medidas de prevención de residuos y por otro el cambio de entorno económico.

6.2 Análisis del Escenario Base

A continuación se hace un análisis más detallado del Escenario Base según los objetivos de sostenibilidad e indicadores descritos anteriormente.

6.2.1 Criterio 1: Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.

El Escenario Base, es el escenario de gestión de residuos del municipio de Terrassa correspondiente al año 2008. Debido a que en este escenario no se ha aplicado ninguna medida de minimización ni de prevención de residuos, el indicador correspondiente a este criterio (VGRM) no toma valor.

6.2.2 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos

Tal como se ha descrito en el capítulo 3 de esta tesis, en las etapas 1, 2, 3 del Escenario Base (etapa generación de residuos, segregación en origen y almacenamiento temporal respectivamente) no se consumen recursos energéticos.

En la etapa 4 (recogida y transporte de residuos) el consumo de recursos energéticos viene dado por el consumo de combustible durante la recogida y transporte de las distintas fracciones y subfracciones consideradas.

En la etapa 5 y 6 (tratamiento y valorización, y disposición controlada respectivamente) el consumo de recursos energéticos es debido al consumo neto de recursos energéticos (consumo menos generación) en cada una de las instalaciones consideradas.

En la Tabla 6-1 se puede ver el valor que toma el indicador consumo neto de recursos energéticos (CNRE) así como el consumo y generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base⁴⁴. Según adjudicaciones de Ecoembes en el año 2008, los materiales recuperados en las plantas de selección de envases pueden ser reciclados en plantas situadas dentro de la comunidad autónoma, o más próximas a la Comunidad Autónoma, (escenario “Proximidad”) o fuera de ella (escenario “No proximidad”). Es por ello que en la tabla se muestran de forma separada ambos escenarios.

En la Tabla 6-2 se muestra la distribución porcentual del consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas. Estos datos nos permiten hacer un análisis más profundo del Escenario Base.

Tabla 6-1 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base.

	CNRE (EB) (MJ/año)	Etapas	Envases ligeros (EB)	Resto hasta depósito con CRTV (EB)	FORM (EB)	Papel /cartón (EB)	Vidrio (EB)
Escenario Proximidad	38645110	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	3896789	11000560	3705723	7614068	1405729
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1864438	10433346	-3070152	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1705835	88774	0	0
		Total (MJ/año)	5761226	23139741	724346	7614068	1405729
Escenario NO Proximidad	39740269	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	4991947	11000560	3705723	7614068	1405729
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1864438	10433346	-3070152	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1705835	88774	0	0
		Total (MJ/año)	6856385	23139741	724346	7614068	1405729

⁴⁴ Tal como se ha especificado en el capítulo 3 de esta tesis, queda fuera de los límites del sistema, la disposición de la subfracción rechazo procedente de plantas de selección de envases por ser una subfracción muy pobre en materia orgánica y no tener suficientes datos en cuanto al consumo energético, ni las emisiones que su disposición supone.

La fracción Resto, es la fracción que consume más recursos energéticos para su gestión, representando aproximadamente entre el 58 y el 60% de todos los recursos energéticos empleados en la gestión de los residuos. Esto es debido, aproximadamente a partes iguales, a la etapa de recogida y transporte (48% de los recursos energéticos empleados en esta fracción) y la de tratamiento y valorización (45% de los recursos energéticos empleados en esta fracción).

Los valores que se muestran en la Tabla 6-2 nos permiten un análisis más detallado. Podemos observar que entre el 71 y el 72 % de los recursos energéticos (escenario “Proximidad” y escenario “No proximidad” respectivamente) son consumidos en la recogida y transporte de las fracciones y que sólo el 24 y 23 % de los recursos energéticos se consumen en el tratamiento y valorización de las fracciones consideradas. La disposición de los residuos supone, aproximadamente, un 5% de todos los recursos energéticos consumidos.

El tratamiento y valorización de la fracción FORM tiene un saldo negativo, y por tanto genera más recursos energéticos de los que consume en esa etapa.

Tabla 6-2 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base.

		Envases ligeros (EB)	Resto hasta depósito con CRTV (EB)	FORM (EB)	Papel/ Cartón (EB)	Vidrio (EB)	Total (EB)
Etapas							
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	10.1	28.5	9.6	19.7	3.6	71.5
	Tratamiento y valorización (%)	4.8	27.0	-7.9	0.0	0.0	23.9
	Disposición (%)	0.0	4.4	0.2	0.0	0.0	4.6
	Total % Respecto total	14.9	59.9	1.9	19.7	3.6	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	12.6	27.7	9.3	19.2	3.5	72.3
	Tratamiento y valorización (%)	4.7	26.3	-7.7	0.0	0.0	23.2
	Disposición (%)	0.0	4.3	0.2	0.0	0.0	4.5
	Total % Respecto total	17.3	58.2	1.8	19.2	3.5	100.0

Respecto a la etapa recogida y transporte, vemos que la mayoría de recursos energéticos se consumen durante la recogida de las distintas fracciones consideradas. El consumo de recursos energéticos varía según la fracción considerada ya que la frecuencia de la recogida así como la cantidad transportada varía entre fracciones.

De forma general, podemos decir que la recogida de residuos consume entre el 77 y el 74 % de los recursos energéticos en esta etapa (escenario “Proximidad” y escenario “No proximidad” respectivamente).

Tabla 6-3 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el Escenario Base.

		Envases ligeros (EB)	Resto hasta depósito con CRTV (EB)	FORM (EB)	Papel /cartón (EB)	Vidrio (EB)	Total (EB)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	3896789	11000560	3705723	7614068	1405729	27622869
	Recogida (MJ/Año)	3644797	7958479	3645863	4778536	1331322	21358998
	Transporte (MJ/año)	251992	3042081	59861	2835532	74406	6263872
	Recogida (%)	94	72	98	63	95	77
	Transporte (%)	6	28	2	37	5	23
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	4991947	11000560	3705723	7614068	1405729	28718028
	Recogida (MJ/Año)	3644797	7958479	3645863	4778536	1331322	21358998
	Transporte (MJ/año)	1347151	3042081	59861	2835532	74406	7359030
	Recogida (%)	73	72	98	63	95	74
	Transporte (%)	27	28	2	37	5	26

Se puede observar que, en el cómputo global, no existen grandes diferencias en el porcentaje de recursos energéticos consumidos en la etapa recogida y transporte entre el escenario "Proximidad" y el escenario "No proximidad" (ver Tabla 6-2), pero, tal como se muestra en la Tabla 6-3, el consumo de recursos energéticos durante el transporte de la fracción Envases ligeros y sus subfracciones en el escenario "Proximidad" (251992 MJ/año), es mucho menor que en el escenario "No proximidad" (1347151 MJ/año). Así el consumo de recursos energéticos debido al transporte, en el escenario "Proximidad" es aproximadamente el 19% de los recursos consumidos en el escenario "No proximidad" para esta fracción.

El valor del indicador CNRE es de 38645110 MJ/año para el escenario "Proximidad" y de 39740269 MJ/año en el escenario "No proximidad", esto equivale a 966 tep y 994 tep respectivamente⁴⁵, lo que equivale al consumo anual de energía primaria de entre 260 y 267 habitantes en Catalunya. (Gencat, 2009).⁴⁶

6.2.3 Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población

Como ya se ha comentado anteriormente, el criterio 3 está relacionado con todas las etapas de la gestión de residuos, aunque en esta tesis sólo se ha contemplado el criterio 3 en relación a las etapas de segregación en origen de los residuos y de almacenamiento temporal de los residuos.

⁴⁵ 1 tep=4x10¹⁰ J

⁴⁶ El consumo anual de energía primaria en Catalunya se sitúa en los 26.840,3 ktep, que equivale a un consumo unitario anual de 3,72 tep/habitante.

En la Tabla 6-4 se muestra el valor que toman los indicadores PRE_N , OC_{S_N} , IRD_N e INP_N en el Escenario Base y las etapas en que dichos indicadores toman valor, así como el valor del indicador INP_N .

Tabla 6-4 Valores de los indicadores PRE, OCs, IRD e INP en el Escenario Base.

Etapas	PRE_N (EB)	OC_{S_N} (EB)	IRD_N (EB)
Generación	0	0	0
Segregación en origen	3	0	0
Almacenamiento temporal	0	3	2
Recogida y transporte	0	0	0
Tratamiento y valorización	0	0	0
Disposición	0	0	0
INP			3

Vemos que el actual modelo de gestión de residuos del municipio de Terrassa (Escenario Base) requiere de una participación ciudadana (PRE_N) media, que la ocupación media del sistema de almacenamiento temporal de residuos (OC_{S_N}) es Media, y que el impacto en la rutina diaria (IRD) es Bajo.

Se puede concluir que el impacto negativo sobre la población del actual sistema de gestión de los residuos municipales en Terrassa (Escenario Base) es Medio.

En la Tabla 6-5 se muestran los valores del indicador OC_{iN} según fracciones para el Escenario Base, observándose que la ocupación en la mayoría de dispositivos de almacenamiento temporal la ocupación de los dispositivos de almacenamiento temporal es baja (valor de 4).

Tabla 6-5 Valores de OC_{iN} según fracciones en el Escenario Base

Dispositivo almacenamiento de la fracción	OC_i (EB) (% v/v)	OC_{iN} (EB)
Vidrio	25	4
Papel/cartón	32	4
Envases ligeros	34	4
Orgánica	28	4
Resto	59	3

6.2.4 Criterio 4: Minimizar los costes de la gestión

En el capítulo 3 de esta tesis se ha hecho un estudio de los costes asociados a cada una de las etapas de gestión de residuos consideradas. Se ha visto que los costes asociados a la gestión de residuos tienen que ver con las etapas 3, 4, 5 y 6, es decir con las etapas de almacenamiento temporal, recogida y transporte, tratamiento y valorización y disposición controlada respectivamente.

En la Tabla 6-6 se puede ver el valor que toma el indicador Coste Neto (CN) según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base.

Al igual que sucedía con el indicador CNRE, según adjudicaciones de Ecoembes en el año 2008, los materiales recuperados en las plantas de selección de envases pueden ser reciclados en plantas situadas dentro de la comunidad autónoma (escenario “Proximidad”) o fuera de ella (escenario “No proximidad”). Es por ello que en la tabla se muestran de forma separada ambos escenarios ya que el coste en relación al transporte de estas fracciones depende de la distancia recorrida.

Hay que tener presente que los costes asociados a la disposición de la subfracción rechazo procedente de las plantas de tratamiento de las fracciones Resto y FORM están incluidos en los costes correspondientes a la etapa de tratamiento y valorización de dichas fracciones. Además, tal como se ha comentado en el capítulo 3 de esta tesis, cabe recordar que los costes asociados a la disposición de la subfracción Rechazo procedente de la etapa tratamiento y valorización de la fracción Envases ligeros queda fuera de los límites del sistema en estudio.

En la Tabla 6-7 se muestra la distribución porcentual del coste neto según etapas y fracciones consideradas. Estos datos nos permiten hacer un análisis más profundo del Escenario Base.

Así podemos observar que el 54 % de los costes netos (escenario “Proximidad” y escenario “No proximidad” respectivamente) son debidos a la recogida y transporte de las fracciones, y que aproximadamente el 36% de los costes son debidos a la etapa de tratamiento y valorización de las fracciones consideradas. Sólo alrededor del 10 % de los costes son debidos al almacenamiento temporal.

Tabla 6-6 Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base.

Etapas		Envases ligeros (EB)	Resto hasta depósito con CRTV (EB)	FORM (EB)	Papel /cartón (EB)	Vidrio (EB)	CN (EB)
Escenario Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	603164	1400602	404905	1089116	290964	3788751
	Tratamiento y valorización (euros/año)	65582	2706991	297190	-329702	-158474	2581588
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	794202	4389065	794091	903096	183937	7064391
Escenario NO Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	707434	1400602	404905	1089116	290964	3893021
	Tratamiento y valorización (euros/año)	65582	2706991	297190	-329702	-158474	2581588
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	898473	4389065	794091	903096	183937	7168662

Tabla 6-7 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Base

Etapas		Envases ligeros (EB)	Resto hasta depósito con CRTV (EB)	FORM (EB)	Papel/ Cartón (EB)	Vidrio (EB)	CN (EB)
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	15.8	6.4	11.6	15.9	28.0	9.8
	Recogida y transporte (%)	75.9	31.9	51.0	120.6	158.2	53.6
	Tratamiento y valorización (%)	8.3	61.7	37.4	-36.5	-86.2	36.5
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	14.0	6.4	11.6	15.9	28.0	9.7
	Recogida y transporte (%)	78.7	31.9	51.0	120.6	158.2	54.3
	Tratamiento y valorización (%)	7.3	61.7	37.4	-36.5	-86.2	36.0
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Respecto a la etapa de recogida y transporte, las fracciones más costosas son las fracciones Resto y Papel/cartón, y respecto a la etapa de tratamiento y valorización, la fracción más gravosa es la fracción Resto en ambos escenarios. Las fracciones Papel/cartón y Vidrio presentan valores negativos para la etapa tratamiento y valorización debido a que se han imputado aquí los ingresos por la venta de materiales.

Respecto a la etapa recogida y transporte, vemos que la mayoría de los costes se deben a la recogida de las distintas fracciones consideradas. (Tabla 6-8)

Tabla 6-8 Distribución porcentual del Coste Neto en la etapa recogida y transporte según fracciones en el Escenario Base.

		Envases ligeros (EB)	Resto hasta depósito con CRTV (EB)	FORM (EB)	Papel/ Cartón (EB)	Vidrio (EB)	Total (EB)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	603164	1400602	404905	1089116	290964	3788751
	Recogida (euros/Año)	503562	951709	395826	670703	279985	2801785
	Transporte (euros/año)	99601	448892	9079	418414	10979	986966
	Recogida (%)	83	68	98	62	96	74
	Transporte (%)	17	32	2	38	4	26
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	707434	1400602	404905	1089116	290964	3893021
	Recogida (euros/Año)	503562	951709	395826	670703	279985	2801785
	Transporte (euros/año)	203872	448892	9079	418414	10979	1091236
	Recogida (%)	71	68	98	62	96	72
	Transporte (%)	29	32	2	38	4	28

De forma general, podemos decir que la recogida de residuos (que no el transporte) supone entre el 74 y el 72 % de los costes en esta etapa (escenario “Proximidad” y escenario “No proximidad” respectivamente).

Se puede observar que, en el cómputo global, no existen grandes diferencias en el porcentaje de recursos económicos asociados a la etapa de recogida y transporte entre el escenario “Proximidad” y el escenario “No proximidad” (ver Tabla 6-6), pero, tal como se muestra en la Tabla 6-8, el consumo de recursos económicos durante el transporte de la fracción Envases ligeros y sus subfracciones en el escenario “Proximidad” (99601 euros/año), es mucho menor que en el escenario “No proximidad” (203872 euros/año). Así los costes debido al transporte, en el escenario “Proximidad” son aproximadamente el 49% de los costes en el escenario “No proximidad”.

El valor del indicador CN es de 7064391 euros/año para el escenario “Proximidad” y de 7168662 euros/año en el escenario “No proximidad”.

6.2.5 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

En el capítulo 3 de esta tesis se ha hecho un estudio a modo de inventario de los contaminantes asociados a cada una de las etapas de gestión de residuos consideradas. Se ha visto que los impactos ambientales tienen que ver con las etapas 4, 5 y 6, es decir con las etapas de recogida y transporte, tratamiento y valorización, y disposición controlada respectivamente.

Así mismo, los impactos ambientales correspondientes a la disposición controlada de la subfracción Rechazo procedente de las plantas de estabilización de la fracción Resto y de las plantas de tratamiento de la fracción Orgánica han sido incluidos como impactos de las propias plantas. La disposición controlada de la fracción Rechazo procedente de las plantas de selección de materiales queda fuera de los límites del sistema en estudio, tal como se ha explicado en el capítulo 3 de esta tesis.

Por otro lado, y tal como se ha explicado en el capítulo 3 de esta tesis, los créditos ambientales que supone la recuperación de materiales para su reciclaje en las plantas de selección de Envases, estabilización de la fracción Resto y tratamiento de la fracción Orgánica, se han contabilizado como cargas evitadas asociadas a cada una de las plantas respectivamente. Quedan fuera del sistema en estudio los impactos ambientales de las plantas de reciclaje de la fracción Vidrio y fracción Papel/cartón, aunque si se han contabilizado los créditos ambientales que supone el reciclaje de estos materiales.

Tal como se ha explicado anteriormente, los datos de inventario descritos en el capítulo 3 de esta tesis se han clasificado utilizando la herramienta SimaPro 7.3.3 en las siguientes categorías de impacto:

- Agotamiento de recursos abióticos. (Abiotic depletion)
- Cambio climático. Efecto invernadero. Calentamiento Global (Global warming potential 100)
- Agotamiento de la capa de ozono (Ozone layer depletion)
- Toxicidad humana (Human toxicity)

- Ecotoxicidad en agua dulce (Fresh water aquatic ecotoxicity)
- Ecotoxicidad en agua marina (Marine aquatic ecotoxicity)
- Ecotoxicidad terrestre (Terrestrial ecotoxicity)
- Oxidación fotoquímica (Photochemical oxidation)
- Acidificación (Acidification)
- Eutrofización (Eutrophication)

Por otro lado se han utilizado los factores de Caracterización y Normalización (World 1990) que proporciona el método CML 2001.

En la Tabla 6-9 se muestra el resultado numérico de la Caracterización del Escenario Base, según fracciones consideradas. Los datos que se muestran corresponden al escenario "Proximidad" de gestión de materiales recuperados de la fracción Envases ligeros.

Tabla 6-9 Caracterización del Escenario Base.

Categoría de impacto	Unidad	Total (EB)	Fracción Envases ligeros (EB)	Fracción Resto (EB)	Fracción Orgánica (EB)	Fracción Papel Cartón (EB)	Fracción Vidrio (EB)
Abiotic depletion	kg Sb eq	-1.13E+05	-3.45E+04	-4.55E+04	-3.01E+03	-2.88E+04	-1.38E+03
Acidification	kg SO ₂ eq	-5.33E+04	-9.36E+03	-2.27E+04	-2.56E+02	-1.95E+04	-1.48E+03
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-2.43E+04	-2.43E+03	-1.07E+04	-7.11E+01	-1.07E+04	-3.81E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-8.95E+06	-2.28E+06	-3.36E+06	2.54E+05	-3.47E+06	-1.02E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-5.19E-01	-5.37E-02	-1.58E-01	-4.69E-02	-2.50E-01	-1.03E-02
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-4.68E+06	-1.20E+06	-2.24E+06	8.96E+05	-2.07E+06	-6.60E+04
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	-2.91E+06	-3.94E+05	-1.47E+06	4.65E+05	-1.47E+06	-4.33E+04
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-6.73E+09	-7.75E+08	-3.06E+09	2.38E+08	-3.03E+09	-9.40E+07
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4.06E+04	-4.20E+03	-1.11E+04	6.68E+04	-1.06E+04	-3.28E+02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-2.54E+03	-8.13E+02	-1.09E+03	5.55E+01	-6.41E+02	-5.27E+01

Es necesario explicar, que los valores negativos en las diversas categorías de impacto hacen referencia a emisiones evitadas al gestionar las distintas fracciones. (Por ejemplo mediante el reciclaje de materiales, o mediante recuperación energética).

Si, para cada categoría de impacto, representamos los valores en una escala relativa de -100% a +100% obtenemos los datos que se muestran en el Gráfico 6-1.

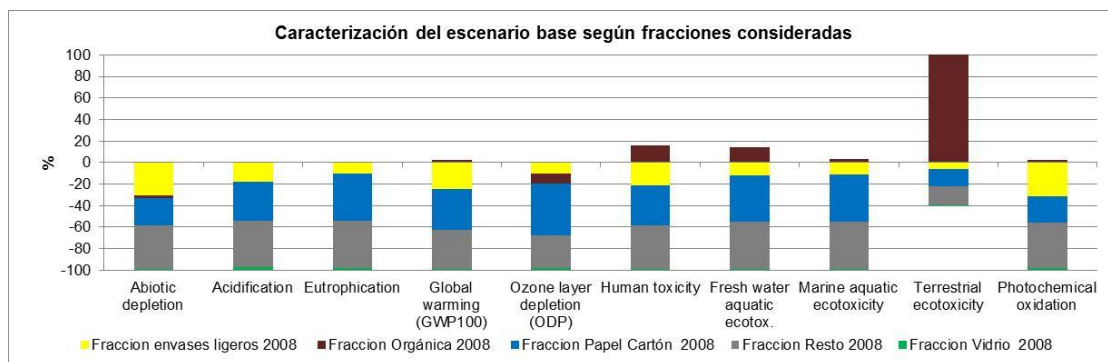
De esta forma se puede ver con mayor claridad la contribución porcentual de la gestión de las distintas fracciones a las distintas categorías de impacto.

Un primer análisis de los datos de Caracterización del Escenario Base nos muestra:

- La gestión de las fracciones Envases ligeros, Papel/cartón, Vidrio y Resto, presentan, en todas las categorías de impacto, valores negativos.

- La gestión de la fracción Orgánica, presenta valores negativos en todas las categorías de impacto, excepto en las categorías de, Efecto invernadero, Ecotoxicidad Humana, Terrestre, y Acuática (agua dulce y salada) y Oxidación fotoquímica.
- En todas las categorías de impacto, los impactos negativos superan (compensan con creces) a los impactos positivos, excepto en la categoría de toxicidad terrestre, donde el impacto global es positivo.

Gráfico 6-1 Resultados de la Caracterización según fracciones consideradas y categorías de impacto en el Escenario Base.



Veamos ahora, si para la fracción Envases ligeros, existen diferencias significativas entre los escenarios “Proximidad” y “No proximidad”, en alguna de las categorías de impacto consideradas.

Tabla 6-10 Resultados de Caracterización para la fracción Envases ligeros. Escenario “Proximidad” y “No proximidad” en el Escenario Base.

Categoría de impacto	Unidad	Fracción Envases ligeros (EB) (NO proximidad)	Fracción Envases ligeros (EB) (Proximidad.)
Abiotic depletion	kg Sb eq	-3.45E+04	-3.45E+04
Acidification	kg SO ₂ eq	-9.29E+03	-9.36E+03
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-2.41E+03	-2.43E+03
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-2.24E+06	-2.28E+06
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-5.37E-02	-5.37E-02
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-1.20E+06	-1.20E+06
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	-3.94E+05	-3.94E+05
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-7.75E+08	-7.75E+08
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-4.20E+03	-4.20E+03
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-8.13E+02	-8.13E+02

Si, para cada categoría de impacto, representamos los valores en una escala relativa de 0% a -100% obtenemos los datos que se muestran en el Gráfico 6-2.

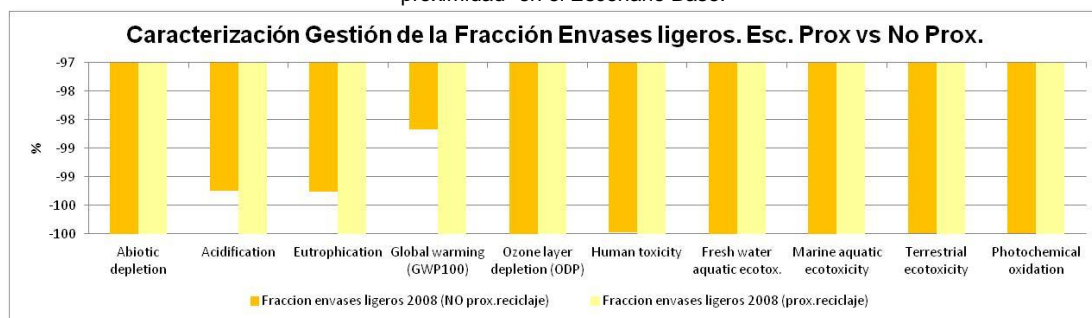
Del gráfico podemos deducir que no existen grandes diferencias entre ambos escenarios de gestión de la fracción Envases ligeros.

Este análisis plantea las siguientes preguntas:

- ¿A qué son debidos los valores negativos en las diversas categorías de impacto?

- ¿Por qué la gestión de la fracción Orgánica presenta impactos positivos en algunas categorías de impacto?
- ¿Por qué no existen grandes diferencias entre el escenario “Proximidad” y el escenario “No proximidad” en el caso de la gestión de la fracción Envases ligeros? ¿No influye el transporte de los materiales recuperados en el cómputo global de las distintas categorías de impacto?

Gráfico 6-2 Resultado de la Caracterización de la gestión de la fracción Envases ligeros. Escenario “Proximidad” y “No proximidad” en el Escenario Base.



Para poder resolver estas preguntas es necesario un análisis de las diferentes categorías de impacto por etapas de gestión.

6.2.5.1 Etapa 4: Recogida y transporte de los residuos

En la Tabla 6-11 se muestran los resultados de caracterización de la etapa recogida y transporte de los residuos en el Escenario Base.

Tabla 6-11 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el Escenario Base.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida (EB)	Transporte (EB). (esc. Prox)	Transporte (EB) (esc. No prox)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.06E+03	8.56E+02	9.27E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	5.19E+02	2.17E+02	2.35E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.62E+06	5.08E+05	5.50E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1.23E+04	4.37E+03	4.73E+03
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	2.27E+02	7.10E+01	7.69E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.04E+06	3.23E+05	3.50E+05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.75E+01	5.47E+00	5.92E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	6.76E+00	1.86E+00	2.01E+00

Como puede observarse los valores de Caracterización para todas las categorías de impacto, tanto en el caso de recogida como en el caso del transporte, toman un valor positivo.

Si, para cada categoría de impacto, representamos los valores en una escala relativa de 0% a +100%, obtenemos los datos que se muestran en el Gráfico 6-3 y Gráfico 6-4.

Podemos observar que la recogida de las fracciones consideradas presenta, en todas las categorías de impacto, un impacto positivo mucho mayor que en el caso del transporte. La recogida supone entre el 69 y el 78% de los impactos debidos a esta etapa según categorías de impacto. (Etapa recogida y transporte).

Gráfico 6-3 Resultados de la Caracterización de la etapa recogida y transporte. Escenario “Proximidad” en el Escenario Base

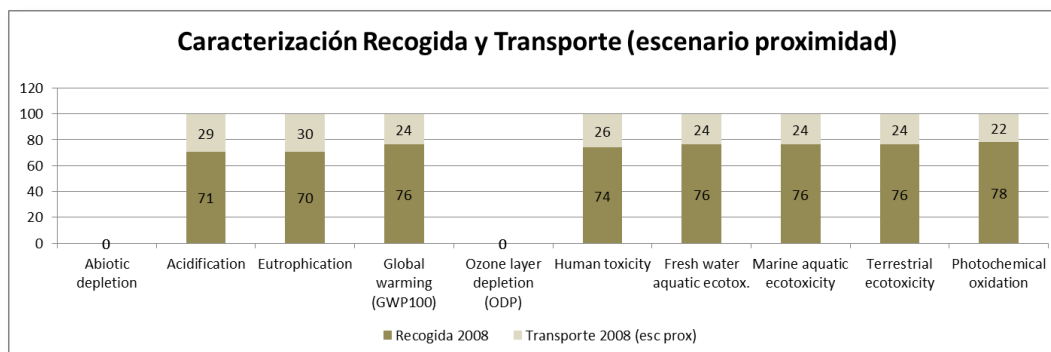
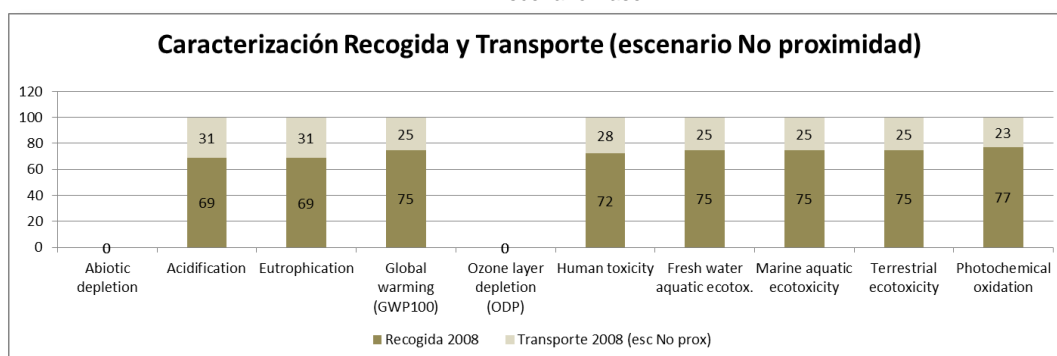


Gráfico 6-4 Resultados de la Caracterización de la etapa recogida y transporte. Escenario “No proximidad” en el Escenario Base



En la Tabla 6-12 y Tabla 6-13 se muestran los valores de Caracterización correspondientes a la recogida y al transporte (respectivamente) según fracciones y materiales recuperados de cada fracción.

Para la gestión de materiales recuperados de la fracción Envases ligeros se presentan tanto los valores de caracterización correspondientes al transporte en el escenario “Proximidad” como en el escenario “No proximidad”.

Tabla 6-12 Caracterización de la recogida de residuos del Escenario Base

Categoría de impacto	Unidad	Recogida F.EL (EB)	Recogida F.R (EB)	Recogida F.O (EB)	Recogida F.PC (EB)	Recogida F.V (EB)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	3.47E+02	7.73E+02	3.55E+02	4.55E+02	1.30E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	8.75E+01	1.95E+02	8.94E+01	1.15E+02	3.26E+01
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	2.72E+05	6.06E+05	2.78E+05	3.67E+05	1.02E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	2.07E+03	4.62E+03	2.12E+03	2.77E+03	7.74E+02

Categoría de impacto	Unidad	Recogida F.EL (EB)	Recogida F.R (EB)	Recogida F.O (EB)	Recogida F.PC (EB)	Recogida F. V (EB)
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	3.80E+01	8.47E+01	3.89E+01	5.13E+01	1.42E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.73E+05	3.86E+05	1.77E+05	2.34E+05	6.48E+04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2.93E+00	6.53E+00	2.99E+00	3.95E+00	1.09E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	1.13E+00	2.52E+00	1.16E+00	1.53E+00	4.23E-01

Si, para cada categoría de impacto, representamos los valores en una escala relativa de 0% a +100% obtenemos los datos que se muestran en el Gráfico 6-5 para la recogida y en el Gráfico 6-6 y Gráfico 6-7 para el transporte.

Gráfico 6-5 Resultados de la Caracterización de la recogida según fracciones consideradas y categorías de impacto en el Escenario Base.

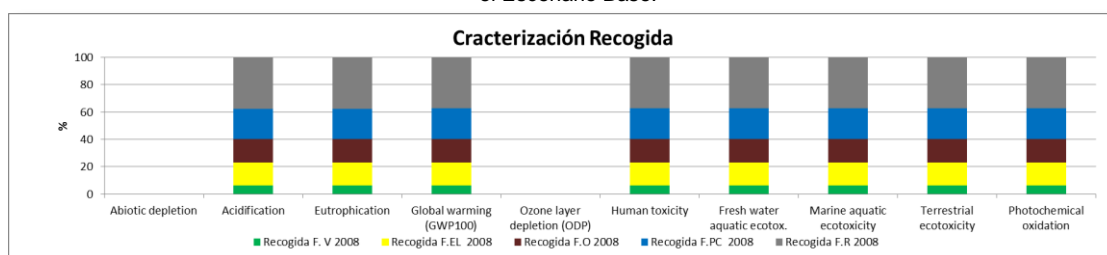


Gráfico 6-6 Resultados de la Caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto. Escenario "Proximidad" en el Escenario Base.

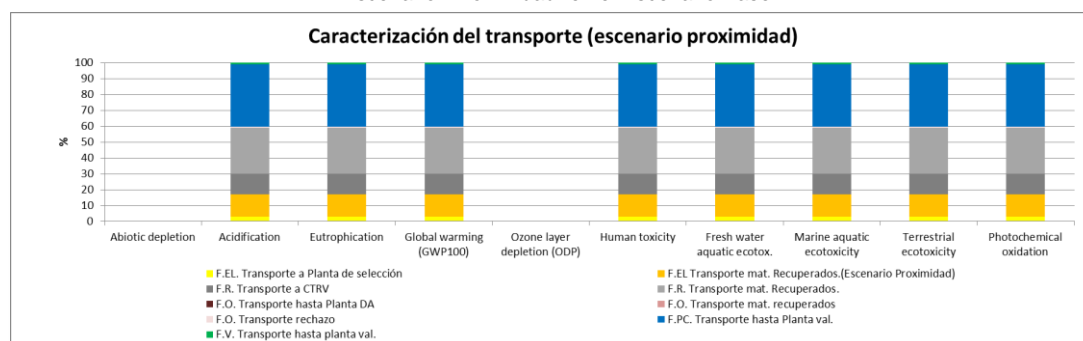
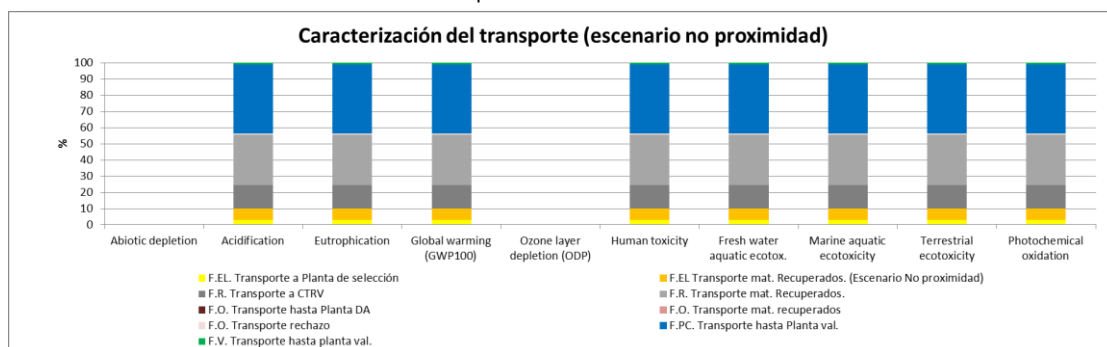


Gráfico 6-7 Resultados de la Caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto. Escenario "No proximidad" en el Escenario Base.



En el caso del transporte de la fracción Envases ligeros, se aprecian diferencias entre los escenarios "Proximidad" y "No proximidad", aunque dichas diferencias quedan "diluidas" al

considerar la etapa de forma global- recogida y transporte- dado que, tal como se ha visto, la gran mayoría de los impactos en esta etapa son debidos a la recogida.

La recogida de la fracción Resto es la que presenta una mayor contribución en todas las categorías de impacto, debido a que es la fracción que se genera en mayor cantidad y presenta una frecuencia de recogida de 7 días a la semana.

El transporte de la fracción Papel/cartón hasta la planta de valorización, es el transporte que presenta una mayor contribución en todas las categorías de impacto debido a que es la subfracción que se genera en mayor cantidad y que realiza un mayor número de viajes anuales para su reciclaje en una planta situada en Zaragoza.

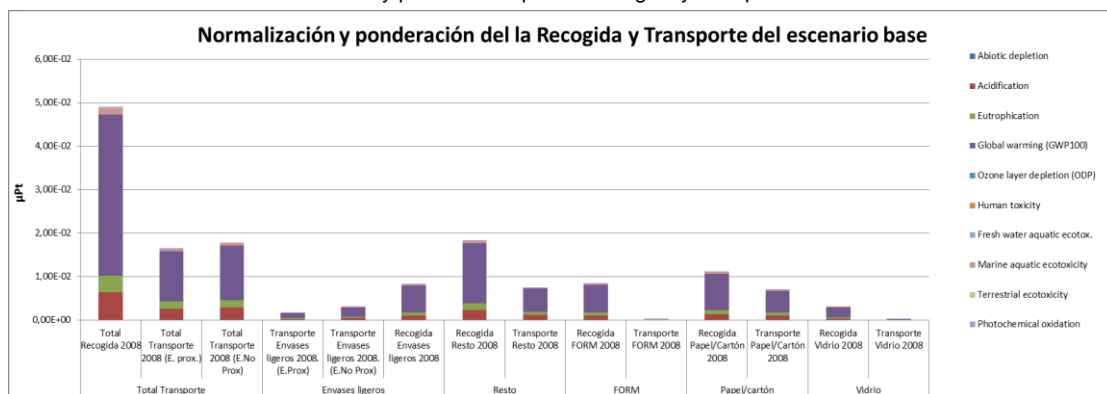
Normalizando los valores de Caracterización de la recogida y el transporte y aplicando sobre ellos un factor de ponderación de 1^{47} , es decir dando la misma importancia a todos los impactos obtenemos el Gráfico 6-8, donde se puede observar mejor estas conclusiones.

Vemos que la recogida de les diversas fracciones tiene un impacto global positivo, mucho mayor que el transporte de éstas.

Como ya se ha dicho, la recogida de la fracción Resto es la que presenta un mayor impacto global, por encima incluso del transporte de Envases ligeros en el escenario “No proximidad”.

La categoría de impacto a la que contribuye más la etapa de recogida y transporte, es la de Calentamiento global, debido lógicamente al consumo de combustibles fósiles.

Gráfico 6-8 Normalización y ponderación para la recogida y transporte en el Escenario Base.



⁴⁷ El método CML 2001 no contempla la ponderación de los impactos, pero la herramienta SimaPro 7.3.3 permite dicha ponderación. En esta tesis se ha creído oportuno aplicar un factor de ponderación de 1 a fin de poder comparar distintos escenarios y etapas.

Tabla 6-13 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del Escenario Base

Categoría de impacto	Unidad	Envases ligeros (EB)			Resto (EB)		FORM (EB)			Papel/ Cartón (EB)	Vidrio (EB)
		F.EL. Transp. a Planta de selección	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. Proximidad)	F.EL Transp. materiales Recuperados. (E. No proximidad)	F.R. Transp. a CTRV	F.R. Transp. materiales Recuperados.	F.O. Transp. hasta Planta DA	F.O. Transp. materiales recuperados	F.O. Transp. rechazo	F.PC. Transp. hasta Planta valoriz.	F.V. Transp. hasta planta valoriz.
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.58E+01	6.06E+01	1.31E+02	1.22E+02	2.68E+02	0.00E+00	7.03E-02	7.81E+00	3.63E+02	9.53E+00
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	6.55E+00	1.54E+01	3.33E+01	3.09E+01	6.80E+01	0.00E+00	1.78E-02	1.98E+00	9.22E+01	2.42E+00
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.53E+04	3.59E+04	7.78E+04	7.22E+04	1.59E+05	0.00E+00	4.17E+01	4.63E+03	2.15E+05	5.65E+03
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1.32E+02	3.09E+02	6.69E+02	6.21E+02	1.37E+03	0.00E+00	3.58E-01	3.98E+01	1.85E+03	4.86E+01
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	2.14E+00	5.02E+00	1.09E+01	1.01E+01	2.22E+01	0.00E+00	5.83E-03	6.47E-01	3.01E+01	7.90E-01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	9.75E+03	2.29E+04	4.96E+04	4.60E+04	1.01E+05	0.00E+00	2.65E+01	2.95E+03	1.37E+05	3.60E+03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.65E-01	3.87E-01	8.38E-01	7.77E-01	1.71E+00	0.00E+00	4.49E-04	4.99E-02	2.32E+00	6.08E-02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.59E-02	1.31E-01	2.84E-01	2.64E-01	5.80E-01	0.00E+00	1.52E-04	1.69E-02	7.87E-01	2.06E-02

6.2.5.2 Etapa 5: Tratamiento y valorización de los residuos

En la Tabla 6-14 se muestran los valores de Caracterización de la etapa de tratamiento y valorización de las fracciones consideradas.

Tabla 6-14 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el Escenario Base.

Categoría de impacto	Unidad	Planta DA y compostaje (EB) (1)	Planta de selección de envases (EB) (2)	Planta selección de papel (EB) (3)	Planta selección de vidrio (EB) (4)	Resto CTRV. (EB) (5)
Abiotic depletion	kg Sb eq	-3.01E+03	-3.45E+04	-2.88E+04	-1.38E+03	-4.55E+04
Acidification	kg SO ₂ eq	-6.19E+02	-9.79E+03	-2.03E+04	-1.62E+03	-2.39E+04
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-1.62E+02	-2.54E+03	-1.09E+04	-4.16E+02	-1.10E+04
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-2.88E+04	-2.61E+06	-4.05E+06	-2.09E+05	-4.19E+06
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-4.69E-02	-5.37E-02	-2.50E-01	-1.03E-02	-1.58E-01
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	8.94E+05	-1.20E+06	-2.08E+06	-6.68E+04	-2.24E+06
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	4.65E+05	-3.95E+05	-1.47E+06	-4.33E+04	-1.47E+06
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2.38E+08	-7.75E+08	-3.03E+09	-9.41E+07	-3.06E+09
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	6.68E+04	-4.20E+03	-1.06E+04	-3.29E+02	-1.11E+04
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.43E+01	-8.15E+02	-6.44E+02	-5.32E+01	-1.10E+03

(1) Incluye cargas evitadas por la generación de electricidad, reciclaje de hierro, y uso de compost.

(2) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

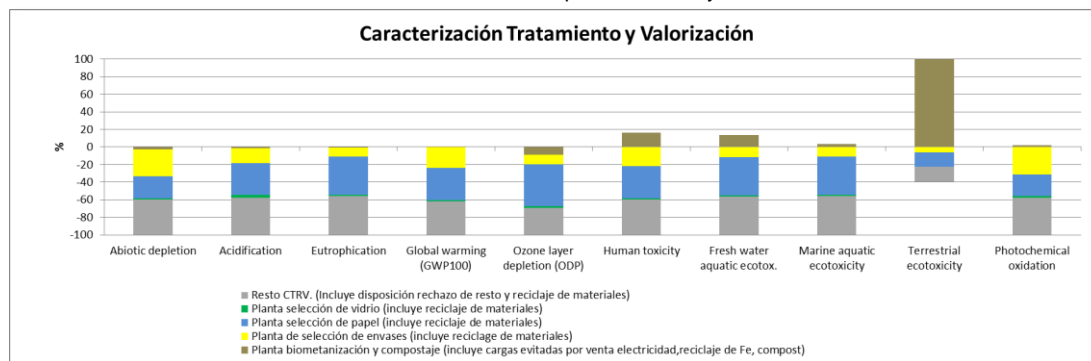
(3) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(4) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(5) Incluye disposición de rechazo de Resto y cargas evitadas por reciclaje de materiales.

Representando estos valores en una escala de -100% a 100%, obtenemos el Gráfico 6-9.

Gráfico 6-9 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización en el Escenario Base.



De gráfico anterior se deduce:

- El tratamiento y valorización de las fracciones Envases ligeros, Papel/cartón, Vidrio y Resto, presentan, en todas las categorías de impacto, valores negativos.
- El tratamiento y valorización de la fracción Orgánica, presenta valores negativos en todas las categorías de impacto, excepto en las categorías de Ecotoxicidad Humana, Terrestre, y Acuática (agua dulce y salada), y Oxidación fotoquímica.

- En todas las categorías de impacto, los impactos negativos superan (compensan con creces) a los impactos positivos, excepto en la categoría de toxicidad terrestre, donde el impacto global es positivo.

Estas mismas conclusiones son las que se deducían del análisis de los datos de Caracterización del Escenario Base (Tabla 6-9 y Gráfico 6-1). Por tanto, vemos que aunque la etapa de recogida y transporte de residuos presenta impactos positivos en todas las categorías de impacto, éstos quedan compensados por los impactos negativos debidos a la etapa de tratamiento y valorización en todas las categorías excepto en la de toxicidad terrestre.

En la Tabla 6-15 se muestran los valores de Normalización de la etapa de tratamiento y valorización de las fracciones consideradas, respectivamente.

Tabla 6-15 Normalización del tratamiento y valorización de los residuos en el Escenario Base.

Categoría de impacto	Planta DA y compostaje (EB) (1)	Planta de selección de envases (EB) (2)	Planta selección de papel (EB) (3)	Planta selección de vidrio (EB) (4)	Resto CTRV. (EB) (5)
Abiotic depletion	-1.90E-08	-2.18E-07	-1.82E-07	-8.75E-09	-2.87E-07
Acidification	-1.91E-09	-3.03E-08	-6.28E-08	-5.00E-09	-7.38E-08
Eutrophication	-1.22E-09	-1.91E-08	-8.20E-08	-3.13E-09	-8.29E-08
Global warming (GWP100)	-6.54E-10	-5.92E-08	-9.19E-08	-4.75E-09	-9.52E-08
Ozone layer depletion (ODP)	-4.11E-11	-4.70E-11	-2.19E-10	-9.03E-12	-1.38E-10
Human toxicity	1.49E-08	-2.01E-08	-3.47E-08	-1.12E-09	-3.75E-08
Fresh water aquatic ecotox.	2.24E-07	-1.91E-07	-7.08E-07	-2.09E-08	-7.12E-07
Marine aquatic ecotoxicity	3.14E-07	-1.02E-06	-4.00E-06	-1.24E-07	-4.04E-06
Terrestrial ecotoxicity	2.53E-07	-1.59E-08	-4.03E-08	-1.25E-09	-4.19E-08
Photochemical oxidation	5.21E-10	-7.81E-09	-6.17E-09	-5.10E-10	-1.05E-08

(1) Incluye cargas evitadas por la generación de electricidad, reciclaje de hierro, y uso de compost.

(2) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(3) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

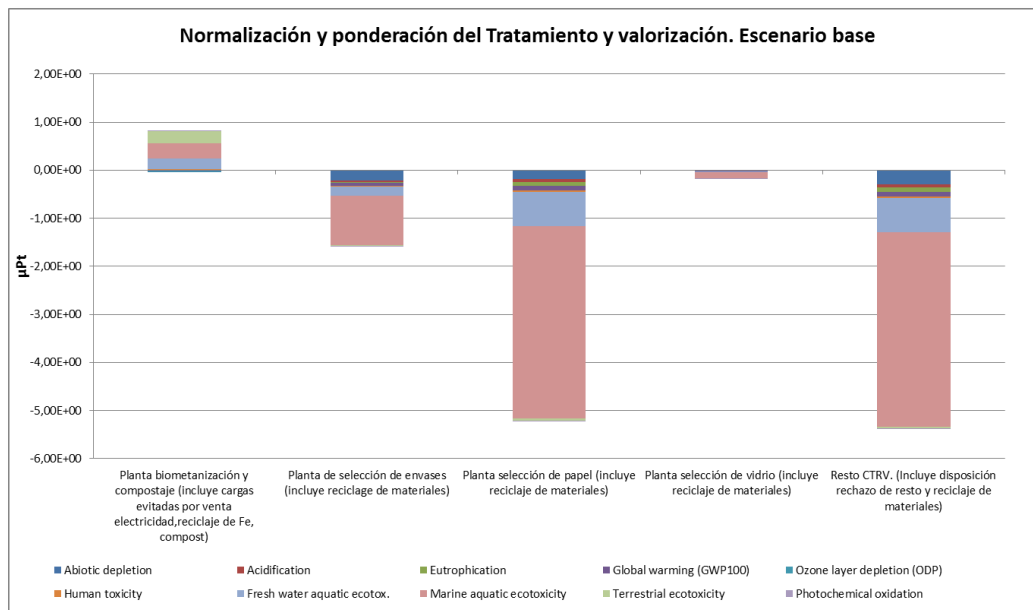
(4) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(5) Incluye disposición de rechazo de Resto y cargas evitadas por reciclaje de materiales.

En el Gráfico 6-10 se pueden ver los valores de normalización ponderados para la etapa de tratamiento y valorización.

Puede observarse que, mientras el tratamiento y valorización de las fracciones Envases ligeros, Papel/cartón, Vidrio y Resto presentan, para todas las categorías de impacto, valores de normalización negativos, la fracción Orgánica de los residuos presenta valores de normalización positivos en las categorías de impacto relacionadas con la toxicidad. (Toxicidad Humana y Ecotoxicidad acuática y terrestre) y con la Oxidación fotoquímica. Esto es debido básicamente a la composición del compost producido en estas plantas cuya presencia de metales es elevada.

Gráfico 6-10 Normalización y ponderación para el tratamiento y valorización de fracciones y subfracciones en el Escenario Base.



6.2.5.3 Instalaciones de tratamiento y valorización

A continuación se muestra un análisis de las diversas instalaciones de tratamiento y valorización a fin de poder determinar con exactitud qué procesos dentro de la instalación son los que contribuyen a cada categoría de impacto. La unidad funcional es, como siempre, la totalidad de los residuos que generó el municipio de Terrassa en el Escenario Base. (Tabla 6-16)

No se muestran aquí las plantas de reciclaje de materiales (Vidrio, Papel/cartón y Envases ligeros en general) ya que se han contabilizado en el escenario como cargas evitadas, tal como se explicó en el capítulo 3 de esta tesis.

Podemos observar que:

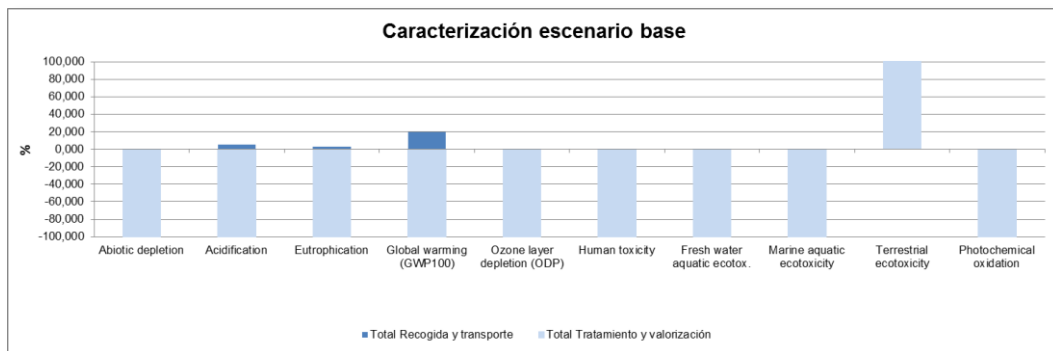
- Planta de selección de envases: Los impactos negativos debidos a la recuperación de materiales compensan a los impactos positivos en todas las categorías de impacto.
- Planta de tratamiento de la fracción Orgánica: Observamos impactos positivos en las categorías de impacto relacionadas con la toxicidad debido al compost producido. Observamos valores de impacto positivos en las categorías de impacto Efecto invernadero y Oxidación fotoquímica debidos a la disposición del rechazo de planta en depósito controlado.
- Planta de estabilización de la fracción Resto: Observamos impactos positivos en las categorías de Efecto invernadero y Oxidación fotoquímica debidos básicamente a la disposición de la fracción rechazo procedente de esta instalación, aunque con cierta aportación debido al consumo eléctrico de la planta. También observamos un impacto positivo en la categoría de destrucción de la capa de ozono, debido básicamente, al consumo eléctrico de la planta.

Tabla 6-16 Resultados de la Caracterización de las plantas de tratamiento y valorización en el Escenario Base

Planta	Caracterización
<p>Planta de selección de Envases ligeros.</p> <p>Incluye las cargas evitadas debido a la recuperación de materiales</p>	
<p>Planta de tratamiento de la fracción Orgánica.</p> <p>Incluye las cargas evitadas debido a la generación de energía eléctrica, recuperación de materiales y compost.</p>	
<p>Planta de estabilización de Resto.</p> <p>Incluye cargas evitadas por recuperación de materiales.</p>	

Un análisis global de Escenario Base permite concluir que en todas las categorías de impacto, los impactos negativos superan (compensan con creces) a los impactos positivos, excepto en la categoría de toxicidad terrestre, donde el impacto global es positivo debido, como ya se ha comentado, al compost obtenido de la fracción Orgánica. (Gráfico 6-11)

Gráfico 6-11 Resultado de la caracterización del Escenario Base.



6.2.6 Conclusiones Escenario Base

Se presenta aquí un resumen de las principales conclusiones a las que se ha llegado después de este análisis del Escenario Base.

Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos:

- Entre el 71-72% de los recursos energéticos se consumen en la etapa de recogida y transporte, concretamente entre el 77% y 74% de los recursos energéticos de la etapa recogida y transporte corresponden a la recogida.
- La fracción Resto, es la fracción que consume más recursos energéticos para su gestión, representando aproximadamente el 60% de todos los recursos energéticos empleados en la gestión de los residuos. Esto es debido, aproximadamente a partes iguales, a la etapa de recogida y transporte (48% de los recursos energéticos empleados en esta fracción) y a la de tratamiento y valorización (45% de los recursos energéticos empleados en esta fracción).
- El tratamiento y valorización de la fracción FORM genera más recursos energéticos de los que consume.
- En el cómputo global, no existen diferencias entre el escenario "Proximidad" y "No proximidad", pero sí se observan diferencias si nos fijamos sólo en el transporte. (escenario "Proximidad" representa el 19% de los recursos energéticos asociados al transporte en escenario "No proximidad")
- El consumo anual de recursos energéticos en el Escenario Base se sitúa entre 38645110 MJ/año y 39740269 MJ/año, esto equivale al consumo anual de energía primaria de unos 260-270 habitantes en Catalunya.

Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población:

- Con un INP de 2.9, se puede concluir que el impacto negativo sobre la población del actual sistema de gestión de los residuos municipales en Terrassa (Escenario Base) se sitúa entre bajo y medio.
- Vemos que el actual modelo de gestión de residuos del municipio de Terrassa (Escenario Base) requiere de una participación ciudadana (PRE) media, que la ocupación media ponderada del sistema de almacenamiento temporal de residuos (OCs) es media y que el impacto en la rutina diaria (IRD) es Baja.

Criterio 4: Minimizar los costes de gestión:

- El 54% de los costes están asociados a la etapa de recogida y transporte, concretamente entre el 74-72% de los costes asociados a la etapa de recogida y transporte corresponden a la recogida.
- La fracción Resto es la fracción más gravosa de gestionar, supone un 62% del total de los costes asociados a la gestión de residuos. Esto es debido, principalmente, a la etapa de tratamiento y valorización (62% de los costes de esta fracción), en este caso la recogida y transporte de esta fracción supone un 32% de los costes de esta fracción.

- No existen diferencias entre el escenario “Proximidad” y “No proximidad” en el cómputo de los costes en su conjunto, pero sí se observan diferencias si nos fijamos sólo en el transporte de la fracción Envases ligeros. (escenario “Proximidad” representa el 49% de los recursos energéticos asociados al transporte en escenario “No proximidad” para la fracción Envases ligeros)
- El coste anual para la gestión de residuos en el Escenario Base se sitúa entre 7064391 euros/año y 7168662 euros/año.

Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental:

- Las cargas evitadas por el reciclaje de materiales contenidos en las fracciones Envases ligeros, Papel/cartón y Vidrio compensan a los impactos positivos debidos a la recogida y transporte de dichas fracciones y subfracciones, dando como resultado global (recogida y transporte junto con tratamiento y valorización) valores negativos en todas las categorías de impacto tanto en los valores correspondientes a la caracterización como en los valores de las categorías de impacto una vez normalizados.
- Los impactos negativos debidos al reciclaje de materiales contenidos en la fracción Resto compensan los impactos positivos debidos a la recogida y transporte de dicha fracción y a los debidos a la disposición del rechazo de planta y al consumo eléctrico en ésta. (Tabla 6-16)
- La gestión de la fracción Orgánica, presenta valores negativos en todas las categorías de impacto, excepto en las categorías de Ecotoxicidad Humana, Terrestre, y Acuática (agua dulce y salada). Esto es debido básicamente a la composición del compost producido en estas plantas cuya presencia de metales es elevada y a la disposición del rechazo de planta.
- En el transporte de las subfracciones procedentes de las plantas de selección de envases se aprecian diferencias entre los escenarios “Proximidad” y “No proximidad”, aunque dichas diferencias quedan "diluidas" al considerar la etapa de forma global- recogida y transportado que, tal como se ha visto, la gran mayoría de los impactos en esta etapa son debidos a la recogida.
- Aunque la etapa de recogida y transporte de residuos presenta impactos positivos en todas las categorías de impacto, estos quedan compensados por los impactos negativos debidos a la etapa de tratamiento y valorización en todas las categorías excepto en las de toxicidad terrestre debido a la composición del compost producido.
- La recogida supone entre el 69 y el 78% (según categoría de impacto) de los impactos ambientales de la etapa recogida y transporte. La categoría de impacto a la que contribuye más la etapa de recogida y transporte, es la de GWP, debido lógicamente al consumo de combustibles fósiles. Más concretamente, la recogida de la fracción Resto es la que presenta una mayor contribución en todas las categorías de impacto en la etapa de recogida y transporte, debido a que es la fracción que se genera en mayor cantidad y presenta una frecuencia de recogida de 7 d/semana.
- El transporte de la fracción Papel/cartón hasta la planta de valorización, es el transporte que presenta una mayor contribución en todas las categorías de impacto debido a que es la subfracción que se genera en mayor cantidad y que realiza un mayor número de viajes anuales para su reciclaje en una planta situada en Zaragoza.

En la Tabla 6-17 se pueden ver los valores que toman los distintos indicadores en este escenario.

Tabla 6-17 Valores que toman los indicadores en el Escenario Base

Criterio	Indicador	Escenario Base (Esc. prox)	Escenario Base (Esc. No prox)
C1	VGRM (%)	0.00	0.00
C2	CNRE (MJ/año)	38645110	39740269
C3	PRE _N	3	3
C3	OC _S _N	3	3
C3	IRD _N	2	2
C3	INP	3	3
C4	CN (euros/año)	7064391	7168662
C5	Abiotic depletion (kg Sb eq)	-1.13E+05	-1.13E+05
	Acidification (kg SO ₂ eq)	-5.33E+04	-5.32E+04
	Eutrophication (kg PO ₄ ³⁻ eq)	-2.43E+04	-2.43E+04
	Global warming (GWP100) (kg CO ₂ eq)	-8.95E+06	-8.91E+06
	Ozone layer depletion (ODP) (kg CFC-11 eq)	-5.19E-01	-5.19E-01
	Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	-4.68E+06	-4.68E+06
	Fresh water aquatic ecotox. (kg 1,4-DB eq)	-2.91E+06	-2.91E+06
	Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	-6.73E+09	-6.73E+09
	Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	4.06E+04	4.06E+04
	Photochemical oxidation (kg C ₂ H ₄ eq)	-2.54E+03	-2.54E+03

6.3 Análisis del Escenario de Prevención de Residuos. (EPR)

A continuación se hace un análisis detallado del Escenario de Prevención de Residuos (EPR) y se compara con el Escenario Base (EB), destacando los beneficios económicos y ambientales que supondría la aplicación de dichas medidas de prevención. Este nuevo escenario no implica ninguna variación de los indicadores asociados al Criterio 3.

6.3.1 Criterio 1: Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.

En este escenario el indicador VGRM (variación en la generación de Residuo municipal toma un valor de 4.8%. Lo que significa que las medidas de prevención de residuos contempladas (ver capítulo 5), aplicadas al Escenario Base han supuesto una reducción del 4.8% en la generación total de los residuos municipales considerados.

6.3.2 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos

En la Tabla 6-18 se puede ver el valor que toma el indicador CNRE (Consumo neto de recursos energéticos) así como el consumo y generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario de Prevención de Residuos.

En la Tabla 6-19 se muestra la distribución porcentual del consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas. Estos datos nos permiten hacer un análisis más profundo del Escenario de Prevención de Residuos.

Tabla 6-18 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de Residuos.

	CNRE (EPR) (MJ/año)	Etapas	Envases ligeros (EPR)	Resto hasta depósito con CRTV (EPR)	FORM (EPR)	Papel /cartón (EPR)	Vidrio (EPR)
Escenario Proximidad	36358089	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	3425873	11000560	3119992	6661199	927711
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1638664	10433346	-2584945	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1660945	74744	0	0
		Total (MJ/año)	5064537	23094851	609791	6661199	927711
Escenario NO Proximidad	37332794	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	4400579	11000560	3119992	6661199	927711
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1638664	10433346	-2584945	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1660945	74744	0	0
		Total (MJ/año)	6039243	23094851	609791	6661199	927711

Tabla 6-19 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de residuos.

	Etapas	Envases ligeros (EPR)	Resto hasta depósito con CRTV (EPR)	FORM (EPR)	Papel/ Cartón (EPR)	Vidrio (EPR)	Total (EPR) (%)
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	9.4	30.3	8.6	18.3	2.6	69.1
	Tratamiento y valorización (%)	4.5	28.7	-7.1	0.0	0.0	26.1
	Disposición (%)	0.0	4.6	0.2	0.0	0.0	4.8
	Total % Respecto total	13.9	63.5	1.7	18.3	2.6	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	11.8	29.5	8.4	17.8	2.5	69.9
	Tratamiento y valorización (%)	4.4	27.9	-6.9	0.0	0.0	25.4
	Disposición (%)	0.0	4.4	0.2	0.0	0.0	4.6
	Total % Respecto total	16.2	61.9	1.6	17.8	2.5	100.0

En lo que respecta al consumo de recursos energéticos, la distribución porcentual de éstos por etapas y fracciones es muy similar a las correspondientes del Escenario Base.

- Etapa recogida y transporte: 71-72% (EB) frente al 69-70% (EPR)
- Etapa tratamiento y valorización: 24-23% (EB) frente al 26-25% (EPR)
- Fracción Resto: 60-58% (EB) frente a 63-62% (EPR)

Los valores que se muestran en la Tabla 6-3 nos permiten un análisis más detallado de estas conclusiones.

Tabla 6-20 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el Escenario Prevención de residuos.

		Envases ligeros (EPR)	Resto hasta depósito con CRTV (EPR)	FORM (EPR)	Papel /cartón (EPR)	Vidrio (EPR)	Total (EPR)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	3425873	11000560	3119992	6661199	927711	25135335
	Recogida (MJ/Año)	3203430	7958479	3069670	4180741	878673	19290994
	Transporte (MJ/año)	222443	3042081	50321	2480457	49039	5844341
	Recogida (%)	94	72	98	63	95	77
	Transporte (%)	6	28	2	37	5	23
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	4400579	11000560	3119992	6661199	927711	26110041
	Recogida (MJ/Año)	3203430	7958479	3069670	4180741	878673	19290994
	Transporte (MJ/año)	1197149	3042081	50321	2480457	49039	6819047
	Recogida (%)	73	72	98	63	95	74
	Transporte (%)	27	28	2	37	5	26

En lo que respecta a la etapa recogida y transporte la distribución porcentual del consumo de recursos energéticos dentro de esta etapa es idéntica a la correspondiente del Escenario Base (77-74% de los recursos energéticos de esta etapa corresponden a la recogida).

El consumo de recursos energéticos debido al transporte de la fracción Envases ligeros, en el escenario "Proximidad" es aproximadamente el 19% de los recursos consumidos en el escenario "No proximidad". (19% en EB)

El valor del indicador CNRE es de 36358089 MJ/año para el escenario "Proximidad" y de 37332794 MJ/año en el escenario "No proximidad", esto equivale a 909 tep y 933 tep respectivamente⁴⁸, lo que equivale al consumo anual de energía primaria de entre 244 y 251 habitantes en Catalunya. (Gencat, 2009), valor muy similar al que se observaba en el Escenario Base (entre 260 y 267 hab).

Podemos observar que, las medidas de prevención de residuos aplicadas al Escenario Base han hecho disminuir el Consumo Neto de Recursos Energéticos en un 6%, valor que se considera poco relevante.

⁴⁸ 1 tep=4x10¹⁰ J

6.3.3 Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población.

Debido a que en este escenario no se ha modificado ningún aspecto relacionado con las etapas segregación en origen de los residuos y almacenamiento temporal de los residuos, los indicadores PRE_N, OCS_N, IRD_N e INP_N toman el mismo valor que en el Escenario Base. (Tabla 6-21).

Tabla 6-21 Valores de los indicadores PRE_N, OCS_N e IRD_N en el Escenario Prevención de residuos.

Etapas	PRE _N (EPR)	OCS _N (EPR)	IRD _N (EPR)
Generación	0	0	0
Segregación en origen	3	0	0
Almacenamiento temporal	0	3	2
Recogida y transporte	0	0	0
Tratamiento y valorización	0	0	0
Disposición	0	0	0
INP			3

6.3.4 Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos

En la Tabla 6-22 se puede ver el valor que toma el indicador CN según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de Residuos.

En lo referente al Coste Neto la distribución porcentual de éstos por etapas y fracciones son algo inferiores a las correspondientes del Escenario Base:

- Etapa Recogida y transporte: 54% (EB) frente a 50% (EPR)
- Etapa Tratamiento y valorización: 36% (EB) frente al 40% (EPR)
- Etapa Almacenamiento temporal: 10 % (EB) frente al 10.5% (EPR)

Tabla 6-22 CN según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de Residuos.

Etapas		Envases ligeros (EPR)	Resto hasta depósito con CRTV (EPR)	FORM (EPR)	Papel /cartón (EPR)	Vidrio (EPR)	CN (EPR)
Escenario Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	572998	1400599	319300	773985	178168	3245049
	Tratamiento y valorización (euros/año)	57640	2706991	250222	-288456	-104593	2621805
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	756095	4389062	661518	629210	125022	6560907

Etapas		Envases ligeros (EPR)	Resto hasta depósito con CRTV (EPR)	FORM (EPR)	Papel /cartón (EPR)	Vidrio (EPR)	CN (EPR)
Escenario NO Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	664216	1400599	319300	773985	178168	3336267
	Tratamiento y valorización (euros/año)	57640	2706991	250222	-288456	-104593	2621805
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	847313	4389062	661518	629210	125022	6652125

Tabla 6-23 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el Escenario Prevención de Residuos.

Etapas		Envases ligeros (EPR)	Resto hasta depósito con CRTV (EPR)	FORM (EPR)	Papel/ Cartón (EPR)	Vidrio (EPR)	CN (EPR)
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	16.6	6.4	13.9	22.8	41.2	10.6
	Recogida y transporte (%)	75.8	31.9	48.3	123.0	142.5	49.5
	Tratamiento y valorización (%)	7.6	61.7	37.8	-45.8	-83.7	40.0
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	14.8	6.4	13.9	22.8	41.2	10.4
	Recogida y transporte (%)	78.4	31.9	48.3	123.0	142.5	50.2
	Tratamiento y valorización (%)	6.8	61.7	37.8	-45.8	-83.7	39.4
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

En lo que respecta a la etapa recogida y transporte la distribución porcentual del Coste Neto dentro de esta etapa es prácticamente idéntica a la correspondiente del Escenario Base. (Tabla 6-24)

- Recogida respecto a recogida y transporte: 74-72 % (EB) frente a 72-70% (EPR)

Igual que sucedía en el Escenario Base, respecto a la etapa recogida y transporte, las fracciones más costosas son las fracciones Papel/cartón y Resto, y respecto a la etapa tratamiento y valorización la fracción más gravosa es la fracción Resto.

Las fracciones Papel/cartón y Vidrio presentan valores negativos para la etapa tratamiento y valorización debido a que, como ya se ha comentado, se han imputado aquí los ingresos por la venta de materiales.

Tabla 6-24 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el Escenario Prevención de Residuos.

		Envases ligeros (EPR)	Resto hasta depósito con CRTV (EPR)	FORM (EPR)	Papel/ Cartón (EPR)	Vidrio (EPR)	Total (EPR)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	572998	1400599	319300	773985	178168	3245049
	Recogida (euros/Año)	485742	951707	311874	407966	170932	2328220
	Transporte (euros/año)	87256	448892	7425	366019	7236	916829
	Recogida (%)	85	68	98	53	96	72
	Transporte (%)	15	32	2	47	4	28
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	664216	1400599	319300	773985	178168	3336267
	Recogida (euros/Año)	485742	951707	311874	407966	170932	2328220
	Transporte (euros/año)	178474	448892	7425	366019	7236	1008046
	Recogida (%)	73	68	98	53	96	70
	Transporte (%)	27	32	2	47	4	30

El coste neto debido al transporte de la fracción Envases ligeros, en el escenario “Proximidad” (87256 euros/año) es aproximadamente el 49% de los costes en el escenario “No proximidad”. (49% también en EB).

El valor del indicador Coste Neto de la gestión de residuos (CN) es de 6560907 euros/año para el escenario “Proximidad” y de 6652125 euros/año en el escenario “No proximidad”.

Podemos observar que, las medidas de prevención de residuos aplicadas al Escenario Base han hecho disminuir el Coste Neto alrededor de un 7 % respecto el Escenario Base. Valor que se considera poco notable si se considera que no se ha contemplado la inversión económica para la consecución de las medidas de prevención mencionadas.

6.3.5 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

A continuación se muestra el análisis del impacto ambiental que supone la gestión de residuos en el Escenario Prevención de residuos, procediendo de la misma forma en que se ha hecho el análisis del Escenario Base.

En la Tabla 6-25 se muestra el resultado numérico de la Caracterización del Escenario Prevención de Residuos, según fracciones consideradas. Debido a que, como ya se ha visto en el análisis del Escenario Base, no existen grandes diferencias entre el escenario “Proximidad” de gestión de materiales recuperados de la fracción Envases ligeros y el de “No proximidad” en lo que a impactos ambientales globales se refiere, en este escenario, sólo se presentan los valores de impacto correspondientes al escenario “Proximidad”.

Tabla 6-25 Caracterización del Escenario Prevención de Residuos.

Categoría de impacto	Unidad	Total	Fracción envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	kg Sb eq	-1.04E+05	-3.03E+04	-4.55E+04	-2.54E+03	-2.52E+04	-9.14E+02
Acidification	kg SO ₂ eq	-4.92E+04	-8.22E+03	-2.27E+04	-2.17E+02	-1.71E+04	-9.76E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-2.25E+04	-2.13E+03	-1.07E+04	-6.03E+01	-9.35E+03	-2.51E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-8.25E+06	-2.00E+06	-3.36E+06	2.13E+05	-3.04E+06	-6.75E+04
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-4.70E-01	-4.72E-02	-1.58E-01	-3.95E-02	-2.19E-01	-6.81E-03
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-4.40E+06	-1.06E+06	-2.24E+06	7.54E+05	-1.81E+06	-4.35E+04
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	-2.74E+06	-3.47E+05	-1.47E+06	3.91E+05	-1.28E+06	-2.86E+04
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-6.26E+09	-6.81E+08	-3.06E+09	2.01E+08	-2.65E+09	-6.21E+07
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3.20E+04	-3.69E+03	-1.11E+04	5.63E+04	-9.30E+03	-2.17E+02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-2.36E+03	-7.15E+02	-1.09E+03	4.67E+01	-5.61E+02	-3.48E+01

Para la fracción Orgánica, y respecto a los correspondientes valores del Escenario Base, podemos observar una disminución en los valores de caracterización correspondientes a las categorías de impacto relacionadas con la toxicidad (valores de impacto positivos). Tal como se ha visto en el análisis del Escenario Base, dichas categorías de impacto están muy relacionadas con la cantidad y calidad del compost que se obtiene de dicha fracción, así pues al generarse menos compost el impacto en dichas categorías es menor.

Por otro lado, vemos que, en aquellas fracciones en las que se han aplicado medidas de prevención (Envases ligeros, Papel/cartón, Vidrio y fracción Orgánica) y que presentan valores negativos de caracterización, estos valores han aumentado (son menos negativos). Esto es debido a que al generarse menos residuos también se recupera menos cantidad de materiales contenidos en ellos y por ello las cargas evitadas debido al reciclaje de materiales son menores.

Esta afirmación puede parecer un absurdo -si se generan menos residuos de Envases ligeros, Papel/cartón y Orgánica, lógicamente se evitan las cargas asociadas a la producción de los materiales contenidos en estas fracciones- pero se ha de tener presente que dichas cargas evitadas quedan fuera de los límites del sistema en estudio, es por ello que estas categorías de impacto aumentan.

Para evitar esto y para este escenario, se han contabilizado las cargas evitadas. Para ello se ha considerado que al aplicar las medidas de prevención de residuos se han dejado de generar:

- 1144 t/año de Papel/cartón
- 1115 t/año de Vidrio
- 254 t/año de PET
- 253 t/año de LDPE

Valores que se han calculado teniendo en cuenta la composición de los diversos contenedores de recogida de residuos que se han mostrado en el capítulo 1 de esta tesis (Alvarez, 2006) y la composición, en cuanto a materiales presentes, de los distintos contenedores (Sans R. , 2012)

En la Tabla 6-26 se muestran los factores de equivalencia considerados al contabilizar las cargas evitadas. El factor de equivalencia hace referencia a las toneladas de material no producido por cada tonelada de material evitado.

Tabla 6-26 Factores de equivalencia considerados al contabilizar las cargas evitadas por la aplicación de medidas de prevención.

Material Evitado	Material producido	no	Factor de equivalencia	Comentario
Papel/Cartón			1	Se ha considerado que todo el papel evitado es papel prensa.
Vidrio	Envases de vidrio		1	Se ha considerado que el 33.33% de los envases de vidrio no producidos son envases blancos, el 33.33% verdes y el 33.33% restante marrón.
PET			1	Se ha considerado que el material no producido es PET granulado grado botella.
LDPE			1	Se ha considerado que el material no producido es Granza virgen de LDPE.

En la Tabla 6-27 se muestra el resultado numérico de la Caracterización del Escenario Prevención de Residuos, según fracciones consideradas y teniendo en cuenta las cargas evitadas debidas a la aplicación de las medidas de prevención antes mencionadas.

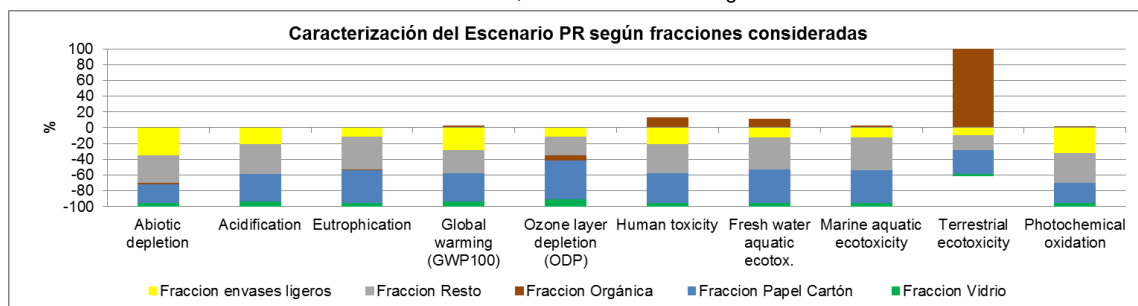
Tabla 6-27 Caracterización del Escenario Prevención de Residuos teniendo en cuenta las cargas evitadas debidas a las medidas de prevención.

Categoría de impacto	Unidad	Total	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	kg Sb eq	-1.32E+05	-4.74E+04	-4.55E+04	-2.54E+03	-3.13E+04	-5.19E+03
Acidification	kg SO ₂ eq	-6.00E+04	-1.26E+04	-2.27E+04	-2.17E+02	-2.10E+04	-3.53E+03
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-2.55E+04	-3.04E+03	-1.07E+04	-6.03E+01	-1.06E+04	-1.06E+03
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-1.10E+07	-3.20E+06	-3.36E+06	2.13E+05	-3.95E+06	-6.74E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-6.52E-01	-7.67E-02	-1.58E-01	-3.95E-02	-3.21E-01	-5.74E-02
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-5.31E+06	-1.30E+06	-2.24E+06	7.54E+05	-2.28E+06	-2.42E+05
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	-3.20E+06	-4.64E+05	-1.47E+06	3.91E+05	-1.52E+06	-1.33E+05
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-7.18E+09	-9.28E+08	-3.06E+09	2.01E+08	-3.09E+09	-3.01E+08
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2.20E+04	-5.42E+03	-1.11E+04	5.63E+04	-1.71E+04	-7.45E+02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-2.87E+03	-9.63E+02	-1.09E+03	4.67E+01	-7.29E+02	-1.29E+02

Así vemos que si tenemos en cuenta las cargas evitadas debido a la aplicación de las medidas de prevención de residuos, los impactos ambientales en todas las categorías de impacto disminuyen respecto a las correspondientes categorías del Escenario Base, excepto para la fracción Resto que no se ve afectada.

En el Gráfico 6-12 se puede ver la contribución porcentual de la gestión de las distintas fracciones a las distintas categorías de impacto y podemos observar que dicha contribución es prácticamente idéntica a la del Escenario Base.

Gráfico 6-12 Resultados de la Caracterización según fracciones consideradas y categorías de impacto en el Escenario Prevención de Residuos, considerando las cargas evitadas.



A continuación se muestra el análisis por etapas para este escenario, teniendo en cuenta las cargas evitadas por la aplicación de las medidas de prevención.

6.3.5.1 Etapa 4: Recogida y transporte de los residuos

En la Tabla 6-28 se muestran los resultados de caracterización de la etapa recogida y transporte de los residuos en el Escenario Prevención de Residuos.

Tabla 6-28 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el Escenario Prevención de Residuos.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida (EPR)	Transporte (EPR) (esc. Prox)	Transporte (EPR) (esc. No Prox)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	1.86E+03	7.95E+02	8.57E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	4.69E+02	2.02E+02	2.18E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.47E+06	4.72E+05	5.08E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1.12E+04	4.06E+03	4.37E+03
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	2.05E+02	6.59E+01	7.11E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	9.35E+05	3.00E+05	3.24E+05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.58E+01	5.08E+00	5.47E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	6.11E+00	1.72E+00	1.86E+00

Como puede observarse los valores de Caracterización para todas las categorías de impacto, tanto en el caso de recogida como en el caso del transporte, toman un valor positivo.

En el Gráfico 6-13 y Gráfico 6-15 podemos observar que, igual que sucedía en el Escenario Base, la recogida de las fracciones consideradas presenta, en todas las categorías de impacto, un impacto positivo mucho mayor que en el caso del transporte. La recogida supone entre el 78 y el 68% de los impactos debidos a esta etapa según categorías de impacto. (Etapa recogida y

transporte), presentando pequeñas variaciones poco significativas entre el escenario “Proximidad” y el de “No proximidad”.

Gráfico 6-13 Resultados de la Caracterización de la etapa recogida y transporte. Escenario “Proximidad” en el Escenario Prevención de Residuos

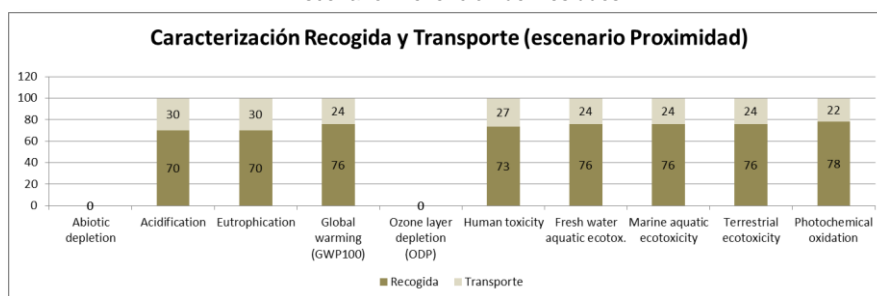
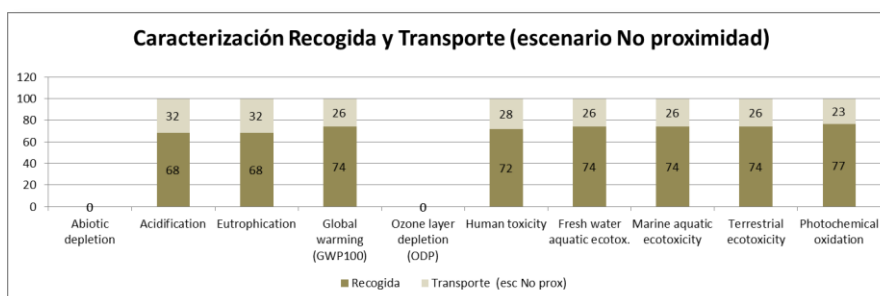


Gráfico 6-14 Resultados de la Caracterización de la etapa recogida y transporte. Escenario “No proximidad” en el Escenario Prevención de Residuos



En la Tabla 6-29 y Tabla 6-30 se muestran los valores de Caracterización correspondientes a la recogida y al transporte (respectivamente) según fracciones y materiales recuperados de cada fracción.

Tabla 6-29 Caracterización de la recogida de residuos del Escenario Prevención de Residuos

Categoría de impacto	Unidad	Recogida F.EL (EPR)	Recogida F.R (EPR)	Recogida F.O (EPR)	Recogida F.PC (EPR)	Recogida F.V (EPR)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	3.11E+02	7.73E+02	2.97E+02	3.95E+02	8.54E+01
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	7.85E+01	1.95E+02	7.49E+01	9.94E+01	2.15E+01
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	2.44E+05	6.05E+05	2.33E+05	3.18E+05	6.70E+04
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1.86E+03	4.61E+03	1.78E+03	2.40E+03	5.10E+02
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	3.41E+01	8.47E+01	3.26E+01	4.45E+01	9.38E+00
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.55E+05	3.86E+05	1.49E+05	2.03E+05	4.27E+04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2.63E+00	6.52E+00	2.51E+00	3.43E+00	7.22E-01
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	1.02E+00	2.52E+00	9.70E-01	1.32E+00	2.79E-01

En el Gráfico 6-15 y el Gráfico 6-16 podemos observar cómo la recogida y el transporte de las distintas fracciones contribuyen a cada categoría de impacto.

Gráfico 6-15 Resultados de la Caracterización de la recogida según fracciones consideradas y categorías de impacto en el Escenario Prevención de Residuos.

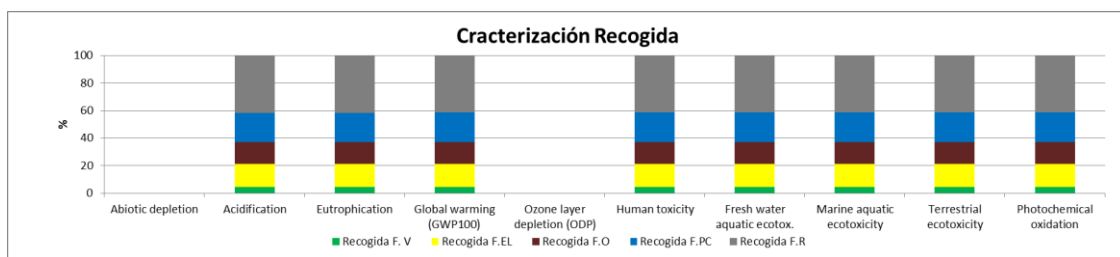


Gráfico 6-16 Resultados de la Caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario "Proximidad" del Escenario Prevención de Residuos.

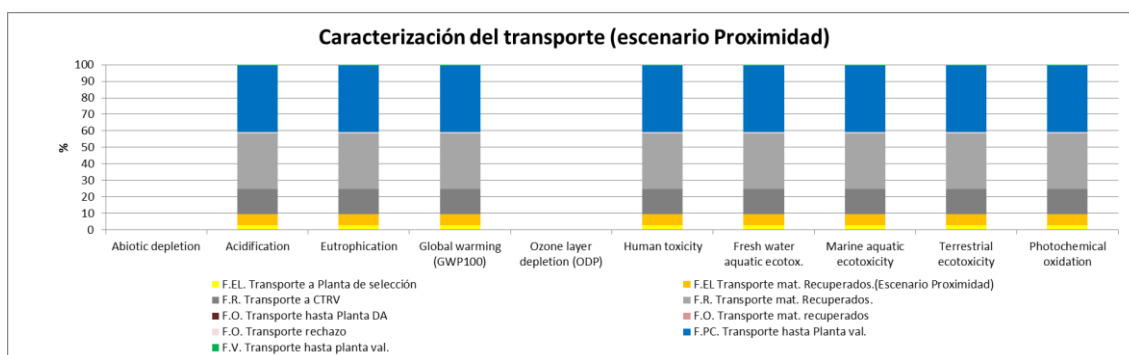
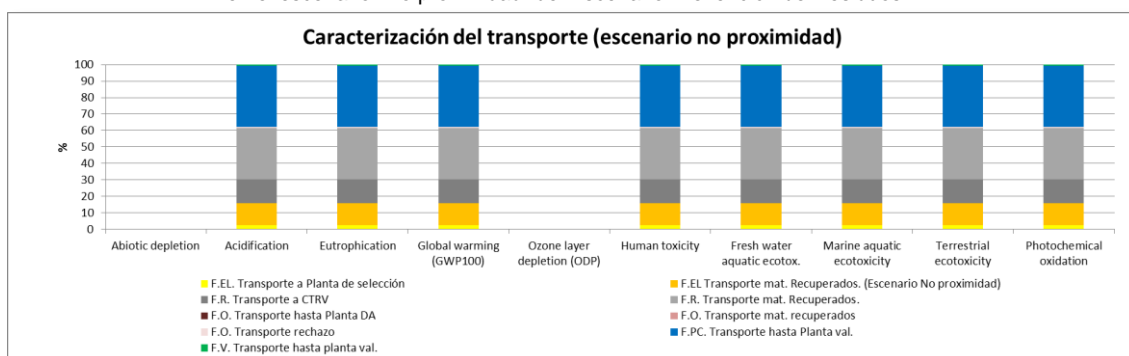


Gráfico 6-17 Resultados de la Caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario "No proximidad" del Escenario Prevención de Residuos.

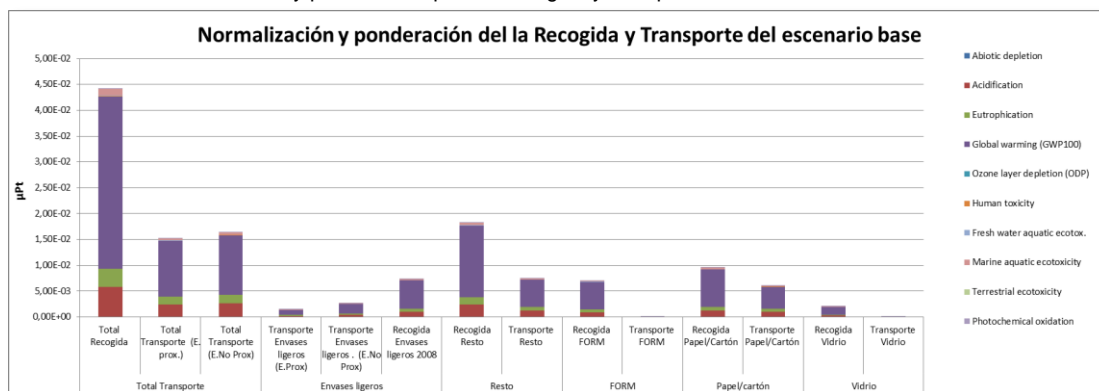


Igual que sucedía en el Escenario Base y por los mismos motivos anteriormente dichos:

- Las diferencias en los valores de caracterización del transporte de la fracción Envases ligeros quedan "diluidas" al considerar la etapa de forma global - recogida y transporte - dado que la gran mayoría de los impactos en esta etapa son debidos a la recogida.
- El transporte de la fracción Papel/cartón hasta la planta de valorización, es el transporte que presenta una mayor contribución en todas las categorías de impacto.
- La recogida de las diversas fracciones tiene un impacto global positivo, mucho mayor que el transporte de éstas. Concretamente, la recogida de la fracción Resto es la que presenta un mayor impacto global, por encima incluso del transporte de Envases ligeros en el escenario "No proximidad".
- La categoría de impacto a la que contribuye más la etapa de recogida y transporte es la de Calentamiento global (GWP), debido lógicamente al consumo de combustibles fósiles.

Normalizando los valores de Caracterización de la recogida y el transporte y aplicando sobre ellos un factor de ponderación de 1⁴⁹, es decir dando la misma importancia a todos los impactos obtenemos el Gráfico 6-18, donde se puede observar mejor estas conclusiones.

Gráfico 6-18 Normalización y ponderación para la recogida y transporte en el Escenario Prevención de Residuos.



⁴⁹ El método CML 2001 no contempla la ponderación de los impactos, pero la herramienta SimaPro 7.3.3 permite dicha ponderación. En esta tesis se ha creído oportuno aplicar un factor de ponderación de 1 a fin de poder comparar distintos escenarios y etapas.

Tabla 6-30 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del Escenario Prevención de Residuos

Categoría de impacto	Unidad	Envases ligeros (EPR)			Resto (EPR)		FORM (EPR)			Papel/ Cartón (EPR)	Vidrio (EPR)
		F.EL. Transp. a Planta de selección	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. Proximidad)	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. No proximidad)	F.R. Transp. a CTRV	F.R. Transp. materiales Recuperados.	F.O. Transp. hasta Planta DA	F.O. Transp. materiales recuperados	F.O. Transp. rechazo	F.PC. Transp. hasta Planta valoriz.	F.V. Transp. hasta planta valoriz.
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.27E+01	5.30E+01	1.15E+02	1.22E+02	2.68E+02	0.00E+00	4.69E-02	6.40E+00	3.18E+02	6.28E+00
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	5.76E+00	1.35E+01	2.91E+01	3.09E+01	6.80E+01	0.00E+00	1.19E-02	1.62E+00	8.06E+01	1.59E+00
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.34E+04	3.14E+04	6.81E+04	7.22E+04	1.59E+05	0.00E+00	2.78E+01	3.79E+03	1.88E+05	3.72E+03
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1.16E+02	2.70E+02	5.85E+02	6.21E+02	1.37E+03	0.00E+00	2.39E-01	3.26E+01	1.62E+03	3.20E+01
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	1.88E+00	4.40E+00	9.51E+00	1.01E+01	2.22E+01	0.00E+00	3.89E-03	5.30E-01	2.63E+01	5.21E-01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	8.56E+03	2.00E+04	4.33E+04	4.60E+04	1.01E+05	0.00E+00	1.77E+01	2.42E+03	1.20E+05	2.37E+03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.45E-01	3.39E-01	7.33E-01	7.77E-01	1.71E+00	0.00E+00	2.99E-04	4.08E-02	2.03E+00	4.01E-02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	4.91E-02	1.15E-01	2.49E-01	2.64E-01	5.80E-01	0.00E+00	1.02E-04	1.39E-02	6.88E-01	1.36E-02

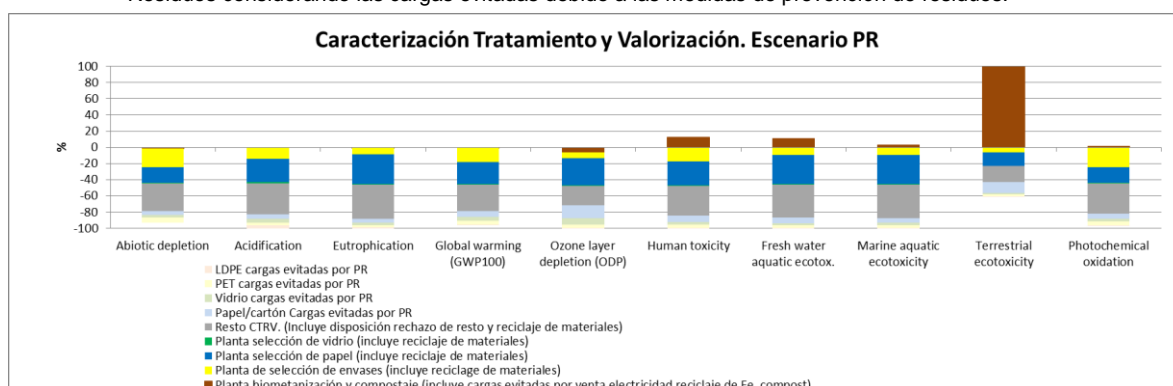
6.3.5.2 Etapa 5: Tratamiento y valorización de los residuos

En la Tabla 6-31 se muestran los valores de Caracterización de la etapa de tratamiento y valorización de las fracciones consideradas.

En el Gráfico 6-19, podemos ver, igual que sucedía en el Escenario Base que:

- El tratamiento y valorización de las fracciones Envases ligeros, Papel/cartón, Vidrio y Resto, presentan, en todas las categorías de impacto, valores negativos.
- El tratamiento y valorización de la fracción Orgánica, presenta valores negativos en todas las categorías de impacto, excepto en las categorías de Ecotoxicidad Humana, Terrestre, y Acuática (agua dulce y salada) y Oxidación fotoquímica. Del análisis de las instalaciones de tratamiento y valorización de residuos, realizado en el apartado correspondiente del Escenario Base, vemos que esto es debido básicamente a la composición del compost producido en estas plantas cuya presencia de metales es elevada y a la disposición del rechazo de planta.
- Aunque la etapa de recogida y transporte de residuos presenta impactos positivos en todas las categorías de impacto, estos quedan compensados por los impactos negativos debidos a la etapa de tratamiento y valorización en todas las categorías excepto en la categoría de toxicidad terrestre.

Gráfico 6-19 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización en el Escenario Prevención de Residuos considerando las cargas evitadas debido a las medidas de prevención de residuos.



En la Tabla 6-32, donde se ha calculado el porcentaje de aumento o disminución que experimentan las distintas categorías de impacto según fracciones respecto de los correspondientes valores del Escenario Base, vemos que debido a las medidas de prevención de residuos aplicadas y una vez contabilizadas las cargas evitadas debidas a la no producción de los materiales, como consecuencia de las medidas de prevención consideradas, el impacto total ha disminuido considerablemente en todas las categorías de impacto. El signo hace referencia al % aumento (+) o disminución (-) respecto al escenario base (EB).

Tabla 6-31 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el Escenario Prevención de Residuos considerando las cargas evitadas por aplicación de medidas de prevención.

Categoría de impacto	Unidad	Planta DA y compostaje (EPR) (1)	Planta de selección de envases (EPR) (2)	Planta selección de papel (EPR) (3)	Planta selección de vidrio (EPR) (4)	Resto CTRV. (EPR) (5)	Papel/cartón Cargas evitadas por PR	Vidrio cargas evitadas por PR	PET cargas evitadas por PR	LDPE cargas evitadas por PR
Abiotic depletion	kg Sb eq	-2.54E+03	-3.03E+04	-2.52E+04	-9.14E+02	-4.55E+04	-6.09E+03	-4.28E+03	-8.64E+03	-8.38E+03
Acidification	kg SO ₂ eq	-5.21E+02	-8.61E+03	-1.78E+04	-1.07E+03	-2.39E+04	-3.90E+03	-2.55E+03	-2.37E+03	-2.01E+03
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-1.37E+02	-2.23E+03	-9.53E+03	-2.74E+02	-1.10E+04	-1.29E+03	-8.07E+02	-7.41E+02	-1.65E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-2.42E+04	-2.29E+06	-3.54E+06	-1.38E+05	-4.19E+06	-9.18E+05	-6.07E+05	-6.76E+05	-5.23E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-3.95E-02	-4.72E-02	-2.19E-01	-6.81E-03	-1.58E-01	-1.02E-01	-5.06E-02	-2.94E-02	-1.47E-04
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	7.52E+05	-1.06E+06	-1.82E+06	-4.41E+04	-2.24E+06	-4.65E+05	-1.98E+05	-2.21E+05	-2.60E+04
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	3.91E+05	-3.47E+05	-1.28E+06	-2.86E+04	-1.47E+06	-2.42E+05	-1.05E+05	-1.08E+05	-8.87E+03
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2.01E+08	-6.81E+08	-2.65E+09	-6.21E+07	-3.06E+09	-4.40E+08	-2.39E+08	-2.38E+08	-8.83E+06
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	5.63E+04	-3.69E+03	-9.30E+03	-2.17E+02	-1.11E+04	-7.75E+03	-5.28E+02	-1.68E+03	-4.52E+01
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	4.57E+01	-7.16E+02	-5.63E+02	-3.51E+01	-1.10E+03	-1.68E+02	-9.45E+01	-1.43E+02	-1.05E+02

(1) Incluye cargas evitadas por la generación de electricidad, reciclaje de hierro, y uso de compost.

(2) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(3) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(4) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(5) Incluye disposición de rechazo de Resto y cargas evitadas por reciclaje de materiales.

En el caso de la fracción Orgánica, observamos que han aumentado todas las categorías de impacto excepto aquellas relacionadas con la toxicidad. Así vemos que las medidas de prevención aplicadas a esta categoría (“Promoción del compostaje” y “Lucha contra el malbaratamiento de alimentos”) han hecho disminuir la cantidad de compost generado a partir de esta fracción y por tanto han disminuido el valor de caracterización de las categorías de impacto relacionadas con la calidad del compost. Por otro lado han aumentado el resto de categorías de impacto, aquellas que están relacionadas con la recuperación de energía en la planta de digestión anaerobia y la recuperación de materiales. Así mismo ha disminuido la oxidación fotoquímica debido a la menor cantidad de rechazo que se genera.

Tabla 6-32 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del Escenario Prevención de Residuos respecto al Escenario Base según fracciones. Considerando cargas evitadas

Categoría de impacto	Total	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	-16	-37	0	16	-9	-275
Acidification	-13	-35	0	15	-7	-139
Eutrophication	-5	-25	0	15	0	-178
Global warming (GWP100)	-23	-40	0	-16	-14	-560
Ozone layer depletion (ODP)	-26	-43	0	16	-28	-456
Human toxicity	-13	-8	0	-16	-10	-267
Fresh water aquatic ecotox.	-10	-18	0	-16	-4	-208
Marine aquatic ecotoxicity	-7	-20	0	-16	-2	-220
Terrestrial ecotoxicity	-46	-29	0	-16	-60	-127
Photochemical oxidation	-13	-18	0	-16	-14	-145

En Tabla 6-33 la podemos observar el % de variación (aumento o disminución), según etapas consideradas.

Tabla 6-33 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del Escenario Prevención de Residuos respecto al Escenario Base según etapas.

Categoría de impacto	% Respecto al Escenario Base	
	Recogida y transporte	Tratamiento y valorización
Abiotic depletion	0	-16
Acidification	-9	-11
Eutrophication	-9	-5
Global warming (GWP100)	-9	-16
Ozone layer depletion (ODP)	0	-26
Human toxicity	-9	-13
Fresh water aquatic ecotox.	-9	-10
Marine aquatic ecotoxicity	-9	-7
Terrestrial ecotoxicity	-9	-46
Photochemical oxidation	-9	-13

Vemos que las medidas de prevención aplicadas, han influido poco en las categorías de impacto asociadas a la recogida y transporte de las distintas fracciones, pero sí han influido

considerablemente las categorías de impacto asociadas al tratamiento y valorización, observándose en algunas categorías de impacto reducciones considerables debidas en su mayoría a las cargas evitadas por la no producción de los materiales prevenidos.

6.3.6 Conclusiones Escenario Prevención de Residuos

Se presenta aquí un resumen de las principales conclusiones a las que se ha llegado después de este análisis del Escenario Prevención de Residuos.

Criterio 1: Prevenir/minimizar la generación de residuos de origen doméstico:

- Con las medidas de prevención de residuos aplicadas en este escenario, el indicador VGRM (Variación en la Generación de Residuos Municipales) toma un valor de 4.8%, lo que significa que estas medidas han supuesto una reducción del 4.8% en la generación total de los residuos municipales.

Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos:

- El 69-70% de los recursos energéticos se consumen en la etapa de recogida y transporte. Concretamente entre el 77% y 74% de los recursos energéticos de la etapa recogida y transporte corresponden a la recogida.
- La fracción Resto, es la fracción que consume más recursos energéticos para su gestión, representando aproximadamente 63% de todos los recursos energéticos empleados en la gestión de los residuos. Esto es debido, aproximadamente a partes iguales, a la etapa de recogida y transporte (30% de los recursos energéticos empleados en esta fracción) y a la de tratamiento y valorización (29% de los recursos energéticos empleados en esta fracción).
- El tratamiento y valorización de la fracción FORM genera más recursos energéticos de los que consume.
- En el cómputo global, no existen diferencias entre el escenario “Proximidad” y “No proximidad”, pero sí se observan diferencias si nos fijamos sólo en el transporte. (escenario “Proximidad” representa el 19% de los recursos energéticos asociados al transporte en escenario “No proximidad”)
- El consumo anual de recursos energéticos en el Escenario Base se sitúa entre 36358089 MJ/año y 37332794 MJ/año, esto equivale al consumo anual de energía primaria de unos 244-251 habitantes en Catalunya.
- Las medidas de prevención de residuos han hecho disminuir el consumo neto de recursos energéticos en un 6% respecto al Escenario Base, valor que se considera poco relevante

Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población:

- En este escenario no se ha modificado ningún aspecto relacionado con las etapas segregación en origen de los residuos ni almacenamiento temporal, por ello el indicador Impacto negativo sobre la Población (INP) toma el mismo valor que en el Escenario Base, INP de 3, y por tanto se puede concluir que el impacto negativo sobre la población se sitúa entre bajo y medio.

Criterio 4: Minimizar los costes de gestión:

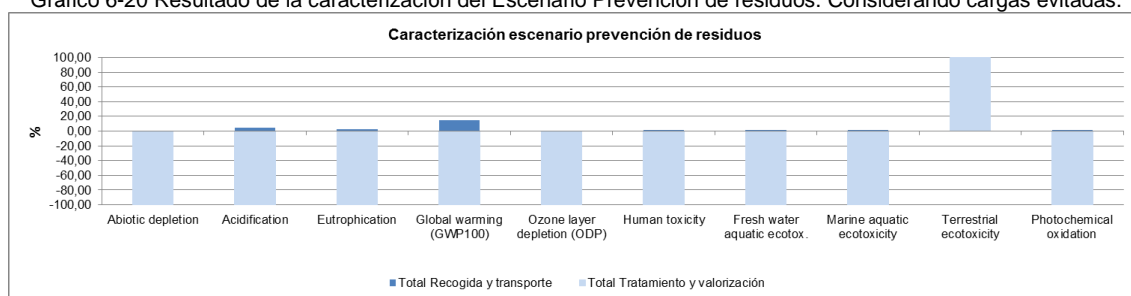
- El 50% de los costes están asociados a la etapa de recogida y transporte, concretamente entre el 72-70% de estos corresponden a la recogida.
- La fracción Resto es la fracción más gravosa de gestionar, supone un 67% del total de los costes asociados a la gestión de residuos. Esto es debido, principalmente, a la etapa de tratamiento y valorización (62% de los costes de esta fracción), en este caso la recogida y transporte de esta fracción supone un 32% de los costes de esta fracción.
- No existen diferencias entre el escenario "Proximidad" y "No proximidad" en el cómputo de los costes en su conjunto, pero sí se observan diferencias si nos fijamos sólo en el transporte de la fracción Envases ligeros. Los recursos energéticos asociados al transporte en el escenario "Proximidad" son el 49% de los recursos energéticos asociados al transporte en el escenario "No proximidad".
- El coste anual para la gestión de residuos en el Escenario Base se sitúa entre 6560907 euros/año y 6652125 euros/año.
- La reducción en los costes netos respecto al Escenario Base es de un 7%. Este valor se considera poco notable si se tiene en cuenta que no se ha contemplado la inversión económica para la aplicación de dichas medidas.

Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental:

- La contribución de la gestión de cada una de las fracciones al impacto global es muy parecida a la correspondiente del Escenario Base.
- La contribución de cada una de las etapas al impacto global es muy parecida a la correspondiente del Escenario Base.
- Debido a las medidas de prevención de residuos aplicadas, el impacto total ha disminuido en todas las categorías de impacto, excepto en lo que respecta a la fracción Resto, que no se ve afectada.
- Vemos que las medidas de prevención aplicadas, han influido poco en las categorías de impacto asociadas a la recogida y transporte de las distintas fracciones, pero sí han influido considerablemente las categorías de impacto asociadas al tratamiento y valorización, observándose en algunas categorías de impacto reducciones considerables, debidas en su mayoría a las cargas evitadas por la no producción de los materiales prevenidos. (Tabla 6-32 y Tabla 6-32)

Un análisis global del Escenario Prevención de Residuos permite concluir que en todas las categorías de impacto, los impactos negativos superan (compensan con creces) a los impactos positivos, excepto en la categoría de toxicidad terrestre, donde el impacto global es positivo debido, como ya se ha comentado, al compost obtenido de la fracción Orgánica. (Gráfico 6-20)

Gráfico 6-20 Resultado de la caracterización del Escenario Prevención de residuos. Considerando cargas evitadas.



En la Tabla 6-34 se pueden ver los valores que toman los distintos indicadores en este escenario, con y sin considerar las cargas evitadas debidas a la no producción de los materiales prevenidos.

Tabla 6-34 Valores que toman los indicadores en el Escenario Prevención de Residuos

criterio	Indicadores	Sin cargas evitadas		Con cargas evitadas	
		Escenario Prevención Residuos (proximidad)	Escenario Prevención Residuos (No proximidad)	Escenario Prevención Residuos (proximidad)	Escenario Prevención Residuos (No proximidad)
C1	VGRM (%)	4.78	4.78	4.78	4.78
C2	CNRE (MJ/año)	36358089	37332794	36358089	37332794
C3	PRE _N	3	3	3	3
C3	OCs _N	3	3	3	3
C3	IRD _N	2	2	2	2
C3	INP	3	3	3	3
C4	CN (euros/año)	6560907	6652125	6560907	6652125
C5	Abiotic depletion (kg Sb eq)	-1.04E+05	-1.04E+05	-1.32E+05	-1.32E+05
	Acidification (kg SO ₂ eq)	-4.92E+04	-4.91E+04	-6.00E+04	-6.00E+04
	Eutrophication (kg PO ₄ --- eq)	-2.25E+04	-2.25E+04	-2.55E+04	-2.55E+04
	Global warming (GWP100) (kg CO ₂ eq)	-8.25E+06	-8.21E+06	-1.10E+07	-1.09E+07
	Ozone layer depletion (ODP) (kg CFC-11 eq)	-4.70E-01	-4.70E-01	-6.52E-01	-6.52E-01
	Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	-4.40E+06	-4.40E+06	-5.31E+06	-5.31E+06
	Fresh water aquatic ecotox. (kg 1,4-DB eq)	-2.74E+06	-2.74E+06	-3.20E+06	-3.20E+06
	Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	-6.26E+09	-6.26E+09	-7.18E+09	-7.18E+09
	Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	3.20E+04	3.20E+04	2.20E+04	2.20E+04
	Photochemical oxidation (kg C ₂ H ₄ eq)	-2.36E+03	-2.36E+03	-2.87E+03	-2.87E+03

6.4 Análisis de los Escenarios cambio del Entorno Económico

A continuación se hace un análisis más detallado de los Escenarios cambio de Entorno Económico (EEPC 5 y 10 y EEC 5 y 10) según los objetivos de sostenibilidad e indicadores descritos anteriormente y se hace una comparativa con el Escenario Base (EB) considerado en esta tesis.

6.4.1 Criterio 1: Minimizar la generación de residuos de origen doméstico

En la Tabla 6-35 se muestra el valor que toma el indicador VGRM (Variación en la Generación de Residuo Municipal) para los distintos Escenarios de cambio de Entorno Económico estudiados.

Tabla 6-35 Valores del indicador VGRM para los Escenarios Económicos EEPC5 y 10 y EEC 5 y 10

Escenario económico	VGRM (%)
EEPC5	0.41
EEPC10	1.71
EEC5	15.32
EEC10	16.61

En un entorno económico con un consumo vinculado a las economías de las familias y sin contención del gasto (lo que hemos llamado Entorno económico pre-Crisis, EEPC), variaciones de la RFBDDPC del 5 y 10% provocan una disminución de los residuos generados de entre el 0.4 y el 1.7% respecto al Escenario Base. En entornos económicos desvinculados de las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico (lo que hemos llamado Entorno Económico Crisis, EEC) esta disminución es mucho mayor, del 15.3% y 16.6% respectivamente.

6.4.2 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos

En el anexo 7 de esta tesis se pueden ver las tablas de datos referentes al indicador Consumo Neto de recursos energéticos (CNRE), así como la distribución del consumo energético según etapas y fracciones consideradas, para los distintos Escenarios Económicos considerados.

Del análisis de esos valores podemos sacar las siguientes conclusiones:

- La distribución porcentual de los recursos energéticos por etapas y fracciones son muy similares a las correspondientes del Escenario Base (EB) y Escenario Prevención de Residuos (EPR).
 - Etapa recogida y transporte: 71-72% (EB), 69-70% (EPR) frente al 71-72% en los Escenarios Económicos simulados. (EEPC5= EEPC10= EEC5= EEC10=71-72%)
 - Etapa tratamiento y valorización: 23-24% (EB), 25-26% (EPR) frente al 23-25% en los Escenarios Económicos simulados. (EEPC5=EEPC10=23-24%, EEC5=EEC10=24-25%).
 - Fracción Resto: 60-58% (EB), 63-62% (EPR), 58-60% en los escenarios EEPC5 y EEPC10 y 60-62% en los escenarios EEC5 y EEC10.

En lo que respecta a la etapa recogida y transporte la distribución porcentual del consumo de recursos energéticos dentro de esta etapa es idéntica a la correspondiente del Escenario Base

(77-74% de los recursos energéticos de esta etapa corresponden a la recogida) para los escenarios EEPC5 y EEPC10 y algo mayor para los escenarios EEC 5 y EEC10 (80-76%).

El consumo de recursos energéticos debido al transporte de la fracción Envases ligeros, en el escenario “Proximidad” es aproximadamente el 19% de los recursos consumidos en el escenario “No proximidad” para todos los Escenarios Económicos simulados. (19% en EB; y también en EPR)

En la Tabla 6-36 se presentan los valores del indicador CNRE para los distintos Escenarios Económicos simulados, los habitantes equivalentes que esto supone, así como el % de disminución del indicador respecto al Escenario Base (EB).

Tabla 6-36 Valores del indicador CNRE correspondientes a los Escenarios Económicos simulados.

Escenario	CNRE (MJ/año) Proximidad	CNRE (MJ/año) No proximidad	Hab-eq	% respecto EB
EEPC5	38519143	39631067	259-266	-0.3
EEPC10	38016858	39115598	255-263	-1.5
EEC5	31868063	32958358	214-221	-17.5
EEC10	31379322	32454444	211-218	-18.8

Podemos observar que, en un entorno económico con un consumo desvinculado de las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico, en donde la cantidad de residuos generados ha disminuido entre el 15 y el 16% respecto el Escenario Base (ver indicador VGRM), el consumo neto de recursos energéticos para la gestión de los residuos ha disminuido entre un 18 y un 19% respecto ese mismo escenario.

6.4.3 Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población

En los Escenarios de cambio de Entorno Económico se ha variado la RFBDP es por ello que el esfuerzo económico (EE_N) que realizan las familias se ha visto modificado, tomando para todos los escenarios estudiados el valor de 3.

Cabe recordar que dicho esfuerzo económico influye en el valor del subindicador “Participación Requerida por el sistema” (PRE_N). Así en la Tabla 6-37 se muestran los valores que toman los indicadores PRE_N , OC_{SN} e IRD_N en los Escenarios de cambio de Entorno Económico y las etapas en que dichos indicadores toman valor, así como el valor del indicador INP_N .

Tabla 6-37 Valores de los indicadores PRE_N , OC_{SN} , IRD_N e INP_N en los Escenarios de cambio de Entorno Económico.

Etapas	PRE_N (EB)	OC_{SN} (EB)	IRD_N (EB)
Generación	0	0	0
Segregación en origen	4	0	0
Almacenamiento temporal	0	3	2
Recogida y transporte	0	0	0
Tratamiento y valorización	0	0	0
Disposición	0	0	0
INP	3		

Al cambiar la RFBDDPC entre un 5 y un 10% se ve que la participación requerida por el sistema (PRE_N) es considerable, que la ocupación media del sistema de almacenamiento temporal de residuos (OCs_N) es media, y que el impacto en la rutina diaria (IRD) es Bajo.

Se puede concluir que el impacto negativo sobre la población del sistema de gestión de los residuos en los Escenarios de Entorno Económico considerados (EEPC5, EEPC10, EEC5 y EEC10) es medio.

6.4.4 Criterio 4: Minimizar los costes de la gestión

En el anexo 7 de esta tesis se pueden ver las tablas de datos referentes al indicador Coste Neto de gestión de residuos (CN), así como la distribución del coste neto según etapas y fracciones consideradas, para los distintos Escenarios Económicos considerados.

Del análisis de esos valores podemos sacar las siguientes conclusiones:

- La distribución porcentual de los costes netos por etapas y fracciones son muy similares a las correspondientes del Escenario Base (EB) y Escenario Prevención de Residuos (EPR).
 - Etapa recogida y transporte: 54% (EB), 50% (EPR) frente al 53-54% en los Escenarios Económicos simulados. (EEPC5=EEPC10=54%; EEC5=EEC10=53%). La distribución porcentual del Coste Neto dentro de esta etapa es similar a la correspondiente del Escenario Base, recogida respecto a recogida y transporte: 72-74% en EB; 72-70% en EPR, frente a EEPC5=EEPC10=72-74%; EEC5=EEC10=76-78%)
 - Etapa tratamiento y valorización: 36% (EB), 40% (EPR) frente al 36% en los Escenarios Económicos simulados.

Igual que sucedía en el escenario EB y escenario EPR, respecto a la etapa recogida y transporte, en todos los Escenarios Económicos simulados, las fracciones más costosas son las fracciones Papel/cartón y Resto aunque para los escenarios crisis, al disminuir el coste de la recogida y transporte de la fracción Papel/cartón, la fracción más gravosa es la fracción Resto. Respecto a la etapa tratamiento y valorización la fracción más gravosa es la fracción Resto igual que sucedía en los escenarios EB y EPR.

El coste neto debido al transporte de la fracción Envases ligeros, en el escenario "Proximidad" es aproximadamente el 49% de los costes en el escenario "No proximidad" (49% también en EB y EPR).

En la Tabla 6-38 se presentan los valores del indicador CN para los distintos Escenarios Económicos simulados, así como el % de disminución del indicador respecto al Escenario Base (EB).

Tabla 6-38 Valores del indicador CN correspondientes a los Escenarios Económicos simulados.

Escenario	CN (euros/año) Proximidad	CN euros/año) No proximidad	% respecto EB
EEPC5	7047616	7153703	-0.2
EEPC10	7020998	7125656	-0.6
EEC5	6396422	6500165	-9.5
EEC10	6332298	6434397	-10.4

Podemos observar que, en un entorno económico con un consumo desvinculado de las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico, en donde la cantidad de residuos generados ha disminuido entre el 15 y el 16% respecto el Escenario Base (ver indicador VGRM), el coste neto de la gestión de los residuos ha disminuido un 10% respecto ese mismo escenario.

6.4.5 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

En el anexo 7 de esta tesis se pueden ver las tablas de datos de caracterización de los indicadores ambientales asociados a este criterio para los distintos Escenarios Económicos considerados. Así mismo se presentan los datos según etapas y fracciones.

A continuación se muestra el análisis del impacto ambiental que supone la gestión de residuos en los distintos Escenarios de cambio de Entorno Económico contemplados, procediendo de la misma forma en que se ha hecho el análisis en los escenarios base y prevención de residuos.

En la Tabla 6-39 se muestran los valores totales de caracterización de los Escenarios Económicos considerados.

Tabla 6-39 Caracterización de los Escenarios Económicos.

Categoría de impacto	Unidad	EEPC5	EEPC10	EEC5	EEC10
Abiotic depletion	kg Sb eq	-1.13E+05	-1.12E+05	-9.35E+04	-9.21E+04
Acidification	kg SO ₂ eq	-5.31E+04	-5.27E+04	-4.13E+04	-4.07E+04
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-2.41E+04	-2.40E+04	-1.79E+04	-1.77E+04
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-8.95E+06	-8.88E+06	-6.92E+06	-6.81E+06
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-5.14E-01	-5.11E-01	-3.82E-01	-3.76E-01
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-4.68E+06	-4.65E+06	-3.46E+06	-3.40E+06
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	-2.90E+06	-2.88E+06	-2.06E+06	-2.03E+06
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-6.69E+09	-6.64E+09	-4.93E+09	-4.86E+09
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3.92E+04	3.86E+04	4.49E+04	4.42E+04
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-2.55E+03	-2.52E+03	-2.10E+03	-2.07E+03

Vemos que existe una gran diferencia entre los valores que toman las distintas categorías de impacto en un entorno económico pre-crisis y en un entorno económico crisis. Siendo las categorías de impacto en un entorno crisis mayores (menos negativas) a las correspondientes en un entorno económico pre-crisis.

Por otra parte, y en un mismo entorno económico (pre-crisis o crisis), no existen grandes diferencias entre los escenarios de reducción de la RFBDDPC del 5% y el 10%.

Como ya se ha comentado en el análisis de otros escenarios (EB y EPR), las cargas evitadas por recuperación de materiales y/o producción de energía compensan con creces las cargas ambientales asociadas a la etapa de recogida y transporte, de ahí que el valor de caracterización de las distintas categorías de impacto sea negativo a excepción de la categoría de impacto de toxicidad terrestre debido a la calidad del compost producido.

Vemos que en los escenarios de entorno económico crisis, aunque los valores de caracterización de las distintas categorías de impacto siguen siendo negativos (exceptuando la categoría de toxicidad terrestre), éstos han aumentado debido a la menor generación de residuos que provoca una menor recuperación de materiales contenidos en ellos.

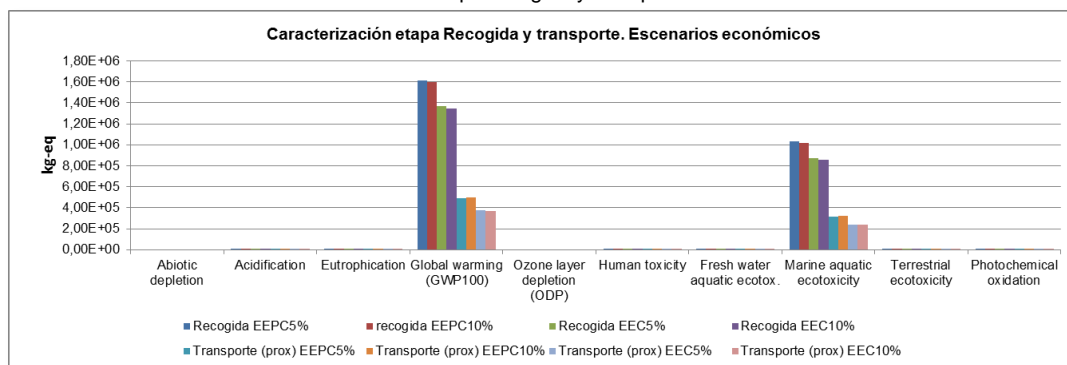
A continuación se hace un análisis por etapas para los Escenarios Económicos.

6.4.5.1 Etapa Recogida y Transporte

En la Tabla 6-40 se muestran los resultados de caracterización de la etapa recogida y transporte de los residuos en los distintos Escenarios Económicos contemplados.

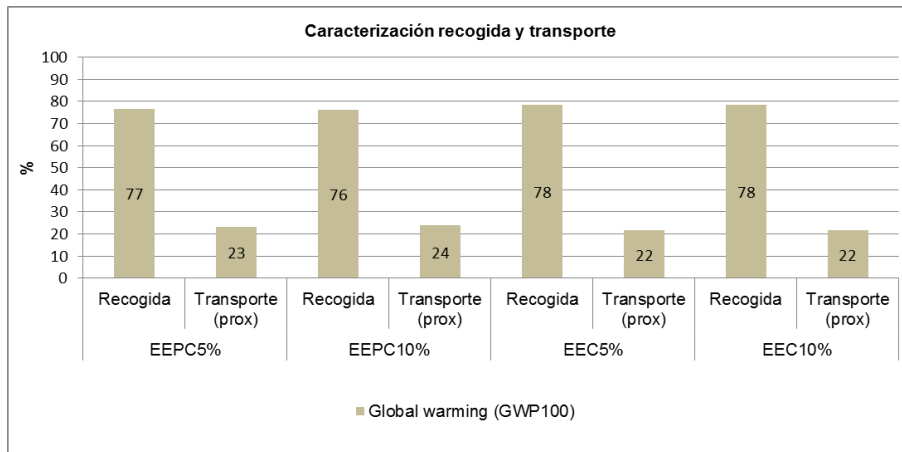
En el Gráfico 6-21 se puede ver la representación gráfica de los valores mostrados en la Tabla 6-40.

Gráfico 6-21 Caracterización Etapa recogida y transporte en Escenarios Económicos



Podemos observar que, igual que sucedía en los escenarios EB y EPR, la recogida de las diversas fracciones tiene un impacto mucho mayor que el transporte de éstas, en todas las categorías de impacto. Si nos fijamos en la categoría de Calentamiento global, por ser esta la categoría que está más directamente relacionada con el consumo de combustibles fósiles y por tanto con esta etapa, vemos que la recogida supone entre el 81% de las emisiones de gases de efecto invernadero en los escenarios de entorno económico pre-crisis, mientras que este porcentaje se eleva hasta el 84% en los escenarios económicos crisis. (ver Gráfico 6-22)

Gráfico 6-22 Contribución de la recogida y transporte a la categoría de impacto GWP



Dado que en un mismo entorno económico (pre-crisis o crisis), no existen grandes diferencias entre los escenarios de reducción de la RFBDC del 5% y el 10%, presentamos a continuación sólo el análisis de los datos de recogida de las distintas fracciones de los escenarios EEPC5 y EEC5.

Gráfico 6-23 Resultados de la caracterización de la recogida según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario EEPC5

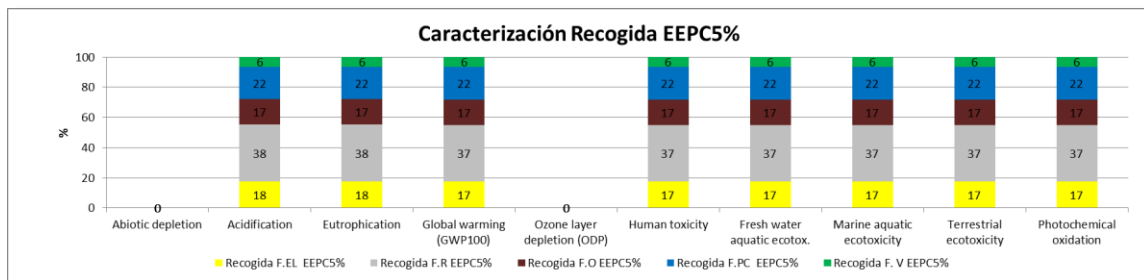


Gráfico 6-24 Resultados de la caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario EEPC5

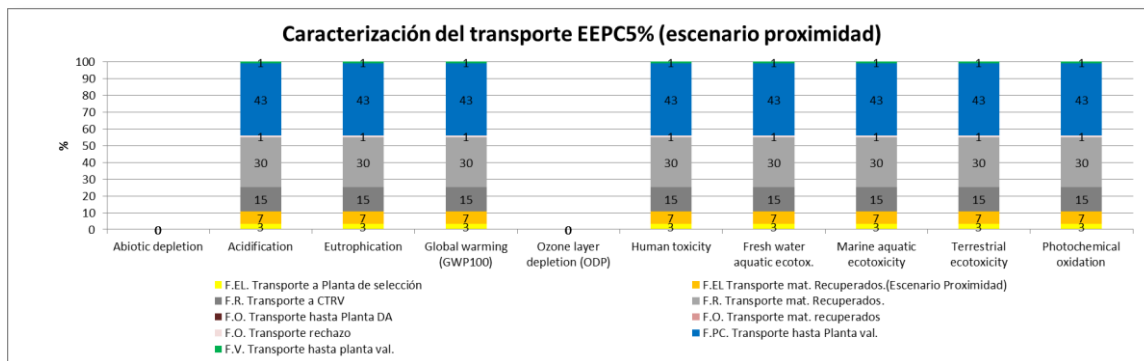


Tabla 6-40 Caracterización de la etapa recogida y transporte de los escenarios EEPC5, EEPC10, EEC5 y EEC10.

Categoría de impacto	Unidad	EEPC5		EEPC10		EEC5		EEC10	
		Recogida	Transporte (prox)	Recogida	Transporte (prox)	Recogida	Transporte (prox)	Recogida	Transporte (prox)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.05E+03	8.30E+02	2.02E+03	8.45E+02	1.74E+03	6.37E+02	1.71E+03	6.27E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	5.17E+02	2.11E+02	5.10E+02	2.15E+02	4.38E+02	1.62E+02	4.31E+02	1.59E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.62E+06	4.92E+05	1.60E+06	5.01E+05	1.37E+06	3.78E+05	1.35E+06	3.72E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1.23E+04	4.23E+03	1.21E+04	4.31E+03	1.04E+04	3.25E+03	1.02E+04	3.20E+03
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	2.26E+02	6.88E+01	2.23E+02	7.01E+01	1.91E+02	5.28E+01	1.88E+02	5.20E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.03E+06	3.13E+05	1.02E+06	3.19E+05	8.71E+05	2.40E+05	8.58E+05	2.37E+05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.74E+01	5.30E+00	1.72E+01	5.40E+00	1.47E+01	4.07E+00	1.45E+01	4.00E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	6.73E+00	1.80E+00	6.64E+00	1.83E+00	5.69E+00	1.38E+00	5.60E+00	1.36E+00

Gráfico 6-25 Normalización y ponderación para la recogida y transporte en EEP5.

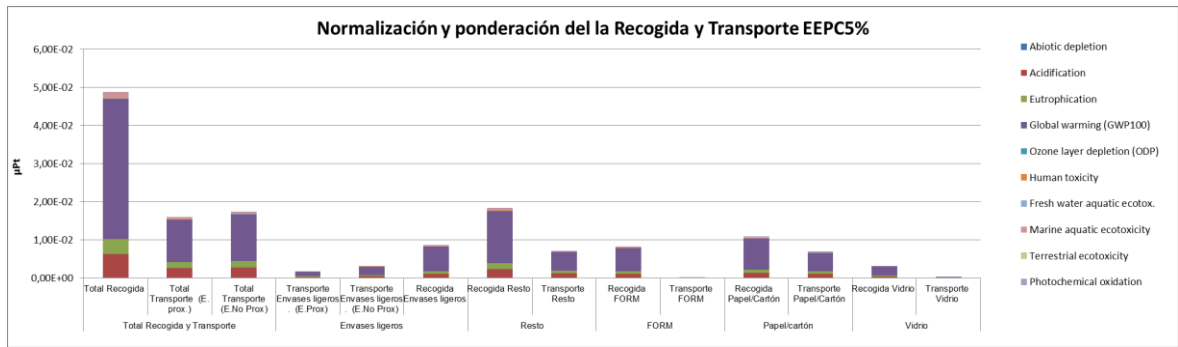


Gráfico 6-26 Resultados de la caracterización de la recogida según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario EEC5

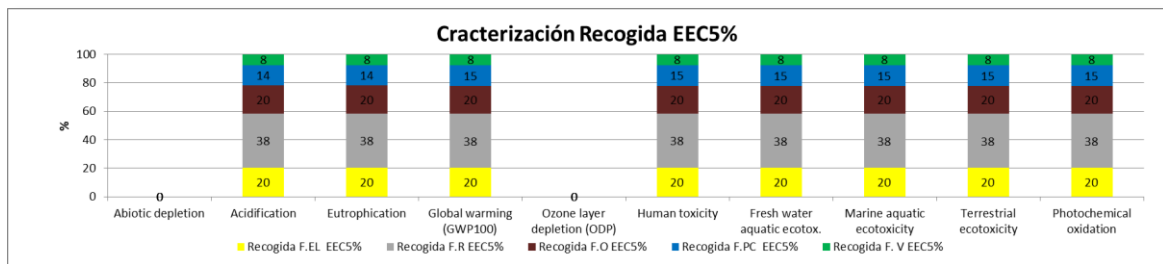


Gráfico 6-27 Resultados de la caracterización del transporte según fracciones consideradas y categorías de impacto en el escenario EEC5

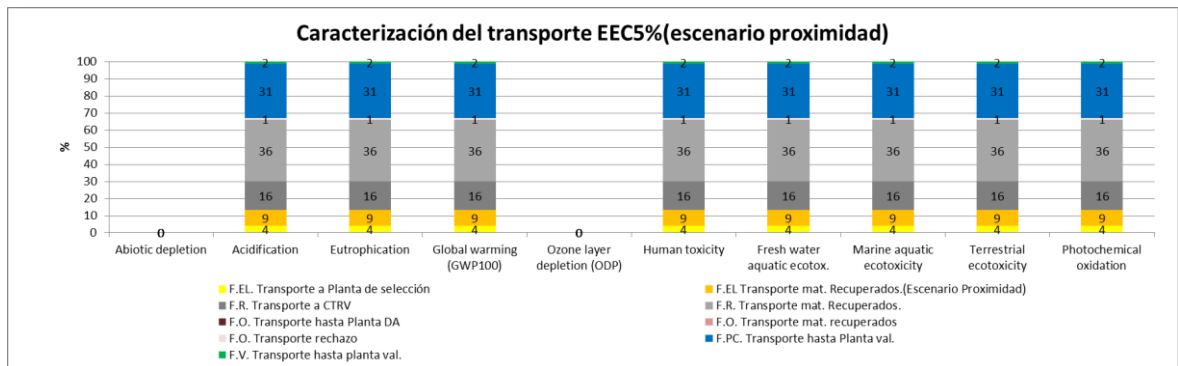
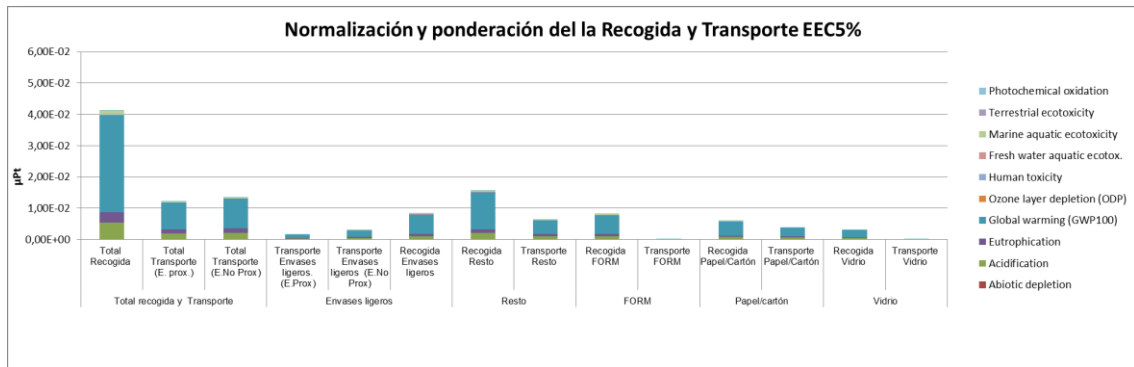


Gráfico 6-28 Normalización y ponderación para la recogida y transporte en EEC5.



Igual que sucedía en el escenario EB y EPR, se puede concluir que en los escenarios EEPC5 y EEC5:

- La recogida de la fracción Resto es la recogida que contribuye en mayor medida en todas las categorías de impacto, debido a que es la fracción que se genera en más cantidad y que se recoge con mayor frecuencia (ver Tabla 5-27).
- El transporte de la fracción Papel/cartón hasta planta de valorización es el transporte que presenta una mayor contribución en todas las categorías de impacto, tanto en el escenario EEPC5 como en el EEC5. Aun así, en el escenario EEC5 el transporte de la fracción Papel/cartón es comparable al transporte de la fracción Envases ligeros en un escenario de "No proximidad".

6.4.5.2 Etapa Tratamiento y valorización

Respecto a la etapa de tratamiento/valorización se pueden sacar las mismas conclusiones que en el EB y EPR:

- El tratamiento y valorización de las fracciones Envases ligeros, Papel/cartón, Vidrio y Resto, presentan, en todas las categorías de impacto, valores negativos.
- El tratamiento y valorización de la fracción Orgánica, presenta valores negativos en todas las categorías de impacto, excepto en las categorías de Ecotoxicidad Humana, Terrestre, y Acuática (agua dulce y salada) y Oxidación fotoquímica. Del análisis de las instalaciones de tratamiento y valorización de residuos, realizado en el apartado correspondiente del Escenario Base, vemos que esto es debido básicamente a la composición del compost producido en estas plantas cuya presencia de metales es elevada y a la disposición del rechazo de planta.
- Aunque la etapa de recogida y transporte de residuos presenta impactos positivos en todas las categorías de impacto, estos quedan compensados por los impactos negativos debidos a la etapa de tratamiento y valorización en todas las categorías excepto en la categoría de toxicidad terrestre.

Por otro lado, en la Tabla 6-41 y Tabla 6-43, donde se ha calculado el porcentaje de aumento o disminución que experimentan las distintas categorías de impacto según fracciones respecto de los correspondientes valores del Escenario Base, vemos que:

- En un entorno económico pre-crisis con una economía familiar vinculada al consumo pero con una reducción de la RFBDDPC del 5% respecto a la del año 2008, los valores de caracterización de las distintas categorías de impacto prácticamente no varían.
- En un entorno económico de crisis, con una economía familiar desvinculada del consumo y con bajas expectativas de crecimiento económico y con una reducción de la RFBDDPC del 5% respecto a la del año 2008, los valores de caracterización de las distintas categorías de impacto varían de forma desigual según fracciones.
 - Al generarse menos Envases Ligeros, las cargas ambientales evitadas debidas a la recuperación de los materiales contenidos en esta fracción son menores, lo que supone un aumento en los valores de caracterización de todas las categorías de impacto respecto a los correspondientes del escenario EB.

- Lo mismo sucede con la fracción Resto, al generarse menor cantidad de fracción Resto aumentan todas las categorías de impacto debido a una menor cantidad de materiales recuperados.
- El valor de caracterización de todas las categorías de impacto relacionadas con la fracción pape/cartón aumenta de forma muy evidente debido a que en este escenario la cantidad de Papel/cartón generada se ha visto muy reducida, lo que implica que las cargas ambientales evitadas debidas a la recuperación de los materiales contenidos en esta fracción son menores.
- Los valores de caracterización de las fracciones Orgánica, Vidrio y Envases ligeros no se han visto modificados de forma apreciable debido a que la variación en la generación de estas fracciones no se ha visto prácticamente modificada respecto a la del escenario EB.

Tabla 6-41 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del EEPC5 respecto al Escenario Base según fracciones.

Categoría de impacto	Total	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	0.1	-1.7	0.2	2.3	1.7	-1.0
Acidification	0.4	-1.6	0.1	1.7	1.7	-1.0
Eutrophication	0.6	-1.6	0.1	1.7	1.7	-1.0
Global warming (GWP100)	0.1	-1.4	-0.2	-2.8	1.6	-1.1
Ozone layer depletion (ODP)	0.9	-1.7	0.2	2.3	1.7	-1.0
Human toxicity	0.0	-1.7	0.2	-2.3	1.7	-1.0
Fresh water aquatic ecotox.	0.3	-1.7	0.2	-2.3	1.7	-1.0
Marine aquatic ecotoxicity	0.6	-1.7	0.2	-2.3	1.7	-1.0
Terrestrial ecotoxicity	-3.5	-1.7	0.2	-2.3	1.7	-1.0
Photochemical oxidation	-0.1	-1.7	0.2	-2.3	1.7	-1.0

Tabla 6-42 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del EEC5 respecto al Escenario Base según fracciones.

Categoría de impacto	Total	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel/ Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	17,4	0,5	14,2	3,2	45,0	-2,0
Acidification	22,6	0,6	14,2	2,5	44,9	-2,0
Eutrophication	26,1	0,6	14,2	2,6	44,9	-2,0
Global warming (GWP100)	22,8	0,7	14,2	-3,7	44,9	-2,0
Ozone layer depletion (ODP)	26,3	0,5	14,2	3,2	45,0	-2,0
Human toxicity	26,2	0,5	14,2	-3,2	45,0	-2,0
Fresh water aquatic ecotox.	29,3	0,5	14,2	-3,2	45,0	-2,0
Marine aquatic ecotoxicity	26,7	0,5	14,2	-3,2	45,0	-2,0
Terrestrial ecotoxicity	10,4	0,5	14,2	-3,2	45,0	-2,0
Photochemical oxidation	17,5	0,5	14,2	-3,2	45,0	-2,0

En Tabla 6-33 podemos observar el % de variación (aumento o disminución), según etapas consideradas.

Tabla 6-43 Porcentaje de aumento o disminución de los valores de caracterización del Escenario Prevención de Residuos respecto al Escenario Base según etapas.

Categoría de impacto	EEPC5		EEC5	
	Recogida y transporte	Tratamiento y valorización	Recogida y transporte	Tratamiento y valorización
Abiotic depletion	0	0	0	17
Acidification	-1	0	-19	22
Eutrophication	-1	1	-19	26
Global warming (GWP100)	-1	0	-18	22
Ozone layer depletion (ODP)	0	1	0	26
Human toxicity	-1	0	-18	26
Fresh water aquatic ecotox.	-1	0	-18	29
Marine aquatic ecotoxicity	-1	1	-18	27
Terrestrial ecotoxicity	-1	-3	-18	10
Photochemical oxidation	-1	0	-18	17

Vemos que en un entorno económico de crisis han disminuido los valores de caracterización de todas las categorías de impacto correspondientes a la etapa de recogida y transporte y han aumentado de forma significativa los valores de caracterización de todas las categorías de impacto correspondientes a la etapa de tratamiento y valorización, esto último debido a la menor recuperación de materiales contenidos en las fracciones, sobre todo la fracción Papel/cartón y Resto, como ya se ha visto.

6.4.6 Conclusiones de los Escenarios de cambio de Entorno Económico.

Se presenta aquí un resumen de las principales conclusiones a las que se ha llegado después de este análisis de los distintos Escenarios Económicos analizados.

Criterio 1: Prevenir/minimizar la generación de residuos de origen doméstico:

- En un entorno económico con un consumo vinculado a las economías de las familias y sin contención del gasto (lo que hemos llamado Entorno económico pre-Crisis, EEPC), variaciones de la RFBDC del 5 y 10% provocan una disminución de los residuos generados de entre el 0.4 y el 1.7% respecto al Escenario Base. En entornos económicos desvinculados de las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico (lo que hemos llamado Entorno Económico Crisis, EEC) esta disminución es mucho mayor, del 15.3% y 16.6% respectivamente.

Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos:

- Entre el 71-72% de los recursos energéticos se consumen en la etapa de recogida y transporte, concretamente entre el 77% y el 80% de los recursos energéticos de la etapa recogida y transporte corresponden a la recogida, dependiendo del Escenario Económico.
- La fracción Resto, es la fracción que consume más recursos energéticos para su gestión, representando aproximadamente entre el 58% y el 62% de todos los recursos energéticos empleados en la gestión de los residuos según Escenarios Económicos.
- El tratamiento y valorización de la fracción FORM genera más recursos energéticos de los que consume.
- En el cómputo global, no existen diferencias entre el escenario “Proximidad” y “No proximidad”.
- El consumo anual de recursos energéticos se sitúa entre 38519143 MJ/año (EEPC5) y 31379322 MJ/año (EEC5), esto equivale al consumo anual de energía primaria de unos 259 y 211 habitantes equivalentes de Catalunya respectivamente.
- En un entorno económico con un consumo desvinculado de las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico, el consumo neto de recursos energéticos para la gestión de los residuos ha disminuido entre un 18 y un 19% respecto al del Escenario Base (EEC5 y EEC10 respectivamente).

Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población:

- En este escenario no se ha modificado ningún aspecto relacionado con las etapas segregación en origen de los residuos ni almacenamiento temporal por ello en INP toma el mismo valor que en el Escenario Base, INP de 3, y por tanto se puede concluir que el impacto negativo sobre la población se sitúa entre bajo y medio.

Criterio 4: Minimizar los costes de gestión:

- Entre el 53-54% de los costes están asociados a la etapa de recogida y transporte, concretamente entre el 72-78% de los costes asociados a la etapa de recogida y transporte corresponden a la recogida.
- Para los escenarios crisis, al disminuir el coste de la recogida y transporte de la fracción Papel/cartón, la fracción más gravosa es la fracción Resto. Respecto a la etapa tratamiento y valorización la fracción más gravosa es la fracción Resto igual que sucedía en los escenarios EB y EPR.
- El coste anual para la gestión de residuos en los escenarios económicos se sitúa entre 7047616 y 7020998 euros/año para los escenarios pre-crisis y entre 6396422 y 6332298 euros/año para los escenarios crisis.
- La reducción en los costes netos respecto al Escenario Base es de hasta un 10% en los escenarios crisis.

Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental:

- Vemos que existe una gran diferencia entre los valores que toman las distintas categorías de impacto en un entorno económico pre-crisis y en un entorno económico crisis. Siendo las categorías de impacto en un entorno crisis mayores (menos negativas) a las correspondientes en un entorno económico pre-crisis debido a la menor generación de residuos lo que provoca una menor recuperación de materiales contenidos en ellos.
- En un mismo entorno económico (pre-crisis o crisis), no existen grandes diferencias entre los escenarios de reducción de la RFBDDPC del 5% y el 10%.
- En un entorno económico pre-crisis con una economía familiar vinculada al consumo pero con una reducción de la RFBDDPC del 5% respecto a la del año 2008, los valores de caracterización de las distintas categorías de impacto prácticamente no varían respecto a los correspondientes valores del Escenario Base.
- En un entorno económico de crisis, con una economía familiar desvinculada del consumo y con bajas expectativas de crecimiento económico y con una reducción de la RFBDDPC del 5% respecto a la del año 2008, los valores de caracterización de las distintas categorías de impacto varían de forma desigual según fracciones respecto a los correspondientes valores del Escenario Base.
- Igual que sucedía en el escenario EB y en el escenario EPR, la recogida de las diversas fracciones tiene un impacto mucho mayor que el transporte de éstas, en todas las categorías de impacto.
- La recogida de la fracción Resto es la recogida que contribuye en mayor medida en todas las categorías de impacto, debido a que es la fracción que se genera en más cantidad y la que se recoge con mayor frecuencia (ver Gráfico 6-25 y Gráfico 6-28).
- El transporte de la fracción Papel/cartón hasta planta de valorización es el transporte que presenta una mayor contribución en todas las categorías de impacto, tanto en el escenario EEP5 como en el EEC5. Aun así, en el escenario EEC5 el transporte de la fracción Papel/cartón es comparable al transporte de la fracción Envases ligeros en un escenario de "No proximidad".
- El tratamiento y valorización de las fracciones Envases ligeros, Papel/cartón, Vidrio y Resto, presentan, en todas las categorías de impacto, valores negativos.
- El tratamiento y valorización de la fracción Orgánica, presenta valores negativos en todas las categorías de impacto, excepto en las categorías de Ecotoxicidad Humana, Terrestre, y Acuática (agua dulce y salada) y Oxidación fotoquímica. Del análisis de las instalaciones de tratamiento y valorización de residuos, realizado en el apartado correspondiente del Escenario Base, vemos que esto es debido básicamente a la composición del compost producido en estas plantas cuya presencia de metales es elevada y a la disposición del rechazo de planta.

Un análisis global de los Escenarios de cambio de Entorno Económico permite concluir que también en estos escenarios y en todas las categorías de impacto, los impactos negativos superan (compensan con creces) a los impactos positivos, excepto en la categoría de toxicidad terrestre, donde el impacto global es positivo debido, como ya se ha comentado, al compost obtenido de la fracción Orgánica. (Gráfico 6-29 y Gráfico 6-30)

Gráfico 6-29 Resultado de la caracterización del Escenario EEPC5.

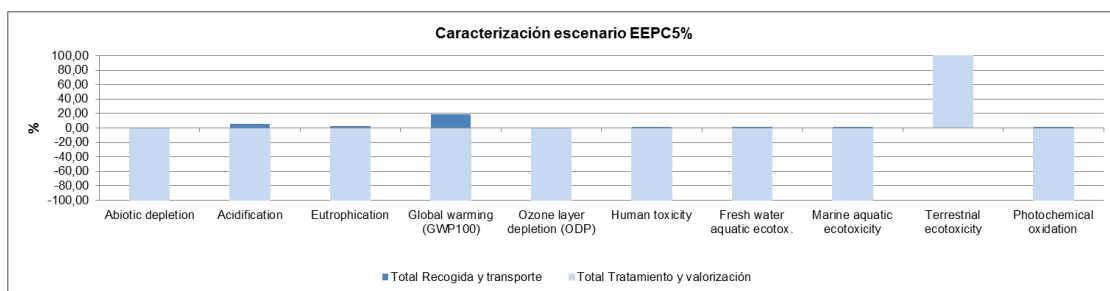
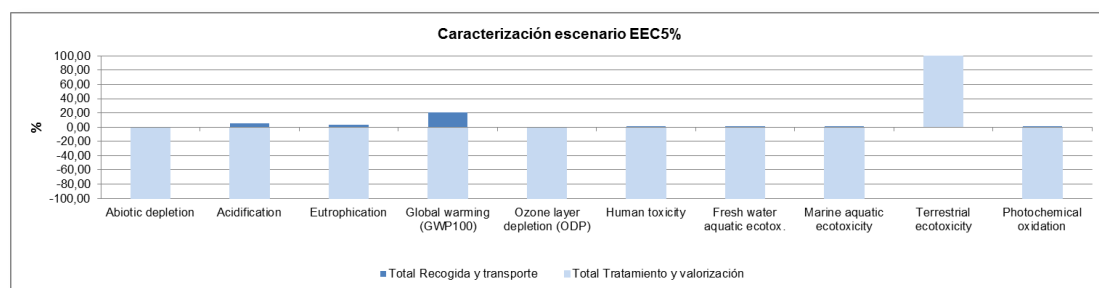


Gráfico 6-30 Resultado de la caracterización del Escenario EEC5.



En la Tabla 6-34 se pueden ver los valores que toman los distintos indicadores en estos escenarios. Debido a que, como ya se ha visto, no existe gran variación entre escenario de gestión “Proximidad” y “No proximidad” de los materiales contenidos en la fracción Envases ligeros, se presentan aquí sólo los valores de caracterización del escenario “Proximidad”.

Tabla 6-44 Valores que toman los indicadores en los Escenarios de cambio de Entorno Económico

criterio	Indicadores	EEPC		EEP	
		EEPC5	EEPC10	EEC5	EEC10
C1	VGRM (%)	0.41	1.71	15.32	16.61
C2	CNRE (MJ/año)	38519143	38016858	31868063	31379322
C3	PRE _N	4.0	4.0	4.0	4.0
C3	OCs _N	3.0	3.0	3.0	3.0
C3	IRD _N	2.0	2.0	2.0	2.0
C3	INP	3.0	3.0	3.0	3.0
C4	CN (euros/año)	7047616	7020998	6396422	6332298
C5	Abiotic depletion (kg Sb eq)	-1.13E+05	-1.12E+05	-9.35E+04	-9.21E+04
	Acidification (kg SO ₂ eq)	-5.31E+04	-5.27E+04	-4.13E+04	-4.07E+04
	Eutrophication (kg PO ₄ --- eq)	-2.41E+04	-2.40E+04	-1.79E+04	-1.77E+04
	Global warming (GWP100) (kg CO ₂ eq)	-8.95E+06	-8.88E+06	-6.92E+06	-6.81E+06
	Ozone layer depletion (ODP) (kg CFC-11 eq)	-5.14E-01	-5.11E-01	-3.82E-01	-3.76E-01

criterio	Indicadores	EEPC		EEP	
		EEPC5	EEPC10	EEC5	EEC10
	Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	-4.68E+06	-4.65E+06	-3.46E+06	-3.40E+06
	Fresh water aquatic ecotox. (kg 1,4-DB eq)	-2.90E+06	-2.88E+06	-2.06E+06	-2.03E+06
	Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	-6.69E+09	-6.64E+09	-4.93E+09	-4.86E+09
	Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	3.92E+04	3.86E+04	4.49E+04	4.42E+04
	Photochemical oxidation (kg C2H4 eq)	-2.55E+03	-2.52E+03	-2.10E+03	-2.07E+03

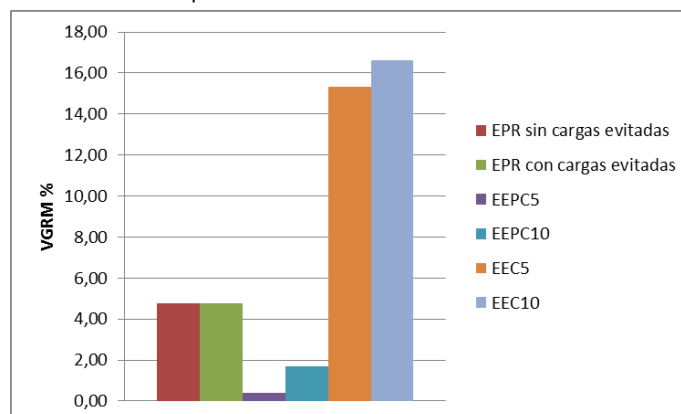
6.5 Comparación de escenarios

A continuación se hace una comparación de los escenarios analizados atendiendo a los criterios e indicadores descritos y calculados anteriormente.

6.5.1 Criterio 1: Minimizar la generación de residuos

En el Gráfico 6-31 se muestra el valor del indicador VGRM (porcentaje de variación de la generación de residuos respecto al Escenario Base) para todos los escenarios contemplados en esta tesis.

Gráfico 6-31 Valor que toma el indicador VGRM en los distintos escenarios



En todos los escenarios contemplados en esta tesis, la generación de residuos municipales generados disminuye respecto a la del Escenario Base. Así se han definido los escenarios.

La aplicación de las medidas de prevención de residuos (ver capítulo 5) al Escenario Base han supuesto una reducción de alrededor del 5% (4.8% escenario EPR).

Por otro lado, vemos que en un entorno económico de crisis, en donde las economías familiares están desvinculadas del consumo y en el que se tienen bajas expectativas de crecimiento, esta disminución en la generación de residuos alcanza valores del 17%, cuando la

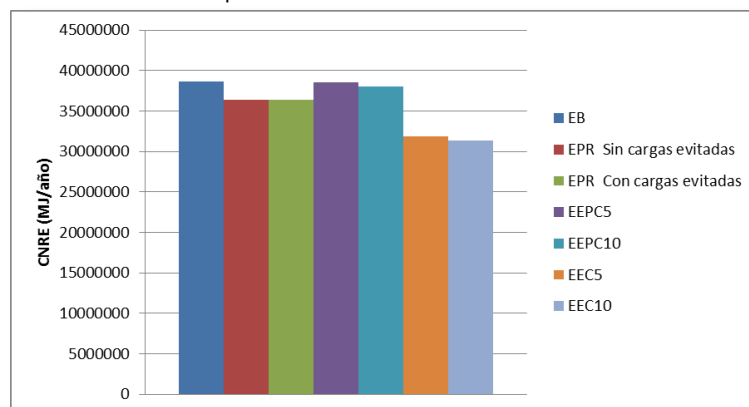
RFBDDPC ha disminuido un 10% respecto a la del año 2008 (escenario EEC10), y del 15% cuando la RFBDDPC ha disminuido un 5% respecto a la del año 2008 (escenario EEC5).

En un entorno económico pre-crisis, con una economía familiar vinculada al consumo, pequeñas variaciones en la RFBDDPC (variaciones de entre el 5 y el 10%) tienen poca influencia en la generación de residuos y por tanto el indicador VGRM en los escenarios EEP5 y EEP10 presenta valores de reducción muy pequeños (0.4 y 1.7% respectivamente), despreciables.

6.5.2 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos

En el Gráfico 6-32 se muestra el valor del indicador CNRE (Consumo neto de recursos energéticos, MJ/año) para todos los escenarios contemplados en esta tesis. Como ya se ha comentado anteriormente en este capítulo, en el cómputo global de este indicador, y en todos los escenarios contemplados, no existen diferencias significativas entre el escenario que hemos denominado “Proximidad” y el escenario “No proximidad”⁵⁰. Por ello se muestra solamente el valor del indicador CNRE del escenario “Proximidad” en todos los casos.

Gráfico 6-32 Valor que toma el indicador CNRE en los distintos escenarios



Cabe recordar que el Consumo Neto de Recursos Energéticos (CNRE) es un indicador asociado a las etapas de recogida y transporte, tratamiento y valorización, y disposición. Que para el cálculo de este indicador se han tenido en cuenta los siguientes aspectos relacionados con cada etapa.

- Etapa recogida y transporte: Consumo de combustible por parte de los vehículos de recogida y transporte. La frecuencia de recogida se ha calculado para cada escenario y cada fracción teniendo en cuenta que no se ha modificado el ni el tipo, ni el número, ni el porcentaje medio de ocupación de los elementos de almacenamiento temporal

⁵⁰ Los escenarios “Proximidad” y “No proximidad” se refieren a escenarios en los que los materiales recuperados de la fracción Envases ligeros se transportan hasta plantas de reciclaje situadas en Catalunya (o más próximas a esta Comunidad Autónoma) o fuera de Catalunya (o más alejadas de esta comunidad), según adjudicaciones de ecoembes del 2008.

(contenedores). La frecuencia del transporte de los materiales recuperados de las distintas fracciones se ha calculado considerando que el transporte se realiza en vehículos de 18 toneladas al 100% de su capacidad.

- Etapa tratamiento y valorización, y Etapa disposición: Consumo de electricidad y gasoil además de la generación de energía eléctrica (si procede).

Las medidas de prevención de residuos, aplicadas al Escenario Base (EB) y contempladas en esta tesis han hecho disminuir el CNRE respecto a dichos consumos en el Escenario Base (disminución del 6%).

Un cambio en la RFBDP de entre el 5 y el 10% respecto a la renta del 2008, con un consumo familiar vinculado a la renta (escenarios EEPC5 y EEPC10), no supone variaciones apreciables en el CNRE. Ahora Bien, en un entorno económico donde el consumo está desvinculado de la RFBDP y con bajas expectativas de crecimiento, variaciones de la RFBDP de entre el 5 y el 10% han hecho disminuir de forma clara el CNRE. (Disminución del 18 y el 19% para el escenario EEC5 y EEC10 respectivamente).

Esta disminución se explica en tanto que disminuye la frecuencia de la recogida y el transporte (menos residuos a recoger y menos materiales recuperados a transportar) y disminuye el consumo de energía en las plantas de tratamiento y valorización (menos residuos a tratar/valorizar). Por otro lado, es cierto que se obtiene menos energía de los residuos (básicamente procedente de la Digestión anaerobia de la FORM), pero la cantidad de FORM generada en los escenarios EEC5 y EEC10 ha variado muy poco y por tanto la cantidad de energía obtenida de dicha fracción.

6.5.3 Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población

La propuesta metodológica desarrollada en esta tesis permite simular escenarios en los que se modifique la participación requerida por el sistema de gestión (PRE_N), la ocupación media de los dispositivos de almacenamiento temporal (OC_{SN}) y el impacto en la rutina diaria (IRD_N).

En todos los escenarios estudiados se han mantenido constantes las variables que afectan a los indicadores IRD_N y OC_{SN} , dado que no es objeto de esta tesis el estudio de un cambio en el modelo de almacenamiento temporal de los residuos, aunque la propuesta metodológica lo permite.

Respecto al indicador PRE_N éste sí ha cambiado en los Escenarios de cambio de Entorno Económico, respecto al valor que toma en los escenarios EB y EPR, puesto que se ha cambiado la RFBDP.

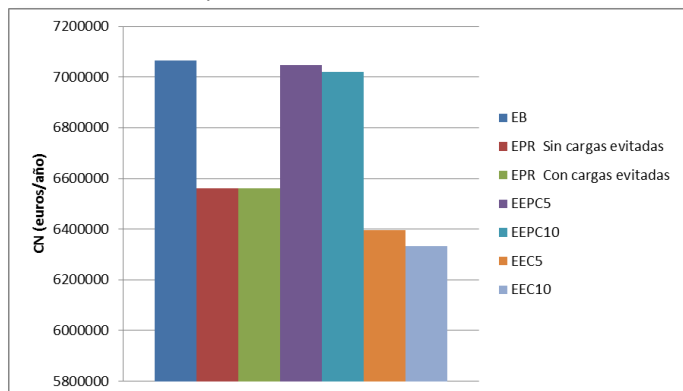
Aun así, este cambio en la RFBDP y por tanto en el valor de PRE_N no ha supuesto ningún cambio en el valor del indicador INP_N (impacto negativo sobre la población), y este indicador toma el valor de 3 para todos los escenarios contemplados.

Así se puede concluir que el impacto negativo sobre la población de todos los escenarios estudiados es Medio.

6.5.4 Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión.

En el Gráfico 6-33 se puede ver el valor que toma el indicador CN (coste neto) en los distintos escenarios contemplados en esta tesis.

Gráfico 6-33 Valor que toma el indicador CN en los distintos escenarios



Las medidas de prevención de residuos, aplicadas al Escenario Base (EB) y contempladas en esta tesis han hecho disminuir el CN respecto al coste neto del Escenario Base (disminución del 7%), valor que se considera poco significativo teniendo en cuenta que no se ha contemplado la inversión que se debería hacer para aplicar dichas medidas de prevención.

En entornos económicos en donde el consumo está vinculado a la RFBDDPC (escenarios EEPC5 y EEPC10), un cambio en la RFBDDPC de entre el 5 y el 10% respecto a la renta del 2008 no supone variaciones apreciables en el CN. Ahora Bien, en los Escenarios Económicos EEC con variaciones de la RFBDDPC de entre el 5 y el 10% el CN sí ha disminuido (disminución del 9 y el 10% para el escenario EEC5 y EEC10 respectivamente).

Esta disminución se explica puesto que la cantidad de residuos ha disminuido de forma apreciable en los escenarios EEC. Tal como se ha explicado, las fracciones, cuya generación más ha disminuido son la fracción Resto y la fracción Papel/cartón, y es en estas fracciones en donde vemos las mayores disminuciones del CN.

En la Tabla 6-45 se puede ver el porcentaje de variación que experimenta el indicador CN en los escenarios EEC5 y EEC10 respecto al escenario EB, según etapas y fracciones.

Tabla 6-45 Variación de CN por etapas y fracciones respecto el escenario EB

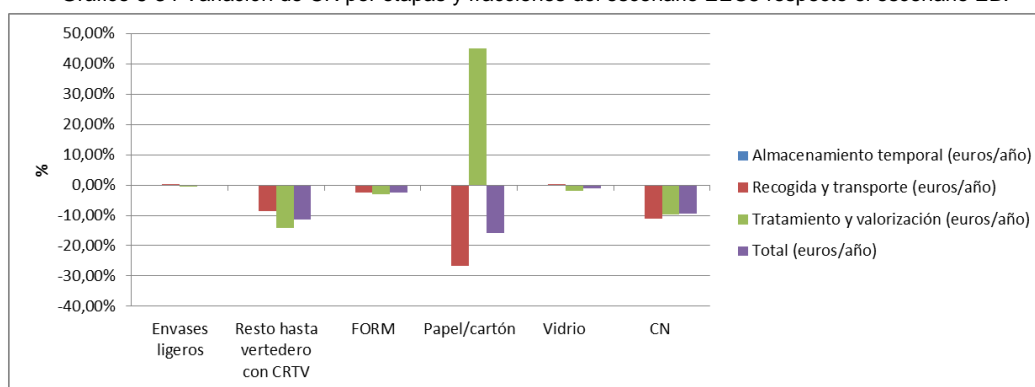
EEC5	Envases ligeros	Resto hasta vertedero con CRTV	FORM	Papel/cartón	Vidrio	CN
Almacenamiento temporal (%)	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Recogida y transporte (%)	0.01%	-8.56%	-2.37%	-26.65%	0.35%	-11.05%
Tratamiento y valorización (%)	-0.49%	-14.21%	-3.18%	44.95%	-1.96%	-9.66%
Total (%)	-0.03%	-11.50%	-2.40%	-15.73%	-1.14%	-9.46%

EEC10	Envases ligeros	Resto hasta vertedero con CRTV	FORM	Papel/cartón	Vidrio	CN
Almacenamiento temporal (%)	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Recogida y transporte (%)	-0.17%	-9.96%	-2.15%	-27.32%	-0.06%	-11.80%
Tratamiento y valorización (%)	-2.01%	-15.53%	-4.66%	45.80%	0.40%	-11.04%
Total (%)	-0.29%	-12.76%	-2.84%	-16.23%	-0.44%	-10.36%

El signo del valor hace referencia a si se trata de una disminución de los costes netos (-) o a un aumento de éstos (+). En el caso del tratamiento de la fracción Papel/cartón, etapa tratamiento/valorización, puesto que disminuyen los ingresos, aumentan los costes netos.

En el Gráfico 6-34 se puede observar la representación gráfica de estos datos para el escenario EEC5.

Gráfico 6-34 Variación de CN por etapas y fracciones del escenario EEC5 respecto el escenario EB.

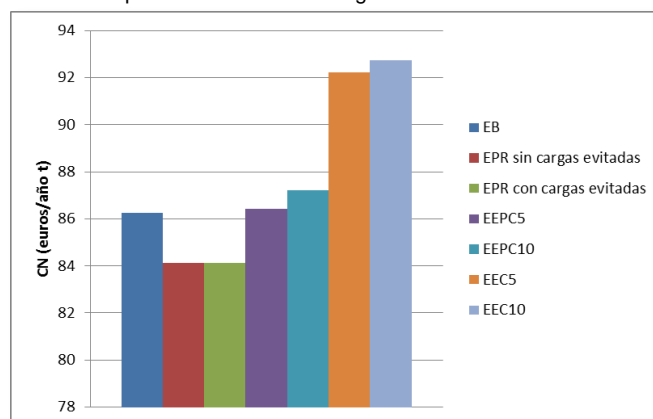


Podemos observar que en los Escenarios de cambio de Entorno Económico, aunque también se puede decir lo mismo del escenario EPR, los costes asociados a la etapa de almacenamiento temporal no han variado respecto a los del escenario EB. Esto es debido a que en ninguno de estos escenarios se ha modificado el modelo de almacenamiento temporal. (Se ha mantenido el número de fracciones a segregarse así como el número de contenedores).

Por otro lado, tal como se puede observar en el Gráfico 6-34, los costes asociados a las etapas de recogida y transporte y tratamiento y valorización, disminuyen en todas las fracciones, excepto los costes asociados al tratamiento y valorización de la fracción Papel/cartón que aumentan, y mucho, debido a unos menores ingresos por la venta de este material.

Pero, veamos qué ha sucedido con los costes por tonelada de residuo gestionado (ver Gráfico 6-35).

Gráfico 6-35 CN por tonelada de residuo gestionado en los distintos escenarios.



Como era de esperar, debido a los costes fijos asociados a la gestión de residuos, el coste por tonelada de residuo gestionado en los Escenarios de cambio de Entorno Económico (EEC5 y EEC10) han aumentado alrededor de un 8% respecto al escenario base.

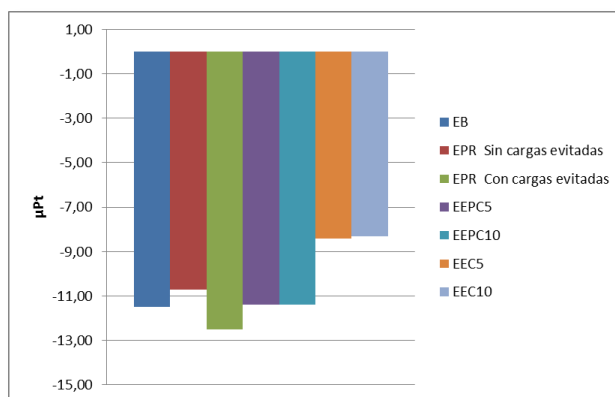
6.5.5 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

En el Gráfico 6-36 se pueden observar los valores de caracterización de los distintos escenarios contemplados en esta tesis, Normalizados según método CML 2001 (world 1990) y agregados mediante un factor de ponderación de 1.

Vemos que, en el escenario PR, al contabilizar las cargas evitadas debido a la no producción de los productos prevenidos (PR con cargas evitadas), los impactos ambientales potenciales disminuyen respecto al Escenario Base. No sucede así en los escenarios EEC5 y EEC10 en que los impactos ambientales potenciales aumentan respecto al EB.

Como ya se ha explicado esto es debido principalmente a que, en estos escenarios, disminuye la generación de residuos (sobre todo fracción Papel/cartón y Resto) lo que conduce a una menor recuperación de los materiales contenidos en éstos y por tanto a un menor número de cargas evitadas por el reciclaje.

Gráfico 6-36. Valores de Agregación y Ponderación de las categorías de impacto Normalizadas para los distintos escenarios.



6.6 Conclusiones

A continuación se destacan alguna de las conclusiones ya comentadas anteriormente en este capítulo, por ser éstas aquellas que nos permitirán aplicar actuaciones de mejora y tomar decisiones.

- Criterio 2. Uso prudente de los recursos energéticos. Indicador CNRE.

La Gestión de la fracción Resto es la responsable del consumo de la mayoría de recursos energéticos asociados a la gestión, en todos los escenarios estudiados.

Entre el 58 y el 62% de los recursos energéticos, según escenarios, se destinan a la gestión de la fracción Resto. Esto es debido a partes aproximadamente iguales a la etapa de recogida y transporte y a la etapa tratamiento y valorización.

De forma genérica, la recogida y el transporte de las distintas fracciones es la etapa que consume más recursos energéticos en todos los escenarios estudiados. Aproximadamente entre el 69 y el 72% de los recursos energéticos, según escenarios, se consumen en esta etapa. En todos los escenarios estudiados, esto es debido de forma mayoritaria a la recogida de los residuos. Entre el 74% y el 80% de los recursos energéticos, según escenarios, consumidos en la etapa de recogida y transporte, corresponden a la recogida.

Aunque a priori podría parecer que el transporte de los materiales recuperados en las plantas de selección de envases hasta plantas de reciclaje alejadas del lugar de generación -escenario "Proximidad" y "No Proximidad"-, podría tener un gran efecto en el consumo de recursos energéticos, hemos observado que no existen grandes diferencias en el cómputo global, aunque sí en el consumo de recursos energéticos para la gestión de la fracción Envases ligeros.

- Criterio 3. Minimizar el impacto negativo sobre la población. Indicador INP_N

El impacto negativo sobre la población en todos los escenarios estudiados se sitúa en un impacto medio.

- Criterio 4. Minimizar los costes de la gestión

La gestión de la fracción Resto es la fracción más gravosa en todos los escenarios estudiados. Representando entre el 60 y el 67% de los recursos económicos, según escenarios.

Entre el 50 y el 54% de los costes, según escenarios, son debidos a la etapa recogida y transporte. Siendo la recogida la etapa más gravosa.

- Criterio 5. Minimizar el impacto ambiental

En todos los escenarios estudiados, las cargas evitadas debido al reciclaje de materiales superan los impactos positivos debidos a la etapa de recogida y transporte, para las fracciones, Envases ligeros, Vidrio, y Papel/cartón. Así pues, dichas fracciones, presentan valores negativos de impacto en todas las categorías consideradas. En el caso de la fracción Resto las cargas evitadas debidas al reciclaje de materiales superan los impactos positivos debidos a la recogida y transporte y los impactos positivos debidos a la disposición del rechazo de planta y consumo eléctrico de ésta.

En todos los escenarios estudiados la baja calidad del compost obtenido de la FORM hace que la categoría de impacto Toxicidad terrestre tome valores positivos que no se ven compensados por el uso del compost como fertilizante.

La menor recuperación de materiales en los Escenarios Económicos desvinculados a las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico (EEC) hace que se compensen en menor medida los impactos positivos debidos mayoritariamente a la recogida y transporte.

En todas las categorías de impacto consideradas y para todos los escenarios, la recogida de las diversas fracciones tiene un impacto mucho mayor que el transporte de éstas.

7 Discusión general, conclusiones y futuras líneas de investigación

7.1 Introducción

La tesis propone una metodología para la construcción de una herramienta de toma de decisiones en materia de gestión de residuos municipales, concretamente para la gestión de los residuos municipales que se recogen en la calle mediante dispositivos de almacenamiento temporal. Dicha metodología define y propone el uso de indicadores relacionados con criterios ambientales, económicos y sociales para la toma de decisiones.

El uso de esta metodología ha permitido la simulación de distintos escenarios de gestión relacionados con cambios en el entorno socio-económico o con la aplicación de medidas de prevención de residuos. Así mismo la metodología permite el estudio de cada una de las etapas implicadas en la gestión de dichos residuos.

La metodología desarrollada propone subdividir la gestión de los residuos municipales en seis etapas:

- Generación de residuos
- Segregación en origen
- Almacenamiento temporal
- Recogida y transporte
- Tratamiento y valorización
- Disposición controlada

Así mismo, propone cinco objetivos (criterios) de sostenibilidad (ambientales, sociales y económicos), aplicables a la gestión de residuos municipales.

- Criterio 1. Prevenir/Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.
- Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos.
- Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población
- Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
- Criterio 5 : Minimizar el impacto ambiental

Para asignar valores a cada uno de los criterios, y así poder comparar distintos escenarios de gestión, se han definido una serie de Indicadores/sub-indicadores (atributos) asociados a cada una de las etapas o unidades de proceso que intervienen en un modelo de gestión.

En la Tabla 7-1 se muestran las etapas y criterios definidos, y en la Tabla 7-2 se muestran los indicadores y su descripción.

Tabla 7-1 Etapas y Criterios de sostenibilidad

Etapa	Tipo de Criterio	Criterio
Generación de residuos	Social	Criterio 1. Prevenir/Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.
Segregación en origen	Social	Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población
Almacenamiento temporal	Social	Criterio 3: Minimizar el impacto negativo sobre la población
	Económico	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
Recogida y Transporte	Económico	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
	Ambiental	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos. Criterio 5 : Minimizar el impacto ambiental
Tratamiento y valorización	Económico	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
	Ambiental	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos
		Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental
Disposición controlada	Económico	Criterio 4: Minimizar los costes asociados a la gestión
	Ambiental	Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos
		Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

Tabla 7-2 Indicadores y subindicadores

Criterio	Indicador o subindicador	Descripción
C1	VGRM (%)	Variación porcentual de la generación de residuo municipal respecto Escenario Base.
C2	CNRE (MJ/año)	Consumo neto de recursos energéticos
C3	PRE	Participación ciudadana requerida
C3	OCs	Ocupación del sistema de almacenamiento temporal
C3	IRD	Impacto en la rutina diaria
C3	INP	Impacto negativo sobre la población
C4	CN (euros/año)	Coste económico neto
C5	Abiotic depletion (kg Sb eq)	Consumo de recursos no renovables
	Acidification (kg SO2 eq)	Acidificación
	Eutrophication (kg PO4--- eq)	Eutrofización
	Global warming (GWP100) (kg CO2 eq)	Calentamiento global
	Ozone layer depletion (ODP) (kg CFC-11 eq)	Destrucción capa de ozono
	Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	Toxicidad Humana
	Fresh water aquatic ecotox. (kg 1,4-DB eq)	Toxicidad agua dulce
	Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	Toxicidad agua marina
	Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	Toxicidad terrestre
	Photochemical oxidation (kg C2H4 eq)	Oxidación fotoquímica

En esta tesis se ha puesto de manifiesto que son muchos los agentes implicados en la toma de decisiones en materia de gestión de residuos municipales y la importancia que tiene el incluir aspectos ambientales, económicos y sociales al diseñar un modelo de gestión de residuos.

A continuación se describen las conclusiones y aportaciones más notables de esta tesis.

7.1.1 Modelos de predicción de la generación de residuos

Al diseñar un modelo de gestión de residuos las cantidades a gestionar son importantes. Así se ha puesto de manifiesto que la cantidad absoluta de residuos municipales generados, en todas las escalas geográficas estudiadas (Europea, Estatal, Autonómica y Municipal), aumenta a lo largo del tiempo (al menos hasta principios de 2008) y se ha demostrado que dicho aumento no depende exclusivamente de factores demográficos si no que el entorno económico influye mucho en dicha generación, observado un fuerte decrecimiento de los residuos generados en el Municipio de Terrassa a partir del año 2008.

A fin de poder predecir la cantidad de residuos generados en un determinado municipio, se han propuesto dos modelos de predicción de residuos, ambos linealmente dependientes de la Renta Familiar Bruta Disponible per Cápita (RFBDDPC).

Datos experimentales de generación de residuos en el municipio de Terrassa hasta el año 2008 (año en que se empiezan a notar los efectos de la crisis económica), muestran una clara relación lineal entre la GRM (cantidad anual de residuos municipales recogidos en la calle) y la RFBDDPC. Este primer modelo nos ha permitido simular escenarios de gestión de residuos con pequeñas variaciones en la RFBDDPC, pero con un consumo vinculado a las economías familiares y por tanto con una generación de residuos vinculada a escenarios de reducción de RFBDDPC del 5% (EEPC5) y del 10% (EEPC10).

Así mismo, datos experimentales muestran que en el municipio de Terrassa a partir del 2008 parece existir una desvinculación entre el consumo y las economías familiares. Hecho debido a las bajas expectativas de crecimiento económico, y por tanto una gran disminución en la generación de residuos. En base a estas observaciones, se ha propuesto un segundo modelo de predicción de la cantidad de residuos municipales. En este modelo, análogamente a lo que puede suceder con la Función Consumo en términos macroeconómicos cuando se tienen unas expectativas de disminución de la renta o existe una disminución de la riqueza agregada, se propone un desplazamiento hacia abajo de la curva de residuos recogidos (GRM). La pendiente de la curva, que se ha denominado la propensión marginal a la generación de residuos, no se ve modificada puesto que ésta está relacionada con el modelo actual de distribución de productos de consumo. Este segundo modelo ha permitido simular escenarios con pequeñas variaciones en la RFBDDPC pero con un consumo desvinculado de las economías familiares en entornos económicos de crisis (EEC5 y EEC10).

Para comparar estos escenarios se ha definido y calculado el indicador VGRM (Variación en la Generación de Residuo Municipal), relacionado con el criterio social 1: Prevenir/Minimizar la generación de residuos de origen doméstico.

Si las cantidades a gestionar son importantes, también lo es la “calidad” de dichas fracciones. El diseño, la operación, el rendimiento e incluso el posible impacto ambiental de las plantas de tratamiento/valorización dependen en gran medida de la cantidad y tipo de los impropios presentes en dichos dispositivos de recogida.

Se ha establecido una metodología para la caracterización (determinación del contenido de propios e impropios en la fracción). Esta metodología se ha aplicado a las distintas subfracciones que conforman el residuo de origen doméstico en el municipio de Terrassa que es depositado en los dispositivos de almacenamiento temporal. El resultado de esta caracterización manifiesta que el contenido de impropios es muy elevado, sobre todo en el contenedor de fracción Resto.

Así mismo se ha establecido una metodología para la caracterización de la fracción Orgánica de origen doméstico y se ha aplicado a 193 municipios de Catalunya (todos los municipios que en ese momento disponían de recogida selectiva de la fracción Orgánica).

También se ha establecido y aplicado una metodología de caracterización de la fracción Envases ligeros que entran en las plantas de selección de envases de “Gavà-Viladecans”, “Santa Maria de Palautordera” “Llagostera” y “Constantí” y para la caracterización de la fracción Resto que se estabiliza mediante tratamiento mecánico-biológico en el ECOPARC I.

Todas estas caracterizaciones han permitido hacer los balances de masa necesarios para determinar la cantidad de materiales recuperados en la plantas de selección de envases ligeros y en la planta de tratamiento mecánico-biológico de la fracción Resto del Centre de Tractament de Residus del Vallès Occidental (CTRV).

Para el diseño de la herramienta se ha usado, siempre que ha sido posible, datos propios. Estos datos están asociados no solo a la composición de cada una de las fracciones que componen el residuo, sino también a cada una de las etapas implicadas en la gestión de los residuos: las tecnologías aplicadas al tratamiento/valorización de las diferentes fracciones de residuos, la recogida, el transporte, los procesos de reciclaje etc.

Así, se han buscado, calculado y presentado, a modo de inventario, datos propios sobre los aspectos sociales, económicos y ambientales relacionados con cada una de las etapas de gestión que se han definido.

7.1.2 Modelos de predicción de la “calidad” de la FORM

De los resultados de los análisis de caracterización, llevados a cabo en 193 municipios de Catalunya, se ha observado, que la fracción Orgánica presenta un contenido medio ponderado de impropios de aproximadamente un 22% en peso (ver capítulo 4 de esta tesis). Este elevado porcentaje de impropios en esta fracción condiciona sobremanera la tecnología de tratamiento aplicable.

Se ha observado que existe una relación entre el sistema de almacenamiento temporal utilizado y la “calidad de la fracción Orgánica. De entre los dos sistemas contemplados el

sistema “Puerta a Puerta” presenta en general mejor calidad (menos contenido en impropios) que el sistema “Contenedores dispuestos en la Calle”.

Por otro lado se ha observado que la cantidad de impropios presente en la fracción Orgánica” aumenta de forma lineal al aumentar la densidad de población del municipio y que existe una clara correlación entre la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita (RFBD) y la “calidad” de la fracción estudiada.

Así se puede deducir que al aumentar la capacidad de consumo de las familias (RFBD) no solo aumenta la “Cantidad”, tal como afirmaron Daskalopoulos *et al.* (1998), sino que también aumenta la “calidad” de la fracción Orgánica (Daskalopoulos, 1998).

Por otra parte se observa que la “calidad” de la fracción Orgánica disminuye al aumentar el nivel de desocupación, y que dicha “calidad” aumenta al aumentar la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita.

Este hecho se explica tanto en términos de nivel de instrucción de la población como de desocupación de la población. (Al aumentar el nivel de desocupación de la población disminuye la Renta Familiar Bruta Disponible).

Es importante comprender los motivos por los cuales se da esta tendencia. Se podría pensar que sólo en el momento en que se alcanza un cierto nivel de bien estar el ciudadano está dispuesto a colaborar de forma activa y eficaz en la separación de residuos. De ello se deduce que se deberían reforzar las campañas de sensibilización en zonas con altas densidades poblacionales y con Renta Familiar Bruta Disponible per cápita menor, o incluso cabría pensar que se requiere de campañas específicas para estas zonas.

Por otro lado, y contrariamente a lo que cabría esperar, al aumentar el porcentaje de población dedicada exclusivamente a tareas domésticas se produce una disminución lineal de la “calidad” de la fracción Orgánica (aumenta el contenido de impropios). Este sector de la población dedicado íntegramente a las tareas domésticas, y sobre el que recaería de una forma clara la responsabilidad de la separación en origen de las distintas fracciones que conforman el residuo doméstico, no recibe de forma correcta la información referente a la separación en origen. Este es un aspecto a tener en cuenta al diseñar y reforzar las campañas de información y sensibilización ambiental.

Del estudio en profundidad de la relación existente entre las variables socio-económicas consideradas y el contenido de impropios de la fracción Orgánica se han construido diversos modelos de “n” variables; la finalidad última de estos modelos es la de estimar el contenido de impropios presentes en la fracción Orgánica del residuo municipal procedente de un determinado municipio de forma que dicha cantidad sea tomada en cuenta al diseñar las instalaciones de tratamiento de dicha fracción.

Un estudio estadístico de los modelos construidos dio como resultado que el modelo 11 (ver Ecuación 4-3) es un buen modelo para la estimación del contenido de impropios presentes en la fracción Orgánica procedente de la recogida selectiva de municipios en los que se realiza un

almacenamiento temporal del tipo contenedores en aceras, modelo 5 fracciones y cuyo origen es doméstico y comercial. (Ver Tabla 4-20).

De las dos pruebas de hipótesis realizadas se deduce que las cantidades de impropios estimadas por el modelo serán mayores o iguales a las cantidades de impropios promedio. Así, si se toman los valores de impropios en la fracción Orgánica estimados por el modelo, se podrá proceder al diseño de la planta para el caso más desfavorable, asegurando así un buen funcionamiento de la misma.

7.1.3 Indicadores relacionados con aspectos sociales

Se han usado los datos de caracterización de las fracciones que conforman el residuo municipal de Terrassa y éstos muestran que la participación ciudadana en el municipio dista mucho de lo deseable, ya que todas las fracciones caracterizadas presentan un contenido en impropios elevado. Este hecho da como resultado una eficacia en la separación en origen deficiente (ESO). Sólo el 16% de los envases se depositan en el contenedor de Envases, en el caso de la fracción Orgánica este porcentaje es del 14%, del 32% en el caso del Vidrio y del 44% en el caso de Papel/cartón. En el caso de la fracción Resto este porcentaje es del 95%.

En relación a este hecho se ha estudiado la evolución temporal de la superficie particular destinada a la segregación (SPDS) y se ha comparado ésta con la que presentan las capitales de comarca del ámbito metropolitano. Por otro lado se ha estudiado también el esfuerzo económico (EE) que para los ciudadanos supone la gestión de residuos mediante el pago de la tasa de residuos (TR) y se ha comparado este esfuerzo con el que presentan las capitales de comarca del ámbito metropolitano.

Se ha mostrado que el municipio de Terrassa es una de las capitales de comarca en la que se requiere una participación ciudadana considerable en la etapa segregación en origen, tanto en esfuerzo económico (EE) como en superficie destinada a la segregación (SPDS).

Se ha calculado y estudiado, para cada una de las fracciones recogidas selectivamente, la evolución en la capacidad anual de almacenaje (CA_i), así como la evolución temporal del porcentaje de ocupación (OC_i) correspondiente a los dispositivos de almacenamiento temporal en el municipio de Terrassa desde el año 1999 hasta el 2009.

Este estudio ha permitido calcular el indicador Ocupación media del sistema de almacenamiento temporal (OC_s). Este indicador permite observar, de forma general, si un cambio en la generación de las distintas fracciones y/o en la población, supondrá una falta de medios a disposición del ciudadano, que probablemente darán como resultado un uso impropio de los dispositivos de almacenamiento temporal.

Se ha definido del indicador INP_N (Impacto negativo sobre la población), que es función de los subindicadores PRE_N (participación requerida por el sistema), OC_{sN} (Ocupación media ponderada del sistema de almacenamiento temporal) y IRD_N Impacto en la Rutina Diaria (este último a su vez depende de las distancias a los dispositivos de almacenamiento temporal DAT_i).

En todos los escenarios estudiados se han mantenido constantes las variables que afectan a los indicadores IRDN y OCsN, dado que, aunque la propuesta metodológica lo permite, no es objeto de esta tesis el estudio de un cambio en el modelo de almacenamiento temporal de los residuos.

Respecto al indicador PRE_N , éste sí ha cambiado en los Escenarios de cambio de Entorno Económico, puesto que se ha cambiado la RFBDDPC.

Aun así, en todos los escenarios simulados el indicador IRD_N toma el valor de 3. Así se puede concluir que el impacto negativo sobre la población, en todos los escenarios estudiados, es Medio.

7.1.4 Criterio económico. El indicador CN.

Se ha definido el Indicador CN (coste económico neto del sistema de gestión estudiado) que permite identificar aquellas fracciones y etapas más costosas económicamente así como comparar escenarios de gestión de residuos.

Para el cálculo de los costes económicos que supone el almacenamiento temporal de los residuos y la recogida⁵¹ de éstos, se ha usado la herramienta publicada por la Red española por el clima y la federación española de Municipio y Provincias (RECC, 2010).

Utilizando, en todos los casos, datos proporcionados por la empresa Eco-Equip SAM sobre la amortización de los contenedores, mantenimiento y reposición de los contenedores, gastos y beneficio industrial, número y tipo de vehículos empleados, precio de los vehículos, periodo de amortización, consumo de combustible, costes de mantenimiento, operarios por vehículo etc., se ha determinado el coste del almacenamiento temporal y recogida para las distintas fracciones en los distintos escenarios simulados.

En todos los casos se ha tomado como coste asociado al transporte el de 1.21 euros/km, que corresponde al precio de transporte en un vehículo de tres ejes de carga general publicado por el Ministerio de Fomento. (Ministerio de Fomento, 2012).

Del análisis del valor que toma el indicador CN se puede concluir que:

- Los costes de almacenamiento temporal suponen, en todos los escenarios simulados, un 10-11% del total de los costes netos asociados a la gestión de los residuos. Este valor

⁵¹ La recogida de residuos comprende la recogida propiamente dicha y su transporte en vehículos de recogida hasta las plantas de transferencia (fracción Envases ligeros, Vidrio, Resto, y Papel/cartón) o hasta la planta de digestión anaerobia en el caso de la fracción FORM. Todas ellas plantas situadas en el propio municipio. El transporte se refiere al transporte desde las plantas de transferencia hasta las plantas de valorización/tratamiento, el transporte de los materiales recuperados en dichas plantas hasta las plantas de reciclaje y el transporte del rechazo hasta su destino final.

varía poco entre escenarios dado que no ha sido objeto de esta tesis simular escenarios en los que se cambie el modelo de almacenamiento temporal, aunque la propuesta metodológica lo permite.

- Los costes de recogida y transporte suponen entre el 50-54% de los costes totales. Concretamente, entre el 78-70% de los costes asociados a la etapa de recogida y transporte, corresponden a la recogida.
- La fracción más costosa a gestionar, en todos los escenarios simulados, es la fracción Resto. Esto es debido al alto contenido de impropios, concretamente materia orgánica, que hace que aumente mucho la cantidad de fracción a gestionar (sobre todo la recogida) y que sea necesario su tratamiento previo en instalaciones de tratamiento mecánico-biológico antes de llevarla a depósito controlado.

Así, si se desean tomar acciones para la minimización de los costes que supone la gestión de los residuos municipales se deberían focalizar los esfuerzos en:

- Mejorar la “calidad” de la fracción Resto sobre todo en lo que respecta al contenido de fracción orgánica. Como la “calidad” de la FORM disminuye al aumentar el nivel de desocupación, y aumenta al aumentar la Renta Familiar Bruta Disponible per cápita, se deberían reforzar las campañas de sensibilización en zonas con altas densidades poblacionales y con Renta Familiar Bruta Disponible per cápita menor. Incluso cabría pensar que se requiere de campañas específicas para estas zonas.
- Estudiar en profundidad los circuitos y las frecuencias de los sistemas de recogida de residuos mediante vehículos, a fin de minimizar al máximo dichos costes.

7.1.5 Indicadores relacionados con aspectos ambientales.

Se han definido dos objetivos ambientales, “Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos” y “Minimizar el impacto ambiental”.

Relacionado con el primer objetivo se ha definido el indicador CNRE (consumo neto de recursos energéticos); relacionados con el segundo objetivo se han utilizado los indicadores ambientales que proporciona el método de evaluación del impacto CML 2001, utilizando los factores de normalización (world 1990) que proporciona dicho método.

El modelo utilizado incide en el cálculo de los factores de emisión debidos a la recogida de las distintas fracciones. Se han usado los factores de emisión debidos al consumo de combustible durante el transporte para un vehículo cuyo consumo de combustible es de 0.223 L/km que consideran Spielmann *et al.* (Spielmann, 2007), pero modificados mediante los factores de corrección que proponen Doka *et al.* Éstos señalan que la conducción por ciudad (arranque/parada) presenta emisiones mayores de VOC, PM10, y CO pero menores emisiones de NOx que la conducción por carretera, y por ello aplican unos factores de corrección a las emisiones de gases debidas al consumo de combustible durante el transporte. (Doka, 2009) (ver apartado 3.4.1.1 de esta tesis).

La metodología empleada también incide en el cálculo de las salidas, en forma de contaminantes a la atmósfera, procedentes de la combustión del biogás generado en la planta de digestión anaerobia (ver apartado 3.5.2.1 de esta tesis). A partir de la composición volumétrica del biogás, se calculan las emisiones de CO₂ y se completan con las emisiones de gas traza publicadas Mc Dougall *et al.* (Mc Dougall, 2001).

Por otro lado se han desarrollado modelos de generación/composición de lixiviados y biogás basándose en algunos modelos existentes y datos bibliográficos. En dichos modelos, la generación de lixiviados y biogás es función de la composición del residuo depositado, y más concretamente en el contenido de fracción Orgánica (putrescible) del residuo, ello ha permitido evaluar los diferentes impactos ambientales asociados a la disposición del rechazo procedente del tratamiento mecánico biológico de la fracción FORM y Resto, así como de la disposición de la fracción Resto en depósito controlado sin tratamiento previo.

En el capítulo 6 de esta tesis se observa de nuevo que la recogida de residuos (que no el transporte) es la etapa que consume mayores recursos energéticos en todos los escenarios considerados.

Así en los escenarios estudiados, el consumo neto de recursos energéticos (CNRE) de la etapa recogida y transporte oscila entre el 69 y el 71% de los todos los recursos energéticos asociados a la gestión de residuos. Dependiendo de los escenarios, entre el 74-80% de los recursos energéticos de esta etapa corresponden a la recogida.

La gestión de la fracción Resto consume entre el 58 y el 62% (dependiendo del escenario estudiado) de todos los recursos energéticos asociados a la gestión de residuos, debido en gran medida a las operaciones de tratamiento mecánico-biológico previas necesarias antes de su disposición.

Si se desea minimizar el consumo de recursos energéticos se debe hacer especial hincapié en la recogida de las distintas fracciones consideradas y en mejorar la "calidad" de la fracción Resto, es decir disminuir la cantidad de impropios en ésta.

Respecto a los indicadores relacionados con el criterio "Minimizar el impacto ambiental", se destaca que, en todos los escenarios simulados, la etapa recogida y transporte y más concretamente la recogida de las fracciones, es la etapa en donde los valores de caracterización de las distintas categorías de impacto toman valores positivos.

Por otro lado, en los escenarios estudiados y en relación al transporte de las subfracciones procedentes de las plantas de selección de envases se aprecian diferencias entre los escenarios "Proximidad" y "No proximidad". Dichas diferencias quedan "diluidas" al considerar la etapa de forma global (recogida y transporte), dado que la gran mayoría de los impactos en esta etapa son debidos a la recogida.

Uno de los estudios realizados en el marco de esta tesis demostró que las cargas ambientales asociadas a la fabricación del plástico contenido en envases de plástico era la etapa que contribuía en mayor medida a la huella ecológica del producto, muy por encima de las cargas ambientales asociadas a la gestión de estos envases una vez convertidos en residuos (Garrido,

2007). En todos los escenarios estudiados se ha observado que los valores positivos que toman todas las categorías de impacto en la etapa de recogida y transporte y disposición de rechazo de planta (esto último en el caso de la fracción Resto), quedan compensados por las cargas ambientales evitadas con la recuperación de materiales y energía de las plantas de tratamiento/valorización. Así pues la recuperación de materiales contenidos en los residuos es un aspecto fundamental de la gestión de residuos si lo que se desea es minimizar el impacto que ésta conlleva.

De esta forma, en todos los escenarios estudiados y en todas las categorías de impacto, los impactos negativos compensan con creces a los positivos, excepto en la categoría de toxicidad terrestre.

El análisis de las instalaciones de tratamiento y valorización de residuos realizado en el capítulo 6 de esta tesis (apartado 6.2.5.2) muestra que el impacto de la categoría de toxicidad terrestre es debido, básicamente, a la composición y calidad del compost producido en estas plantas con una presencia de metales elevada.

7.1.6 Escenarios de gestión considerados.

Las medidas de prevención de residuos aplicadas al Escenario Base de gestión de residuos, han causado:

- Una disminución de un 6% en el valor del indicador CNRE (consumo neto de recursos energéticos) respecto a dicho Escenario Base, valor que se considera poco relevante.
- Una reducción del 7% en el valor del indicador CN (coste neto), valor que se considera poco notable si se tiene en cuenta que no se ha contemplado la inversión económica para la aplicación de dichas medidas.
- Debido a las medidas de prevención de residuos aplicadas, el impacto ambiental total ha disminuido en todas las categorías de impacto, excepto en lo que respecta a la fracción Resto, que no se ve afectada.
- Las medidas de prevención aplicadas han influido poco en las categorías de impacto asociadas a la recogida y transporte de las distintas fracciones, pero sí han influido considerablemente en las categorías de impacto asociadas al tratamiento y valorización, observándose en algunas categorías de impacto reducciones considerables, debidas en su mayoría a las cargas evitadas por la no producción de los materiales prevenidos.

Del estudio de los Escenarios de cambio de Entorno Económico se deduce:

- En un entorno económico con un consumo vinculado a las economías de las familias y sin contención del gasto (denominado en esta tesis Entorno económico pre-Crisis) variaciones de la RFBDDPC del 5% (EEPC5) y 10% (EEPC10) provocan una disminución de los residuos generados de entre el 0.4 y el 1.7% respecto al Escenario Base -valor que toma el indicador de variación másica de generación de residuos (VGRM)-. En entornos económicos desvinculados de las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico (Entorno Económico Crisis) esta disminución es mucho mayor (EEC5), entre el 15.3% y 16.6% (EEC10).

- En un entorno económico con un consumo desvinculado de las economías familiares y con bajas expectativas de crecimiento económico, el consumo neto de recursos energéticos (CNRE) para la gestión de los residuos disminuye entre un 18 y un 19% respecto al del Escenario Base (EEC5 y EEC10 respectivamente).
- La reducción en los costes netos (CN) respecto al Escenario Base es de hasta un 10% en los escenarios crisis.
- Existe una gran diferencia entre los valores que toman las distintas categorías de impacto en un entorno económico pre-crisis y en un entorno económico crisis. Las categorías de impacto en un entorno crisis son mayores (menos negativas) a las correspondientes en un entorno económico pre-crisis debido a la menor generación de residuos, lo que provoca una menor recuperación de materiales contenidos en ellos.
- En un mismo entorno económico (pre-crisis o crisis), no existen grandes diferencias en el valor que toman las distintas categorías de impacto consideradas entre los escenarios de reducción de la RFBDDPC del 5% y el 10%.
- En un entorno económico pre-crisis con una economía familiar vinculada al consumo, pero con una reducción de la RFBDDPC del 5% respecto a la del año 2008, los valores de caracterización de las distintas categorías de impacto prácticamente no varían respecto a los correspondientes valores del Escenario Base.
- En un entorno económico de crisis, con una economía familiar desvinculada del consumo y con bajas expectativas de crecimiento económico y con una reducción de la RFBDDPC del 5% respecto a la del año 2008, los valores de caracterización de las distintas categorías de impacto varían de forma desigual según las distintas fracciones respecto a los correspondientes valores del Escenario Base.

7.2 Conclusiones generales y futuras líneas de investigación.

La metodología propuesta permite simular y comparar distintos escenarios de gestión de residuos teniendo en cuenta aspectos ambientales, sociales y económicos.

Usando la metodología propuesta se ha podido determinar que, en todos los escenarios simulados, la recogida de los residuos (que no el transporte) es una etapa determinante en la gestión de residuos, tanto desde el punto de vista ambiental como económico.

Se ha mostrado que, en todos los escenarios simulados, la gestión de la fracción Resto es gran consumidora de recursos energéticos y económicos, debido principalmente al tratamiento que ésta fracción debe tener.

Se ha podido determinar que, en todos los escenarios simulados, las cargas ambientales evitadas debido a la recuperación de materiales compensan a las cargas ambientales debidas a la recogida y el transporte. Esto es así en todas las categorías de impacto excepto en las

correspondiente a la Toxicidad terrestre debido a la calidad del compost obtenido y, por ende, a la calidad de la fracción Orgánica.

Se ha observado que la aplicación de medidas de prevención de generación de residuos supone una disminución en los valores de caracterización de todas las categorías de impacto, si se consideran las cargas evitadas por la no producción de materiales.

Se ha podido constatar que, en un mismo escenario económico, variaciones del 5 y 10 % en la RFBPC no suponen grandes cambios en los valores que toman los distintos indicadores.

Por último, se ha podido observar que la crisis económica ha provocado una disminución en la cantidad y composición de los residuos generados, en los recursos energéticos consumidos, y en el coste para la gestión de éstos. Sin embargo los valores de caracterización en todas las categorías de impacto han aumentado debido a la menor recuperación de materiales contenidos en los residuos.

Así, de lo concluido en este estudio se derivan posibles líneas de investigación futuras usando la metodología propuesta y ampliando alguno de los datos usados en ésta.

Futuras líneas de investigación deben centrarse en la etapa de recogida. Parece interesante, estudiar mediante la metodología propuesta, los aspectos ambientales, económicos y sociales que suponen otros modelos de recogida, como por ejemplo la recogida neumática. Algunos autores ya han estudiado los aspectos ambientales que la recogida neumática móvil supone (Iriarte, 2009).

Por otro lado, se cree interesante aplicar la metodología de análisis propuesta para simular escenarios en los que el rechazo de la fracción Resto sea utilizado como combustible derivado de los residuos (RDF). Este tratamiento podría compensar los impactos ambientales que supone el tratamiento de dicha fracción.

Así mismo, se debería ampliar la información de la que se dispone en relación al tratamiento y generación de los lixiviados en vertedero dependiendo del tipo de rechazo depositado.

Por otro lado, y dado que la gestión de la fracción Resto es gran consumidora de recursos energéticos y económicos, parece interesante estudiar mediante la metodología propuesta, escenarios en los que la recogida selectiva de las fracciones Vidrio, Papel/cartón, Orgánica y Envases Ligeros aumente de forma considerable y con ello disminuya de forma apreciable el contenido de impropios de la fracción Resto. Analizando el potencial de reducción que ello supondría en cada uno de los criterios considerados. Este estudio podría reforzar, desde el punto de vista científico, las campañas de promoción de la recogida selectiva.

8 Bibliografia

8.1 Bibliografia citada en el texto

Ahring, B. (1992). Ahring, B. K.; Angelidaki, I.; Johansen, K. Anaerobic treatment of manure together with organic industrial waste. *Water Sci. Technol.*, 7: 311-318, 311-318.

Ajuntament de Terrassa. (2008). *L'informe de cojuntura de Terrassa*. Obtenido de <http://www2.terrassa.cat/laciutat/xifres/ic08/portadaic08.html>

Ajuntament Terrassa. (2011). *Informe cojuntua de Terrassa*. Obtenido de <http://www2.terrassa.cat/laciutat/xifres/ic11/05ic11rendes.pdf>

Ali Khan, M. (1989). Ali Khan, M.Z.; Burney, F.A. Forecasting solid waste composting. *Resources, conservation and recycling* 3, 50-59.

Alvarez. (2003). Alvarez, M.D.; Sans, R.; Torres, A.; Garrido, N. *Estudi sobre la composició dels residus que es tracten a l'Ecoparc 1*. Report de treball, Grup de Mediambient de la EET, Barcelona.

Alvarez. (2006). Alvarez, M.D.; de Felipe, J.J.; Sureda, B.; Pla, J. *Factors socials i econòmics que influeixen en la producció dels residus municipals d'origen domèstic. Propostes d'acció per la seva reducció*. Report de trabajo.

Alvarez. (2008). Alvarez, M.D.; Sans, R.; Garrido, N.; Torres, A. Factors that affect the quality of the biowaste fraction of selectively collected solid waste in Catalonia. *Waste Management*, 28(2) 359-366.

ARC. (2001). *Programa de gestió de residus municipals a Catalunya 2001-2006*. Obtenido de http://www.arc-cat.net/ca/publicacions/pdf/agencia/programes/exp_publica/progremic.pdf

ARC. (2007). *Informe de sostenibilitat ambiental del programa de gestió de residus municipals a Catalunya 2007-2012*. Agència de residus de Catalunya. Generalitat de Catalunya. Obtenido de http://www.arc-cat.net/ca/publicacions/pdf/agencia/programes/exp_publica/progremic_isa.pdf

ARC. (2009). *Pla territorial sectorial d'infraestructures de gestió de residus municipals*. Obtenido de <http://www20.gencat.cat/portal/site/arc/menuitem.60fb2478680e61fd624a1d25b0c0e1a0/?vgnextoid=3d9f53a2012d6210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=3d9f53a2012d6210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default>

- ARC. (2012). *Agència de Residus de Catalunya*. Recuperado el Enero de 2012, de www.arc-cat.net/ca/home.asp
- ARC-CGRVO. (2006). *Centro de tratamiento de residuos Municipales del vallès Occidental. Estudio de viabilidad*. Obtenido de http://www.cresidusvoc.org/recursos/crvo/recursos/estudio_de_viabiidad_valles_occ__13jul06.pdf
- BBVA-Research. (2012). *Situación Consumo. Segundo semestre de 2012*. Obtenido de om/KETD/fbin/mult/121214_PresentacionSituacionConsumo_tcm346-363644.pdf?ts=1562013
- BioIntelligence. (2005). *Medio ambiente y coste -eficiencia de los sistemas de recogida de envases*. Obtenido de <http://www.ecoacero.com/descargas/BIO%20INTELLIGENCE%20SERVICE%20ESPA NOL.pdf>
- BOE. (1998). Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos. *BOE num 96 de 22/4/1998(26)*.
- BOE. (2004). Real Decreto Legislativo 2/2004, de 5 de marzo. Haciendas locales. *BOE núm 59 de 9/3/2004*.
- Boer. (2007). J. den Boer; E. den Boer and J.Jager. LCA-IWM: A decision suport tool for sustainability assessment of waste management systems. *Waste Management*, 1032-1045.
- Boulding. (1966). Boulding, K. The economics of the coming spaceship Earth. *Sixth Resources for the Future Forum on Environmental Quality in a Growing Economy*. Washington DC.
- Bovea. (2006). Bovea, M.D.; Powel, J.C. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management*, 115-132.
- Catalunya Caixa. (2011). *Catalunya caixa. Informe sobre el consumo y la economía familiar*. .
- Chang. (1993). Chang, N.; Pan, Y.; Hang, S. Time series forecasting of solid waste generation. *Journal of Resource Management and Technology*. 21, 1-9.
- Chang. (1993). Time series forecasting of solid waste generation. *Journal of Resource Management and Technology*. 21, 1-9.
- Clarkson. (1999). Clarkson, W.W.; Xiao, W. Anaerobic bioconversión of waste paper. *II international symposium on anaerobic digestion of splid waste*, (págs. 75-82). Barcelona.
- CSR.IPEC.UW. (2004). *Integrated solid waste management tools. Measuring the environmental impact of waste management systems*. Corporations Supporting Recycling (CSR). Institut des plastiques et de l'environnement du Canada (IPEC).University of Waterloo.

- CTE HS2. (2006). Código Técnico de la Edificación. Dirección General de Arquitectura y Política de Vivienda del Ministerio de Vivienda con la colaboración del Instituto de Ciencias de la Construcción Eduardo Torroja. CSIC. 17-3-2006.
- Daskalopoulos. (1998). Daskalopoulos, E.; Badr, O.; Probert, S.D. Municipal solid waste: a prediction methodology for the generation rate and composition in the European Union countries and the United States of America. *Resources, Conservation and Recycling*, 24. 155-166.
- Daskalopoulos. (1998). Daskalopoulos, E.; Badr,O.; Probert, S.O. Municipal solid waste: a prediction methodology for the generation rate and composition in the European Union countries and the United States of America. *Resources, Conservation and Recycling*, 24. 155-166.
- Dayal. (1993). Dayal, G.; Yadav, P.; Singh, R.P.; Upadhyay, R. Impact of climatic conditions and Socio-Economic Status on Solid Waste Characteristics: A Case Study. *The science of the Total Environment* 136, 143-153.
- Dayal. (1993). Impact of climatic conditions and Socio-Economic Status on Solid Waste Characteristics: A Case Study. *The science of the Total Environment* 136, 143-153.
- Dennison. (1996). Dennison, G.J.; Dodd, V.A.; Whelan, B. A Socio-economic based survey of household waste characteristics in the city of Dublin, Ireland. I. Waste composition. *Resources, Conservation and Recycling*, 17. 227-244.
- DOCE. (1975). Directiva 1975/442/CE, de 15 de julio. Residuos. *DOCE núm. 194*.
- DOCE. (1999). Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste. Official Journal of the European Communities. L 182, 16/07/1999, 0001-0019.
- DOGC. (1993). Llei 6/1993, de 15 de juliol, reguladora dels residus. *DOGC núm. 1776*.
- DOGC. (2003). Llei 16/2003, de 13 de juny, de finançament de les infraestructures de tractament de residus i del cànon sobre la deposició de residus. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya. N° 3915, 01/07/2003,13157-13159.
- DOGC. (2006). Decret 21/2006 de 14 de febrer, per el qual es regula l'adopció de criteris ambientals i d'ecoeficiencia en els edificis. DOGC4574-16.2.2006.
- Doka. (2009). *Doka, G. Life Cycle Inventories of waste treatment services. Ecoinvent report N° 13*. St. Gallen: Swiss centre of Life Cycle Inventories.
- Dougall, M. (2001). *McDougall, F.R.; White, P.; Franke, M.; Hindle, P. Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*. Blackwell Science Ltd.
- Ecoembalajes. (2007). *Ecoembalajes España S.A. Diseño de fórmulas de pago por selección: Plantas de selección manuales y plantas de selección Automáticas, 2007*. Obtenido de <http://asplarsem.com/>

- Ecoembes. (2008). *Ecoembes*. Obtenido de <https://sistemas.ecoembes.com/Ecoembes.SGR.InformeACiudadanos.WebUI/IndiceInformes.aspx>
- Ecoinvent. (2007). Base de datos Ecoinvent 2.0.
- Ekvall. (2007). Ekvall, T.; Assefa, G.; Björklund, A.; Eriksson, O.; Finnveden, G. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*. 27. 989-996. (2007).
- Elias. (2005). *Xavier Elias Castells et al Tratamiento y valorización energética de residuos*. Fundación Universitaria Iberoamericana. Diaz de Santos.
- Europeaid. (2009). *Herramientas de Evaluación. Oficina de cooperación*. Obtenido de http://ec.europa.eu/europeaid/evaluation/methodology/tools/too_cri_es.htm
- Eurostat. (2008). *Eurostat. Waste statistics*. Obtenido de http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Waste_statistics#Total_waste_generation
- FEMP. (2007). *Guía técnica para la gestión de residuos municipales y limpieza viaria. Red Española de Ciudades por el cambio climático. FEMP. 2007. Consultable on-line en*. Obtenido de http://www.femp.es/guiatecnica/pdfenlaces/guia_tecnica.pdf
- Flotats, X. (2003). "La digestión anaerobia. Una alternativa energética y ambiental para el tratamiento de los residuos orgánicos". *Jornada "RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS: GESTIÓN Y TRATAMIENTO"*. Pontevedra.
- Gallardo. (2008). Gallardo, A. Estudio de los modelos de recogida selectiva de residuos urbanos implantados en ciudades españolas: grado de separación de materiales en origen. *Comunicación técnica. Congreso Nacional de Medio Ambiente 2008*. Accesible on line http://www.conama9.org/conama9/download/files/CTs/2564_AGallardo.pdf.
- Garrido. (2007). Garrido, N; Alvarez, M.D. Environmental Evaluation of Single-Use and Reusable Cups. 12 (4) 252 – 256 (2007). *International Journal of Life Cycle Assessment*.
- Gencat. (2009). *2026.CAT Estratègia per al desenvolupament sostenible de Catalunya. Informe del sector de l'energia*. Obtenido de <http://www20.gencat.cat/>
- GENCATa. (2008). *Conveni de col.laboració entre l'ARC, l'Associació Catalana de Municipis i comarques, la Federació de municipis de Catalunya, l'EMSHTR i l'Agrupació per la recollida selectiva del paper i cartró de Catalunya*.
- GENCATb. (2008). *Conveni de col.laboració entre ARC i la societat Ecovidrio*.

- Gonzalez. (2005). Gonzalez-Torre, P.L.; Adenso-Díaz, B. Influence of distance on the motivation and frequency of household recycling. *Waste Management*, 25. 15-23.
- Grant. (2001). Grant, T.; James, K.L.; Lundie, S.; Sonneveld, K. Stage 2 Report for Life Cycle Assessment for paper and Packaging waste management scenarios in Victoria.
- Grossman. (1974). Grossman, D.; Hudson, J.F.; Marks, D.H.; Asce, M. Waste Generation Models for Solid Waste Collection. *Journal of the Environmental Engineering Division*. 100, 1219-1230.
- Grossman. (1974). Waste Generation Models for Solid Waste Collection. *Journal of the Environmental Engineering Division*. 100, 1219-1230.
- Hockett. (1995). Hockett, D.; Lober, D.J.; Pilgrim, K. Determinants of Per Capita Municipal Solid Waste Generation in the South-eastern United States. *Journal of Environmental management*. 45, 205-217.
- Huerta. (2008). Huerta, O.; Lopez, M.; Soliva, M.; Zaloña, M. *Compostatge de residus municipals. Control del procés, rendiment i qualitat del producte*. Barcelona.
- IDAE. (2006). *Guía para la gestión del combustible en las flotas de transporte por carretera*. .
- Idescat. (2008). *Padró Municipal d'habitants. Xifres oficials*. Obtenido de <http://www.idescat.cat/>
- Idescat. (2011). *Renda familiar disponible bruta de les economies comarcals i locals. Any 2008*. Obtenido de <http://www.idescat.cat/cat/idescat/serveis/premsa/NPrfdb2008.pdf>
- IDESCAT. (2011). *Renda familiar disponible bruta de les economies comarcals i locals. Any 2008*. Obtenido de <http://www.idescat.cat/cat/idescat/serveis/premsa/NPrfdb2008.pdf>
- Iriarte. (2009). Iriarte, A.; Gabarrell, X.; Rieradevall, J. LCA of selective waste collection systems in dense urban areas. *Waste Management*, 29. 903-914.
- ISO14040. (2006). NORMA ISO 14040. Gestión medioambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y estructura. .
- Krugman, P., & Wells, R. (2006). . *Macroeconomía: introducción a la Economía*. Reverté.
- Kübler. (1999). Kübler, H.; Hoppenheidt, K.; Hirsch, P.; Kottmair, A.; Nimmrichter, R.; Nordsieck, H.; Mücke, W.; Swerev, M. Full scale co-digestion of organic waste. *II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste*, (págs. Vol I, pp 175-182.). Barcelona, 15-17 June.
- Manfredi. (2009). Manfredi, S.; Tonini, D.; Christensen, T.H. Contribution of individual waste fraction to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. *Waste Management*, 433-440.

- Mata-Alvarez. (1991). Mata-Alvarez, J.; Cecchi, F.; Pavan, P.; Llabres, P. Performances of digesters treating the organic fraction of municipal solid waste differently sorted. *Biological wastes*, 33, pp 181-199.
- Mc Dougall, F. (2001). *Mc Dougall, F.; White, P.; Franke, M.; Hindle, P. Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*. Blackwell Science Ltd.
- Ministerio de Fomento. (2012). *Secretaría de Estado de Infraestructuras, Transporte y Vivienda. Observatorio de costes del transporte de mercancías por carretera*.
- Ministerio de Vivienda. (2005). *Estudio de Oferta de vivienda de nueva construcción en zonas urbanas*. Obtenido de <http://www.mviv.es/es/xls/estadisticas/ENCUESTAS/OFERTAS.PDF>
- Morris. (2005). Morris, J. Comparative LCA's for curbside recycling versus either landfilling or incineration with energy recovery. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 10 (4) 273-284. (2005).
- Morrissey. (2004). Morrissey, A.J.; Brown, J. Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management* 24 (2004) 297-308.
- Muñoz. (2001). Muñoz, I.; Rieradevall, J.; Domènech, X. *Anàlisi de cicle de vida aplicada a diferents models de gestió de residus urbans en municipis de la província de Barcelona*. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient. Servei de Medi Ambient.
- Obersteiner. (2007). Obersteiner, G.; Binner, E.; Mostbauer, P.; Salhofer, S. Landfill modelling in LCA- A contribution based on empirical data. *Waste management*, 58-74.
- Orozco, C. e. (2003). *Contaminación ambiental. Una visión desde la Química*. Editorial Thomson.
- RECC. (2010). *Red Española de ciudades por el clima. Gestión de residuos municipales y limpieza viaria. Guía técnica*. Recuperado el 2010, de http://www.redciudadesclima.es/index.php/publicaciones/verpublicacion/id_publicacion/149
- Rhyner. (1976). Domestic Solid Waste and Household Characteristics. . *Waste age. April*. 29-39, 50.
- Rhyner. (1976). Rhyner, C.R. Domestic Solid Waste and Household Characteristics. *Waste age. April*. 29-39, 50.
- Richardson. (1978). Richardson, R.A.; Havlicek Jr. J. Economic Analysis of the Composition of Household Solid Wastes. *Journal of Environmental Economics and Management*. 5, 103-111.

- Rieradavall. (1997). Rieradavall, J.; Domènech, X.; Fullana, P. Application of Life Cycle assessment to Landfilling. (Ecomed, Ed.) *International Journal of Life Cycle Assessment*, 141-144.
- Sans. (2003). Sans, R.; Alvarez, M.D.; Garrido, N.; Pla, J.; *Caracterització dels residus sòlids urbans de les poblacions d'Hospitalet del Llobregat, Sant Joan Despí, Sant Climent de Llobregat, Tiana i Viladecans. Report de trabajo.*
- Sans. (2003). Sans, R.; Alvarez, M.D.; Garrido, N.; Pla, J.; *Caracterització dels residus sòlids urbans de les poblacions d'Hospitalet del Llobregat, Sant Joan Despí, Sant Climent de Llobregat, Tiana i Viladecans. Report de trabajo.*
- Sans. (2005). Sans, R.; Alvarez, M.D.; Pla, J.; *Caracterització de la fracció envasos lleugers. Volum ocupat per les diferents subfraccions. Report de trabajo.*
- Sans. (2010). Sans, R.; Baldasano, J.M. *Prova pilot a la pedrera Vallesana sobre l'ús de bales retractilades de residus com a material de restauració paisatgística. Report de trabajo.*
- Sans, R. (2005). Sans, R.; Alvarez, M.D.; Pla, J.; *Caracterització de la fracció envasos lleugers. Volum ocupat per les diferents subfraccions. Report de trabajo.*
- Sans, R. (2012). Sans, R.; Alvarez, M.D.; Pla, J. *Estudio de la recogida de los envases en los residuos domésticos. Report de trabajo* . UPC, Ingeniería Química.
- Simapro7. (2010). *SimaPro 7 Introducción a LCA con Simapro7*. Obtenido de <http://www.pre.nl/>
- Soliva. (2008). Lopez, M.; Huerta, O.; Soliva, M. *II Jornades tècniques sobre el compostatge. COMPOSTARC. Setmana del compostatge. Qualitat del compost en relació al tipus de planta i als materials d'entrada*. Obtenido de <http://www.arc-cat.net/ca/publicacions/pdf/agencia/compostarc08/programa.pdf>
- Spielmann. (2007). Spielmann, M., Bauer, C., Dones, R., Tuchschild, M. (2007) *Transport services*. . Dübendorf.: Ecoinvent report nº 14. Swiss centre for Life Cycle Inventories. .
- Tchobanoglous. (1993). Tchobanoglous, G.; Thiesen, H.; Vigil, S.A. *Integrated solid waste management*. NewYork, N.Y.,U.S.A. 1993: MacGraw-Hill book Co.
- Tonglet. (2004). Tonglet, M.; Phillips, P.S.; Read, A.D. Using the Theory of Planned Behaviour to investigate the determinants of recycling behaviour: a case study from Brixworth, UK. *Resources, Conservation and Recycling* 41 (2004) 191–214.
- Uriarte. (2006). Uriarte, J. Aceptación de los ciudadanos, gestores y entes públicos. *III Jornadas Internacionales sobre recogida Neumática de residuos Urbanos*. Sevilla.
- Wertz. (1976). Economic Factors Influencing Household's Production of Refuse. *Journal of Environmental Economics and Management*. 2, 263-272.

Wertz. (1976). Wertz, K.L. Economic Factors Influencing Household's Production of Refuse. *Journal of Environmental Economics and Management*. 2, 263-272.

Winkler. (2007). Winkler, J.; Bilitewski, B. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste Management*. 27. 1021-1031(2007).

8.2 Publicaciones y reports resultado del trabajo de investigación

Alvarez, M.D.; Sans, R.; Garrido, N.; Torres, A. Factors that affect the quality of the biowaste fraction of selectively collected solid waste in Catalonia. 28 (2) 359-366 (2008). *Waste Management*.

Garrido, N; Alvarez, M.D. Environmental Evaluation of Single-Use and Reusable Cups. 12 (4) 252 – 256 (2007). *International Journal of Life Cycle Assessment*.

Sans, R; Alvarez, M.D; Pla, J. Estudio de la recogida de los envases en los residuos domésticos. Report de trabajo. 2012.

Sans, R; Alvarez, M.D; Pla, J; Fresno, J. Estudi per a la caracterització i viabilitat tècnico-econòmica de valorització dels residus voluminosos del Vallès Occidental. 12/2009. Report de trabajo. 2009

Alvarez, M.D; de Felipe, J.J; Sureda, B; Pla, J. Factors socials i econòmics que influeixen en la producció dels residus municipals d'origen domèstic: propostes d'acció per a la seva reducció. 12/2006. Report de trabajo. 2006.

Sans, R; Alvarez, M.D. Estudi de la composició dels residus municipals de Catalunya. 07/2006. Report de trabajo. 2006

Sans, R; Alvarez, M.D. Estudi de la composició en pes i unitari dels envasos dels residus municipals de Catalunya. 07/2006. Report de trabajo. 2006.

Sans, R; Alvarez, M.D. Estudi de la composició dels envasos dels residus municipals de Catalunya. 07/2006. Report de trabajo. 2006.

Sans, R; Alvarez, M.D; Garrido, N; Molins, G. Estudi del tractament de residus procedents de l'àrea metropolitana de Barcelona amb la màquina premsa-extrusora VM 2000. 04/2006. Report de trabajo. 2006.

Sans, R.; Alvarez, M.D.; Pla, J.; Caracterització de la fracció envasos lleugers. Volum ocupat per les diferents subfraccions. Report de trabajo. 2005.

Sans, R; Alvarez, M.D; Garrido, N; Molins, G. Caracterització de la Fracció Orgànica del Residu Municipal. Tardor 2004. 04/2005. Report de trabajo. 2005.

Alvarez, M.D; Garrido, N. Seguiment i avaluació ambiental de les activitats del Fòrum 2004.10/2004. Report de trabajo. 2004.

Sans, R; Alvarez, M.D; Garrido, N; Molins, G. Estudi sobre la composició de residus que es tracta a l'Ecoparc.12/2003. Report de trabajo. 2003.

Sans, R; Alvarez, M.D; Garrido, N; Molins, G. Caracterització dels residus sòlids urbans de les poblacions de: Hospitalet del Llobregat, St Joan Despí, Sant Climent de Llobregat, Tiana i Viladecans.09/2003. Report de trabajo. 2003.

9 Glosario de términos

A	Modelo de recogida de residuos municipales mediante contenedores dispuestos en la calle. Acera
AA	Modelo de recogida de residuos municipales mediante contenedores dispuestos en la calle. Área de aporte
ACV	Metodología de análisis de ciclo de vida
A _i :	Aporte, en tanto por uno en peso, de fracción Orgánica del municipio i-ésimo respecto al total aportado por la totalidad de municipios
CA _i	Capacidad anual de almacenamiento para la fracción i-ésima (L/año)
CA _j	Capacidad anual de almacenaje de la fracción i-ésima (L/año)
CE	Cantidad (masa) de fracción Envases recogida en los contenedores situados en la calle
C _i	Número de contenedores para el almacenamiento de la fracción i-ésima que se vacían en cada recogida (contenedor/día de recogida) (número de contenedores actuales)
C _i	Concentración del contaminante i-ésimo en los gases procedentes de la combustión de biogás en la planta de Can Barba expresado en mg por tonelada de FORM de entrada en planta. (mg/t _{in})
c _i	Concentración del contaminante i-ésimo que según Mc Dougall podemos encontrar en los gases procedentes de la combustión de biogás expresada en mg por m ³ de gas en condiciones normales de temperatura y presión (m ³ /t _{in})
C _i ^j	Consumo de combustible debido al transporte de la fracción o subfracción i-ésima de los residuos del municipio de Terrassa
C _k	Coste económico anual de la etapa k-ésima de la gestión (€/año)
CN	Coste económico anual neto del sistema de gestión estudiado (€/año)
CNRE	Consumo anual neto de recursos energéticos del sistema de gestión estudiado (MJ/año)
CO	Cantidad (masa) de fracción Orgánica en los contenedores situados en la calle
CP-C	Cantidad (masa) de fracción Papel/cartón recogida en los contenedores situados en la calle
CR	Cantidad (masa) de fracción Resto recogida en los contenedores situados en la calle
CRE _k	Consumo anual de recursos energéticos de la etapa k-ésima de la gestión (MJ/año)
CRE _k	Generación anual de recursos energéticos de la etapa k-ésima de la gestión (MJ/año)
CTRV	Centro de Tractament de Residus del Vallès Occidental
CV	Cantidad (masa) de fracción Vidrio en los contenedores situados en la calle
DAT _i	Distancia normalizada a la que se encuentran los dispositivos de almacenamiento temporal de la fracción i-ésima
DEN	Densidad de Población (hab/km ²)
DES	Porcentaje de población desempleada (%)
EB	Escenario Base de gestión de residuos
ECE	Porcentaje máscico de Envases ligeros en el contenedor de Envases ligeros
ECO	Porcentaje máscico de Envases ligeros en el contenedor de Orgánica
E _{CO2}	Emisiones de CO ₂ expresadas en kg CO ₂ por tonelada de FORM entrada en planta. (kg CO ₂ /t _{in})
E _{CO2} combustión de metano	Emisiones de CO ₂ debidas a la combustión completa de metano según la estequiometría de la Ecuación 3-9 , y expresadas en kg CO ₂ por tonelada de FORM entrada en planta (kgCO ₂ /t _{in})

E_{CO_2}	Emisiones de CO_2 debidas a que el biogás contiene un 40% de anhídrido carbónico, y expresadas en $kg\ CO_2$ por tonelada de FORM entrada en planta ($kgCO_2/t_{in}$)
presente en biogás	
ECP-C	Porcentaje másico de Envases ligeros en el contenedor de Papel/cartón
ECR	Porcentaje másico de Envases ligeros en el contenedor de Resto
ECV	Porcentaje másico de Envases ligeros en el contenedor de Vidrio
EE	Esfuerzo económico que para una familia supone la gestión de residuos que genera (‰)
EEC10	Escenario económico con una renta familiar desvinculada del consumo y con bajas expectativas de crecimiento. Escenario crisis con un disminución en la RFBDDPC del 10% respecto a la del año 200.
EEC5	Escenario económico con una renta familiar desvinculada del consumo y con bajas expectativas de crecimiento. Escenario crisis con un disminución en la RFBDDPC del 5% respecto a la del año 2008
EEPC10	Escenario económico con una renta familiar vinculada al consumo. Escenario pre-crisis con un disminución en la RFBDDPC del 10% respecto a la del año 2008
EEPC5	Escenario económico con una renta familiar vinculada al consumo. Escenario pre-crisis con un disminución en la RFBDDPC del 5% respecto a la del año 2008
EPR	Escenario Prevención de residuos
ESO _E	Eficacia de la separación en origen.:% Envases ligeros en el contenedor de Envases ligeros
ESO _O	Eficacia de la separación en origen. Porcentaje másico Orgánica en el Contenedor de Orgánica
ESO _{PC}	Eficacia de la separación en origen. Porcentaje másico Papel/cartón en el contenedor de Papel/Cartón
ESO _R	Eficacia de la separación en origen. Porcentaje másico Resto en el contenedor de Resto
ESO _V	Eficacia de la separación en origen.: Porcentaje másico Vidrio en el contenedor de Vidrio
FBD	Porcentaje másico de fracción biodegradable en el residuos respecto peso húmedo (%)
FC ^j	Factor de corrección a aplicar en la emisión de contaminates debidos a la recogida de las distintas fracciones según Doka <i>et al</i>
FE ^j	Factor de emisión del contaminante j-ésimo según Spielman <i>et al.</i> (kg contaminante/L diésel)
FER _i ^j	Factor de emisión del contaminante j-ésimo, debido a la recogida de la fracción i-ésima de los residuos del municipio de Terrassa. (kg contaminante/km)
FET _i ^j	Factor de emisión del contaminante j-ésimo, debido al transporte de la fracción o subfracción i-ésima de los residuos del municipio de Terrassa. (kg contaminante/km)
f_{ik}	Tanto por uno de fracción i-ésima presente en el residuo municipal. El subíndice k hace referencia a el modelo usado para la predicción de GRM
FORM	Fracción Orgánica del residuo municipal separada en origen
Y_i	Frecuencia de recogida de los contenedores para el almacenamiento de la fracción i-ésima (recogida/semana)
GR _i	Cantidad anual másica de fracción i-ésima recogida mediante los dispositivos de almacenamiento temporal ($tn/año$)
GRM ₁	Cantidad anual másica de residuos recogidos mediante los dispositivos de almacenamiento temporal, a saber (fracción Resto, fracción Envases ligeros, fracción Papel/cartón, fracción Vidrio y fracción Orgánica). El subíndice 1 hace referencia al modelo de predicción usado. (entorno económico pre-crisis) ($t/año$)
GRM ₂	Cantidad anual másica de residuos recogidos mediante los dispositivos de almacenamiento temporal, a saber (fracción Resto, fracción Envases ligeros, fracción Papel/cartón, fracción Vidrio y fracción Orgánica). El subíndice 2 hace referencia al modelo de predicción usado. (entorno económico crisis) ($t/año$)

GRSC _i	Cantidad de fracción i-ésima recogida (kg/año)
GWP	Indicador calentamiento global. Efecto invernadero. Cambio climático
H	Humedad del residuo (%)
IEP	Porcentaje de impropios presentes en la totalidad de la fracción Orgánica que entran en planta (%)
I _k	Ingresos económicos anuales de la etapa k-ésima de la gestión (€/año)
IM	Porcentaje másico de Impropios presentes en la fracción Orgánica (%)
INP _N	Indicador normalizado que hace referencia al impacto negativo sobre la población
IRD _N	Indicador normalizado que hace referencia al Impacto en la Rutina Diaria (adimensional)
IRD _N	Indicador Impacto en la Rutina Diaria normalizado
n	Número de fracciones segregadas
NLNE	Porcentaje de población que no sabe leer ni escribir (%).
OCE	Porcentaje másico de Orgánica en el contenedor de Envases ligeros
OC _i	Porcentaje volumétrico de ocupación del contenedor correspondiente a la fracción i-ésima (%)
OC _{iN}	Valor normalizado del subindicador ocupación del contenedor correspondiente a la fracción i-ésima [adimensional]
OCO	Porcentaje másico de Orgánica en el contenedor de O rgánica
OCP-C	Porcentaje másico de Orgánica en el contenedor de P apel/cartón
OCR	Porcentaje másico de Orgánica en el contenedor de R esto
OC _s	Ocupación media del sistema de almacenamiento temporal [adimensional]
OC _{SN}	Indicador normalizado que hace referencia a la Ocupación media ponderada del sistema de almacenamiento temporal (adimensional)
OCV	Porcentaje másico de Orgánica en el contenedor de V idrio
P	Pluviometría media de la zona en dónde está depositado el residuo. (L/m ² año)
PaP	Modelo de recogida de residuos municipales Puerta a Puerta
P _{BG}	Producción volumétrica de biogás en condiciones de presión y temperatura normales y expresada en m ³ por tonelada de FORM entrada en planta (m ³ /t _{in})
P _{BG}	Producción volumétrica de biogás en condiciones de presión y temperatura normales y expresada en m ³ por tonelada de FORM entrada en planta (m ³ /t _{in})
P-CCE	Porcentaje másico de Papel/cartón en el contenedor de E nvases ligeros
P-CCO	Porcentaje másico de Papel/cartón en el contenedor de O rgánica
P-CCP-C	Porcentaje másico de Papel/cartón en el contenedor de P apel- C artón
P-CCR	Porcentaje másico de Papel/cartón en el contenedor de R esto
P-CCV	Porcentaje másico de Papel/cartón en el contenedor de V idrio
PM _{CH4}	Peso molecular del metano (g/mol)
PM _{CO2}	Peso molecular del anhídrido carbónico (g/mol)
PRE _N	Indicador normalizado que hace referencia a la participación requerida por el sistema (adimensional)
Q _{degradación}	Cantidad de agua consumida en la degradación de la subfracción putrescible del residuo depositado en un horizonte temporal de 30 años (L/t)
Q _{Humedad}	Cantidad de lixiviados generados por tonelada de residuo depositado debido a la humedad del residuo en un horizonte temporal de 30 años (L/t)
Q _{lixiviados}	Cantidad de lixiviados generados por tonelada de residuo depositado en un horizonte temporal de 30 años (L/t)
Q _{lixiviados}	Cantidad de lixiviados generados por tonelada de residuo depositado en un horizonte temporal de 30 años (L/t)
Q _{lluvia}	Cantidad de lixiviados generados por tonelada de residuo depositado debido a la pluviometría en un horizonte temporal de 30 años (L/t)
RCE	Porcentaje másico de Resto en el contenedor de E nvases ligeros

R _{CH4}	Riqueza en metano del biogás generado expresado en porcentaje volumétrico (%)
R _{CO}	Porcentaje másico de Resto en el contenedor de O rgánica
R _{CO2}	Riqueza en anhídrido carbónico del biogás generado expresado en porcentaje volumétrico (%)
RCP-C	Porcentaje másico de Resto en el contenedor de P apel/cartón
R _{CR}	Porcentaje másico de Resto en el contenedor de R esto
R _{CV}	Porcentaje másico de Resto en el contenedor de V idrio
RFBD	Renta familiar bruta disponible
RFBDPC	Renta familiar bruta disponible per cápita
RFBDPV:	Renta Familiar Bruta Disponible por vivienda (€/vivienda)
RSC	Porcentaje másico de fracciones recogidas selectivamente en la calle
SPDS	Superficie particular destinada a la segregación (m ²)
SS	Superficie destinada a la segregación de una fracción (m ²)
SV	Superficie media de la vivienda (m ²)
TD	Porcentaje de población dedicada a tareas domésticas (%)
TMB	Tratamiento mecánico biológico
TR	Tasa de residuos que cada familia paga a la administración local (€/vivienda)
UNI	Porcentaje de población con estudios universitarios (%)
VCE	Porcentaje másico de Vidrio en el contenedor de Envases ligeros
VCO	Porcentaje másico de Vidrio en el contenedor de O rgánica
VCP-C	Porcentaje másico de Vidrio en el contenedor de P apel/cartón
V _{CR}	Porcentaje másico de Vidrio en el contenedor de R esto
V _{CV}	Porcentaje másico de Vidrio en el contenedor de V idrio
VGRM	Variación másica que experimenta la Generación de Residuo Municipal respecto al año base (%)
V _i	Volumen de los contenedores para el almacenamiento de la fracción i-ésima (L/contenedor)
δ _i	Densidad que presenta la fracción i-ésima dentro del contenedor (kg/L)
μ _i	Contenido de impropios en la fracción Orgánica del municipio i-ésimo expresado en porcentaje

10 Anexos

A continuación se adjunta los anexos de esta tesis:

Anexo 1: Resumen del protocolo de caracterización de los residuos del Municipio de Terrassa.

Anexo 2: Costes de almacenamiento y recogida (en USB adjunto).

Anexo 3: Recogida y transporte (en USB adjunto).

Anexo 4: Planta de tratamiento de FORM (en USB adjunto).

Anexo 5: Ecoparc 1. 2003. Fracción Resto.

Anexo 6: Protocolo de caracterización de la FORM.

Anexo 7: Valores para el cálculo de los indicadores de Escenarios Económicos.

ANEXO 1

Resumen del protocolo de caracterización de los residuos del municipio de Terrassa.

11 Anexo 1. Resumen del protocolo de caracterización de los residuos del municipio de Terrassa.

A continuación se presenta un resumen de los protocolos utilizados para la caracterización de los residuos del municipio de Terrassa.

El resumen se presenta en catalán puesto que es así como fue diseñado y presentado al Ayuntamiento de Terrassa.

11.1 Protocol per a la Caracterització de “FORM”, “Resta” i “Envasos lleugers”.

11.1.1 Fraccions a caracteritzar

Aquest protocol és d'aplicació per a la caracterització de les següents fraccions recollides selectivament:

- Envasos lleugers
- Resta
- Orgànica (FORM)

Per cadascuna de les fraccions a caracteritzar es mostrejaran 3 sectors:

- Zona 1: zona amb una categoria fiscal entre 29000-50000 euros
- Zona 2: zona amb una categoria fiscal entre 20000-28000
- Zona 3: zona amb una categoria fiscal entre 0-19000

Així mateix, per cadascuna de les anteriors fraccions recollides selectivament:

- Segons la Norma ASTM D 5231-92. (re- aprovada al 2003) i tenint en compte els resultats de l'estudi del 1996, per un interval de confiança del 95% i una precisió del 10%, es recomana que de cada sector es faci la caracterització de 6 mostres (600 kg en total). (Per una explicació més detallada veure apartat 11.1.8 d'aquest protocol). Així doncs, es **caracteritzaran 6 mostres per sector estudiat**. En total 18 mostres.
- **Cadascuna d'aquestes mostres tindrà com a mínim una massa de 100 kg** (Segons la Norma ASTM D 5231-92) procedents del contingut dels “n” contenidors mostrejats. (veure apartat 11.1.2 d'aquest protocol)

11.1.2 Presa de mostra

Per tal que l'estudi sigui estadísticament consistent es **mostrejaran "n" contenidors** resultat d'aplicar la següent fórmula:

$$n = \frac{Z^2 pqN}{NE^2 + Z^2 pq} \quad \text{Eq. 1}$$

On:

N és el nombre de contenidors a mostrejar

N és el nombre total de contenidors del sector en qüestió

Z=1.96 (per al 95% de confiança)

p=q=0.5 ja que es vol que tots els contenidors tinguin la mateixa probabilitat de ser seleccionats o rebutjats.

E és l'error màxim permès (10%)=0.1

A la Taula 11-1 es mostra una suposició sobre els contenidors a mostrejar "n" en funció dels contenidors existents "N".

Taula 11-1 Contenedors "n" a mostrejar en funció dels contenidors "N" existents en cada sector.

N	n
25	7
50	8
75	9
100	9
125	9
150	9
175	9
200	9
225	9
250	9
275	9
2000	10
5000	10
10000	10

Aquests "n" contenidors es triaran de forma aleatòria d'entre els "N" contenidors totals utilitzant una taula de números aleatoris.

11.1.3 Nombre i codis dels contenidors a mostrejar. “Resta”

Es mostrejaran els següents contenidors (veure Taula 11-2; Taula 11-3 i Taula 11-4)

Taula 11-2 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció “Resta”. Zona 1.

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
1097	Plaça.Dr.Robert/Passeig Comte d'Egara.	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
1132	Rambla d'Egara (davant IES Terrassa)	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
1075	C/ de Vinyals/Portal de Sant Roc	2	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
1973	C/ de Vinyals/C/ del doctor Cabanes	2	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
1100	Plaça Saragossa	2	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
1	AV/ Jacquard (Davant edifici Campus UPC)	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			no, en contenidor propi de l'establiment)
645	Av/ Jacquard /Rambla de Sant Nebridi)	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
1098	Rambla Egara/C/ de Pau Claris	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
3023	Plaça Dr. Robert (alçada Passatge Comte d'Egara)	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
3047	Av/ Jacquard /C/ de Salmerón)	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Taula 11-3 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Resta". Zona 2

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
2023	C/ de Watt/C/d'Arquímedes	4	Resta Domèstica i Resta Comercial. (La recollida de resta comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de resta del servei de recollida general)
1995	Av/ Angel Sallent (Davant del C. M ^a Eulalia Capmany)	4	Resta Domèstica i Resta Comercial. (La recollida de resta comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de resta

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			del servei de recollida general)
2515	C/ de la Cisterna/Portal de Sant Roc	2	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
15	Av/ Abat Marcet/C/ del Marques de Comillas	4	Resta Domèstica i Resta Comercial (La recollida de resta comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de resta del servei de recollida general)
2762	Av/ del Vallès/C/ de Manresa	4	Resta Domèstica i Resta Comercial (La recollida de resta comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de resta del servei de recollida general)
1637	Rambla Francesc Macià/C/ de Girona	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
1035	C/ Salvador Busquets/C/ del Prat de la Riba	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
2602	C/ Infant Martí/C/ de Galileu	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
2038	C/ d'Arquímedes/C/Blasco de Garay	4	Resta Domèstica i Resta Comercial (La recollida de resta comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de resta del servei de recollida general)
992	C/ d'Urquinaona C/ de Salmerón	4	Resta Domèstica i Resta Comercial (La recollida de resta comercial es fa mitjançant els

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			contenedors municipals de resta del servei de recollida general)
315	AV/ Josep Tarradellas (entre C/Amadeo de Savoia i Passeig 22 de juliol)	4	Resta Domèstica i Resta Comercial (La recollida de resta comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de resta del servei de recollida general)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Taula 11-4 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Resta". Zona 3.

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
1800	C/ del Pla de l'Ametllera (entre C/ Autonomia i C/ Transversal)	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
2818	C/ d'Alemanya/C/ d'Oceania	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
2075	C/ Franch (Darrera DON CANDIDO)	2	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
3010	Av/ Jaume I/C/ de Bartrina	2	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
3143	C/Angel Guimerà/C/de la duquesa de la Victoria	2	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			no, en contenidor propi de l'establiment)
3129	Camí de la Bòvila/Camí de Rossinyol	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
2821	C/ de Ripoll/C/ del Berguedà	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
2582	C/ de Severo Ochoa/C/ del Bruc	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
513	C/ Sant Damià/ C/ Mare de Deu de la Llum	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
820	C/ de les Borges Blanques/ C/ d'Olot	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
19	C/ de Monturiol C/ Marques de Comillas	3	Resta Domèstica i Resta comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es disposa en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)
900	C/ de l'Aneto (entre C/del Canigó i	3	Resta Domèstica i Resta

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
	Passatge dels Pirineus)		comercial (La fracció Resta Comercial, si és menys d'una bossa de 30 l, es diposita en els contenidors municipals de resta del servei general de recollida, si no, en contenidor propi de l'establiment)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Així doncs es mostrejaran:

- **Zona 1.** 8 Contenidors
- **Zona 2.** 9 Contenidors
- **Zona 3.** 10 Contenidors

Es realitzaran **6 caracteritzacions per a cada zona** seguint la metodologia establerta a l'apartat 11.1.6 (en total 18 caracteritzacions per a cada fracció).

Cal tenir present que, degut al sistema de recollida de residus comercials del municipi de Terrassa, la majoria dels contenidors mostrejats poden contenir, a més de fracció d'origen domèstica, fracció "Resta" d'origen comercial (veure observacions de les taules anteriors).

11.1.4 Nombre i codis dels contenidors a mostrejar. FORM.

Es mostrejaran els següents contenidors (veure Taula 11-5, Taula 11-6 i Taula 11-7)

Taula 11-5 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Matèria Orgànica". Zona 1

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
1866	Rambla Egara/Portal de Sant Roc	1	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
1969	Plaça del Dr. Robert (davant de l'Hospital de Sant Llätzer)	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1366	Rambla Egara/C/Pare Llaurador (davant Mercat)	1	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment.)
1886	C/ del Portal Nou/C/ de Sant Quirze	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1471	Rambla Egara/C/ Torrella	1	FORM Domèstica. (La FORM

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
302	Ctra./ de Castellar/C/ Ricardo Caro (davant EUETIT)	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
73	Av/ Jacquard (Davant edifici de Campus de l'UPC)	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
1858	C/ Sant Isidre/C/ Mare de Deu dels Angels	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
20	Av/ 22 de juliol /C/ Arquitecte Puig i Cadafalch	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1933	Plaça Saragossa	2	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Taula 11-6 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Matèria Orgànica". Zona 2

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
1816	C/ Historiador Cardús/C/ de Girona	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1118	Av .Abat Marcet (Davant Estadi Olímpic)	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1121	Av. Abat Marcet/Pla de l'Ametllera	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
612	C/ de Nuria/C/ Dom Bosco	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
407	Ctra.de Martorell/C/Concili Egarenc	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1113	Av/ Jaume I/C/ Periodista Grané	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
1475	C/ Nicolau Talló/C/ del Doctor Ullés	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1016	C/ Amadeu de Savoia/Av/ Josep Terradellas	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
1992	Passeig 22 de juliol/ Pl. Estació del Nord	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
300	C/ de Castellar /C/ Soler i Palet	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
354	Av/ de Barcelona /C/ Doctor Aymerich	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Taula 11-7 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Matèria Orgànica". Zona 3

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
1683	C/ del Consell de Cent/Pl. Cipriano García	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
220	C/d'Astúries/Plaça/ Major de Torresana	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1698	Av/de Béjar/C/ de Pompeu i Fabra	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1617	C/ del Tibidabo/C/ de l'Ordal	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
1651	C/ de la Tramuntana/ de Llevant	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
615	C/ d'Osca	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
979	C/ d'Alexandre de Riquer/C/d'Antoni Bros	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
518	C/ Dom Bosco/C/ de Sicília	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
512	Calderón de la Barca/Ronda de Ponent	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
353	Avda.de Barcelona/C/Dr.Aymerich i Gilabertó	3	FORM Domèstica. (La FORM comercial es recull en contenidors propis de cada establiment)
11	C/ del Segura (davant la plaça de la Mediterrània)	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)
150	C/ d'Eugeni Ferrer Dalmau C/ Concepcion Arenal	4	FORM Domèstica i Comercial. (La recollida de FORM comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de FORM del servei de recollida general)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Així doncs es mostrejaran:

- **Zona 1.** 8 Contenidors
- **Zona 2.** 9 Contenidors
- **Zona 3.** 10 Contenidors

Es realitzaran **6 caracteritzacions per a cada zona** seguint la metodologia establerta a l'apartat 11.1.6 (en total 18 caracteritzacions per a cada fracció).

Cal tenir present que, degut al sistema de recollida de residus comercials del municipi de Terrassa, la majoria dels contenidors mostrejats poden contenir, a més de fracció d'origen domèstic, fracció "Matèria Orgànica" d'origen comercial (veure observacions de les taules anteriors).

11.1.5 Nombre i codis dels contenidors a mostrejar. "Envasos lleugers"

Es mostrejaran els següents contenidors (veure Taula 11-8, en negreta els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun contenidor, Taula 11-9 i Taula 11-10)

Taula 11-8 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Envasos Lleugers". Zona 1

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
212	Av/ Jacquard (Davant EUETIT)	3	Domèstics i Comercials. La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
1089	C/ de Gaudi C/de Sant Pere	1	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general: dilluns, dimecres i divendres
559	Rambla d'Egara/C/Llaurador	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
368	Mercat de la Independència	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
1133	Rambla d'Egara (davant del Parc dels Catalans)	1	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general: dilluns, dimecres i divendres
286	Av/ Jacquard/C/ Prat de la Riba	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
936	C/ de Castellar (entre C/ de Joaquim Costa i C/ Dr. Pearson)	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			de recollida general (tapa groga)
566	Rambla d'Egara /C/ Gutemberg	1	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general: dilluns, dimecres i divendres
560	C/ d'Arquímedes C/ de Volta	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Taula 11-9 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Envasos Lleugers". Zona 2

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
200	C/ Prat de la Riba (entre C/ Dr. Pearson i C/ Urquinaona)	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
178	Av Barcelona /C/ Aymerich	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
824	Plaça/ Baltasar Ragón (davant de Foment)	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
74	C/ Antoni Maura /C/ Francisco de Vitoria	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
816	C/ Blasco de Garay/C/ d'Arquímedes	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
508	C/ Ample/C/de Matadepera	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
944	Av/ Abat Marcet (davant Estadi Municipal)	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			de recollida general (tapa groga)
486	Av/ Abat Marcet/Ctra. / de Rellinars	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
691	Plç/ de l'Aigua/C/ de Manresa	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
1009	C/Ample (entre C/ Tarragona i C/ Consell de Cent)	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
1132	C/ Galileu/C/ d'Irineu	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Taula 11-10 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Envasos Lleugers". Zona 3

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
1100	C/ d'Albinyana /C/de la Duquesa de la Victoria	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
897	C/Emili Badiella/C/Autonomia	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
530	C/ Bertomeu Amat/Passeig 22 de juliol (alçada del Parc del Nord)	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
830	Av/ de Bejar/Plaça/ Can Tusell	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
1069	C/ Pintor Sorolla(entre C/de Mozart i C/ de Soler i Diffent)	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
			de recollida general (tapa groga)
1103	C/Sant Gaietà (entre Passeig 22 de juliol i C/ Cervantes)	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
181	C/ Ricardo Caro/C/ Joaquim Costa	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
301	C/ de Marinel·lo Bosch (davant CEIP Ramón i Cajal)	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
82	Plaça/ de l'Emigrant	3	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
309	Grup de Can Boada / Ronda de Ponent	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
348	PIÇ/ Pablo Picasso (cantonada C/ d'Oceania)	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)
366	Passeig 22 de juliol (entre C/Joan Duch i C/ Major de Sant Pere)	4	Domèstics i Comercials La recollida d'envasos comercial es fa mitjançant els contenidors municipals d'envasos del servei de recollida general (tapa groga)

En negreta, els contenidors de reserva en cas d'anomalia d'algun dels contenidors.

Així doncs es mostrejaran:

- **Zona 1.** 9 Contenidors
- **Zona 2.** 9 Contenidors
- **Zona 3.** 10 Contenidors

Es realitzaran **6 caracteritzacions per a cada zona** seguint la metodologia establerta a l'apartat 11.1.6 (en total 18 caracteritzacions per a cada fracció).

Cal tenir present que, degut al sistema de recollida de residus comercials del municipi de Terrassa, la majoria dels contenidors mostrejats poden contenir fracció ““Envasos Lleugers” d'origen comercial (veure observacions de les taules anteriors).

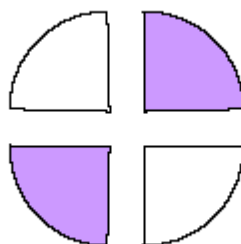
11.1.6 Procediment per a la caracterització

Mitjançant un camió de recollida d'escombraries es prendrà el contingut total de residus disposats en aquests "n" contenidors i es procedirà tal com s'especifica a continuació.

1. Pesada del camió amb la fracció "Resta", "FORM" o "Envasos Lleugers" a l'entrada a la planta (aquesta operació la fa el personal de la planta). Anotar el pes (Pes Brut entrada planta), sector servit i data al butlletí de caracterització (veure apartat 11.1.7).
2. Descàrrega de la fracció corresponent, a la platja de recepció de forma separada de la resta de residus de la planta. (aquesta operació la fa el personal de la planta). La descàrrega de la fracció sempre s'haurà d'efectuar directament damunt del paviment.
3. Pesada del camió buit a la bàscula de la planta. El pes net de residu descarregat s'anotará al butlletí de caracterització. (Pes Net Entrada planta)
4. Homogeneïtzació de tota la fracció descarregada per garantir una presa de mostra representativa. L'homogeneïtzació es fa amb pala o tractor, cal evitar passar per sobre del material de manera que no es produeixi la compactació del mateix i la producció i pèrdua de lixiviats.
5. Càlcul del nombre de quarts a realitzar per a finalment obtenir una mostra de 100 kg a caracteritzar. Es parteix del "Pes Net Entrada planta", i es realitzarà el quarteig sobre aquest total entrat.
6. Fer el nombre de quarts abans calculat (dividir la mostra en quatre parts homogènies) fins arribar a una mostra de 100 Kg. L'operació de quarteig es realitza seguint els següents passos:
 - a) Es procedeix al quarteig escollint dues submostres diametralment oposades i la resta es descarta (Figura 11-1).
 - b) Novament s'homogeneïtzen les dues submostres escollides fins obtenir una mostra uniforme, i es procedeix al seu quarteig de la mateixa manera que en el punt anterior.

Aquest procediment es repeteix successivament fins obtenir una submostra final d'aproximadament 100 kg que posteriorment es caracteritza.

Figura 11-1 Esquema del quarteig del material on s'escollirien les submostres blanques i es descartarien les colorades o a la inversa.



- 7- Pesada de la totalitat de la mostra a caracteritzar (100 kg aproximadament) a la bàscula tipus "pont", de la planta anotant el pes al butlletí de caracterització (veure 11.1.7 "Pes mostra").
- 8- Tarar els recipients on es dipositaran les diferents fraccions pesant-los amb una bàscula de precisió.
- 9- Omplir un dels recipients tarats amb una part de la mostra a caracteritzar, pesar-la a la bàscula de precisió anotant el pes total al butlletí de caracterització (Pes bàscula de precisió). A continuació disposar el material sobre la taula de treball (dimensions aproximades 2 m x1 m). És preferible que aquesta superfície estigui elevada per tal de facilitar la tasca al personal que ha de realitzar la caracterització. Procedir a la obertura manual de les bosses, no trencades durant l'homogeneïtzació (si no és possible, trencar-les o obrir-les amb un tallador), amb cura de no perdre els possibles lixiviats que puguin contenir les bosses.
- 10- Caracterització de la mostra separant-ne les diferents subfraccions segons la taula següent:

Taula 11-11 Sub-fraccions a considerar en la caracterització de la fracció "Resta", "FORM", i "Envasos Lleugers"

CODI	CATEGORIA/SUBCATEGORIA	Descripció
1	Residus orgànics fermentables	
1.1	Restes alimentàries	Peles i triadures de fruita i verdura, ossos i restes de carn, espines i restes de peix, closques de marisc i mol·luscs, closques d'ou, restes de menjar, pel·lofes i closques de fruits secs, menjar en mal estat, restes de pa, marro de cafè, restes d'infusions, paper de cuina brut, tovallons de paper bruts, mocadors de paper bruts, taps de suro, serradures, excrements animals (sense llits ni sorres absorbents), animals morts (esmentar en observacions) , materials compostables.... Inclou restes de menjar envasat que no es pugui separar de l'envàs (també s'haurà d'especificar a observacions). Bosses Compostables.
1.2	Restes de jardineria	Restes vegetals de petites dimensions i restes de jardineria i poda de major dimensió i de tipus més llenyós (rams de flors pansits, males herbes, gespa, branques d'esporga, fullaraca...), trossos de vímet i altres materials vegetals sense tractar.
2	Paper	
2.1	Paper d'envasos i embalatge	Paper d'embolicar, bosses de paper
2.2	Paper Publicitat	Paper de publicitat (fulletons, catàlegs...). Inclou volums de pàgines grogues, blaves i similars.
2.3	Prensa (Periòdics i Revistes)	Paper de diaris i revistes.
2.4	Papers d'oficina	Paper d'oficina, sobres (encara que tinguin finestra), paper blanc...
2.5	Altres residus de paper	Llibres, llibretes, pòsters, mocadors de paper nets, fotos... etc..
3	Cartró	
3.1	Embalatges de cartró	Cartó i cartonet (paquet cereals, oueres, capsas de sabates, paquet de tabac, etc.), tubs del rotllo de paper de WC, cuina, mans...

CODI	CATEGORIA/SUBCATEGORIA	Descripció
3.2	Altres residus de cartró	Resta de cartró que clarament no és envàs: tapes llibretes, cartró protecció per pintar, etc.
4	Compostos	
4.1	Envasos compostos de cartró (Brics)	Brics
4.2	Altres Envasos Compostos	Envasos mixtes fets de més d'un material i difícilment separables: bosses de patates fregides, paquets de cafè, bosses de congelats, bosses de laminadures, paper alimentació (parafinat, doble capa paper-plàstic,...)
4.3	Altres compostos no envasos	Resta de mixtes. Tot element format de més d'un material i que no son envàs. (ex perxes, joguines...), CD, DVD, cintes de cassetes, cintes de vídeo
5	Tèxtils	Camises, pantalons, jerséis, roba interior, calçat divers, resta de tèxtil. Inclou bosses de mà, cinturons, moneders, draps, cortines, tovalloles, restes de baietes, cordes i cordills, articles de pell o pel artificial de decoració
6	Tèxtils sanitaris	Bolquers, compreses, bastonets d'orelles, tovalloletes nadons i desmaquilladores, i en general material procedent de cures (gasses, tiretes, venes, etc.)
7	Plàstics	
7.1	Films Bosses Supermercat	Bosses de plàstic (conegudes també com a bosses de supermercat, tipus samarreta o "shopper"). No inclou les bosses d'escombraries
7.2	Film altres	Retractilat (Plàstic film que típicament serveix per embolicar altres envasos per fer "packs"), bosses formatge ratllat, paquets de llegums, bosses de galetes, etc.
7.3	Ampolles i flascons (PVC,PET,PEHD)	Ampolles de llet, garrafes d'aigua, refrescos, oli, vinagre, cacaus, làctics, pots de iogurt, detergents, bricolatge, cosmètica, tubs de pasta de dents
7.4	Altres envasos de plàstic	Altres envasos i embalatges: safates i altra embalatge de EPS (Porex-pan), xarxes per a fruites, oueres de plàstic, taps de plàstic, safates de plàstic transparent, etc.
7.5	Bosses escombraries	Bosses d'escombraries
7.6	Altres residus plàstic (No envàs)	Carpets i separadors d'oficina de plàstic, hules, tubs, testos, joguines, guants de làtex, gomes elàstiques, targetes, tubs de plàstic.
8	Combustibles no classificats	
8.5	Embalatges combustibles	Caixes fusta
8.3	Altres combustibles	Mobles, restes de fusta no envàs, llapis de fusta, puntes de cigarreta, gomes de esborrar, pelo animal, bosses d'aspirador plenes (les buides van a altres residus de cartró).
9	Vidre	
9.1	Envasos de vidre	Ampolles o restes d'ampolles clarament identificables. Pots llegums, sofregits, etc. De vidre
9.2	Altres residus de vidre	Vidre pla, vidre no envàs, trossos vidre no identificables

CODI	CATEGORIA/SUBCATEGORIA	Descripció
10	Metalls	
10.1	Envasos de metall fèrric	Envasos que hagin contingut aliments no líquids: conserves com llaunes tonyina, sardines, espàrrecs, envinagrats,... Envasos que continguin begudes: llaunes de refrescs carbònics, cerveses, xapes de begudes; Productes d'adrogueria no considerats a la classificació d'especials.
10.2	Envasos de metall d'alumini	Envasos que hagin contingut aliments no líquids: conserves com llaunes tonyina, sardines, espàrrecs, envinagrats,... Envasos que continguin begudes: llaunes de refrescs carbònics, cerveses,...; Productes d'adrogueria no considerats a la classificació d'especials
10.3	Altres residus de metall (no envàs)	Trossos de materials com materials de construcció metàl·lics, clips de paper, prestatgeries metàl·liques, restes de lampisteria, (tubs, aixetes, etc.), paper d'alumini, safates d'alumini de rostisseria, etc.
11	Incombustibles no classificats	Runes, ceràmica, terres de gat, sorres, cendres....
12	Residus domèstics especials	
12.1	Piles i acumuladors	Piles i acumuladors
12.2	Altres residus domèstics especials	Bateries de cotxe, recipients que contenen o han contingut medicaments, ja sigui en estat sòlid o líquid (inclou caixes cartró, etc.), fluorescents, làmpades de baix consum, pintures, vernissos, laques, coles, dissolvents i altres productes amb dissolvents (fluids correctors de l'escriptura, retoladors, inclosos els fluorescents, etc.), esprais, decapants de pintures d'ungles, combustible d'encenedors, desembossadors, fungicides, herbicides, insecticides, pesticides, substàncies de protecció de les plantes, tubs de silicona. (envasos inclosos encara que tinguin menys d'un 2% de producte), envasos que continguin o hagin contingut olis minerals de cotxe, envasos que continguin olis vegetals fregits (si estan buits es classifiquen com a envàs), cartutxos de fotocopiadores i impressores làser. Termòmetres, baròmetres, radiografies i altres residus amb mercuri, sílica gel... Altres no tipificats inclosos com especials per la Llei 6/93, de 15 de juliol, reguladora dels residus. Materials inclosos al <i>REAL DECRETO 208/2005, de 25 de febrero, sobre aparatos eléctricos y electrónicos y la gestión de sus residuos. Anexo 1</i>): Rentadores, assecadores, rentavaixelles, cuines, forns i microones, estufes, mòbils, batedores, torradores, ràdios, televisions, vídeos, equips de música, altres aparells electrònics, etc. (Especificar en observacions)
13	Elements més grans de 500 mm	Elements de gran volum clarament identificables (En principi, haurien de tenir unes dimensions >25L o >50 cm): Mobles, trastos, pneumàtics, ferralla de grans dimensions, etc. (Especificar en

CODI	CATEGORIA/SUBCATEGORIA	Descripció
		observacions)
14	Altres	Miralls..... (Especificar en observacions)

11- Pesada de les diferents fraccions a la bàscula de precisió. Recordar que:

- Un cop pesada una fracció, es buida el seu contingut en una zona ben delimitada i separada del lloc on s'està fent la caracterització per evitar barreges.
- A continuació es tara el recipient que s'ha utilitzat, i aquesta nova tara és la que s'ha de restar en la següent pesada de la fracció.

12- Els punts 8, 9, 10 i 11 es repetiran tantes vegades com sigui necessari per tal de caracteritzar la totalitat de la mostra (100 kg).

13- Anotar tots els resultats al butlletí de caracterització. (Veure apartat 11.1.7)

Qualsevol paquet, pot, ampolla, bric... que contingui aliments o begudes s'intentarà obrir i el contingut es col·locarà en "Restes alimentaries". L'envàs es col·locarà en l'apartat corresponent. Si realment no es pot obrir es deixa en l'aparat altres i s'especifica clarament que és. (Ex. Pot de vidre de 1 kg de cigrons cuits)

11.1.7 Butlleta de caracterització

Es va dissenyar un full excel per la presa de dades.

11.1.8 Annex 1

Segons la norma ASTM D 5231-92 es prenen "n" mostres d'entre 91-136 kg (200-300 lliures) resultat d'aplicar la següent equació:

$$n = \left(t \times \frac{s}{e \times \bar{x}} \right)^2 \quad \text{Eq. 2}$$

On:

t= paràmetre estadístic anomenat "t-student". El seu valor depèn del nivell de confiança desitjat.

S= desviació estàndard estimada

e= nivell de precisió desitjat

\bar{x} = mitjana estimada

La norma proposa que "s" i " \bar{x} " es dedueixin d'algun estudi previ i siguin les del component majoritari.

Els resultats de l'estudi del 1996, pel que fa al contingut de matèria orgànica (component majoritari) son els següents:

Sector Popular		Sector Residencial		Sector Comercial	
% Màssic Mitjà	Desviació estàndard	% Màssic Mitjà	Desviació estàndard	% Màssic Mitjà	Desviació estàndard
52.8	5.1	51.2	7.7	45.1	8.8

El cas més desfavorable és el del sector popular (major % de matèria orgànica) on:

$$\bar{x} = 52.8$$

$$s = 5.1$$

El nombre de mostres de 100 kg a prendre, per un interval de confiança del 95% i un nivell de precisió del 10% ($e=0.1$) vindrà donat per la resolució de la equació 3 mitjançant iteracions fins que dues "n" consecutives no difereixin més d'un 10%.

$$T_{95\%} (n=\infty) = 1.645 \text{ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95\% i } \infty \text{ mostres)}$$

$$n = 2.52 \text{ (aproximadament 3)}$$

$$t_{95\%} (n=3) = 4.303 \text{ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95\% i 3 mostres)}$$

$$n = 17.3 \text{ (aproximadament 18)}$$

$$t_{95\%} (n=18) = 2.110 \text{ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95\% i 18 mostres)}$$

$$n = 4$$

$$t_{95\%} (n=4) = 3.182 \text{ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95\% i 4 mostres)}$$

$$n = 9$$

$$t_{95\%} (n=9) = 2.306 \text{ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95\% i 9 mostres)}$$

$$n = 5$$

$$t_{95\%} (n=5) = 2.776 \text{ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95\% i 5 mostres)}$$

$$n = 7$$

$$t_{95\%} (n=7) = 2.447 \text{ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95\% i 7 mostres)}$$

$$n = 6$$

Per tant es prendran entre 6 i 7 mostres.

11.2 Protocol per la caracterització. "Paper/Cartró".

11.2.1 Fraccions a caracteritzar

Aquest protocol es d'aplicació per a la caracterització de la fracció Paper-Cartró recollida selectivament:

Es mostrejaran 3 sectors:

- Zona 1: zona amb una categoria fiscal entre 29000-50000 euros
- Zona 2: zona amb una categoria fiscal entre 20000-28000
- Zona 3: zona amb una categoria fiscal entre 0-19000

Així mateix:

- Segons la Norma ASTM D 5231-92. (re- aprovada al 2003) i tenint en compte els resultats de l'estudi del 1996, per un interval de confiança del 95% i una precisió del 10%, es recomana que de cada sector es faci la caracterització de 6 mostres (600 kg en total). (Per una explicació més detallada veure apartat 11.2.6 d'aquest protocol). Així doncs, es **caracteritzaran 6 mostres per sector estudiat**. En total 12 mostres.
- **Cadascuna d'aquestes mostres tindrà com a mínim una massa de 100 kg** (Segons la Norma ASTM D 5231-92.) procedents del contingut dels "n" contenidors mostrejats. (veure apartat 11.2.2 d'aquest protocol)

11.2.2 Presa de mostra

Per tal que l'estudi sigui estadísticament consistent es **mostrejaran "n" contenidors** resultat d'aplicar la següent fórmula:

$$n = \frac{Z^2 pqN}{NE^2 + Z^2 pq} \quad \text{Eq. 3}$$

On:

n= es el nombre de contenidors a mostrejar

N= Nombre total de contenidors del sector en qüestió

Z=1.96 (per al 95% de confiança)

p=q=0.5 ja que es vol que tots els contenidors tinguin la mateixa probabilitat de ser seleccionat o rebutjats.

E= màxim permès (10%)=0.1

A la Taula 11-12 es mostra una suposició sobre els contenidors a mostrejar "n" en funció dels contenidor existents "N".

Taula 11-12 Contenedors "n" a mostrejar en funció dels contenidors "N" existents en cada sector.

N	n
25	7
50	8
75	9
100	9
125	9
150	9
175	9
200	9
225	9
250	9
275	9
2000	10
5000	10
10000	10

Aquests "n" contenidors es triaran de forma aleatòria d'entre els "N" contenidors totals utilitzant una taula de números aleatoris.

11.2.3 Nombre i codis dels contenidors a mostrejar. "Paper-Cartró"

Es mostrejaran els següents contenidors (veure Taula 11-13, Taula 11-14 i Taula 11-15)

Taula 11-13 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Paper-Cartró". Zona 1

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
114	Av/ Jacquard (Davant Edifici Campus)	3	Paper-cartró Domèstic. La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
232	Av/ Jacquard/C/ del Prat de la Riba	3	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
962	Rambla d'Egara/C/de la Rasa	1	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
963	Mercat de la Independència	1	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
997	Rambla d'Egara/C/ de Joan Abelló i Bufi	3	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta

Taula 11-14 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Paper-Cartró". Zona 2

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
197	Av/ Barcelona (entre C/Aymerich i C/ Sant Tomàs)	3	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
609	C/ de Girona i C/ Ample	3	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
137	C/ de Colom i C/ de Pérez Galdós	3	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
543	C/ del Doctor Pearson i C/ Prat de la Riba	3	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
479	Av/ 22 de juliol (davant del C/ de Sant Leopold)	4	Paper-cartró Domèstic i comercial La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
487	Av/ Abat Marcet i C/ de Bartomeu	4	Paper-cartró Domèstic i comercial La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
488	Av/ Abat Marcet i C/ de Bartomeu	4	Paper-cartró Domèstic i comercial La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
1043	C/ de Manresa entre C/de Girona i C/ de Pompeu Fabra	4	Paper-cartró Domèstic i comercial La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
935	Plaça/ Estació del Nord davant del C/ de Cervantes	4	Paper-cartró Domèstic i comercial La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
147	C/ Colom i C/ Àngel Guimerà	3	Paper-cartró Domèstic La recollida de paper i cartó comercial es fa porta a porta
12	Plaça de Lluís Company i Av/ Josep Tarradellas	4	Paper-cartró Domèstic i comercial La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general

Taula 11-15 Codi dels contenidors a mostrejar. Fracció "Paper-Cartró". Zona 3

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
874	C/ de Isaac Peral i C/ de Murillo	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
204	C/ de Pau Marsal i C/ de Sant Jordi	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
1078	C/ de Mossèn Josep Pons i C/ de Maria Verge	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
1107	C/ de Morella i C/ del Maresme	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
341	Av/ Angel Sallent i C/ de Antoninus	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
682	C/ del Montcau	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
671	Av/ del Vallès i Pont d'Almeria	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
987	C/ de la Gavina	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general

Codi	Situació	Zona segons Decret de recollida de residus municipals	Comentari
760	C/ del Pintor Vancells i C/ del Doctor Cistaré	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
122	C/ d'Igualada i Av/ de Santa Eulalia	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
27	C/ de Blanes	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general
369	Plaça/ de la Maurina i C/ del Franc Comtat	4	Paper-cartró Domèstic i comercial. La recollida de paper i cartó comercial es fa mitjançant els contenidors municipals de paper i cartó del servei de recollida general

Així doncs es mostrejaran:

- **Zona 1.** 5 Contenidors
- **Zona 2.** 11 Contenidors
- **Zona 3.** 12 Contenidors

Es realitzaran **6 caracteritzacions per a cada zona** seguint la metodologia establerta a l'apartat 11.2.4 (en total 18 caracteritzacions per a cada fracció).

Cal tenir present que, degut al sistema de recollida de residus comercials del municipi de Terrassa, la majoria dels contenidors mostrejats poden contenir fracció "Paper-cartró" d'origen comercial, a més de fracció d'origen domèstic (veure observacions de les taules anteriors).

11.2.4 Procediment per a la caracterització.

Per a cada zona es procedirà com segueix:

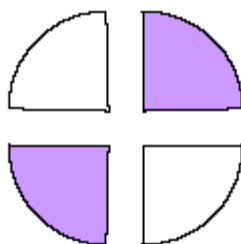
Mitjançant un camió de recollida d'escombraries es prendrà el contingut total dels contenidors especificats a la Taula 11-13 i es procedirà tal com s'especifica a continuació:

1. Pesada del camió amb la fracció "Paper/Cartró", a l'entrada a la planta. Anotar el pes (Pes Brut entrada planta), sector servit i data al butlletí de caracterització (veure apartat 11.2.5).

2. Descàrrega de la fracció corresponent, a la platja de recepció de forma separada de la resta de residus de la planta. La descàrrega de la fracció sempre s'haurà d'efectuar directament damunt del paviment.
3. Pesada del camió buit a la bàscula de la planta. El pes net de residu descarregat s'anotará al butlletí de caracterització. (Pes Net Entrada planta)
4. Homogeneïtzació de tota la fracció descarregada per garantir una presa de mostra representativa. L'homogeneïtzació es fa amb pala o tractor, cal evitar passar per sobre del material de manera que no es produeixi la compactació del mateix i la producció i pèrdua de lixiviats.
5. Càlcul del nombre de quarts a realitzar per a finalment obtenir una mostra de 100 kg a caracteritzar. Es parteix del "Pes Net Entrada planta", i es realitzarà el quarteig sobre aquest total entrat.
6. Fer el nombre de quarts abans calculat (dividir la mostra en quatre parts homogènies) fins arribar a una mostra de 100 Kg. L'operació de quarteig es realitza seguint els següents passos:
 - a) Es procedeix al quarteig escollint dues submostres diametralment oposades i la resta es descarta (Figura 11-2).
 - b) Novament s'homogeneïtzen les dues submostres escollides fins obtenir una mostra uniforme, i es procedeix al seu quarteig de la mateixa manera que en el punt anterior.

Aquest procediment es repeteix successivament fins obtenir una submostra final d'aproximadament 100 kg que posteriorment es caracteritza.

Figura 11-2 Esquema del quarteig del material on s'escollirien les submostres blanques i es descartarien les colorades o a la inversa.



7. Tarar els recipients on es dipositaran les diferents fraccions pesant-los amb una bàscula de precisió.
8. Omplir un dels recipients tarats amb una part de la mostra a caracteritzar, pesar-la a la bàscula de precisió anotant el pes total al butlletí de caracterització (Pes bàscula de precisió). A continuació disposar el material sobre la taula de treball (dimensions aproximades 2 m x1 m). És preferible que aquesta superfície estigui elevada per tal de facilitar la tasca al personal que ha de realitzar la caracterització. Procedir a la obertura manual de les bosses, no trencades durant l'homogeneïtzació (si no és possible, trencar-les o obrir-les amb un tallador), amb cura de no perdre els possibles lixiviats que puguin contenir les bosses.

9. Caracterització de la mostra separant-ne les diferents subfraccions segons Taula 11-16.
10. Pesada de les diferents fraccions a la bàscula de precisió. Recordar que:
- Un cop pesada una fracció, es buida el seu contingut en una zona ben delimitada i separada del lloc on s'està fent la caracterització per evitar barreges.
 - A continuació es tara el recipient que s'ha utilitzat, i aquesta nova tara és la que s'ha de restar en la següent pesada de la fracció.
11. Els punts 8, 9, 10 i 11 es repetiran tantes vegades com sigui necessari per tal de caracteritzar la totalitat de la mostra (100 kg).
12. Anotar tots els resultats al butlletí de caracterització. (Veure apartat 11.2.5)

Qualsevol paquet, pot, ampolla, bric... que contingui aliments o begudes s'intentarà obrir i el contingut es col·locarà en "Orgànica". L'envàs es col·locarà en l'apartat corresponent. Si realment no es pot obrir es deixa en l'aparat altres i s'especifica clarament que és. (Ex. Pot de vidre de 1 kg de cigrons cuits).

Taula 11-16 Sub-fraccions a considerar en la caracterització de la fracció "Paper-cartró"

CATEGORIA	Descripció
1. Orgànica	<p><u>Restes alimentàries i Restes de jardineria</u></p> <p>Peles i triadures de fruita i verdura, ossos i restes de carn, espines i restes de peix, closques de marisc i mol·luscs, closques d'ou, restes de menjar, pellofes i closques de fruits secs, menjar en mal estat, restes de pa, marro de cafè, restes d'infusions, paper de cuina brut, tovallons de paper bruts, mocadors de paper bruts, taps de suro, serradures, excrements animals (sense llits ni sorres absorbents), animals morts (esmentar en observacions), materials compostables.... Inclou restes de menjar envasat que no es pugui separar de l'envàs (també s'haurà d'especificar a observacions). Bosses Compostables.</p> <p>Restes vegetals de petites dimensions i restes de jardineria i poda de major dimensió i de tipus més llenyós (rams de flors pansits, males herbes, gespa, branques d'esporga, fullaraca...), trossos de vímet i altres materials vegetals sense tractar.</p>
2. Paper/Cartró	<p><u>Paper d'envasos i embalatge; Paper Publicitat; Premsa (Periòdics i Revistes);Papers d'oficina; Altres residus de paper; Embalatges de cartró; Altres residus de cartró</u></p> <p>Paper d'embolicar, bosses de paper</p> <p>Paper de publicitat (fulletons, catàlegs...). Inclou volums de pàgines grogues, blaves i similars.</p> <p>Paper de diaris i revistes.</p> <p>Paper d'oficina, sobres (encara que tinguin finestra), paper blanc...</p> <p>Llibres, llibretes, posters, mocadors de paper nets, fotos... etc..</p> <p>Cartó i cartronet (paquet cereals, oueres, capsas de sabates, paquet de tabac, etc.), tubs del rotllo de paper de WC, cuina, mans...</p> <p>Resta de cartró que clarament no és envàs: tapes llibretes, cartró protecció per pintar, etc.</p>

CATEGORIA	Descripció
3. Vidre	<p><u>Envasos de vidre</u></p> <p>Ampolles o restes d'ampolles clarament identificables. Pots llegums, sofregits, etc. De vidre.</p>
4. Envasos	<p><u>Envasos compostos de cartró (Brics); Altres Envasos Compostos; Envasos de metall fèrric; Envasos de metall d'alumini; Films Bosses Supermercat ;Film altres; Ampolles i flascons (PVC,PET,PEHD); Altres envasos de plàstic.</u></p> <p>Brics.</p> <p>Envasos mixtes fets de més d'un material i difícilment separables: bosses de patates fregides, paquets de cafè, bosses de congelats, bosses de llaminadures, paper alimentació (parafinat, doble capa paper-plàstic,...)</p> <p>Envasos que hagin contingut aliments no líquids: conserves com llaunes tonyina, sardines, espàrrecs, envinagrats,...</p> <p>Envasos que continguin begudes: llaunes de refrescs carbònics, cerveses, xapes de begudes;</p> <p>Productes d'adrogueria no considerats a la classificació d'especials.</p> <p>Envasos que hagin contingut aliments no líquids: conserves com llaunes tonyina, sardines, espàrrecs, envinagrats,...</p> <p>Envasos que continguin begudes: llaunes de refrescs carbònics, cerveses,....;</p> <p>Productes d'adrogueria no considerats a la classificació d'especials</p> <p>Bosses de plàstic (conegudes també com a bosses de supermercat, tipus samarreta o "shopper"). No inclou les bosses d'escombraries</p> <p>Retractilat (Plàstic film que típicament serveix per embolicar altres envasos per fer "packs"), bosses formatge ratllat, paquets de llegums, bosses de galetes, etc.</p> <p>Ampolles de llet, garrafes d'aigua, refrescos, oli, vinagre, cacaus, làctics, pots de iogurt, detergents, bricolatge, cosmètica, tubs de pasta de dents</p> <p>Altres envasos i embalatges: safates i altra embalatge de EPS (Porex-pan), xarxes per a fruites, oueres de plàstic, taps de plàstic, safates de plàstic transparent, etc.</p>
5. Resta	<p><u>Altres compostos no envasos; Tèxtils sanitaris; Bosses escombraries; Altres residus plàstic (No envàs) ;Embalatges combustibles; Altres combustibles; Altres residus de vidre; Altres residus de metall (no envàs);Incombustibles no classificats</u></p> <p>Resta de mixtes. Tot element format de més d'un material i que no son envàs. (ex perxes, joguines...), CD, DVD, cintes de cassettes, cintes de vídeo</p> <p>Bolquers, compreses, bastonets d'orelles, tovalloletes nadons i desmaquilladores, i en general material procedent de cures (gasses, tiretes, venes, etc.)</p> <p>Bosses d'escombraries</p> <p>Carpetes i separadors d'oficina de plàstic, hules, tubs, testos, joguines, guants de làtex, gomes elàstiques, targetes, tubs de plàstic.</p> <p>Caixes fusta</p> <p>Mobles, restes de fusta no envàs, llapis de fusta, puntes de cigarreta, gomes de esborrar, pelo animal, bosses d'aspirador plenes (les buides van a altres residus de cartró).</p> <p>Vidre pla, vidre no envàs, trossos vidre no identificables</p> <p>Trossos de materials com materials de construcció metàl·lics, clips de paper, prestatgeries metàl·liques, restes de lampisteria, (tubs, aixetes, etc.), paper d'alumini, safates d'alumini de rostisseria, etc.</p> <p>Runes, ceràmica, terres de gat, sorres, cendres...</p>

CATEGORIA	Descripció
6. Deixalleria	<p><u>Tèxtils; Piles i acumuladors; Altres residus domèstics especials; Elements més grans de 500 mm</u></p> <p>Camises, pantalons, jerseis, roba interior, calçat divers, resta de tèxtil. Inclou bosses de mà, cinturons, moneders, draps, cortines, tovalloles, restes de baietes, cordes i cordills, articles de pell o pel artificial de decoració</p> <p>Piles i acumuladors</p> <p>Bateries de cotxe, recipients que contenen o han contingut medicaments, ja sigui en estat sòlid o líquid (inclou caixes cartró, etc.), fluorescents, làmpades de baix consum, pintures, vernissos, laques, coles, dissolvents i altres productes amb dissolvents (fluids correctors de l'escriptura, retoladors, inclosos els fluorescents, etc.), esprais, decapants de pintures d'ungles, combustible d'encenedors, desembossadors, fungicides, herbicides, insecticides, pesticides, substàncies de protecció de les plantes, tubs de silicona. (envasos inclosos encara que tinguin menys d'un 2% de producte), envasos que continguin o hagin contingut olis minerals de cotxe, envasos que continguin olis vegetals fregits (si estan buits es classifiquen com a envàs), cartutxos de fotocopiadores i impressores làser. Termòmetres, baròmetres, radiografies i altres residus amb mercuri, sílica gel...</p> <p>Altres no tipificats inclosos com especials per la Llei 6/93, de 15 de juliol, reguladora dels residus.</p> <p>Materials inclosos al <i>REAL DECRETO 208/2005, de 25 de febrero, sobre aparatos eléctricos y electrónicos y la gestión de sus residuos. Anexo 1</i>): Rentadores, assecadores, rentavaixelles, cuines, forns i microones, estufes, mòbils, batedores, torradores, ràdios, televisions, vídeos, equips de música, altres aparells electrònics, etc.</p> <p>Elements de gran volum clarament identificables (En principi, haurien de tenir unes dimensions >25L o >50 cm): Mobles, trastos, pneumàtics, ferralla de grans dimensions, etc.</p>
7. Altres	Especificar de què es tracta al butlletí de caracterització.

Aquest procés de caracterització es repetirà tantes vegades com sigui necessari per tal de tenir **6 caracteritzacions per zona**.

11.2.5 Butlletí de caracterització

Es va dissenyar un full excel per la presa de dades.

11.2.6 Annex 1

Segons la norma ASTM D 5231-92 es prenen "n" mostres d'entre 91-136 kg (200-300 llibras) resultat d'aplicar la següent equació:

$$n = \left(t \times \frac{s}{e \times x} \right)^2 \quad \text{°Eq. 4}$$

On:

t= paràmetre estadístic anomenat "t-student". El seu valor depèn del nivell de confiança desitjat.

S= desviació estàndard estimada

e= nivell de precisió desitjat

\bar{x} = mitjana estimada

La norma proposa que “s” i “ \bar{x} ” es dedueixin d’algun estudi previ i siguin les del component majoritari.

Els resultats de l’estudi del 1996, pel que fa al contingut de matèria orgànica (component majoritari) son els següents:

Sector Popular		Sector Residencial		Sector Comercial	
% Màssic Mitjà	Desviació estàndard	% Màssic Mitjà	Desviació estàndard	% Màssic Mitjà	Desviació estàndard
52.8	5.1	51.2	7.7	45.1	8.8

El cas més desfavorable és el del sector popular (major % de matèria orgànica) on:

\bar{x} = 52.8

s=5.1

El nombre de mostres de 100 kg a prendre, per un interval de confiança del 95% i un nivell de precisió del 10% (e=0.1) vindrà donat per la resolució de la equació 3 mitjançant iteracions fins que dues “n” consecutives no difereixin més d’un 10%.

$T_{95\%} (n=\infty)=1.645$ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95% i ∞ mostres)

n=2.52 (aproximadament 3)

$t_{95\%} (n=3)=4.303$ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95% i 3 mostres)

n=17.3 (aproximadament 18)

$t_{95\%} (n=18)=2.110$ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95% i 18 mostres)

n=4

$t_{95\%} (n=4)=3.182$ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95% i 4 mostres)

n=9

$t_{95\%} (n=9)=2.306$ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95% i 9 mostres)

n=5

$t_{95\%} (n=5)=2.776$ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95% i 5 mostres)

n=7

$t_{95\%} (n=7)=2.447$ (valor de t-student per un nivell de confiança del 95% i 7 mostres)

n=6

Per tant es prendran entre 6 i 7 mostres.

11.3 Protocol per la selecció dels contenidors municipals.

11.3.1 Metodologia general

Aquest protocol es d'aplicació per a la selecció del contenidors municipals de les diferents fraccions del servei de recollida general del municipi de Terrassa per la seva caracterització.

Aquesta metodologia s'ha desenvolupat amb l'estreta col·laboració dels serveis de Medi Ambient i d'Estadística de l'Ajuntament de Terrassa, especialment amb els senyors Marc Cadevall i Artigues i Jesús Romero i Blasco.

Els principis rectors d'aquesta metodologia es basa en que les dades extretes de les caracteritzacions realitzades es puguin comparar temporalment, amb posteriors i anteriors caracteritzacions de residus domèstics-comercials, i que dintre d'una pròpia caracterització es puguin comparar els resultats entre diferents parts del municipi per raons socio-econòmiques.

La ciutat s'ha dividit en tres zones segons l'assignació de categories de carrers de l'impost sobre activitats econòmiques contingut a el document de Sistemes d'Informació – Serveis Econòmics de l'Ajuntament de Terrassa, denominat "Informe per l'assignació de categories de carrers de l'impost sobre activitats econòmiques. Modificació per a l'exercici 2006", publicat el 14 d'octubre de 2005, a Terrassa. Les quatre categories fiscals s'han assimilat a les zones de caracterització de la següent manera:

Taula 11-17 Zones segons categories fiscals

Categoria fiscal	Zona de recollida	Valoració i trams
1 ^a Categoria	Zona 1	29.000 – 50.000, 60 trams
2 ^a Categoria	Zona 2	20.000 – 28.000, 88 trams
3 ^a i 4 ^a Categoria	Zona 3	0.000 – 19.000, 1482 trams

La Unitat de Sistemes d'Informació Geogràfica de l'Ajuntament de Terrassa va classificar els contenidors de les diverses fraccions de recollida de residus a les diferents zones mitjançant dos mètodes.

El primer mètode consisteix en associar a cadascun dels contenidors de les diferents fraccions els números dels carrers (adreces) adjacents que es troben a una distància de 50 metres. Segons la classificació de zona de cadascun dels nombres del carrer podem classificar el

contenedor com a pur, és aquell que te un 100 % d'adreces que es troben en un radi de 50 metres i pertanyen a una zona determinada; i així, successivament.

El segon mètode consisteix en associar a cadascun dels contenidors de les diferents fraccions el nombre d'habitants censats dels carrers adjacents que es troben a una distància de 50 metres. Segon la classificació de zona de cadascun dels nombres del carrer que viuen els habitants poden classificar el contenidor en pur, és aquell que te un 100 % d'habitants que viuen en adreces que es troben en un radi de 50 metres i pertanyen a una zona determinada; i així, successivament.

El treball s'ha implementat seguint el segon mètode. Els contenidors de cadascuna de les zones i fraccions s'han seleccionat aleatòriament entre els contenidors purs de cadascuna de les zones i fraccions. Quant no s'han trobat contenidors purs, la selecció s'ha realitzat entre els que tenien una puresa del 90 %. El número de contenidors per fracció i zona s'ha determinat segons les relacions exposades als apartats 11 i 11.2.

ANEXO 2

Costes de almacenamiento y recogida.
(ver CD adjunto)

12 Anexo 2. Costes de almacenamiento y recogida

Este anexo es un archivo Excel que se encuentra en el CD adjunto.

ANEXO 3

Recogida y Transporte.
(ver CD adjunto)

13 Anexo 3. Recogida y transporte.

Este anexo es un archivo Excel que se encuentra en el CD adjunto.

ANEXO 4

Planta de Tratamiento de FORM.
(ver CD adjunto)

14 Anexo 4. Planta de tratamiento de FORM

Este anexo es un archivo Excel que se encuentra en el CD adjunto.

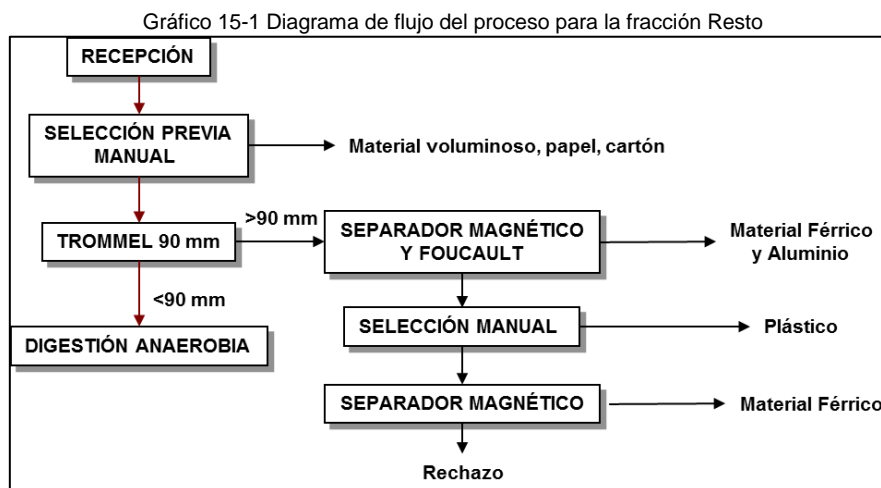
ANEXO 5

Ecoparc 1. 2003. Fracción Resto.

15 Anexo 5. Ecoparc 1. 2003. Fracción Resto

Se presenta un resumen de los resultados de composición en porcentaje másico del estudio “Estudi sobre la composició dels residus que es tracten a l’Ecoparc 1. 2003” (Alvarez, 2003)

15.1 Diagrama de flujo del proceso



15.2 Balances de masa Ecoparc 1 2003

Origen de las muestras: Muestras procedentes de distintas zonas del municipio de Barcelona

15.2.1 Composición de las entradas y salidas

Tabla 15-1 Composición másica Entrada fracción Resto

Composición RFORM Entrada (%)						
	Media	IC(95%)	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Desviación estándar
Resto	15.6	2.6	14.5	14.0	18.2	2.3
Orgánica	31.9	7.8	27.4	39.9	28.5	6.9
Envases ligeros	16.7	3.6	14.1	15.8	20.3	3.2
Vidrio	3.8	3.1	6.5	1.1	3.9	2.7
Papel/cartón	29.4	6.3	35.6	27.7	24.8	5.6
Otros especiales	2.6	1.7	1.9	1.5	4.3	1.5

Tabla 15-2 Composición másica del material seleccionado en la selección manual previa
Composición selección previa manual (%)

	Media	IC(95%)	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Desviación estándar
Resto	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Orgánica	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Envases ligeros	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Vidrio	15.2	25.0	40.6	4.1	0.8	22.1
Papel/cartón	44.5	23.3	31.3	68.2	34.0	20.6
Otros especiales	40.3	24.4	28.1	27.7	65.2	21.5

Tabla 15-3 Composición másica del material correspondiente al hundido del trommel <90mm
Composición hundido <90 mm (%)

	Media	IC(95%)	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Desviación estándar
Resto	5.3	4.7	3.8	2.0	10.0	4.2
Orgánica	63.1	13.8	57.9	77.0	54.3	12.2
Envases ligeros	7.0	1.5	8.3	5.6	7.2	1.4
Vidrio	7.4	5.6	11.6	1.9	8.7	5.0
Papel/cartón	17.0	4.1	18.5	12.9	19.7	3.6
Otros especiales	0.2	0.2	0.0	0.4	0.1	0.2

Tabla 15-4 Composición másica del material seleccionado mediante separador magnético
Composición material seleccionado mediante separador magnético (%)

	Media	IC(95%)	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Desviación estándar
Resto	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Orgánica	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Envases ligeros	96.4	7.1	89.1	100.0	100.0	6.3
Vidrio	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Papel/cartón	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Otros especiales	3.6	7.1	10.9	0.0	0.0	6.3

Tabla 15-5 Composición másica de material seleccionado mediante separador Foucault
Composición material seleccionado mediante separador Foucault (%)

	Media	IC(95%)	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Desviación estándar
Resto	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Orgánica	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Envases ligeros	100.0	--	100.0	100.0	100.0	0.0
Vidrio	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Papel/cartón	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Otros especiales	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0

Tabla 15-6 Composición másica del material separado en la segunda selección manual

Composición material selección manual (%)						
	Media	IC(95%)	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Desviación estándar
Resto	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Orgánica	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Envases ligeros	23.5	1.0	24.1	22.5	23.8	0.9
Vidrio	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Papel/cartón	76.5	1.0	75.9	77.5	76.1	0.9
Otros especiales	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0

Tabla 15-7 Composición másica del material separado en el segundo separador magnético

Composición material segunda separación magnética (%)						
	Media	IC(95%)	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Desviación estándar
Resto	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Orgánica	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Envases ligeros	33.3	65.3	0.0	0.0	100.0	57.7
Vidrio	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Papel/cartón	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0
Otros especiales	0.0	--	0.0	0.0	0.0	0.0

Tabla 15-8 Composición másica del rechazo

Composición del rechazo (%)						
	Media	IC(95%)	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Desviación estándar
Resto	21.2	7.7	15.9	18.9	28.9	6.8
Orgánica	11.2	4.1	14.4	7.3	12.0	3.6
Envases ligeros	29.4	7.0	22.7	34.9	30.6	6.2
Vidrio	0.6	0.9	1.5	0.2	0.0	0.8
Papel/cartón	37.0	9.6	45.0	38.0	28.1	8.5
Otros especiales	0.6	0.1	0.6	0.7	0.5	0.1

15.3 Materiales recuperados respecto los materiales que entran.

Tabla 15-9 Porcentaje másico de materiales recuperados respecto los materiales de entrada

Porcentaje de materiales recuperados respecto materiales de entrada						
Muestra 1 (%)						
	Selección manual 1	Separador Magnético 1	Separador Foucault	Selección Manual 2	Separador Magnético 2	Total
Envases ligeros	--	9	1	4	0	14
Vidrio	18	--	--	--	--	18
Papel/cartón	3	--	--	5	--	8
Porcentaje de materiales recuperados respecto materiales de entrada						
Muestra 2 (%)						
	Selección manual 1	Separador Magnético 1	Separador Foucault	Selección Manual 2	Separador Magnético 2	Total
Envases ligeros	--	6	1	3	0	10
Vidrio	11	--	--	--	--	11
Papel/cartón	7	--	--	6	--	13
Porcentaje de materiales recuperados respecto materiales de entrada						
Muestra 3 (%)						
	Selección manual 1	Separador Magnético 1	Separador Foucault	Selección Manual 2	Separador Magnético 2	Total
Envases ligeros	--	17	0.3	4	10	31
Vidrio	1	--	--	--	--	1
Papel/cartón	4	--	--	10	--	14

Tabla 15-10 Porcentaje másico de materiales recuperados respecto materiales de entrada

Material	Media (%)	IC(95%)
Envases ligeros	18	13
Vidrio	10	10
Papel/cartón	12	4

Tabla 15-11 Composición del material envases ligeros

Envases ligeros	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Media (%)	IC (95%)
Metal Hierro (%)	9.2	5.7	17.1	10.7	6.6
Metal aluminio (%)	0.6	0.7	0.3	0.6	0.3
Plástico rígido (%)	4.2	3.0	3.8	3.7	0.7

15.4 Materiales recuperados. Municipio de Terrassa 2008.

Tabla 15-12 Composición másica fracción Resto Municipio de Terrassa 2008

Composición Resto		
Orgánica	45.30	%
Papel/cartón	11.30	%
Vidrio	6.80	%
Envases ligeros	13.90	%
• Metal Fe	2.6	%
• Metal no Fe	0.3	%
• Plástico	9.4	%
• Otros	1.6	%
Resto	13.00	%
Otros	9.8	%
Generación Resto 2008	58024.84	t/año

Fuente (Alvarez, 2003)

Tabla 15-13 Porcentaje másico de materiales recuperados respecto la entrada de Resto
Materiales recuperados respecto material de entrada.

Material	Material recuperado respecto entrada de material	Material recuperado respecto entrada de Resto	
		kg material/t Resto	
Metal Fe	34.3 %	8.91	kg material/t Resto
Metal no Fe	1.5 %	0.04	kg material/t Resto
Films (PE i PP)	10.5 %	4.59	kg material/t Resto
PET		1.06	kg material/t Resto
HDPE		1.18	kg material/t Resto
Otros		3.06	kg material/t Resto
Vidrio	2.7 %	1.81	kg material/t Resto
Papel/cartón	97.7 %	110.43	kg material/t Resto

ANEXO 6

Protocolo de Caracterización de la FORM.

16 Anexo 6. Protocolo para la caracterización de la FORM.

A continuación se presenta un resumen del protocolo utilizado para la caracterización de la FORM procedente de la recogida selectiva de los residuos municipales.

El resumen se presenta en catalán puesto que es así como fue diseñado y presentado a l'Agència de Residus de Catalunya.

16.1 Introducció

El protocol de caracterització presentat en aquest document està pensat per a ser realitzat en una planta de tractament biològic, a partir de la FORM procedent de la recollida selectiva d'un o més ens locals, tot i que també es podria realitzar en un espai adequat d'un municipi, directament dels contenidors del carrer, després d'haver efectuat una presa de mostra significativa, definint el número de contenidors que s'han de caracteritzar del total de contenidors instal·lats, i en funció de zones/barrriades teòricament diferenciades (per condicions socials, econòmiques i urbanístiques).

16.2 Objectiu

La caracterització de la FORM (Fracció Orgànica procedent de la recollida selectiva dels Residus Municipals) té per objecte la determinació de la qualitat de la recollida selectiva de l'esmentada fracció. Conèixer aquesta qualitat és útil i necessari per tal de:

- a) Incidir en els sistemes de recollida selectiva i en la població que l'efectua en cas que es vulgui millorar aquesta qualitat.
- b) Estimar la quantitat de rebuig que es pot obtenir degut al tractament de la FORM, i que necessàriament caldrà portar a una altra instal·lació de tractament.
- c) Calcular els coeficients de qualitat a aplicar als imports de retorn del cànon de residus municipals corresponents als conceptes de recollida selectiva i tractament de la FORM recollida selectivament.

16.3 Materials i equipament

Per tal de realitzar la caracterització de la FORM de forma adient i amb les condicions i garanties necessàries resulta imprescindible disposar dels següents materials i equipaments:

- **Materials i equipaments de protecció individual.** Per tal de proporcionar una protecció completa a les persones que realitzen la caracterització caldrà disposar de:
 - a) Calçat antilliscant i antitall,
 - b) Guants antipunxants,
 - c) Casc amb pantalla de protecció ocular,
 - d) Mascaretes (amb filtres per a vapores orgànics, gasos àcids, amoníac i partícules de pols),
 - e) Granota o mono, davantal i còfia.

- **Materials i equipament de treball i neteja.** Per tal de realitzar les tasques encomanades caldrà:
 - a) Pala. Per a realitzar la manipulació inicial, la homogeneïtzació i la presa de mostra del material caldrà una pala mecànica, ja existent a totes les plantes de compostatge.
 - b) Una taula de triatge (de dimensions aproximades 2 m x 1m) suportada damunt d'una estructura, on es dipositarà i es realitzarà la separació de les diverses fraccions d'impureses del residu a caracteritzar.
 - c) Diversos contenidors, de 90 L a 120 L, amb 2 rodes, tarats i identificats convenientment, per tal de classificar les diverses fraccions d'impureses.
 - d) Bàscula tipus "pont", per al pesatge de camions d'entrada i de la quantitat final a caracteritzar (uns 250 kg) després de procedir a efectuar la presa de mostra.
 - e) Bàscula de plataforma (mínim de 600 x 600 mm) d'acer inoxidable, amb un pesatge màxim de fins a 300 kg i una precisió de 50 grams, dotada de visor electrònic amb dígit retroil·luminats d'uns 50 mm, polsador de tara, sumador de pesades, amb alimentació a 220v/9v, amb bateria interna recarregable de 200 h. d'autonomia, teclat estanc i peus regulables.
 - f) Pales, per a la manipulació dels residus
 - g) Raspalls, per a la neteja dels paviments
 - h) Talladors, per a l'obertura de bosses o sacs de plàstic

16.4 Metodologia

16.4.1 Conceptes previs

La quantitat total de FORM que s'ha recollit en un determinat circuit s'anomena *Lot*. Donat que és materialment impossible realitzar la caracterització de la FORM de la totalitat del *Lot*, cal prèviament efectuar un mostreig, a fi d'obtenir una quantitat de material menor però plenament representativa del *Lot* que s'anomena *Mostra*, sobre la qual si que ja s'efectuarà la caracterització.

16.4.2 Pesada del material

S'efectua la pesada del camió a l'entrada de la planta i un cop aquest ja ha descarregat. D'aquí es coneixerà la quantitat total de FORM que s'ha recollit en un determinat circuit, anomenada *Lot*.

16.4.3 Recepció de material

Dipositar el material rebut en una àrea pavimentada, neta i preferentment sota cobert de les instal·lacions. La descàrrega s'efectuarà directament sobre el paviment, sense fer cap lliit de poda o d'altres materials absorbents a la part inferior del material.

Si es possible, es delimitarà la zona de treball amb una cinta de plàstic colorejada de forma que acoti perfectament la zona ocupada per a realitzar la caracterització. La caracterització es

realitzarà el més aviat possible des del moment de l'arribada del material a la planta de tractament, i preferentment amb llum natural de dia.

16.4.4 Homogeneïtzació del material

Cal homogeneïtzar tot el material de forma efectiva per garantir una presa de mostra representativa. Si l'homogeneïtzació es fa amb pala o tractor, cal evitar passar per sobre del material de manera que no es produeixi la compactació del mateix i la producció i pèrdua de lixiviats. Es parteix de la càrrega total del camió, i es realitzarà el quarteig sobre aquest total entrat.

16.4.5 Presa de mostra

Un cop l'entrada ha estat homogeneïtzada, i abans d'efectuar la caracterització, es procedeix a efectuar el quarteig de la mateixa successivament (es divideix la mostra en quatre parts homogènies) fins arribar a seleccionar una fracció representativa d'aproximadament 250 kg de mostra.

Aquest procediment de quarteig i presa de mostra es fa seguint els següents passos:

1. Es procedeix al quarteig escollint dues submostres diametralment oposades i la resta es descarta (Figura 1).

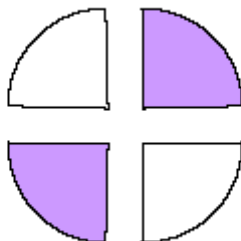


Figura 1. Esquema del quarteig del material on s'escollirien les submostres blanques i es descartarien les colorejades o a la inversa.

2. Novament s'homogeneïtzen les dues submostres escollides fins obtenir una mostra uniforme, i es procedeix al seu quarteig de la mateixa manera que en el punt anterior.

Aquest procediment es repeteix successivament fins obtenir una submostra final d'aproximadament 250 kg que posteriorment es caracteritza.

16.4.6 Pes inicial i trencament de bosses.

Anotar el pes del material a caracteritzar (aproximadament 250 kg). Totes les fraccions considerades hauran d'anar referides a aquest pes inicial, incloent les possibles pèrdues de material durant la caracterització.

A continuació, manualment i amb l'ajut de pales, disposar el material sobre una superfície neta (dimensions aproximades 2 m x1 m). És preferible que aquesta superfície estigui elevada per

tal de facilitar la tasca al personal que ha de realitzar la caracterització. Procedir a la obertura manual de les bosses no trencades durant l'homogeneïtzació (si no és possible, trencar-les o obrir-les amb un tallador), amb cura de no perdre els possibles lixiviats que puguin contenir les bosses.

16.4.7 Caracterització

Un cop s'obtenen els aproximadament 250 kg de material, segons el cas, i ja fora de les bosses es procedeix a la separació del material en diferents fraccions.

16.4.7.1 Tipus de caracteritzacions

La caracterització a realitzar pretén diferenciar de forma específica la "fracció compostable" de la fracció "no compostable", i alhora aquesta fracció no compostable es classificarà en diverses sub-fraccions:

La "fracció compostable" inclou els residus orgànics fermentables:

- FORM (restes alimentàries, bosses o materials compostables, paper de cuina).
- Fracció vegetal (restes de jardineria, poda).

La "fracció no compostable" o d'impropis inclou la resta de materials. Es tipificarà en les següents subfraccions:

- *Vidre*. Inclou envasos i altres materials, vidres plans, de colors, etc.
- *Paper i Cartró*. Inclou el paper de diari, revistes, correspondència, així com els cartrons d'envasos o d'altres materials
- *Plàstic*. Inclou els envasos (de tot tipus de plàstic i també els mixtes) i altres materials.
- *Films*. Inclou les bosses de plàstic no compostables i altres films plàstics.
- *Metalls fèrrics*. Inclou envasos i altres materials fèrrics.
- *Metalls no fèrrics*. Inclou envasos i altres materials no fèrrics.
- *Tèxtils*. Inclou tant la roba i calçat com el tèxtil sanitari (bolquers i compreses principalment).
- *Residus domèstics especials*. Inclou aquells residus tipificats com especials per la Llei 6/93, de 15 de juliol, reguladora dels residus (bateries, piles, medicaments...).
- *Residus voluminosos*. Inclou aquells residus de dimensions superiors de 500 mm.
- *Altres*. Inclou aquells residus que no puguin ser classificats en les altres subfraccions anteriors.

16.4.7.2 Procediment de caracterització

Els passos a seguir són els següents:

1. Dipositar els diferents materials que es van seleccionant i separant en contenidors ben identificats i prèviament tarats.
2. Un cop finalitzada la separació, determinar el pes de cada fracció.

16.4.8 Expressió dels resultats

L'expressió dels resultats es realitzarà de la següent manera:

El resultat de la caracterització s'expressa en tant per cent de cada fracció respecte el pes inicial (aproximadament 250 kg), d'acord amb la taula següent:

FORM a caracteritzar		0,0 kg
Fraccions	Pes en Kg	% en pes
FORM	0,0 kg	%
FV (Residus Vegetals)	0,0 kg	%
Total Compostable	0,0 kg	%
Vidre	0,0 kg	%
Paper i Cartró	0,0 kg	%
Plàstic	0,0 kg	%
Film	0,0 kg	%
Metall fèrric	0,0 kg	%
Metall no fèrric	0,0 kg	%
Tèxtil i Tèxtil-Sanitari	0,0 kg	%
Residus especials	0,0 kg	%
Residus voluminosos	0,0 kg	%
Altres	0,0 kg	%
Total Impureses	0,0 kg	%
Pèrdues	0,0 kg	%
Total	0,0 kg	%

ANEXO 7

Valores para el cálculo de indicadores de Escenarios Económicos

.

17 Anexo 7. Indicadores de Escenarios Económicos

A continuación se presentan los datos que se han tomado para el cálculo y análisis de los indicadores en los diferentes Escenarios Económicos considerados.

El análisis de estos datos se presenta en el capítulo 5 de esta tesis.

17.1 Escenario económico EEPC5

Corresponde a un escenario en donde los datos de generación de residuos se han calculado usando la ecuación 6.3-1 del capítulo 6 de esta tesis y los coeficientes f_{i1} de la tabla 6.3-5 del capítulo 6 de esta tesis. La RFBIPC es un 5% inferior a la del 2008.

17.1.1 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos

Tabla 17-1 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC5.

	CNRE (EEPC5%) (MJ/año)	Etapas	Envases ligeros (EEPC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC5)	FORM (EEPC5)	Papel /cartón (EEPC5)	Vidrio (EEPC5)
Escenario Proximidad	38519143	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	3962341	10978521	3620356	7484775	1419892
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1895865	10412476	-2999435	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1657622,5	86729,3	0	0
		Total (MJ/año)	5858207	23048620	707650	7484775	1419892
Escenario NO Proximidad	39631067	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	5074265	10978521	3620356	7484775	1419892
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1895865	10412476	-2999435	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1657622	86729	0	0
		Total (MJ/año)	6970131	23048620	707650	7484775	1419892

Tabla 17-2 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC5.

		Envases ligeros (EEPC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC5)	FORM (EEPC5)	Papel/ Cartón (EEPC5)	Vidrio (EEPC5)	Total (EEPC5) (%)
Escenario Proximidad	Etapas						
	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
	Recogida y transporte (%)	10.3	28.5	9.4	19.4	3.7	71
	Tratamiento y valorización (%)	4.9	27.0	-7.8	0.0	0.0	24
	Disposición (%)	0.0	4.3	0.2	0.0	0.0	5
Total % Respecto total	15.2	59.8	1.8	19.4	3.7	100	
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
	Recogida y transporte (%)	12.8	27.7	9.1	18.9	3.6	72
	Tratamiento y valorización (%)	4.8	26.3	-7.6	0.0	0.0	23
	Disposición (%)	0.0	4.2	0.2	0.0	0.0	4
	Total % Respecto total	17.6	58.2	1.8	18.9	3.6	100

Tabla 17-3 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEPC5.

		Envases ligeros (EEPC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC5)	FORM (EEPC5)	Papel /cartón (EEPC5)	Vidrio (EEPC5)	Total (EEPC5)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	3962341	10978521	3620356	7484775	1419892	27465885
	Recogida (MJ/Año)	3706235	7942560	3561885	4697423	1344734	21252837
	Transporte (MJ/año)	256107	3035961	58471	2787352	75158	6213048
	Recogida (%)	94	72	98	63	95	77
	Transporte (%)	6	28	2	37	5	23
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	5074265	10978521	3620356	7484775	1419892	28577809
	Recogida (MJ/Año)	3706235	7942560	3561885	4697423	1344734	21252837
	Transporte (MJ/año)	1368031	3035961	58471	2787352	75158	7324972
	Recogida (%)	73	72	98	63	95	74
	Transporte (%)	27	28	2	37	5	26

17.1.2 Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos

Tabla 17-4 CN según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC5.

Etapas		Envases ligeros (EEPC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC5)	FORM (EEPC5)	Papel/cartón (EEPC5)	Vidrio (EEPC5)	CN (EEPC5)
Escenario Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	613477	1397792	398894	1076412	292555	3779129
	Tratamiento y valorización (euros/año)	66687	2701577	290345	-324105	-160070	2574433
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	805621	4380841	781235	895988	183931	7047616
Escenario NO Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	719564	1397792	398894	1076412	292555	3885217
	Tratamiento y valorización (euros/año)	66687	2701577	290345	-324105	-160070	2574433
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	911708	4380841	781235	895988	183931	7153703

Tabla 17-5 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC5.

Etapas		Envases ligeros (EEPC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC5)	FORM (EEPC5)	Papel/ Cartón (EEPC5)	Vidrio (EEPC5)	CN (EEPC5)
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	15.6	6.4	11.8	16.0	28.0	9.8
	Recogida y transporte (%)	76.1	31.9	51.1	120.1	159.1	53.6
	Tratamiento y valorización (%)	8.3	61.7	37.2	-36.2	-87.0	36.5
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	13.8	6.4	11.8	16.0	28.0	9.7
	Recogida y transporte (%)	78.9	31.9	51.1	120.1	159.1	54.3
	Tratamiento y valorización (%)	7.3	61.7	37.2	-36.2	-87.0	36.0
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Tabla 17-6 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEPC5.

		Envases ligeros (EEPC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC5)	FORM (EEPC5)	Papel/ Cartón (EEPC5)	Vidrio (EEPC5)	Total (EEPC5)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	613477	1397792	398894	1076412	292555	3779129
	Recogida (euros/Año)	512157	949803	390266	665108	281464	2798798
	Transporte (euros/año)	101320	447989	8628	411304	11090	980332
	Recogida (%)	83	68	98	62	96	74
	Transporte (%)	17	32	2	38	4	26
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	719564	1397792	398894	1076412	292555	3885217
	Recogida (euros/Año)	512157	949803	390266	665108	281464	2798798
	Transporte (euros/año)	207407	447989	8628	411304	11090	1086419
	Recogida (%)	71	68	98	62	96	72
	Transporte (%)	29	32	2	38	4	28

17.1.3 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

Tabla 17-7 Caracterización del escenario EEPC5.

Categoría de impacto	Unidad	Total	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel/ Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	kg Sb eq	-1.13E+05	-3.51E+04	-4.54E+04	-2.94E+03	-2.83E+04	-1.40E+03
Acidification	kg SO ₂ eq	-5.31E+04	-9.51E+03	-2.27E+04	-2.52E+02	-1.92E+04	-1.49E+03
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-2.41E+04	-2.47E+03	-1.07E+04	-6.99E+01	-1.05E+04	-3.85E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-8.95E+06	-2.32E+06	-3.36E+06	2.47E+05	-3.41E+06	-1.03E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-5.14E-01	-5.46E-02	-1.57E-01	-4.58E-02	-2.46E-01	-1.04E-02
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-4.68E+06	-1.22E+06	-2.23E+06	8.75E+05	-2.04E+06	-6.66E+04
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	-2.90E+06	-4.01E+05	-1.47E+06	4.54E+05	-1.44E+06	-4.37E+04
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-6.69E+09	-7.88E+08	-3.06E+09	2.33E+08	-2.98E+09	-9.50E+07
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3.92E+04	-4.27E+03	-1.10E+04	6.53E+04	-1.04E+04	-3.31E+02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-2.55E+03	-8.27E+02	-1.09E+03	5.42E+01	-6.31E+02	-5.32E+01

Tabla 17-8 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el escenario EEPC5.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida (EEPC5)	Transporte (EEPC5) (esc. Prox)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.05E+03	8.30E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	5.17E+02	2.11E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.62E+06	4.92E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1.23E+04	4.23E+03
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	2.26E+02	6.88E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.03E+06	3.13E+05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.74E+01	5.30E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	6.73E+00	1.80E+00

Tabla 17-9 Caracterización de la recogida de residuos del escenario EEPC5.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida F.EL (EEPC5)	Recogida F.R (EEPC5)	Recogida F.O (EEPC5)	Recogida F.PC (EEPC5)	Recogida F.V (EEPC5)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	3.60E+02	7.71E+02	3.45E+02	4.44E+02	1.31E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	9.08E+01	1.94E+02	8.69E+01	1.12E+02	3.29E+01
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	2.82E+05	6.04E+05	2.70E+05	3.58E+05	1.02E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	2.15E+03	4.61E+03	2.06E+03	2.69E+03	7.81E+02
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	3.95E+01	8.45E+01	3.79E+01	5.00E+01	1.44E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1.80E+05	3.85E+05	1.72E+05	2.28E+05	6.54E+04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3.04E+00	6.51E+00	2.91E+00	3.85E+00	1.10E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	1.18E+00	2.52E+00	1.13E+00	1.49E+00	4.27E-01

Tabla 17-10 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del escenario EEPC5.

Categoría de impacto	Unidad	Envases ligeros (EEPC5)			Resto (EEPC5)		FORM (EEPC5)			Papel/ cartón (EEPC5)	Vidrio (EEPC5)
		F.EL. Transp. a Planta de selección	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. Proximidad)	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. No proximidad)	F.R. Transp. a CTRV	F.R. Transp. materiales Recuperados.	F.O. Transp. hasta Planta DA	F.O. Transp. materiales recuperado s	F.O. Transp. rechazo	F.PC. Transp. hasta Planta valoriz.	F.V. Transp. hasta planta valoriz.
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.62E+01	6.17E+01	1.34E+02	1.21E+02	2.46E+02	0.00E+00	6.16E-02	7.42E+00	3.57E+02	9.62E+00
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	6.66E+00	1.57E+01	3.39E+01	3.08E+01	6.25E+01	0.00E+00	1.56E-02	1.89E+00	9.06E+01	2.44E+00
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.56E+04	3.66E+04	7.92E+04	7.20E+04	1.46E+05	0.00E+00	3.65E+01	4.40E+03	2.12E+05	5.71E+03
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	1.34E+02	3.14E+02	6.81E+02	6.19E+02	1.26E+03	0.00E+00	3.14E-01	3.79E+01	1.82E+03	4.91E+01
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	2.18E+00	5.11E+00	1.11E+01	1.01E+01	2.04E+01	0.00E+00	5.10E-03	6.15E-01	2.96E+01	7.98E-01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	9.91E+03	2.33E+04	5.04E+04	4.59E+04	9.30E+04	0.00E+00	2.33E+01	2.80E+03	1.35E+05	3.63E+03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.68E-01	3.94E-01	8.53E-01	7.76E-01	1.57E+00	0.00E+00	3.93E-04	4.74E-02	2.28E+00	6.15E-02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.69E-02	1.34E-01	2.89E-01	2.63E-01	5.33E-01	0.00E+00	1.33E-04	1.61E-02	7.73E-01	2.08E-02

Tabla 17-11 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el escenario EEPC5.

Categoría de impacto	Unidad	Planta DA y compostaje (EEPC5) (1)	Planta de selección de envases (EEPC5) (2)	Planta selección de papel (EEPC5) (3)	Planta selección de vidrio (EEPC5) (4)	Resto CTRV. (EEPC5) (5)
Abiotic depletion	kg Sb eq	-2.94E+03	-3.51E+04	-2.83E+04	-1.40E+03	-4.54E+04
Acidification	kg SO ₂ eq	-6.04E+02	-9.96E+03	-2.00E+04	-1.63E+03	-2.38E+04
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-1.59E+02	-2.58E+03	-1.07E+04	-4.20E+02	-1.10E+04
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-2.81E+04	-2.65E+06	-3.98E+06	-2.11E+05	-4.19E+06
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-4.58E-02	-5.46E-02	-2.46E-01	-1.04E-02	-1.57E-01
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	8.73E+05	-1.22E+06	-2.04E+06	-6.75E+04	-2.24E+06
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	4.54E+05	-4.01E+05	-1.44E+06	-4.37E+04	-1.47E+06
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	2.33E+08	-7.88E+08	-2.98E+09	-9.50E+07	-3.06E+09
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	6.53E+04	-4.27E+03	-1.05E+04	-3.33E+02	-1.10E+04
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.31E+01	-8.28E+02	-6.33E+02	-5.37E+01	-1.09E+03

(1) Incluye cargas evitadas por la generación de electricidad, reciclaje de hierro, y uso de compost.

(2) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(3) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(4) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(5) Incluye disposición de rechazo de Resto y cargas evitadas por reciclaje de materiales.

17.2 Escenario económico EEPC10

Corresponde a un escenario en donde los datos de generación de residuos se han calculado usando la ecuación 6.3-1 del capítulo 6 de esta tesis y los coeficientes f_{i1} de la tabla 6.3-5 del capítulo 6 de esta tesis. La RFBDDPC es un 10% inferior a la del 2008.

17.2.1 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos

Tabla 17-12 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC10.

	CNRE (EEPC10%) (MJ/año)	Etapas	Envases ligeros (EEPC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC10)	FORM (EEPC10)	Papel /cartón (EEPC10)	Vidrio (EEPC10)
Escenario Proximidad	38016858	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	3910793	10835182	3573156	7387171	1401381
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1871152	10276745	-2960336	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1636014,7	85598,7	0	0
		Total (MJ/año)	5781945	22747942	698419	7387171	1401381

	CNRE (EEPC10%) (MJ/año)		Envases ligeros (EEPC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC10)	FORM (EEPC10)	Papel /cartón (EEPC10)	Vidrio (EEPC10)
		Etapas					
Escenario NO Proximidad	39115598	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	5009534	10835182	3573156	7387171	1401381
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1871152	10276745	-2960336	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1636015	85599	0	0
		Total (MJ/año)	6880686	22747942	698419	7387171	1401381

Tabla 17-13 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC10.

		Envases ligeros (EEPC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC10)	FORM (EEPC10)	Papel /cartón (EEPC10)	Vidrio (EEPC10)	Total (EEPC10) (%)
	Etapas						
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	10.3	28.5	9.4	19.4	3.7	71.3
	Tratamiento y valorización (%)	4.9	27.0	-7.8	0.0	0.0	24.2
	Disposición (%)	0.0	4.3	0.2	0.0	0.0	4.5
	Total % Respecto total	15.2	59.8	1.8	19.4	3.7	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	12.8	27.7	9.1	18.9	3.6	72.1
	Tratamiento y valorización (%)	4.8	26.3	-7.6	0.0	0.0	23.5
	Disposición (%)	0.0	4.2	0.2	0.0	0.0	4.4
	Total % Respecto total	17.6	58.2	1.8	18.9	3.6	100.0

Tabla 17-14 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEPC10.

		Envases ligeros (EEPC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC10)	FORM (EEPC10)	Papel /cartón (EEPC10)	Vidrio (EEPC10)	Total (EEPC10)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	3910793	10835182	3573156	7387171	1401381	27107683
	Recogida (MJ/Año)	3657922	7839026	3515454	4636190	1327205	20975797
	Transporte (MJ/año)	252871	2996156	57702	2750981	74176	6131886
	Recogida (%)	94	72	98	63	95	77
	Transporte (%)	6	28	2	37	5	23
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	5009534	10835182	3573156	7387171	1401381	28206423
	Recogida (MJ/Año)	3657922	7839026	3515454	4636190	1327205	20975797
	Transporte (MJ/año)	1351611	2996156	57702	2750981	74176	7230626
	Recogida (%)	73	72	98	63	95	74
	Transporte (%)	27	28	2	37	5	26

17.2.2 Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos

Tabla 17-15 CN según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC10.

		Envases ligeros (EEPC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC10)	FORM (EEPC10)	Papel /cartón (EEPC10)	Vidrio (EEPC10)	CN (EEPC10)
Etapas							
Escenario Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	608404	1413715	400696	1071246	292009	3786071
	Tratamiento y valorización (euros/año)	65818	2666361	286560	-319880	-157984	2540874
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	799679	4361548	779252	895047	185472	7020998
Escenario NO Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	713063	1413715	400696	1071246	292009	3890729
	Tratamiento y valorización (euros/año)	65818	2666361	286560	-319880	-157984	2540874
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	904337	4361548	779252	895047	185472	7125656

Tabla 17-16 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEPC10.

		Envases ligeros (EEPC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC10)	FORM (EEPC10)	Papel /cartón (EEPC10)	Vidrio (EEPC10)	CN (EEPC10)
Escenario Proximidad	Etapas						
	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	15.7	6.5	11.8	16.1	27.7	9.9
	Recogida y transporte (%)	76.1	32.4	51.4	119.7	157.4	53.9
	Tratamiento y valorización (%)	8.2	61.1	36.8	-35.7	-85.2	36.2
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	13.9	6.5	11.8	16.1	27.7	9.7
	Recogida y transporte (%)	78.8	32.4	51.4	119.7	157.4	54.6
	Tratamiento y valorización (%)	7.3	61.1	36.8	-35.7	-85.2	35.7
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Tabla 17-17 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEPC10.

		Envases ligeros (EEPC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEPC10)	FORM (EEPC10)	Papel /cartón (EEPC10)	Vidrio (EEPC10)	Total (EEPC10)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	608404	1413715	400696	1071246	292009	3786071
	Recogida (euros/Año)	508436	971600	392182	665308	281064	2818589
	Transporte (euros/año)	99969	442116	8515	405937	10945	967481
	Recogida (%)	84	69	98	62	96	74
	Transporte (%)	16	31	2	38	4	26
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	713063	1413715	400696	1071246	292009	3890729
	Recogida (euros/Año)	508436	971600	392182	665308	281064	2818589
	Transporte (euros/año)	204627	442116	8515	405937	10945	1072140
	Recogida (%)	71	69	98	62	96	72
	Transporte (%)	29	31	2	38	4	28

17.2.3 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

Tabla 17-18 Caracterización del escenario EEPC10.

Categoría de impacto	Unidad	Total	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel/ Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	kg Sb eq	-1.12E+05	-3.46E+04	-4.48E+04	-2.91E+03	-2.83E+04	-1.38E+03
Acidification	kg SO ₂ eq	-5.27E+04	-9.41E+03	-2.24E+04	-2.49E+02	-1.92E+04	-1.47E+03
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-2.40E+04	-2.44E+03	-1.06E+04	-6.90E+01	-1.05E+04	-3.80E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-8.88E+06	-2.30E+06	-3.31E+06	2.44E+05	-3.42E+06	-1.02E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-5.11E-01	-5.39E-02	-1.55E-01	-4.52E-02	-2.46E-01	-1.03E-02
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	-4.65E+06	-1.21E+06	-2.20E+06	8.64E+05	-2.04E+06	-6.58E+04
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	-2.88E+06	-3.96E+05	-1.45E+06	4.48E+05	-1.44E+06	-4.31E+04
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	-6.64E+09	-7.78E+08	-3.02E+09	2.30E+08	-2.98E+09	-9.37E+07
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	3.86E+04	-4.22E+03	-1.09E+04	6.44E+04	-1.04E+04	-3.27E+02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-2.52E+03	-8.16E+02	-1.08E+03	5.35E+01	-6.31E+02	-5.25E+01

Tabla 17-19 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el escenario EEPC10.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida (EEPC10)	Transporte (EEPC10) (esc. Prox)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.02E+03	8.45E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	5.10E+02	2.15E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.60E+06	5.01E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	1.21E+04	4.31E+03
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	2.23E+02	7.01E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.02E+06	3.19E+05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.72E+01	5.40E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	6.64E+00	1.83E+00

Tabla 17-20 Caracterización de la recogida de residuos del escenario EEPC10.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida F.EL (EEPC10)	Recogida F.R (EEPC10)	Recogida F.O (EEPC10)	Recogida F.PC (EEPC10)	Recogida F.V (EEPC10)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	3.56E+02	7.61E+02	3.40E+02	4.38E+02	1.29E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	8.96E+01	1.92E+02	8.58E+01	1.10E+02	3.25E+01
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	2.78E+05	5.96E+05	2.67E+05	3.53E+05	1.01E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	2.12E+03	4.55E+03	2.03E+03	2.66E+03	7.71E+02
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	3.89E+01	8.34E+01	3.74E+01	4.94E+01	1.42E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.77E+05	3.80E+05	1.70E+05	2.25E+05	6.45E+04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	3.00E+00	6.43E+00	2.87E+00	3.80E+00	1.09E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	1.16E+00	2.48E+00	1.11E+00	1.47E+00	4.21E-01

Tabla 17-21 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del escenario EEPC10.

Categoría de impacto	Unidad	Envases ligeros (EEPC10)			Resto (EEPC10)		FORM (EEPC10)			Papel/ Cartón (EEPC10)	Vidrio (EEPC10)
		F.EL. Transp. a Planta de selección	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. Proximidad)	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. No proximidad)	F.R. Transp. a CTRV	F.R. Transp. materiales Recuperados.	F.O. Transp. hasta Planta DA	F.O. Transp. materiales recuperado s	F.O. Transp. rechazo	F.PC. Transp. hasta Planta valoriz.	F.V. Transp. hasta planta valoriz.
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.59E+01	6.17E+01	1.34E+02	1.20E+02	2.64E+02	0.00E+00	6.16E-02	7.42E+00	3.57E+02	9.62E+00
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	6.58E+00	1.57E+01	3.39E+01	3.04E+01	6.70E+01	0.00E+00	1.56E-02	1.89E+00	9.06E+01	2.44E+00
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.54E+04	3.66E+04	7.92E+04	7.11E+04	1.56E+05	0.00E+00	3.65E+01	4.40E+03	2.12E+05	5.71E+03
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	1.32E+02	3.14E+02	6.81E+02	6.11E+02	1.34E+03	0.00E+00	3.14E-01	3.79E+01	1.82E+03	4.91E+01
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	2.15E+00	5.11E+00	1.11E+01	9.94E+00	2.19E+01	0.00E+00	5.10E-03	6.15E-01	2.96E+01	7.98E-01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	9.78E+03	2.33E+04	5.04E+04	4.53E+04	9.96E+04	0.00E+00	2.33E+01	2.80E+03	1.35E+05	3.63E+03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.65E-01	3.94E-01	8.53E-01	7.66E-01	1.68E+00	0.00E+00	3.93E-04	4.74E-02	2.28E+00	6.15E-02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.61E-02	1.34E-01	2.89E-01	2.60E-01	5.71E-01	0.00E+00	1.33E-04	1.61E-02	7.73E-01	2.08E-02

Tabla 17-22 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el escenario EEPC10.

Categoría de impacto	Unidad	Planta DA y compostaje (EEPC10) (1)	Planta de selección de envases (EEPC10) (2)	Planta selección de papel (EEPC10) (3)	Planta selección de vidrio (EEPC10) (4)	Resto CTRV. (EEPC10) (5)
Abiotic depletion	kg Sb eq	-2.94E+03	-3.51E+04	-2.83E+04	-1.40E+03	-4.54E+04
Acidification	kg SO ₂ eq	-6.04E+02	-9.96E+03	-2.00E+04	-1.63E+03	-2.38E+04
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-1.59E+02	-2.58E+03	-1.07E+04	-4.20E+02	-1.10E+04
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-2.81E+04	-2.65E+06	-3.98E+06	-2.11E+05	-4.19E+06
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-4.58E-02	-5.46E-02	-2.46E-01	-1.04E-02	-1.57E-01
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	8.73E+05	-1.22E+06	-2.04E+06	-6.75E+04	-2.24E+06
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	4.54E+05	-4.01E+05	-1.44E+06	-4.37E+04	-1.47E+06
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	2.33E+08	-7.88E+08	-2.98E+09	-9.50E+07	-3.06E+09
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	6.53E+04	-4.27E+03	-1.05E+04	-3.33E+02	-1.10E+04
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.31E+01	-8.28E+02	-6.33E+02	-5.37E+01	-1.09E+03

(1) Incluye cargas evitadas por la generación de electricidad, reciclaje de hierro, y uso de compost.

(2) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(3) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(4) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(5) Incluye disposición de rechazo de Resto y cargas evitadas por reciclaje de materiales.

17.3 Escenario económico EEC5

Corresponde a un escenario en donde los datos de generación de residuos se han calculado usando la ecuación 6.3-3 del capítulo 6 de esta tesis y los coeficientes f_{i2} de la tabla 6.3-5 del capítulo 6 de esta tesis. La RFBPDC es un 5% inferior a la del 2008.

17.3.1 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos

Tabla 17-23 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC 5.

	CNRE (EEC5%) (MJ/año)	Etapas	Envases ligeros (EEC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC5)	FORM (EEC5)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC5)
Escenario Proximidad	31868063	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	3877769	9434712	3587976	4190088	1433343
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1855319	8950614	-2972612	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1424900	85954	0	0

	CNRE (EEC5%) (MJ/año)		Envases ligeros (EEC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC5)	FORM (EEC5)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC5)
		Etapas					
		Total (MJ/año)	5733088	19810226	701317	4190088	1433343
Escenario NO Proximidad	32958358	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	4968063	9434712	3587976	4190088	1433343
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1855319	8950614	-2972612	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1424900	85954	0	0
		Total (MJ/año)	6823383	19810226	701317	4190088	1433343

Tabla 17-24 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC 5.

		Envases ligeros (EEC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC5)	FORM (EEC5)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC5)	Total (EEC5) (%)
	Etapas						
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	12.2	29.6	11.3	13.1	4.5	70.7
	Tratamiento y valorización (%)	5.8	28.1	-9.3	0.0	0.0	24.6
	Disposición (%)	0.0	4.5	0.3	0.0	0.0	4.7
	Total % Respecto total	18.0	62.2	2.2	13.1	4.5	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	15.1	28.6	10.9	12.7	4.3	71.6
	Tratamiento y valorización (%)	5.6	27.2	-9.0	0.0	0.0	23.8
	Disposición (%)	0.0	4.3	0.3	0.0	0.0	4.6
	Total % Respecto total	20.7	60.1	2.1	12.7	4.3	100.0

Tabla 17-25 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEC5.

		Envases ligeros (EEC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC5)	FORM (EEC5)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC5)	Total (EEC5)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	3877769	9434712	3587976	4190088	1433343	22523888
	Recogida (MJ/Año)	3626971	6827462	3530033	2630459	1357471	17972396
	Transporte (MJ/año)	250798	2607250	57943	1559630	75872	4551492
	Recogida (%)	94	72	98	63	95	80
	Transporte (%)	6	28	2	37	5	20
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	4968063	9434712	3587976	4190088	1433343	23614183
	Recogida (MJ/Año)	3626971	6827462	3530033	2630459	1357471	17972396
	Transporte (MJ/año)	1341092	2607250	57943	1559630	75872	5641787
	Recogida (%)	73	72	98	63	95	76
	Transporte (%)	27	28	2	37	5	24

17.3.2 Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos

Tabla 17-26 CN según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC5.

		Envases ligeros (EEC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEP5)	FORM (EEC5)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC5)	CN (EEC5)
Etapas							
Escenario Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	603236	1280729	395326	798876	291983	3370150
	Tratamiento y valorización (euros/año)	65261	2322288	287749	-181492	-161587	2332219
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	793954	3884488	775070	761065	181844	6396422
Escenario NO Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	706979	1280729	395326	798876	291983	3473893
	Tratamiento y valorización (euros/año)	65261	2322288	287749	-181492	-161587	2332219
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	897697	3884488	775070	761065	181844	6500165

Tabla 17-27 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC5.

		Envases ligeros (EEC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEP5)	FORM (EEC5)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC5)	CN (EEC5)
Etapas							
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	15.8	7.2	11.9	18.9	28.3	10.9
	Recogida y transporte (%)	76.0	33.0	51.0	105.0	160.6	52.7
	Tratamiento y valorización (%)	8.2	59.8	37.1	-23.8	-88.9	36.5
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	14.0	7.2	11.9	18.9	28.3	10.7
	Recogida y transporte (%)	78.8	33.0	51.0	105.0	160.6	53.4
	Tratamiento y valorización (%)	7.3	59.8	37.1	-23.8	-88.9	35.9
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Tabla 17-28 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEC5.

		Envases ligeros (EEC5)	Resto hasta depósito con CRTV (EEP5)	FORM (EEC5)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC5)	Total (EEC5)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	603236	1280729	395326	798876	291983	3370150
	Recogida (euros/Año)	504134	896000	386776	568736	280788	2636433
	Transporte (euros/año)	99103	384728	8550	230140	11196	733717
	Recogida (%)	84	70	98	71	96	78
	Transporte (%)	16	30	2	29	4	22
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	706979	1280729	395326	798876	291983	3473893
	Recogida (euros/Año)	504134	896000	386776	568736	280788	2636433
	Transporte (euros/año)	202846	384728	8550	230140	11196	837460
	Recogida (%)	71	70	98	71	96	76
	Transporte (%)	29	30	2	29	4	24

17.3.3 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

Tabla 17-29 Caracterización del escenario EEC5.

Categoría de impacto	Unidad	Total	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel/ Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	kg Sb eq	-9.35E+04	-3.43E+04	-3.90E+04	-2.92E+03	-1.59E+04	-1.41E+03
Acidification	kg SO ₂ eq	-4.13E+04	-9.31E+03	-1.95E+04	-2.50E+02	-1.07E+04	-1.51E+03
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-1.79E+04	-2.41E+03	-9.19E+03	-6.93E+01	-5.88E+03	-3.88E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-6.92E+06	-2.27E+06	-2.88E+06	2.45E+05	-1.91E+06	-1.04E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-3.82E-01	-5.34E-02	-1.35E-01	-4.54E-02	-1.38E-01	-1.05E-02
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	-3.46E+06	-1.20E+06	-1.92E+06	8.67E+05	-1.14E+06	-6.73E+04
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	-2.06E+06	-3.93E+05	-1.26E+06	4.50E+05	-8.06E+05	-4.41E+04
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	-4.93E+09	-7.71E+08	-2.63E+09	2.31E+08	-1.67E+09	-9.59E+07
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	4.49E+04	-4.18E+03	-9.49E+03	6.47E+04	-5.85E+03	-3.35E+02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-2.10E+03	-8.09E+02	-9.37E+02	5.37E+01	-3.53E+02	-5.38E+01

Tabla 17-30 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el escenario EEC5.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida (EEC5)	Transporte (EEC5) (esc. Prox)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	1.74E+03	6.37E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	4.38E+02	1.62E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.37E+06	3.78E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	1.04E+04	3.25E+03
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	1.91E+02	5.28E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	8.71E+05	2.40E+05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.47E+01	4.07E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.69E+00	1.38E+00

Tabla 17-31 Caracterización de la recogida de residuos del escenario EEC5.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida F.EL (EEC5)	Recogida F.R (EEC5)	Recogida F.O (EEC5)	Recogida F.PC (EEC5)	Recogida F.V (EEC5)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	3.53E+02	6.63E+02	3.42E+02	2.48E+02	1.32E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	8.88E+01	1.67E+02	8.62E+01	6.26E+01	3.33E+01
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	2.76E+05	5.19E+05	2.68E+05	2.00E+05	1.03E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	2.10E+03	3.96E+03	2.04E+03	1.51E+03	7.89E+02
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	3.86E+01	7.27E+01	3.75E+01	2.80E+01	1.45E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.76E+05	3.31E+05	1.71E+05	1.28E+05	6.60E+04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	2.97E+00	5.60E+00	2.89E+00	2.16E+00	1.12E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	1.15E+00	2.16E+00	1.12E+00	8.33E-01	4.31E-01

Tabla 17-32 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del escenario EEC5

Categoría de impacto	Unidad	Envases ligeros (EEC5)			Resto (EEC5)		FORM (EEC5)			Papel/ Cartón (EEC5)	Vidrio (EEC5)
		F.EL. Transp. a Planta de selección	F.EL. Transp. materiales recuperados. (E. Proximidad)	F.EL. Transp. materiales recuperados. (E. No proximidad)	F.R. Transp. a CTRV	F.R. Transp. materiales Recuperados.	F.O. Transp. hasta Planta DA	F.O. Transp. materiales recuperado s	F.O. Transp. rechazo	F.PC. Transp. hasta Planta valoriz.	F.V. Transp. hasta planta valoriz.
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.57E+01	6.03E+01	1.31E+02	1.04E+02	2.29E+02	0.00E+00	6.06E-02	7.36E+00	2.00E+02	9.71E+00
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	6.52E+00	1.53E+01	3.32E+01	2.65E+01	5.82E+01	0.00E+00	1.54E-02	1.87E+00	5.07E+01	2.47E+00
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.52E+04	3.58E+04	7.75E+04	6.19E+04	1.36E+05	0.00E+00	3.60E+01	4.36E+03	1.18E+05	5.76E+03
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	1.31E+02	3.07E+02	6.66E+02	5.32E+02	1.17E+03	0.00E+00	3.09E-01	3.75E+01	1.02E+03	4.95E+01
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	2.13E+00	5.00E+00	1.08E+01	8.66E+00	1.90E+01	0.00E+00	5.03E-03	6.10E-01	1.66E+01	8.05E-01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	9.70E+03	2.28E+04	4.93E+04	3.94E+04	8.66E+04	0.00E+00	2.29E+01	2.78E+03	7.54E+04	3.67E+03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.64E-01	3.85E-01	8.34E-01	6.67E-01	1.46E+00	0.00E+00	3.87E-04	4.70E-02	1.28E+00	6.20E-02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.56E-02	1.31E-01	2.83E-01	2.26E-01	4.97E-01	0.00E+00	1.31E-04	1.59E-02	4.33E-01	2.10E-02

Tabla 17-33 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el escenario EEC5.

Categoría de impacto	Unidad	Planta DA y compostaje (EEC5) (1)	Planta de selección de envases (EEC5) (2)	Planta selección de papel (EEC5) (3)	Planta selección de vidrio (EEC5) (4)	Resto CTRV. (EEC5) (5)
Abiotic depletion	kg Sb eq	-2.92E+03	-3.43E+04	-1.59E+04	-1.41E+03	-3.90E+04
Acidification	kg SO ₂ eq	-5.99E+02	-9.74E+03	-1.12E+04	-1.65E+03	-2.05E+04
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-1.57E+02	-2.53E+03	-6.00E+03	-4.24E+02	-9.44E+03
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-2.79E+04	-2.59E+06	-2.23E+06	-2.14E+05	-3.60E+06
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-4.54E-02	-5.34E-02	-1.38E-01	-1.05E-02	-1.35E-01
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	8.65E+05	-1.20E+06	-1.14E+06	-6.81E+04	-1.92E+06
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	4.50E+05	-3.93E+05	-8.06E+05	-4.42E+04	-1.26E+06
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	2.31E+08	-7.71E+08	-1.67E+09	-9.60E+07	-2.63E+09
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	6.47E+04	-4.18E+03	-5.85E+03	-3.36E+02	-9.50E+03
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.26E+01	-8.11E+02	-3.54E+02	-5.42E+01	-9.40E+02

(1) Incluye cargas evitadas por la generación de electricidad, reciclaje de hierro, y uso de compost.

(2) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(3) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(4) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(5) Incluye disposición de rechazo de Resto y cargas evitadas por reciclaje de materiales.

17.4 Escenario económico EEC10

Corresponde a un escenario en donde los datos de generación de residuos se han calculado usando la ecuación 6.3-3 del capítulo 6 de esta tesis y los coeficientes f_{i2} de la tabla 6.3-5 del capítulo 6 de esta tesis. La RFBPDC es un 10% inferior a la del 2008.

17.4.1 Criterio 2: Asegurar un uso prudente de los recursos energéticos

Tabla 17-34 CNRE y consumo-generación de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC 10.

	CNRE (EEC10) (MJ/año)	Etapas	Envases ligeros (EEC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC10)	FORM (EEC10)	Papel /cartón (EEC10)	Vidrio (EEC10)
Escenario Proximidad	31379322	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	3818443	9289807	3532964	4125811	1411367
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1826877	8813401	-2927042	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1403056,4	84636,0	0	0
		Total (MJ/año)	5645321	19506265	690559	4125811	1411367

	CNRE (EEC10) (MJ/año)		Envases ligeros (EEC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC10)	FORM (EEC10)	Papel /cartón (EEC10)	Vidrio (EEC10)
		Etapas					
Escenario NO Proximidad	32454444	Generación (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Segregación en origen (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Almacenamiento temporal (MJ/año)	0	0	0	0	0
		Recogida y transporte (MJ/año)	4893565	9289807	3532964	4125811	1411367
		Tratamiento y valorización (MJ/año)	1826877	8813401	-2927042	0	0
		Disposición (MJ/año)	0	1403056	84636	0	0
		Total (MJ/año)	6720442	19506265	690559	4125811	1411367

Tabla 17-35 Distribución porcentual del Consumo neto de recursos energéticos según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC 10.

		Envases ligeros (EEC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC10)	FORM (EEC10)	Papel /cartón (EEC10)	Vidrio (EEC10)	Total (EEC10) (%)
	Etapas						
Escenario Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	12.2	29.6	11.3	13.1	4.5	70.7
	Tratamiento y valorización (%)	5.8	28.1	-9.3	0.0	0.0	24.6
	Disposición (%)	0.0	4.5	0.3	0.0	0.0	4.7
	Total % Respecto total	18.0	62.2	2.2	13.1	4.5	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Recogida y transporte (%)	15.1	28.6	10.9	12.7	4.3	71.6
	Tratamiento y valorización (%)	5.6	27.2	-9.0	0.0	0.0	23.8
	Disposición (%)	0.0	4.3	0.3	0.0	0.0	4.6
	Total % Respecto total	20.7	60.1	2.1	12.7	4.3	100.0

Tabla 17-36 Distribución porcentual del consumo de recursos energéticos en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEC 10.

		Envases ligeros (EEC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC10)	FORM (EEC10)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC10)	Total (EEC10)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	3818443	9289807	3532964	4125811	1411367	22178394
	Recogida (MJ/Año)	3571369	6722797	3475917	2590134	1336661	17696879
	Transporte (MJ/año)	247074	2567010	57047	1535678	74706	4481515
	Recogida (%)	94	72	98	63	95	80
	Transporte (%)	6	28	2	37	5	20
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (MJ/año)	4893565	9289807	3532964	4125811	1411367	23253515
	Recogida (MJ/Año)	3571369	6722797	3475917	2590134	1336661	17696879
	Transporte (MJ/año)	1322196	2567010	57047	1535678	74706	5556636
	Recogida (%)	73	72	98	63	95	76
	Transporte (%)	27	28	2	37	5	24

17.4.2 Criterio 4: Minimizar los costes de gestión de residuos

Tabla 17-37 CN según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC10.

		Envases ligeros (EEC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC10)	FORM (EEC10)	Papel /cartón (EEC5)	Vidrio (EEC10)	CN (EEC10)
Etapas							
Escenario Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Segregación en origen (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Almacenamiento temporal (euros/año)	125457	281472	91996	143681	51447	694053
	Recogida y transporte (euros/año)	602158	1261055	396189	791579	290798	3341779
	Tratamiento y valorización (euros/año)	64260	2286687	283337	-178710	-159110	2296466
	Disposición (euros/año)	0	0	0	0	0	0
	Total (euros/año)	791875	3829214	771522	756551	183136	6332298
	Escenario NO Proximidad	Generación (euros/año)	0	0	0	0	0
Segregación en origen (euros/año)		0	0	0	0	0	0
Almacenamiento temporal (euros/año)		125457	281472	91996	143681	51447	694053
Recogida y transporte (euros/año)		704257	1261055	396189	791579	290798	3443878
Tratamiento y valorización (euros/año)		64260	2286687	283337	-178710	-159110	2296466
Disposición (euros/año)		0	0	0	0	0	0
Total (euros/año)		893974	3829214	771522	756551	183136	6434397

Tabla 17-38 Distribución porcentual del Coste Neto según etapas y fracciones consideradas en el escenario EEC10.

		Envases ligeros (EEC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC10)	FORM (EEC10)	Papel /cartón (EEC10)	Vidrio (EEC10)	CN (EEC10)
Escenario Proximidad	Etapas						
	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	15.8	7.4	11.9	19.0	28.1	11.0
	Recogida y transporte (%)	76.0	32.9	51.4	104.6	158.8	52.8
	Tratamiento y valorización (%)	8.1	59.7	36.7	-23.6	-86.9	36.3
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Escenario NO Proximidad	Generación (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Segregación en origen (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Almacenamiento temporal (%)	14.0	7.4	11.9	19.0	28.1	10.8
	Recogida y transporte (%)	78.8	32.9	51.4	104.6	158.8	53.5
	Tratamiento y valorización (%)	7.2	59.7	36.7	-23.6	-86.9	35.7
	Disposición (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		Total % Respecto total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Tabla 17-39 Distribución porcentual del coste en la etapa recogida y transporte según fracciones en el escenario EEC10.

		Envases ligeros (EEC10)	Resto hasta depósito con CRTV (EEC10)	FORM (EEC10)	Papel /cartón (EEC10)	Vidrio (EEC10)	Total (EEC10)
Escenario Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	602158	1261055	396189	791579	290798	3341779
	Recogida (euros/Año)	504610	882265	387771	564973	279775	2619393
	Transporte (euros/año)	97548	378790	8418	226606	11024	722386
	Recogida (%)	84	70	98	71	96	78
	Transporte (%)	16	30	2	29	4	22
Escenario NO Proximidad	Total recogida y transporte (euros/año)	704257	1261055	396189	791579	290798	3443878
	Recogida (euros/Año)	504610	882265	387771	564973	279775	2619393
	Transporte (euros/año)	199646	378790	8418	226606	11024	824484
	Recogida (%)	72	70	98	71	96	76
	Transporte (%)	28	30	2	29	4	24

17.4.3 Criterio 5: Minimizar el impacto ambiental

Tabla 17-40 Caracterización del escenario EEC10.

Categoría de impacto	Unidad	Total	Fracción Envases ligeros	Fracción Resto	Fracción Orgánica	Fracción Papel/ Cartón	Fracción Vidrio
Abiotic depletion	kg Sb eq	-9.21E+04	-3.38E+04	-3.84E+04	-2.87E+03	-1.56E+04	-1.39E+03
Acidification	kg SO ₂ eq	-4.07E+04	-9.16E+03	-1.92E+04	-2.46E+02	-1.06E+04	-1.48E+03
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-1.77E+04	-2.38E+03	-9.05E+03	-6.82E+01	-5.79E+03	-3.82E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-6.81E+06	-2.23E+06	-2.84E+06	2.41E+05	-1.88E+06	-1.03E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-3.76E-01	-5.26E-02	-1.33E-01	-4.47E-02	-1.36E-01	-1.04E-02
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	-3.40E+06	-1.18E+06	-1.89E+06	8.54E+05	-1.12E+06	-6.62E+04
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	-2.03E+06	-3.87E+05	-1.24E+06	4.43E+05	-7.94E+05	-4.35E+04
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	-4.86E+09	-7.59E+08	-2.59E+09	2.27E+08	-1.64E+09	-9.44E+07
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	4.42E+04	-4.12E+03	-9.34E+03	6.37E+04	-5.76E+03	-3.29E+02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	-2.07E+03	-7.97E+02	-9.23E+02	5.29E+01	-3.48E+02	-5.29E+01

Tabla 17-41 Resultados de Caracterización de la recogida y transporte en el escenario EEC10

Categoría de impacto	Unidad	Recogida (EEC10)	Transporte (EEC10) (esc. Prox)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	1.71E+03	6.27E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	4.31E+02	1.59E+02
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.35E+06	3.72E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	1.02E+04	3.20E+03
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	1.88E+02	5.20E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	8.58E+05	2.37E+05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.45E+01	4.00E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.60E+00	1.36E+00

Tabla 17-42 Caracterización de la recogida de residuos del escenario EEC10.

Categoría de impacto	Unidad	Recogida F.EL (EEC10)	Recogida F.R (EEC10)	Recogida F.O (EEC10)	Recogida F.PC (EEC10)	Recogida F.V (EEC10)
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	3.47E+02	6.53E+02	3.37E+02	2.45E+02	1.30E+02
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	8.75E+01	1.65E+02	8.48E+01	6.16E+01	3.27E+01
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	2.72E+05	5.11E+05	2.64E+05	1.97E+05	1.02E+05
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	2.07E+03	3.90E+03	2.01E+03	1.49E+03	7.76E+02
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	3.80E+01	7.16E+01	3.70E+01	2.76E+01	1.43E+01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.73E+05	3.26E+05	1.68E+05	1.26E+05	6.50E+04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	2.93E+00	5.51E+00	2.84E+00	2.12E+00	1.10E+00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	1.13E+00	2.13E+00	1.10E+00	8.20E-01	4.24E-01

Tabla 17-43 Caracterización del transporte de residuos y materiales recuperados del escenario EEC10

Categoría de impacto	Unidad	Envases ligeros (EEC10)			Resto (EEC10)		FORM (EEC10)			Papel/ Cartón (EEC10)	Vidrio (EEC10)
		F.EL. Transp. a Planta de selección	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. Proximidad)	F.EL Transp. materiales recuperados. (E. No proximidad)	F.R. Transp. a CTRV	F.R. Transp. materiales Recuperados.	F.O. Transp. hasta Planta DA	F.O. Transp. materiales recuperado s	F.O. Transp. rechazo	F.PC. Transp. hasta Planta valoriz.	F.V. Transp. hasta planta valoriz.
Abiotic depletion	kg Sb eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Acidification	kg SO ₂ eq	2.53E+01	5.93E+01	1.29E+02	1.03E+02	2.26E+02	0.00E+00	5.91E-02	7.24E+00	1.97E+02	9.56E+00
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	6.42E+00	1.51E+01	3.26E+01	2.61E+01	5.73E+01	0.00E+00	1.50E-02	1.84E+00	4.99E+01	2.43E+00
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	1.50E+04	3.52E+04	7.62E+04	6.10E+04	1.34E+05	0.00E+00	3.50E+01	4.30E+03	1.17E+05	5.67E+03
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	1.29E+02	3.03E+02	6.55E+02	5.24E+02	1.15E+03	0.00E+00	3.01E-01	3.69E+01	1.00E+03	4.88E+01
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	2.10E+00	4.92E+00	1.07E+01	8.52E+00	1.87E+01	0.00E+00	4.90E-03	6.01E-01	1.63E+01	7.93E-01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	9.55E+03	2.24E+04	4.85E+04	3.88E+04	8.53E+04	0.00E+00	2.23E+01	2.74E+03	7.42E+04	3.61E+03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	1.61E-01	3.79E-01	8.21E-01	6.57E-01	1.44E+00	0.00E+00	3.77E-04	4.63E-02	1.26E+00	6.11E-02
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.48E-02	1.29E-01	2.78E-01	2.23E-01	4.89E-01	0.00E+00	1.28E-04	1.57E-02	4.26E-01	2.07E-02

Tabla 17-44 Resultados de Caracterización de la etapa tratamiento y valorización de los residuos en el escenario EEC.

Categoría de impacto	Unidad	Planta DA y compostaje (EEC10) (1)	Planta de selección de envases (EEC10) (2)	Planta selección de papel/cartón (EEC10) (3)	Planta selección de vidrio (EEC10) (4)	Resto CTRV. (EEC10) (5)
Abiotic depletion	kg Sb eq	-2.87E+03	-3.38E+04	-1.56E+04	-1.39E+03	-3.84E+04
Acidification	kg SO ₂ eq	-5.90E+02	-9.60E+03	-1.10E+04	-1.62E+03	-2.02E+04
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	-1.55E+02	-2.49E+03	-5.90E+03	-4.17E+02	-9.30E+03
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	-2.75E+04	-2.55E+06	-2.19E+06	-2.10E+05	-3.54E+06
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	-4.47E-02	-5.26E-02	-1.36E-01	-1.04E-02	-1.33E-01
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	8.52E+05	-1.18E+06	-1.13E+06	-6.71E+04	-1.89E+06
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1.4-DB eq	4.43E+05	-3.87E+05	-7.94E+05	-4.35E+04	-1.24E+06
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	2.27E+08	-7.60E+08	-1.64E+09	-9.45E+07	-2.59E+09
Terrestrial ecotoxicity	kg 1.4-DB eq	6.37E+04	-4.12E+03	-5.77E+03	-3.31E+02	-9.35E+03
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	5.18E+01	-7.98E+02	-3.49E+02	-5.34E+01	-9.25E+02

(1) Incluye cargas evitadas por la generación de electricidad, reciclaje de hierro, y uso de compost.

(2) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(3) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(4) Incluye cargas evitadas por reciclaje de materiales.

(5) Incluye disposición de rechazo de Resto y cargas evitadas por reciclaje de materiales.