

## Capítulo 5

### 5 ACV de la Gestión Integral de Residuos Municipales

#### 5.1 Definición de objetivos y alcance

##### 5.1.1 Objetivos del ACV

El objetivo de este análisis de ciclo de vida es evaluar los potenciales impactos ambientales asociados a la Gestión Integral de Residuos Municipales Ordinarios (GIRMO) en Cataluña España, tomando como base la GIRMO actual y comparándola con otras alternativas de gestión propuestas para identificar la estrategia mas eficiente en términos ambientales.

Los resultados de este ACV serán valorados mediante la metodología propuesta en el Capítulo 4 para identificar un orden de preferencia entre alternativas de gestión.

##### 5.1.2 Alcance

###### **Límite espacial**

Este trabajo se limita a la Comunidad de Cataluña, en España, que ocupa una superficie de 32114 Km<sup>2</sup>, con una población de 6813319 habitantes (IDESCAT, 2006) y presenta una tasa de generación de residuos municipales de 1.53 kg/hab/año (ARC 2005).

###### **Límite temporal**

Se considera como escenario base la gestión actual de los residuos municipales ordinarios y se sustenta en el Informe Anual de Gestión de Residuos 2004 (ARC 2005), que constituye la serie de datos publicados más recientes para el sistema de GIRMO en Cataluña.

### **Límite por tipo de residuos**

En este estudio se consideran los denominados Residuos Municipales Ordinarios (RMO), que son residuos procedentes de los domicilios, comercios y oficinas. Los RMO están constituidos por vidrio, papel y cartón, envases ligeros, fracción fermentable y rechazo (mezcla).

Los residuos municipales especiales (RME), no se han considerado porque, dado que representan un peligro potencial para la salud humana y el medio ambiente, son recolectados en su totalidad de forma selectiva de forma independiente a los RMO. (AGA, 2002).

Los residuos municipales voluminosos (RMV), constituidos por electrodomésticos y muebles viejos, y los residuos de poda, palets, jaulas y cajas de madera; tampoco son incluidos en este estudio pues implican un sistema de recogida diferente al de la GIRMO.

### **Marco de tiempo considerado**

Cuando se habla de gestión de residuos, el marco de tiempo es un punto que adquiere especial relevancia ya que los vertederos son un sistema que genera impactos durante muchos años (¿décadas, siglos o milenios?) y no ha habido acuerdo en cuanto a los límites temporales más adecuados para vertederos en estudios de ACV. En este trabajo se considera el enfoque propuesto por McDougall *et al.* (2001) que considera un marco de emisiones de biogás y de lixiviados de 30 años, para vertederos controlados.

#### **5.1.3 Unidad Funcional**

La unidad funcional de este ACV es la cantidad de residuos municipales ordinarios generados en el año 2004 en Cataluña, lo que equivale a 3799242 toneladas.

#### **5.1.4 Descripción del sistema de GIRMO**

La GIRMO actual incluye los procesos unitarios que se describen en la Tabla 5.1, donde además se presenta la cantidad de residuos que entra en dichos procesos. Dichas cantidades representan un flujo de residuos entre los tratamientos, por lo tanto la sumatoria no corresponde al total de RMO.

Tabla 5.1 Procesos que integran el Sistema de GIRMO 2004

Proceso unitario	Abreviatura	Residuos tratados (t)
Recogida Selectiva	RS	718372
Recolección en Puntos Verdes	PV	18583
Recogida No Selectiva	RNS	3080870
Selección General	SG	209291
Selección de Envases Ligeros	SE	85883
Transferencia	TRA	2871579
Fabricación de Compost	COM	195097
Metanización	MET	128854
Incineración	INC	722321
Reciclaje de aluminio	Ra	700
Reciclaje de brick	Rb	4844
Reciclaje férricos	Rf	16103
Reciclaje de papel y cartón	Rpyc	352576
Reciclaje plásticos	Rp	35197
Reciclaje textiles	Rt	4705
Reciclaje de vidrio	Rv	146328
Vertedero de residuos especiales	VE	16613
Vertedero	VER	2327694

La interrelación que existe entre los procesos de la GIRMO se presenta en la Figura 5.1, donde las líneas representan el flujo de materiales a través del sistema.

A continuación se describen las principales características de los sub-sistemas que conforman actualmente el sistema de GIRMO.

### Recolección

La recolección de los residuos es el centro de un sistema integrado de manejo de residuos ya que de la forma en la que los materiales son recolectados y separados, depende el tratamiento usado subsecuentemente y la calidad de los productos que se obtienen con dichos tratamientos.

En este trabajo se considera que la recolección de residuos para Cataluña, se lleva a cabo a través de la recogida selectiva (RS), la recuperación en puntos verdes (PV) y la recogida no selectiva (RNS).

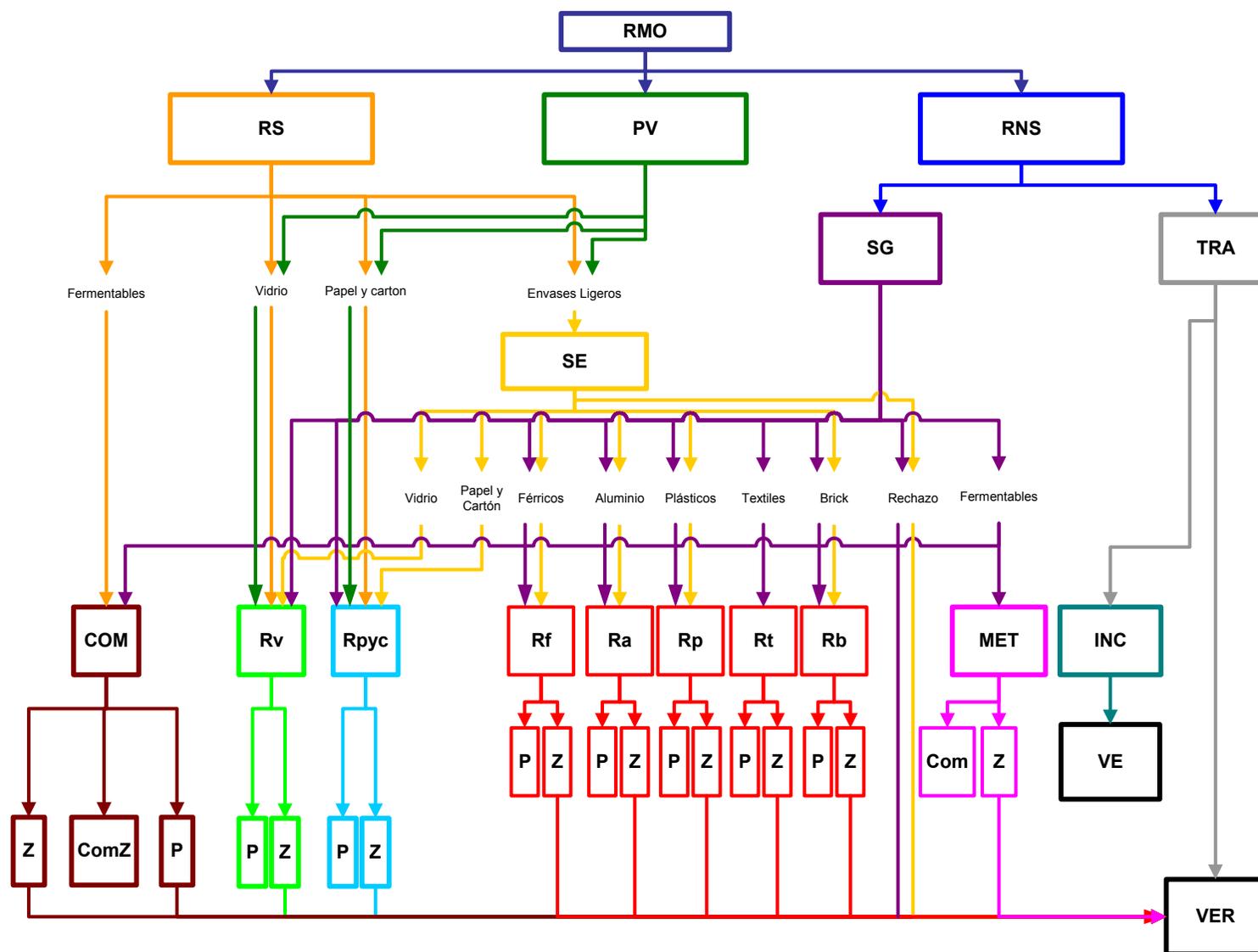


Figura 5.1. Diagrama que ilustra el flujo de materia a través de la GIRMO. El color de las flechas indica el proceso en el que se considera el transporte. (P= productos reciclados y Z= rechazos).

La RS se realiza mediante camiones que recogen residuos que han sido clasificados previamente en los hogares, las corrientes que se colectan de manera separada son: papel y cartón, vidrio, envases ligeros y la fracción fermentable.

La recogida PV tiene su base en los centros de acopio, aquí llamados “puntos verdes”, que son instalaciones a las que el generador lleva sus residuos haciendo uso de su propio medio de transporte. Actualmente hay 267 puntos verdes en funcionamiento.

En la recogida no selectiva el transporte recolector hace un recorrido en el cual recoge los residuos mezclados (sin clasificación previa en los hogares) de los contenedores de la acera.

Durante el año 2004 en Cataluña el 18% de los residuos municipales ordinarios se recuperaron mediante RS, el 0.5% en PV y más del 81% por RNS.

### **Selección**

Aunque la primera clasificación de residuos ocurre (o debería ocurrir) en casa; la separación de los residuos constituye un elemento dentro del manejo integrado de residuos ya que es necesario un procesamiento o separación adicional antes de poder reutilizar estos materiales. Las instalaciones en las que se realiza este proceso utilizan procedimientos manuales y/o medios mecánicos para separar los materiales de interés para su posterior tratamiento.

En Cataluña existen dos tipos de instalaciones para la selección de los residuos:

a) Plantas de selección general (SG), que reciben residuos mezclados que han sido recogidos mediante la RNS, y

b) Plantas de selección de envases ligeros (SE), donde llegan los residuos que han sido depositados en el contenedor de envases y posteriormente recolectados mediante RS. También se reciben los envases ligeros procedentes de PV, aunque en algunos PV se realiza la clasificación de estos materiales, para efectos del estudio se asume que todos los PV transportan esta fracción a centros de clasificación de envases ligeros.

La ARC (2005) reporta la existencia de 5 plantas de selección general y 10 de selección de envases ligeros en Cataluña.

### Transferencia

La transferencia tiene como finalidad el trasvase de residuos desde los camiones recolectores, de menor capacidad, a camiones de gran capacidad que transportaran los residuos al vertedero o a las incineradoras. Esta operación se lleva a cabo en las estaciones de transferencia, donde también se comprimen los residuos para lograr un transporte más eficiente de los mismos.

En Cataluña hay 11 estaciones de transferencia de donde parten los camiones hacia las incineradoras y los vertederos.

### Reciclaje

La tabla 5.2 presenta los materiales que se reciclan en Cataluña a partir de la corriente de los residuos municipales ordinarios.

**Tabla 5.2. Principales materiales reciclados en Cataluña a partir los residuos municipales ordinarios.**

Material	Tipo
Aluminio	Latas para bebidas
Papel y cartón	Papel periódico
	Cartón ondulado
	Papel de alta calidad
Plásticos	Mezclas
	Politereftalato de etileno (PET)
	Polietileno de alta densidad (PE-AD)
	Policloruro de vinilo (PVC)
	Polietileno de baja densidad (PE-BD)
Vidrio	Mezclas
	Blanco
	Ambar
Metales férricos	Verde
	Latas de acero
	Cartón
Textiles	Para donación, venta o reciclaje

### Tratamientos biológicos

La GIRMO incluye tratamientos biológicos para la fracción fermentable de los residuos. Estos tratamientos pueden ser de dos tipos: los procesos aeróbicos en los cuales se produce compost, y los tratamientos anaeróbicos que generan biogás y compost de baja calidad. En Cataluña, estos métodos son usados para reducir el volumen y estabilizar los materiales para su disposición en vertederos, pero también como una forma de obtener productos valorados, como el compost (en el caso de los procesos aeróbicos) y biogás para producir energía (en los

procesos anaeróbicos). Actualmente están en funcionamiento 18 plantas fabricación de compost y 2 de metanización.

### **Tratamientos térmicos**

En Cataluña hay 4 incineradoras de residuos municipales ordinarios, donde la combustión se utiliza como una forma de valorizar los residuos a través de la recuperación de energía. Este proceso consiste en aprovechar el poder calorífico de los residuos para generar energía eléctrica, obteniendo cenizas, escorias y lodos de depuración de aguas residuales. Las escorias son aprovechadas como base en la construcción de carreteras y tanto las cenizas como los lodos se depositan en el vertedero de residuos especiales.

### **Vertedero de residuos especiales**

Esta instalación es considerada dentro de este estudio porque aquí se depositan las cenizas y lodos provenientes de las incineradoras, los cuales están tipificados como residuos especiales por su contenido de metales pesados y su alta solubilidad. En Cataluña se cuenta con un vertedero de residuos especiales en funcionamiento.

### **Vertido**

#### *Vertedero controlado*

El vertido de residuos es la forma mas popular y económica de disposición de los residuos, aunque representa importantes problemas ambientales como la fuga de biogás y de lixiviados, los cuales se intentan minimizar mediante un mejor diseño y un eficiente funcionamiento en los vertederos modernos.

El funcionamiento de un vertedero controlado tradicional implica, esencialmente, la disposición de los residuos sobre el suelo y su posterior compactación, en los vertederos modernos se instalan chimeneas verticales para la extracción del biogás, el cual se puede quemar en una antorcha o en instalaciones para la recuperación de energía eléctrica. Adicionalmente se suelen instalar plantas depuradoras para tratar los lixiviados que se logran recolectar.

En Cataluña hay 31 vertederos controlados en funcionamiento y 5 de ellos cuentan con motores para la generación de energía eléctrica: Vacarisses, Hostalets de Pierola, Santa María de Palautordera, Garraf y Pedret i Marzá.

*Vertedero de balas plastificadas*

Esta tecnología de vertido consiste en compactar los residuos en balas y empacarlos con un film impermeable y adherible de polietileno, para su posterior depósito. Se trata de una tecnología que actualmente está en desarrollo pero que ha demostrado importantes ventajas ambientales, pues minimiza la generación de biogás y de lixiviados (Baldasano *et al.*, 2003).

**5.1.5 Descripción de los escenarios propuestos**

Para lograr el objetivo propuesto se analiza el sistema GIRMO actual, al que llamaremos A1 y se establecen 7 escenarios alternativos, los cuales pretenden mostrar el comportamiento ambiental de los sistemas de gestión de residuos conforme Cataluña se acerca al nivel de cumplimiento de la Directiva de Vertederos (Directiva 1999/31/EC) y de la Directiva de Envases y sus Residuos (Directiva 2004/12/CE). Las alternativas planteadas ponen énfasis en la comparación del vertido controlado tradicional con el vertido por medio de la tecnología de balas plastificadas.

Las características principales de cada uno de los escenarios analizados se presentan en la Tabla 5.3.

**Tabla 5.3 Descripción de los escenarios analizados**

Escenario	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
Residuos Municipales Ordinarios (t)	3.8E+06							
Recogida Selectiva (%)	18	30	40	55	18	30	40	55
Recogida en Puntos Verdes (%)	0.5	3	5	3	0.5	3	5	3
Recogida no selectiva (%)	81	67	55	42	81	67	55	42
Recuperación de inorgánicos (%)	15.3	21.6	29.3	40.0	15.3	21.6	29.3	40.0
Recuperación de fermentables (%)	8.5	14.4	18.7	26.0	8.5	14.4	18.7	26.0
Compost (%)	4.5	6.5	6.9	18.5	4.5	6.5	6.9	18.5
Metanización (%)	3.5	8.0	11.8	7.5	3.5	8.0	11.8	7.5
Incineración (%)	18.8	21.1	20.8	28.0	18.8	21.1	20.8	28.0
Vertedero (%)	56.5	42.9	31.2	6.0	56.5	42.9	31.2	6.0

A1= GIRMO 2004, A2=Objetivos intermedios del Pla d'acció (ARC 2005b), A3= Objetivos 2012 del Pla d'acció (ARC 2005b), A4=Cumplimiento de directivas Plan de gestión de residuos Austria (AFMAFEWM, 20001), B1-B4= Representan los mismos objetivos descritos anteriormente pero considerando el vertido con balas plastificadas.

En los 8 escenarios propuestos se analizan todos los procesos que constituyen el sistema de gestión.

Los escenarios “A” están basados en el sistema GIRMO Actual pero con diferentes cantidades de residuos que se procesan en cada tratamiento. Los escenarios “B” sólo difieren de los “A” en que el vertido no se lleva a cabo en un vertedero controlado tradicional sino a través de la tecnología de Balas plastificadas. A continuación se precisan las características de cada uno de ellos.

### **Escenario A1**

Este escenario corresponde a la GIRMO actual, aquí la recogida se lleva a cabo en un 18% de manera selectiva, un 81% de forma no selectiva y en un .5% por medio de los puntos verdes. Más del 15% de los materiales se recuperaron y se enviaron a procesos de reciclaje de inorgánicos, el 8.5% de los residuos se trataron mediante un proceso biológico, casi el 19% fue incinerado con recuperación de energía y más del 56% se envió directamente a vertederos controlados.

### **Escenario A2**

Esta alternativa corresponde a los objetivos intermedios planteados por el Programa de Gestión de Residuos Municipales de Cataluña 2001-2006 (PROGREMIC), publicados por la Junta de Residuos de Cataluña (JUNRES, 2001). Aquí se propone un incremento en los procesos de recogida selectiva y recogida en puntos verdes y una disminución de los residuos recogidos en mezcla. La propuesta incluye un aumento en el reciclaje de inorgánicos (21%) y también de materiales fermentables (14%); al mismo tiempo se produce un ligero ascenso de la incineración (21%) y la disminución del vertido en depósitos controlados (43%).

### **Escenario A3**

Los objetivos a futuro del PROGREMIC (JUNRES, 2001) y del Pla d' Acció per a la Gestió de Residus Municipals a Catalunya 2005-2012 (ARC, 2005b) están plasmados en el escenario A3 donde se pretende fomentar el reciclaje de materiales inorgánicos (más del 29%), aprovechar los materiales fermentables mediante tratamientos biológicos (18%), mantener la incineración muy cerca de los niveles actuales (20%) y sobretodo, disminuir la disposición directa en vertederos controlados (31%). Para lograr estas metas se propone el incremento de recogida selectiva (40%) y de recogida en puntos verdes (5%) y la disminución de la recogida no selectiva (55%).

**Escenario A4**

Este escenario está basado en los objetivos del Plan Federal de Gestión de Residuos de Austria (AFMAFEWM, 2001) porque es el país líder en gestión de residuos en Europa en casi todos los indicadores de residuos fijados por la Comunidad Europea y desde el año 2000 cumple con las metas fijadas para el año 2016 por la Directiva de Vertederos (99/31/EC).

En este escenario se considera un 55% de recogida selectiva, 3% de recolección en puntos verdes y 42% de residuos colectados en mezcla. La recuperación de inorgánicos corresponde al 40%, la de materiales fermentables al 26%, se incinera el 28% y sólo se depositan en vertedero de forma directa el 6% de los residuos.

**Escenario B1**

En este escenario se plantean las mismas características de A1 pero se considera un vertedero de balas plastificadas en vez del vertedero controlado tradicional.

**Escenario B2**

B2 tienen las mismas características que A2 pero con un vertedero de balas plastificadas.

**Escenario B3**

Esta alternativa es prácticamente igual a A3 excepto porque el vertido se lleva a cabo mediante balas plastificadas.

**Escenario B4**

Aquí se plantea un vertedero de balas plastificadas que sustituye al vertedero controlado tradicional, por todo lo demás, se trata de un escenario con las mismas características que A4.

**5.1.6 Procesos compensatorios**

Tanto en el ACV de la GIRMO como en el análisis de los escenarios propuestos se adopta el enfoque de límites expandidos propuesto por Finnveden (1999) y se incluyen los procesos

compensatorios de generación de energía eléctrica y producción de compost, que permiten hacer comparables todos los procesos y escenarios estudiados.

## 5.2 Análisis del inventario

### 5.2.1 Recogida Selectiva

En el sistema de gestión actual se recogieron 699789 toneladas de residuos de forma selectiva (ARC, 2005), lo que equivale al 18% de los residuos, pero este porcentaje se modifica de acuerdo a las características de los escenarios presentadas en la Tabla 5.3.

Las principales cargas ambientales asociadas con la recolección de residuos se deben al transporte requerido, el cual consume energía y genera emisiones al aire.

Se considera que la recogida selectiva termina cuando los materiales fermentables se dejan en las plantas de fabricación de compost; el vidrio y el papel y cartón se entregan en sus respectivas instalaciones de reciclaje, y los envases ligeros son depositados en la plantas de selección de envases ligeros.

Para estimar la cantidad de combustible consumido en Cataluña por concepto de la recogida selectiva (RS), se considera un requerimiento energético de 412 MJ de diesel y 95 MJ de Gas Natural Comprimido (GNC), por tonelada de residuos recogida selectivamente.

La Tabla 5.4 presenta el consumo de combustible por cada fracción recogida selectivamente durante el año 2004.

**Tabla 5.4 Consumo de combustible por recogida selectiva**

Fracción	Gasoil (l)	GNC (m3)
Fermentables	1.77E+06	4.60E+05
Vidrio	2.37E+05	6.14E+04
Papel y Cartón	5.01E+06	1.30E+06
Envases ligeros	4.52E+05	1.17E+05
Combustible consumido	7.47E+06	1.94E+06
Combustible consumido (MJ)	2.88E+08	6.64E+07
Combustible consumido (MJ/t)	4.12E+02	9.49E+01

Estos valores fueron estimados ya que no se dispone del consumo de combustible por la recogida selectiva. Los cálculos están determinados con base en los 350000 l de diesel y los 273000 m<sup>3</sup> de GNC gastados en la Ciudad de Barcelona en el año 2002, para recolectar 48356 t de residuos fermentables, con una periodicidad de recogida diaria (BCNeta, 2003). En las estimaciones se toma en cuenta la frecuencia de recogida de cada fracción y la población servida, de acuerdo a la siguiente secuencia de ecuaciones:

$$Ed = Diesel * PCd \quad \text{Ecuación 5.1}$$

$$E_{GNC} = GNC * PC_{GNC} \quad \text{Ecuación 5.2}$$

$$E = Ed + E_{GNC} \quad \text{Ecuación 5.3}$$

$$re = \frac{E}{r} \quad \text{Ecuación 5.4}$$

$$Et = re * pr * pp \quad \text{Ecuación 5.6}$$

$$D = Et * pd \quad \text{Ecuación 5.6}$$

$$GNC = Et * p_{GNC} \quad \text{Ecuación 5.6}$$

Donde:

*Diesel* = Cantidad de diesel gastado en 2002 en Barcelona (l)

*GNC* = Cantidad de GNC gastado en 2002 en Barcelona (m<sup>3</sup>)

*PCd* = Poder Calorífico del diesel (38.6 MJ/l)

*PC<sub>GNC</sub>* = Poder Calorífico GNC (34.3 MJ/m<sup>3</sup>)

*Ed* = Energía aportada por diesel (MJ)

*E<sub>GNC</sub>* = Energía aportada por GNC (MJ)

*E* = Energía necesaria para Barcelona año 2002 (MJ)

*r* = Residuos recolectados en Barcelona año 2002 (t)

*re* = Requerimiento energético por recogida de residuos (MJ/t)

*pr* = Fracción equivalente diaria de recogida

*pp* = Fracción equivalente de población servida en Cataluña

*Et* = Energía por transporte (MJ/t)

*D* = Diesel usado (l)

*pd* = Proporción de uso de diesel (0.81)

$GNC$  = Gas Natural Comprimido usado ( $m^3$ )

$p_{GNC}$  = Proporción de uso de GNC (0.19)

La fracción equivalente diaria de recogida ( $pr$ ) y la fracción equivalente de población servida en Cataluña ( $pp$ ) se determinan de acuerdo a los datos presentados en la Tabla 5.5, donde se presenta la periodicidad de recogida y la cantidad de población servida en Cataluña para cada fracción de residuos.

**Tabla 5.5 Características de la recogida selectiva**

Variable	Fermentables	Papel y Cartón	Vidrio	Envases ligeros
Días que transcurren entre recogidas (Fuente: Baldasano <i>et al.</i> , 2002)	1	2	18	4
Proporción de recogida ( $pr$ )	1	0.5	0.05	0.25
Población servida (hab) (Fuente: ARC, 2005)	2200000	6813319	6813319	6813319
Proporción de población servida ( $pp$ )	1	3.09	3.09	3.09

Se considera que el uso de GNC como combustible en camiones de recogida está limitado, hasta el momento, a la Ciudad de Barcelona y representa el 19% del consumo de combustible total.

### 5.2.2 Recogida no selectiva

La recogida no selectiva es el proceso por medio del cual se recolectan los materiales que no han sido clasificados en el hogar y que se disponen mezclados en los contenedores, este proceso termina cuando los residuos son depositados en la plantas de selección general.

En el año 2004 se recolectaron de manera no selectiva 3080869 toneladas de residuos (ARC, 2005), lo que equivale al 81% de los residuos pero este porcentaje se modifica de acuerdo a las características de los escenarios presentadas en la Tabla 5.3.

Aunque la forma más directa de estimar el consumo de combustible consiste en multiplicar la distancia recorrida por el consumo promedio de los vehículos utilizados, en este inventario se usa un método indirecto ya que no se cuenta con datos publicados sobre la distancia recorrida mientras se realiza la recolección de los residuos.

El consumo de combustible en la recogida no selectiva (RNS), está determinado con base en los 4500000 l de diesel y en los 1049406 m<sup>3</sup> de GNC utilizados en la Ciudad de Barcelona en el año 2002, para recolectar 1178304 t de residuos mezclados, con una periodicidad de recogida diaria (BCNeta, 2003). Las estimaciones se realizan de acuerdo a la secuencia de ecuaciones 5.1 a la 5.6 presentada anteriormente y se identifica un requerimiento energético de 303 MJ por telada recolectada, de los cuales 251 MJ son aportados por diesel y 52 MJ por GNC.

Si se asumiera que el único combustible usado fuera diesel y tomando en cuenta su poder calorífico obtendríamos un requerimiento de 7.84 l de diesel por telada recolectada, lo cual concuerda con los 7.2 l/t reportados por Porteous (1992).

### 5.2.3 Recogida en Puntos Verdes

En los puntos verdes (PV), se recibe una amplia gama de residuos, de los cuales sólo el vidrio, los envases ligeros y el papel y cartón, son considerados dentro de los residuos municipales ordinarios y por lo tanto son las fracciones que se consideran para estimar el consumo de combustible usado en este proceso.

En el sistema de gestión actual se depositaron 18583 teladas de residuos municipales ordinarios (RMO) en PV (ARC, 2005) lo que equivale al 0.5% de los RMO pero este porcentaje se modifica de acuerdo a las características de los escenarios presentadas en la Tabla 5.3.

Dentro de PV se incluye el consumo de combustible por el transporte privado usado para llevar los residuos a los puntos verdes y también se considera el consumo de combustible por el transporte de materiales desde los puntos verdes a los centros de reciclaje (en el caso de vidrio, papel y cartón) y centros de selección de envases (en el caso de envases ligeros).

La cantidad de combustible consumido al trasportar los RMO desde los hogares a los PV se determina con las ecuaciones 5.7 a la 5.15, a partir de las cuales se identifica un requerimiento energético de 1090 MJ de diesel y 3678 MJ de gasolina, por tonelada de residuos depositada. La tabla 5.6 presenta los parámetros asumidos para la estimación de estos valores.

$$nv = \frac{r}{ct}$$

Ecuación 5.7

$$a = \frac{C}{i} \quad \text{Ecuación 5.8}$$

$$t = \sqrt{\frac{a}{3.1416}} \quad \text{Ecuación 5.9}$$

$$d = t * 2 \quad \text{Ecuación 5.10}$$

$$dr = nv * d \quad \text{Ecuación 5.11}$$

$$di = \frac{dr * pcd}{rcd} \quad \text{Ecuación 5.12}$$

$$ga = \frac{dr * pcg}{rcg} \quad \text{Ecuación 5.13}$$

$$D = \frac{di}{r} \quad \text{Ecuación 5.14}$$

$$G = \frac{ga}{r} \quad \text{Ecuación 5.15}$$

Donde:

- $nv$  = Número de viajes
- $r$  = Cantidad de residuos
- $ct$  = Cantidad transportada por viaje
- $a$  = Área
- $C$  = Superficie de Cataluña (32000 km<sup>2</sup>)
- $i$  = Número de instalaciones destino
- $t$  = Trayecto
- $d$  = Distancia (ida/vuelta) (km)
- $dr$  = Distancia recorrida al año (km)
- $di$  = Diesel consumido (l)
- $pcd$  = Proporción de carros con motor a diesel
- $rcd$  = Rendimiento de carros con motor a diesel
- $ga$  = Gasolina consumida (l)
- $D$  = Diesel consumido por residuos (l/t)
- $G$  = Gasolina consumida por residuos (l/t)

Para calcular el combustible utilizado en el transporte de materiales desde los PV a los centros de reciclaje y de selección de envases se considera un requerimiento energético de 46.4 MJ/t. Este dato se obtiene considerando las variables presentadas en la Tabla 5.7 y las Ecuaciones 5.7 a la 5.15.

**Tabla 5.6 Parámetros considerados en la estimación de consumo de combustible por concepto de transporte de residuos a puntos verdes (basado en datos del año 2004)**

Parámetro	Cantidad
Residuos municipales ordinarios recuperados en PV (t) (ARC, 2005)	18583200
Cantidad de residuos municipales ordinarios transportados en cada viaje (kg)	5
Número de viajes a los PV	3716640
PV distribuidos en Cataluña (ARC, 2005)	228
Distancia de viaje redondo recorrida entre hogares y PV (radio) (km)	6.7
Distancia recorrida con carros que usan diesel (%) (DGT, 2003)	23
Distancia recorrida con carros que usan gasolina (%) (DGT, 2003)	77
Rendimiento de carros que usan diesel (km/l) (DGT, 2003)	18.8
Rendimiento de carros que usan gasolina (km/l) (DGT, 2003)	12.6
Diesel consumido (l/t)	23
Gasolina consumida (l/t)	114
Energía aportada por diesel en transporte de RMO (MJ/t)	1098
Energía aportada por gasolina en transporte de RMO (MJ/t)	3678

**Tabla 5.7 Parámetros asumidos para estimar combustible gastado por transporte de PV a reciclaje y selección**

Parámetro	Vidrio	Papel y Cartón	Envases
Cantidad en PV (t) (ARC, 2005)	5724	10891	1968
Capacidad de carga de camiones (t) (JUNRES, 1999)	2.5	20	20
Número de viajes	2289	544	98
Número de instalaciones destino distribuidas en Cataluña*	50	67	10
Distancia de viaje redondo recorrida entre PV e instalaciones (radio) (km)	29	25	64
Distancia recorrida al año (km)	65355	13429	6281
Rendimiento del transporte (l diesel/km)	0.1	0.5	0.5
Combustible consumido (l diesel)	8169	6715	3141
Diesel consumido (l/t)	1.4	0.6	1.6
Energía aportada por diesel en transporte de RMO (MJ/t)	54	23.5	61.8
Valor Promedio (MJ/t)	46.4		

\* En el caso del vidrio y papel y cartón se consideran las empresas afiliadas al Gremi de Recuperadors de Catalunya con actividad económica código V11 y V14. En el caso de envases se consideran las 10 instalaciones de selección de envases reportadas por ARC (2005).

### 5.2.4 Selección general

El proceso de selección general (SG) recibe parte de los residuos recolectados mediante la RNS y los clasifica de acuerdo a las fracciones y proporciones presentadas en la Tabla 5.8. En

el 2004 se clasificaron 209291 toneladas de RMO mezclados pero esta cantidad varía en cada escenario propuesto para alcanzar los valores establecidos en la Tabla 5.3.

Dentro de este proceso se incluye el transporte de cada una de las fracciones a los centros de reciclaje (en el caso de materiales susceptibles de reciclar), instalaciones de fabricación de compost, incineradoras y vertederos. No se considera el transporte a plantas de metanización porque en el sistema actual las plantas de metanización tienen integrada la selección general (Ecoparques I y II), de donde se abastecen para el proceso de digestión anaeróbica. La tabla 5.9 muestra los parámetros asumidos para estimar el consumo de combustible, utilizando las ecuaciones de la 5.7 a la 5.15.

Las fracciones de papel y cartón, vidrio, materiales férricos, aluminio, plásticos, brick y textiles, tienen como destino las instalaciones de reciclaje pero antes de ser transportados todos los materiales, excepto el vidrio, pasan por un proceso de compactación que consume 0.8 kWh/t compactada.

Los materiales plásticos se separan en las siguientes sub-fracciones: Polietileno Tereftalato (PET), Cloruro de Polivinilo (PVC), Polietileno de Alta Densidad (PEAD), Polietileno de Baja Densidad (PEBD) y la mezcla de plásticos, que incluye al resto de polímeros presentes en la corriente de residuos.

En el caso de los fermentables, estos tienen dos destinos: la fabricación de compost, si la cantidad de impropios es menor al 15% y la metanización cuando tienen más del 15% de materiales inorgánicos adheridos a los fermentables.

Casi el 14% de los residuos se convierten en rechazos ya que no alcanzan los niveles de calidad necesarios para entrar en un proceso de reciclaje o tratamiento biológico, dentro de esta corriente de materiales se encuentra la madera, la cual por su poder calorífico se envía principalmente a incineración (FEDEMCO, 2005).

La cantidad de energía eléctrica utilizada por el proceso de selección es de 27.11 kWh/t, incluyendo la energía eléctrica necesaria para la compactación (ERRA, 1993).

**Tabla 5.8 Porcentajes de materiales clasificados en plantas de selección general (Datos del año 2004, proporcionados por la Planta de Mataro).**

Fracción	Porcentaje
Papel y Cartón	7.4
Vidrio	1.1
Materiales férricos	0.9
Aluminio	0.1
Plásticos	4.3
PET	0.3
PVC	0.0
PEAD	0.3
PEBD	1.1
Mezcla de plásticos	2.6
Brick	0.2
Textiles	2.2
Fermentables a metanización	61.6
Fermentables a compost	8.1
Rechazo a incineración	2.5
Rechazo a vertedero	11.4

**Tabla 5.9 Parámetros asumidos para estimar combustible gastado por transporte de las plantas de selección a las plantas de reciclaje, de fabricación de compost, incineradoras y vertederos.**

Parámetro	Cantidad
Material transportado (t) (ARC, 2006)	63412.8
Capacidad de carga de camiones (t)	20
Número de viajes	3171
Total de instalaciones de destino distribuidas en Cataluña*	82
Distancia de ida y vuelta recorrida (radio) (km)	83
Distancia recorrida al año (km)	263163
Rendimiento del transporte (l diesel/km)	0.5
Combustible consumido (l diesel)	131581.5
Diesel consumido (l/t)	2.1
Energía aportada por diesel en transporte (MJ/t)	80.1

\* Se consideran las empresas afiliadas al Gremi de Recuperadors de Catalunya que recuperan las fracciones definidas en la tabla 6.4; 4 incineradoras y 7 vertederos ya que se asume que cada planta de selección general dispone en el vertedero más cercano parte de sus rechazos.

### 5.2.5 Selección de envases ligeros

El proceso de la selección de envases (SE) recibe los envases recolectados mediante la recogida selectiva y en los puntos verdes; también entran en este proceso los impropios de la fabricación de compost. En el sistema de gestión actual se seleccionaron 85883 toneladas de envases y esta cantidad cambia en cada escenario propuesto para representar los valores establecidos en la Tabla 5.3.

Este proceso incluye la clasificación de los envases ligeros y el posterior transporte de las fracciones obtenidas a sus correspondientes plantas de reciclaje y a vertederos, en el caso del rechazo.

La Tabla 5.10 muestra las fracciones de envases que se desprenden de la corriente de residuos que llega a la SE y la tabla 5.11 muestra los parámetros asumidos para la estimación de combustible utilizado en el transporte, de acuerdo a las Ecuaciones de la 5.7 a la 5.15.

De la fracción de plásticos se obtienen los siguientes polímeros: Polietileno Tereftalato (PET), Polietileno de Alta Densidad (PEAD), Polietileno de Baja Densidad (PEBD) y la mezcla de plásticos, que incluye varios tipos de plásticos mezclados.

**Tabla 5.10 Porcentajes de materiales clasificados en plantas de selección de envases. Estimaciones basadas en Balagué (2006.).**

Fracción	Porcentaje (%)
Papel y Cartón	1.5
Materiales férricos	9.8
Aluminio	0.5
Plásticos	41.0
PET	12.0
PEAD	15.0
PEBD	8.0
Mezcla de plásticos	6.0
Brick	5.1
Rechazo	42.1

En este proceso se considera que el 42% de los materiales se convierten en rechazos ya que no alcanzan los niveles de calidad necesarios para entrar en un proceso de reciclaje y son transportados a vertederos para su disposición final.

En el caso del papel y cartón, aluminio, plásticos y brick, estos son compactados antes de su transporte a plantas de reciclaje y para ello se requieren 0.8 kWh/t.

La cantidad de energía eléctrica utilizada por el proceso de selección es de 27.11 kWh por cada tonelada de residuos que entra en el proceso, incluyendo la energía eléctrica necesaria para la compactación (ERRA, 1993).

**Tabla 5.11 Parámetros asumidos para estimar combustible gastado por transporte de las plantas de selección de envases a las plantas de reciclaje y vertederos.**

Parámetro	Cantidad
Material transportado (t)	85883
Capacidad de carga de camiones (t)	20
Número de viajes	4294
Total de instalaciones destino distribuidas en Cataluña*	82
Distancia de ida y vuelta recorrida (radio) (km)	72
Distancia recorrida al año (km)	311743
Rendimiento del transporte (l diesel/km)	0.5
Combustible consumido (l diesel)	155871
Diesel consumido (l/t)	1.8
Energía aportada por diesel en transporte (MJ/t)	70.1

\* Para el reciclaje de plásticos, aluminio, férricos y papel y cartón se toman en cuenta las empresas afiliadas al Gremi de Recuperadors de Catalunya, en el caso del brick se consideran 2 empresas recicladoras y para el rechazo 10 vertederos.

### 5.2.6 Transferencia

El proceso de transferencia (TRA), recibe los residuos mezclados que han sido recolectados mediante recogida no selectiva y que tienen como destino la incineración o el vertedero. En el sistema de gestión actual el 25% de los residuos se envían a incineración y el 75% a vertedero pero esta relación se modifica de acuerdo a las características de los escenarios presentadas en la Tabla 5.3.

En las estaciones de transferencia los residuos son compactados para que alcancen una mayor densidad, lo cual facilita el transporte y disminuye las cargas ambientales asociadas a él. En este proceso se requieren 0.8 kWh/t de energía eléctrica.

Se considera la generación de 9 litros de líquido de compactación por tonelada comprimida (0.9%) y la aplicación de la tecnología Biomembrat para su depuración, la cual consume  $2\text{kWh/m}^3$  (Adham *et al.*, 1998).

Dentro de TRA se incluyen los sub-procesos de transporte de residuos a incineración y a vertedero, que requieren de 20.4 y de 35 MJ/t de diesel respectivamente. Estos valores se obtienen a partir de las ecuaciones 5.7 a la 5.15, tomando en cuenta las variables presentadas en la Tabla 5.12.

**Tabla 5.12 Parámetros asumidos para estimar combustible gastado por transporte de las plantas de transferencia a las incineradoras y vertederos.**

Parámetro	Incineración	Vertedero
Cantidad que sale de TRA (t)	717144	2128590
Capacidad de carga de camiones (t)	20	20
Número de viajes	35857	106430
Número de instalaciones de destino distribuidas en Cataluña*	4	31
Distancia de ida y vuelta recorrida (radio) (km)	31	36
Distancia recorrida al año (km)	759447	3858432
Rendimiento del transporte (l diesel/km)	0.5	0.5
Combustible consumido (l diesel)	379723	1929216
Diesel consumido (l/t)	0.5	0.9
Energía aportada por diesel en transporte (MJ/t)	20.4	35.0

\* Se consideran las 4 incineradora y los 31 vertederos

### 5.2.7 Fabricación de compost

El proceso de fabricación de compost (COM) recibe dos caudales de fracción fermentable, uno de la recogida selectiva y el otro de la selección general. Durante el año 2004 entraron a COM 195096 toneladas, lo que equivale al 4.5% del total de los RMO, pero este porcentaje se va modificando de acuerdo a los escenarios establecidos en la Tabla 5.3.

Dentro de COM se incluye la fabricación de compost, adoptando el enfoque compensatorio (Finnveden, 1999), en el cual se asume que el compost sustituye el uso de fertilizante inorgánicos; además se considera el transporte de impropios a plantas de selección de envases y el transporte de compost de rechazo a vertedero.

Del caudal que llega a las plantas de fabricación de compost se estima que el 26% se convierten en compost, del cual sólo el 14% tienen valor comercial y el resto se considera compost de rechazo que se usa como material de cobertura en vertederos.

La Agencia de Residuos de Cataluña (ARC, 2005) reporta un 14.2% de impropios dentro de los materiales que llegan a las instalaciones de fabricación de compost, los cuales son transportados a la plantas de selección de envases ligeros y clasificados para su aprovechamiento.

De acuerdo a Mc Dougall *et al.* (2001), la tasa de generación de lixiviados es de 13.5l/t, pero Alvarez *et al.* (2000) establecen que en Cataluña los lixiviados se recirculan para mantener la humedad necesaria dentro del proceso, por lo que no se les considera como emisiones.

Se considera que las instalaciones de compostaje cuentan con biofiltros, los cuales de acuerdo a la EPA (2000) atrapan el 95% de las emisiones de amoníaco y de compuestos orgánicos volátiles (COVs). De acuerdo a las estimaciones realizadas con base en la información proporcionada por SODECA,SA (2006), estos equipamientos consumen 0.05 kWh/t de fermentables que entran a compostaje.

Por otra parte, McDougall *et al.* (2001), reportan un requerimiento de energía eléctrica de 30kWh por cada tonelada de fracción fermentable que entra a fermentación aeróbica.

Para estimar las emisiones directas por fabricación de compost se consideran los valores reportados por McDougall *et al.* (2001) para dióxido de carbono (320 kg/t) y de Flotats (2002) para amoníaco (158.9 g/t) y COVs (588.5 g/t), pero se asume que los biofiltros instalados funcionan en óptimas condiciones y por lo tanto disminuyen en un 95% las emisiones de amoníaco y COVs.

Respecto al transporte se identifica un requerimiento energético de diesel de 61.60 MJ/t para llevar los improprios a plantas de selección y de 35 MJ/t para transporte de compost de rechazo a vertedero. Estos valores son estimados con base en las ecuaciones 5.7 a la 5.15 y de acuerdo a los parámetros presentados en la Tabla 5.12

### 5.2.8 Metanización

La metanización (MET) es un proceso al que entran los residuos fermentables que han sido clasificados en las plantas de selección general, en el año 2004 se trataron 128854 t en las dos instalaciones de Cataluña (ECOPARC I y ECOPARC II), lo que equivale al 3.5% de los RMO.

Para realizar el análisis de escenarios de gestión se modifica el porcentaje de residuos tratados mediante metanización de acuerdo a la Tabla 5.3 y se incluye también, la recogida selectiva (de fermentables) como otro proceso que aporta materiales para su digestión anaeróbica.

La tecnología de metanización empleada en las instalaciones Catalanas es la biogásificación húmeda en dos etapas (Tecnología Linde Húmeda), la cual incluye la generación de compost (de rechazo, por su baja calidad) a partir del material que sale de los digestores. Para este sistema McDougall *et al.* (2001) establecen que el 22.5% de las toneladas que entran a digestión se convierten en compost.

**Tabla 5.13 Parámetros asumidos para estimar combustible gastado por transporte de impropios desde las plantas de selección a vertederos, y de compost de rechazo a vertedero.**

Parámetro	Selección de envases	Vertedero
Cantidad que sale de COM (t)	25286	21396
Capacidad de carga de camiones (t)	20	20
Número de viajes	1264	1070
Número de instalaciones destino distribuidas en Cataluña*	10	31
Distancia de viaje redondo recorrida entre PV e instalaciones (radio) (km)	32	36
distancia recorrida al año (km)	80702	38784
Rendimiento del transporte (l diesel/km)	0.5	0.5
Combustible consumido (l diesel)	40351	19392
Diesel consumido (l/t)	1.6	0.9
Energía aportada por diesel en transporte de RMO (MJ/t)	61.6	35.0

\* Se consideran las 10 plantas de selección de envases y los 31 vertederos

Se considera un consumo de agua de  $4\text{m}^3$  (a partir de los reportado en AMR, 1997) y la producción de  $0.5\text{m}^3$  litros de lixiviados por tonelada tratada.

Según McDougall *et al.* (2001) este proceso consume 50kWh de energía eléctrica por cada tonelada que entra al proceso, pero a este valor se le suman los requerimientos energéticos por fabricación de compost, depuración de gases de compost y por depuración de agua para dar un total de 63 kWh/t.

Se considera la producción de  $100\text{m}^3$  de biogás (McDougall *et al.*, 2001), que generan 190 kWh de energía eléctrica por tonelada de residuos que entra a digester (ETSU, 1995; McDougall *et al.*, 2001) y se contabilizan las cargas ambientales evitadas por generación de energía eléctrica, de acuerdo al enfoque compensatorio establecido por Finnveden (1999).

Para generar el inventario de la metanización se toman en cuenta los valores de emisión post-combustión reportados por IFEU (1992) y por McDougall *et al.* (2001) que se presentan en Tabla 5.14 y las emisiones reportadas por McDougall *et al.* (2001) y por Flotats (2002) para compostaje, estas últimas se mencionan en el apartado 6.6 de este capítulo.

**Tabla 5.14 Valores de emisión por tonelada tratada en metanización (Fuente: McDougall et al., 2001)**

Compuesto	Cantidad emitida (kg/t)
Dióxido de carbono	1.93E+02
Óxidos de nitrógeno (NO <sub>x</sub> )	1.00E-02
Óxidos de azufre (SO <sub>x</sub> )	2.50E-03
Cloruros	1.10E-03
Fluoruros	2.10E-06
Acido sulfhídrico	3.30E-05
Hidrocarburos totales	2.30E-06
Hidrocarburos clorados	7.30E-07
Dioxinas / Furanos	1.00E-11
Cadmio	9.40E-10
Cromo	1.10E-10
Plomo	8.50E-10
Mercurio	6.90E-12
Zinc	1.30E-08

Dentro de este proceso se incluye el transporte de compost de rechazo a vertedero, lo cual requiere de 35 MJ/t, de acuerdo a las estimaciones realizadas con las ecuaciones 5.7 a la 5.15, las cuales se basan en los parámetros presentados en la Tabla 5.15.

**Tabla 5.15 Parámetros asumidos para estimar combustible gastado por transporte de compost de rechazo a vertederos.**

Parámetro	Vertedero
Cantidad que sale de MET (t)	7763
Capacidad de carga de camiones (t)	20
Número de viajes	388
Número de instalaciones destino distribuidas en Cataluña*	31
Distancia de viaje redondo recorrida entre PV e instalaciones (radio) (km)	36
Distancia recorrida al año (km)	14072
Rendimiento del transporte (l diesel/km)	0.5
Combustible consumido (l diesel)	7036
Diesel consumido (l/t)	0.9
Energía aportada por diesel en transporte de RMO (MJ/t)	35.0

\* Se consideran los 31 vertederos de Cataluña

### 5.2.9 Procesos de reciclaje

En este apartado se incluye de manera conjunta el análisis del inventario para los 7 procesos de reciclaje considerados dentro de este estudio.

La Tabla 5.16 muestra el origen y las cantidades de los materiales que entran a reciclaje, así como el porcentaje de impropios y la cantidad de producto reciclado obtenida en el año 2004. En esta tabla se puede observar que la cantidad total de residuos recuperados para reciclaje es de 569512 t, lo que equivale al 15% de recuperación con respecto al total de RMO. Esta cantidad se modifica para alcanzar los porcentajes de recuperación de inorgánicos establecidos en los escenarios que se plantean en la Tabla 5.3.

**Tabla 5.16 Origen y características de los materiales inorgánicos recuperados para su reciclaje.**

Material	Directo de RS (t)	Directo de PV (t)	SG (t)	SE (t)	INC (t)	Total (t)	Impropios a vertedero (%)	Producto reciclado (t)
Aluminio	0	0	305	395	0	700	5	665
Brick	0	0	447	4397	0	4844	27	3560
Férricos	0	0	1870	8425	5808	16103	8	14782
Papel y cartón	324822	10892	15558	1305	0	352576	20	282061
Plásticos	0	0	9051	35203	0	44255	15	37617
Textiles	0	0	4706	0	0	4706	15	4000
Vidrio	138266	5724	2339	0	0	146328	3	141938
Total	463088	16615	34275	49726	5808	569512	-	484623

La Tabla 5.17 muestra los consumos de energía eléctrica necesarios en los procesos de reciclaje.

Dentro de los procesos de reciclaje se incluye el transporte de los impropios desde las plantas de reciclaje a los vertederos y se considera un requerimiento energético de 35 MJ/t para todos los materiales excepto para los plásticos que requieren 30 MJ/t. En la Tabla 5.18 se muestran los parámetros considerados para realizar la estimación, la cual esta basada en las ecuaciones de la 5.7 a la 5.15.

Tabla 5.17 Consumos de energía eléctrica y productos obtenidos en el reciclaje (Fuente: BUWAL , 1998).

Material	Energía eléctrica requerida (kWh/t)	Producto obtenido
Aluminio	-174.56	Aluminio
Brick	-5.59	Papel Kraft (Sin blanquear)
Férricos	-18.59	Lámina de hojalata
Papel y cartón	-5.59	Papel Kraft (Blanqueado)
Plásticos		
PEAD	-25.63	PEAD
PEBD	-15.42	PEBD
Textiles		
Compactación para redistribución	0.8	-
Reciclaje	-52.0	Textiles acrílicos
Vidrio	-3.46	Vidrio (color café)

Tabla 5.18 Parámetros estimados para estimar combustible gastado por transporte de impropios a vertederos.

Parámetro	Aluminio	Brick	Férricos	Papel y cartón	Plásticos	Textiles	Vidrio
Cantidad de impropios (t)	35	1284	1320.4	70515.2484	6638.23	705.839	4389.8448
Capacidad de carga de camiones (t)	20	20	20	20	20	20	20
Número de viajes	2	64	66	3526	332	35	219
Número de vertederos distribuidos en Cataluña	31	31	31	31	31	31	31
Distancia de viaje redondo (radio) (km)	36	36	36	36	36	36	36
Distancia recorrida al año (km)	63	2327	2393.50	127820.86	10391.14	1279.45	7957.34
Rendimiento del transporte (l diesel/km)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Combustible consumido (l diesel)	32	1163	1197	63910	5196	640	3979
Diesel consumido (l/t)	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	0.9	0.9
Energía aportada por diesel en transporte de RMO (MJ/t)	35.0	35.0	35.0	35.0	30.2	35.0	35.0

### 5.2.10 Incineración

La incineración (INC) es un proceso que recibe residuos en mezcla que han sido recolectados mediante la recogida no selectiva y que pasaron por la estación de transferencia para su compactación. En el año 2004 se incineraron 722321t en las cuatro incineradoras de Cataluña, lo cual representa casi el 19% de los RMO y esta proporción se modifica para alcanzar los niveles de incineración planteados en los escenarios de la Tabla 5.3.

**Tabla 5.19 Composición de los residuos que entran a incineración.**

Clases de materiales	Porcentaje
Papel y cartón	7.65
Vidrio	1.12
Férricos	0.89
Metales no férricos	0.15
Film	1.12
Plásticos rígidos	3.21
Textiles	2.25
Orgánicos	69.70
Otros	13.92
Total	100

En este proceso se asumen las entradas reportadas por McDougall *et al.* (2001): 200 litros de agua por tonelada y 0.23 m<sup>3</sup>/t de Gas Natural y 70 kWh/t.

**Tabla 5.20 Factores de emisión por materiales incinerados (Fuente: RTI, 1997)**

Compuesto	Papel y cartón (kg/t)	Vidrio (kg/t)	Metales férricos (kg/t)	Métales no férricos (kg/t)	Film plástico (PEBD) (kg/t)	Plástico rígido (kg/t)	Textiles (kg/t)	Otros (kg/t)
CO <sub>2</sub>	1279	59	0	0	2740	2652	1280	1280
CO	0.168	0.007	0	0	0.168	0.406	0.169	0.169
SO <sub>2</sub>	0.114	0.005	0	0	0.296	0.286	0.118	0.118
HCl	0.072	0.003	0	0	0.188	0.181	0.075	0.075
NO <sub>x</sub>	0.948	0.041	0	0	2.361	2.277	0.946	0.946
Dióxinas	2.25E-08	1.02E-09	0	0	3.50E-07	1.69E-07	2.33E-08	2.33E-08
PM	0.02	0.001	0	0	0.051	0.15	0.021	0.021
As	1.65E-06	9.00E-06	6.55E-03	1.32E-03	1.07E-06	1.06E-06	1.29E-03	1.29E-03
Cd	4.08E-05	3.27E-04	3.59E-03	2.51E-03	1.01E-03	4.51E-04	3.12E-03	3.12E-03
Cr	9.40E-05	1.56E-03	1.32E-03	2.21E-03	2.11E-04	8.40E-05	1.29E-03	1.29E-03
Cu	4.93E-06	7.90E-06	6.25E-02	1.22E-04	5.90E-06	5.65E-06	1.19E-02	1.19E-02
Hg	2.55E-04	1.39E-04	3.21E-03	2.26E-04	9.99E-05	9.85E-05	7.60E-04	7.60E-04
Ni	1.60E-04	4.80E-04	1.83E-03	4.31E-04	1.52E-04	1.26E-04	4.99E-04	4.99E-04
Pb	2.65E-03	4.34E-03	2.38E-02	2.43E-03	5.50E-03	3.20E-03	1.90E-02	1.90E-02
Zn	1.50E-03	2.55E-03	1.24E-01	2.15	4.31E-03	2.94E-03	3.33E-02	3.33E-02

Las salidas consideradas son; 3kg de lodos /t, 250 kg de escorias/t y 20 kg/t de polvos de filtros de aire.

Se estima que el 9% de los materiales que entran a INC son férricos, de los cuales se recupera el 90% (5808 t en 2004) y se envía a reciclaje. De acuerdo a DICT (2002) y Parra (2004), la producción de energía eléctrica es de 455 kWh/t.

Las emisiones consideradas en este proceso para la generación del inventario dependen de la mezcla de materiales que son incinerados, para realizar la estimación de las emisiones al aire generadas se considera la composición de residuos se presentada en la Tabla 5.19 y los factores de emisión de la Tabla 5.20.

Como parte de INC se considera el transporte de materiales férricos a plantas de reciclaje de metales y el transporte de lodos y cenizas al vertedero de residuos especiales. La estimación del combustible utilizado por transporte se basa en las ecuaciones 5.7 a la 5.15 y la Tabla 5.21 establece los parámetros considerados.

**Tabla 5.21 Parámetros asumidos para estimar combustible gastado por transporte de incineración a vertedero de residuos especiales.**

Parámetro	Reciclaje férricos	Vertedero Especiales
Cantidad que sale de INC (t)	5807	16613
Capacidad de carga de camiones (t)	20	20
Número de viajes	290	830
Número de instalaciones destino distribuidas en Cataluña*	4	1
Distancia de viaje redondo recorrida entre PV e instalaciones (radio) (km)	50	160
Distancia recorrida al año (km)	29308	133322
Rendimiento del transporte (l diesel/km)	0.50	0.50
Combustible consumido (l diesel)	14654	66661
Diesel consumido (l/t)	2.52	4.01
Energía aportada por diesel en transporte de RMO (MJ/t)	97.39	154.88

\* Se considera que cada incineradora transporta los materiales férricos recuperados a una planta de reciclaje específica y en el caso de los residuos especiales, se les destina al vertedero de residuos especiales de Cataluña.

### 5.2.11 Vertedero de residuos especiales

El vertedero de residuos especiales recibe residuos que por su grado de peligrosidad son considerados especiales y son tratados de manera independiente a los residuos municipales ya que se consideran medidas extremas para evitar su reacción y propagación. Actualmente existe un vertedero de residuos especiales en funcionamiento en Cataluña y a esta instalación

se envían los lodos de depuración y las cenizas de las incineradoras, que en 2004 fueron 16613 toneladas. La Tabla 5.21 presenta las variables consideradas para la estimación de la energía requerida por transporte.

Debido a que los materiales son depositados secos y de forma aislada, no se consideran las emisiones de gases a la atmósfera y sólo se toma en cuenta la generación de lixiviados, los cuales se generan por las lluvias. La composición y cantidad de lixiviados se calcula con base en lo reportado por Hjelmar (1996) para un vertedero de lodos y cenizas de incineradora de residuos en Vestsikoven Dinamarca (Tabla 5.22).

Se determinó una producción de lixiviados de 30.75 l/t y se consideran 100 años para que alcance la calidad final de almacenamiento (Hjelmar, 1996).

Para estimar los lixiviados fugados se considera 1 litro/ha/día, de acuerdo a las fugas logradas con Best Demonstrated Available Technologies (BDAT) (Othman *et al.*, 1997). Considerando que el vertedero de residuos especiales es de 10 has se obtienen 365000 litros fugados a lo largo de 100 años, lo cual equivale 22 l/t fugadas a lo largo de 100 años; esto implica un 0.71% de fugas y 99.28% de contención, lo cual queda dentro del rango reportado por Othman *et al.* (1997).

Para los lixiviados se considera un proceso de depuración por electrofloculación que consume 14.57 kWh/m<sup>3</sup>.

**Tabla 5.22 Valores asumidos para la estimación contaminantes en lixiviados (Fuente: Hjelmar, 1996. Valores promedio observados)**

Parámetro	Descargas promedio en lixiviados (mg/l)
DBO <sub>5</sub>	14
Sulfatos	4600
Cloruros	6900
Amoníaco	44.8
Sodio	5050
Potasio	2450
Calcio	5160
Arsénico	0.015
Cadmio	0.0005
Cromo	0.04
Cobre	0.1052
Fierro	0.385
Mercurio	0.0015
Plomo	0.0202
Zinc	0.3

### 5.2.12 Vertedero

El proceso de vertedero esta constituido por 31 vertederos controlados distribuidos dentro de Cataluña y durante el año 2004 se depositaron en ellos un total de 2327694 t de RMO, de las cuales el 61% eran materiales fermentables y el resto residuos inorgánicos. La Tabla 5.23 presenta los procesos que envían residuos a vertedero y el porcentaje que aportan.

Durante el año 2004 los residuos que se depositaron directamente en vertederos controlados, sin haber pasado por ningún otro proceso (con origen en TRA), fueron el 56.5% de los RMO y este porcentaje se modifica de acuerdo a los escenarios planteados en la Tabla 5.3.

De acuerdo a Doménech y Rieradevall (2000) en los vertederos controlados se requieren 53.7 MJ de diesel/tonelada RSU por concepto de uso de maquinaria de trabajo y 0.45 t de arcilla/t de RMO como material de cobertura, sin embargo, en este último caso se asume que parte de este requerimiento se satisface con el compost de rechazo y el resto con el material extraído durante la etapa de construcción del vertedero.

**Tabla 5.23 Origen de los RMO depositados en vertederos controlados durante 2004**

Origen	Porcentaje
TRA	92.56
SG	1.03
SE	1.55
COM	0.92
MET	0.33
Ra	0.00
Rb	0.06
Rf	0.06
Rpyc	3.03
Rp	0.25
Rt	0.03
Rv	0.19

Se considera que los vertederos controlados presentan una producción de lixiviados de 150 l/t depositada (McDougall *et al.*, 2001), de los cuales 30% se fugan y el 70% se logran recolectar para su depuración (Doménech y Rieradevall, 2000), la cual se asume que se lleva a cabo mediante la tecnología Biomembrat (usada en Garraf) que requiere 2 kWh/m<sup>3</sup> de lixiviado (Adham *et al.*, 1998). Para generar el inventario de emisiones se considera la composición de lixiviados publicada por IFEU (1992) que se presenta en la Tabla 5.24.

Para este proceso se considera una tasa de generación de biogás de 250m<sup>3</sup>/t (McDougall *et al.*, 2001; Ehrig, 1991) y una eficiencia de recolección del 40% (Augenstein y Pacey, 1991; RCEP, 1993 y McDougall *et al.*, 2001), de la cual el 56% del biogás recolectado se aprovecha para generar energía eléctrica y el 44% restante se trata por medio de antorchas. La eficiencia de recuperación de energía utilizada en este estudio es de 1.5 kWh/m<sup>3</sup> (McDougal *et al.*, 2001).

Para generar el inventario del proceso de vertedero se toman en cuenta: a) el biogás fugado, cuya composición se presenta en la Tabla 5.25, b) las emisiones de los motores generadores de energía eléctrica mostradas en Tabla 5.26 y c) las descargas al aire por tratamiento de biogás mediante antorcha definidas en la Tabla 5.27.

### 5.2.13 Vertedero de balas plastificadas

En los escenarios B1, B2, B3 y B4 planteados en este estudio, se establecen las balas plastificadas como tecnología de disposición final, en vez del vertido controlado, lo cual modifica las entradas y salidas establecidas anteriormente.

De acuerdo a Baldasano *et al.* (1993) la compactación y el plastificado de los RMO requiere 8.8 kWh/bala y 2 kg de polietileno de baja densidad (PEBD). Durante el proceso de compactación se considera la generación de 9 l de líquido de compactación por tonelada compactada (Baldasano *et al.*, 2003). De acuerdo a los estudios experimentales de Robles-Martínez y Gourdon (2000) la producción de metano y de dióxido de carbono se considera despreciable, por lo tanto no se consideran dentro del análisis en el vertido con balas plastificadas.

Como parte del vertedero mediante balas plastificadas se establece la depuración de líquidos de compactación y se establece un requerimiento energético de 2 kWh/m<sup>3</sup> depurado (Adham *et al.*, 1998).

Tabla 5.24 Composición de los lixiviados en vertedero (Fuente: IFEU, 1992)

Compuesto	Cantidad (mg/l, excepto para dioxinas y furanos)
Aluminio	2.4
Amonio	210
Antimonio	0.066
Arsénico	0.014
Berilio	0.0048
Cadmio	0.014
Cloruro	590
Cromo	0.06
Cobre	0.054
Fluoruro	0.39
Fierro	95
Plomo	0.063
Mercurio	0.0006
Níquel	0.17
Zinc	0.68
AOX	2
DBO	1900
1,1,1-tricloroetano	0.086
1,2-dicloroetano	0.01
2,4-dicloroetano	0.13
Benzo (a) pireno	0.00025
Benceno	0.037
Clorobenceno	0.007
Cloroformo	0.029
Clorofenol	0.00051
Diclorometano	0.44
Endrin	0.00025
Etilbenceno	0.058
Hexaclorobenceno	0.0018
Isopreno	0.076
PCB	0.00073
Pentaclorofenol	0.045
Fenol	0.38
Tetraclorometano	0.2
Tolueno	0.41
Toxaphene	0.001
Tricloroetano	0.043
Vinil cloruro	0.04
Dioxinas/furanos (ng/l)	0.32

Tabla 5.25 Composición de biogás producido en vertederos (Fuente: WMI, 1994)

Compuesto	Emisiones (g/m3)
Metano	316.8
Dióxido de Carbono	808.3
Oxígeno	6.6
Nitrógeno	23.1
Actylonitrile	0.00089
Benzene	0.00898
Chlorobenzene	0.00428
1,2-Dichloroethane	0.00049
1,1,1-Trichloroethane	0.00224
1,1-Dichloroethane	0.01910
Chloroethane (ethylchloride)	0.00455
1,1-Dichloroethene	0.00055
Trans-1,2-Dichloroethene	0.01510
Ethylbenzene	0.03543
Methylene chloride	0.07347
Chloromethane (HCFC22)	0.00275
Flurotrichloromethane (CFC11)	0.00680
Dichlorodifluoromethane (CFC12)	0.07466
Tetrachloroethene	0.04869
Toluene	0.19468
Trichloroethene	0.01961
Vinyl chloride	0.01725
Total xylene isomers	0.07403
Methyl ethyl kete	0.02681
Methyl isobutyl kete	0.00586
Aceta	0.01547
Chlorodifluoromethane	0.01071
Dichlorofluoromethane	0.01780
Hydrogen sulphide	0.02927
Etano	1.04621
Propano	0.04357
Butano	0.01171
Pentano	0.01694
Hexano	0.02541

**Tabla 5.26 Emisiones por motores generadores de energía eléctrica (Fuente: Young y Blakey, 1991)**

Compuesto	Emisiones (g/m <sup>3</sup> )
Partículas	0.8
Hidrocarburos	0.022
Óxidos de nitrógeno	0.795
Ácido clorhídrico	0.012
Óxidos de azufre	0.051
Dioxinas y furanos	0.0000008

**Tabla 5.27 Emisiones al aire por tratamiento de biogás mediante antorcha (Fuente: ENDS, 1999)**

Compuesto	Emisiones (g/m <sup>3</sup> )
Dióxido de carbono	0.05
Óxidos de nitrógeno	0.2
Hidrocarburos	0.01
Partículas	0.01
Óxidos de azufre	0.05
Ácido Clorhídrico	0.03
Cadmio	0.00005
Mercurio	0.00005
Dioxinas y furanos	0.00000018

### 5.3 Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV)

#### 5.3.1 Selección de las categorías de impacto

Actualmente, la etapa de Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV) presenta cierta subjetividad debido a que no hay consenso en la elección, modelación y evaluación de las categorías de impacto (Antón, 2004).

En el futuro se espera que esta situación mejore ya que el Programa de Análisis de Impacto de Ciclo de Vida de UNEP-SETAC (2003) que se desarrolla actualmente, tiene entre sus objetivos el generar un marco consistente para la realización de la EICV que incluya un listado de categorías de impacto recomendadas.

En esta EICV las categorías de impacto fueron elegidas bajo dos criterios: a) la disponibilidad de datos de referencia para Cataluña, lo cual permitirá realizar la normalización en el siguiente Capítulo, y b) analizando las categorías de impacto seleccionadas en 10 ACV de gestión de residuos publicados recientemente.

La Tabla 5.28 presenta los resultados de dicho análisis; aquí se puede observar que todos los estudios consideran cambio climático, acidificación y eutrofización, 7 de ellos analizan la formación de oxidante fotoquímicos, 6 toman en cuenta el impacto en salud humana, 4 incluyen ecotoxicidad, disminución de ozono estratosférico y disminución de recursos abióticos, 3 hacen referencia al uso de combustibles fósiles y sólo 2 estudian consumo de energía, consumo de agua, generación de residuos sólidos y uso de energías renovables.

Tomando en cuenta su relevancia a partir del análisis anterior y la disponibilidad de datos de referencia, en este trabajo se consideran las categorías de impacto presentadas en la Tabla 5.29.

**Tabla 5.28 Categorías de impacto consideradas en ACV de gestión de residuos.**

Referencia	CC	AC	EU	SH	EC	DOE	DRA	FOF	CE	CA	RS	UCF	UER
Bovea y Powell, 2006	√	√	√			√	√	√					
den Boer (Szpadt), <i>et al.</i> , 2005	√	√	√	√			√	√					
Lundie y Peters, 2005	√	√	√	√	√					√		√	√
Eriksson <i>et al.</i> , 2005	√	√	√					√					
Finnveden <i>et al.</i> , 2005	√	√	√	√	√	√	√	√	√		√	√	
Morris, 2005	√	√	√	√	√								
Muñoz <i>et al.</i> , 2004	√	√	√	√		√	√	√	√	√	√		
Ménard <i>et al.</i> , 2004	√	√	√	√	√	√		√					
Mendes <i>et al.</i> , 2004	√	√	√										
Sonesson <i>et al.</i> , 2000	√	√	√					√				√	√

CC, Cambio climático; AC, Acidificación; EU, Eutrofización; SH, Daños a la salud humana; EC, Ecotoxicidad; DOE, Disminución de ozono estratosférico; DRA, Disminución de recursos abióticos; FOF, Formación de oxidantes fotoquímicos; CE, Consumo de energía; CA, Consumo de agua; RS, Generación de residuos sólidos; UCF, Uso de combustibles fósiles y UER, Uso de energías renovables.

**Tabla 5.29 Categorías de impacto consideradas en el EICV.**

Categoría de impacto	Unidades	Método de evaluación
Acidificación	g H <sup>+</sup>	CML 2000 (Guinée <i>et al.</i> , 2002)
Disminución de ozono estratosférico	g eq CFC-11	CML 2000 (Guinée <i>et al.</i> , 2002)
Eutrofización	g eq PO <sub>4</sub>	CML 2000 (Guinée <i>et al.</i> , 2002)
Cambio climático	kg eq CO <sub>2</sub>	CML 2000 (Guinée <i>et al.</i> , 2002)
Formación de foto-oxidantes	kg eq etileno	CML 2000 (Guinée <i>et al.</i> , 2002)
Toxicidad terrestre	g eq 1,4-DCB	CML 2000 (Guinée <i>et al.</i> , 2002)
Efectos carcinogénicos	g eq 1,4 DCB	Ecoindicador 99 (Goedkoop y Spriensma, 2000)
Efectos respiratorios	DALY	Ecoindicador 99 (Goedkoop y Spriensma, 2000)
Extracción de combustibles fósiles	MJ	Ecoindicador 99 (Goedkoop y Spriensma, 2000)

### 5.3.2 Descripción de las categorías seleccionadas

A continuación se presenta una breve descripción de las categorías de impacto consideradas y la forma de obtener su indicador. Los casos de acidificación, disminución de ozono estratosférico, eutrofización, cambio climático, formación de foto-oxidantes y toxicidad terrestre, se basan en lo reportado por Guinée *et al.* (2002). Para efectos carcinogénicos, efectos respiratorios y extracción de combustibles fósiles se adoptan las explicaciones dadas por Goedkoop y Spriensma (2000).

#### Acidificación

Los contaminantes que generan acidificación tienen una amplia variedad de impactos en el suelo, en las aguas superficiales, aguas subterráneas, organismos vivos y en las edificaciones. Existen muchas emisiones ácidas generadas directamente por el hombre y otras son compuestos ácidos que se han generado a partir de reacciones en el aire. Como ejemplos de las emisiones humanas están el dióxido de azufre (que se convierte en ácido sulfúrico) y el óxido de nitrógeno (que se transforma en ácido nítrico).

El cálculo de la acidificación se basa en la siguiente fórmula:

$$\text{Acidificación} = \sum_i AP_i * m_i$$

donde:

$AP_i$  = Potencial de acidificación del compuesto  $i$

$M_i$  = Emisión del compuesto  $i$

La deposición ácida potencial puede estar expresada en términos del potencial de  $H^+$  equivalente. Por lo tanto el potencial de acidificación es agregado sobre la base de la capacidad química a formar iones  $H^+$ .

Por lo tanto el potencial de acidificación (AP) de un compuesto  $i$  ha sido definido como el número de iones  $H^+$  producidos por kg de compuesto relativo a  $SO_2$ :

$$AP_i = \frac{n_i}{n_{SO_2}}$$

$n_i$  (mol/kg) = Número de iones H<sup>+</sup> que pueden potencialmente ser producidos por kg de compuesto i.

$n_{SO_2}$  (mol/kg) = Número de iones H<sup>+</sup> que pueden potencialmente ser producidos por kg de compuesto SO<sub>2</sub>.

### Disminución de ozono estratosférico

La capa de ozono esta presente en la estratosfera y actúa como un filtro absorbiendo las dañinas ondas cortas de luz ultravioleta, mientras permite el paso de las ondas largas. La disminución de la capa de ozono provoca un incremento de la cantidad de rayos ultravioleta que llegan a la superficie de la Tierra, lo cual genera el aumento de algunas enfermedades como el cáncer de piel y las cataratas; la afectación de la producción agrícola, la degradación de los materiales plásticos, entre otros.

La mayoría de los cloruros y bromuros, procedentes de compuestos cloro-floro-carbonados, CFCs y otras fuentes, reaccionan en presencia de las nubes estratosféricas polares (PSCs) emitiendo cloruros y bromuros activos que bajo la acción de los UV provocan la descomposición del ozono.

El cálculo de la disminución del ozono estratosférico (OD), se basa en la siguiente fórmula:

$$OD = \sum_i OPD_i * m_i$$

donde:

OPD<sub>i</sub> = Potencial de disminución de ozono estratosférico para i

M<sub>i</sub> = Emisión del compuesto i en kg

La disminución del ozono es expresada en gramos de CFC-11.

El Potencial de Disminución de Ozono (ODP) para el compuesto i es definido como el ratio entre el rompimiento de ozono en estado de equilibrio debido a las emisiones anuales (in kg/año) de una cantidad de compuesto i emitido en la atmósfera, y el rompimiento de ozono

estratosférico en estado de equilibrio debido a una cantidad igual de CFC-11, el cual es usado como referencia.

### Eutrofización

La eutrofización incluye los impactos potenciales de niveles excesivamente altos de macronutrientes, de los cuales los más importantes son el nitrógeno y los fosfatos, sin embargo en este impacto también participan óxidos de nitrógeno, amoníaco y DBO.

El enriquecimiento de nutrientes puede generar un cambio indeseable en la composición de especies y por lo tanto en la producción de biomasa, tanto a nivel acuático como terrestre. También puede provocar la contaminación de las aguas para consumo y el incremento de la producción de biomasa en ambientes acuáticos, lo cual conduce a un incremento de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO).

El indicador de eutrofización es calculado de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$Eutrofización = \sum_i EP_i * m_i$$

donde:

$EP_i$  = Potencial de eutrofización del compuesto i

$M_i$  = Emisión del compuesto i

La eutrofización es el indicador resultante que se expresa en  $kg PO_4^{3-}$  equivalentes.

El  $EP_i$  refleja la potencial contribución de una sustancia en la formación de biomasa, de acuerdo a la fórmula:

$$EP_i = \frac{v_i / M_i}{v_{ref} / M_{ref}}$$

donde:

$v_i$  = Contribución potencial a la eutrofización de una mol de compuesto i

$v_{ref}$  = Contribución potencial a la eutrofización de una mol del compuesto de referencia (por ejemplo  $PO_4^{3-}$ )

$M_i$  = Masa del compuesto i (en kg/mol)

$M_{ref}$  = Masa del compuesto de referencia (en kg/mol), (por ejemplo  $PO_4^{3-}$ )

Los EPs están basados en la composición química promedio de organismos acuáticos:  $C_{106}H_{263}N_{16}P$ , por lo tanto en este enfoque 1 mol de P de biomasa requiere 16 moles de N. El factor de caracterización para la Demanda Química de Oxígeno (DQO), esta basado en el hecho de que cuando 1 mol de biomasa es emitida, esta requiere 138 moles de oxígeno para su degradación (Guinée *et al.*, 2002).

### Cambio climático

El cambio climático se define como el impacto de las emisiones antropogénicas sobre las fuerzas radiativas (por ejemplo, la absorción de la radiación del calor) de la atmósfera. Esto puede generar efectos adversos sobre los ecosistemas, la salud humana y el estado de los materiales. La mayoría de las emisiones relevantes al clima, enriquecen las fuerzas radiativas, causando que la temperatura superficial de la Tierra aumente. A esta situación comúnmente se le denomina “efecto invernadero” (Guinée *et al.*, 2002). Los métodos usados en la EICV están basados en las propuestas del Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC).

El Potencial de Calentamiento Global (GWP) es usado como el factor de caracterización para evaluar y agregar las intervenciones en la categoría de cambio climático. El indicador de gases de efecto invernadero se deriva de dos propiedades básicas de cada gas. La primera es la habilidad para reflejar el calor y la segunda tiene que ver con la permanencia del gas en la atmósfera. Estas propiedades se comparan con las propiedades del dióxido de carbono y convertidas en dióxido de carbono equivalentes. Entonces los equivalentes individuales pueden ser sumados para obtener un indicador de gases invernadero.

Por lo tanto, el indicador global de gases de efecto invernadero se calcula de la siguiente forma:

$$\text{Cambio climático} = \sum_i GWP_i * m_i$$

donde:

$GWP_i$  = Potencial de Calentamiento Global del compuesto i

$M_i$  = Masa del compuesto i en kg

El Potencial de Calentamiento Global (GWP) es el indicador resultante que se expresa en kg CO<sub>2</sub> equivalentes.

El PCG expresa el ratio entre el incremento de la absorción de infrarrojo debido a la emisión instantánea de 1 kg de compuesto y debido a una emisión equivalente de CO<sub>2</sub>, en ambos casos para un período determinado.

Como una regla general, las emisiones de CO<sub>2</sub> que tienen su origen en fuentes fósiles son contabilizadas dentro de la categoría de cambio climático y las que se generan a partir de fuentes biogénicas se consideran como emisiones neutras (den Boer (Szpadt) *et al.*, 2005).

### Formación de foto-oxidantes

La formación de foto-oxidantes es la generación de compuestos químicamente reactivos tales como ozono, por la acción de la luz del sol sobre ciertos contaminantes primarios. Estos compuestos reactivos pueden ser dañinos a la salud humana y al ecosistema y pueden también afectar los cultivos.

Los foto-oxidantes se pueden formar en la troposfera bajo la influencia de la luz ultravioleta, a través de reacciones de oxidación de Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) y monóxido de carbono en la presencia de óxidos de nitrógeno. El ozono es considerado como el más importante de estos agentes, junto con el peroxi-acetil-nitrato (PAN).

El indicador de formación de foto-oxidantes se obtiene al identificar los factores de conversión o reactividad para los COVs. Estos factores son usados para convertir el inventario de COVs en etileno equivalentes.

$$\text{Formación de foto-oxidantes} = \sum_i \text{POCP}_i * m_i$$

donde:

POCP<sub>i</sub> = Potencial de creación de ozono fotoquímico del compuesto i

M<sub>i</sub> = Masa del compuesto i

El Potencial de Creación de Ozono Fotoquímico (POCP) se define como el ratio entre el cambio de las concentraciones de ozono debidas a un cambio en las emisiones de COVs y el

cambio en la concentración de ozono generado por el cambio en las emisiones de etileno. Se expresa mediante la siguiente fórmula:

$$POCP_i = \frac{a_i / b_i}{a_{C_2H_4} / b_{C_2H_4}}$$

donde:

$a_i$  = Cambio en la concentración de ozono debido al cambio en las emisiones del COVi

$b_i$  = Emisiones integradas de COVs a un tiempo dado

$a_{C_2H_4}$  = Cambio en la concentración de ozono debido al cambio en las emisiones de etileno

$b_{C_2H_4}$  = Emisiones integradas de etileno a un tiempo dado

Los factores de caracterización de han extendido a los óxidos de nitrógeno y algunas otras sustancias inorgánicas que son consideradas en la evaluación (den Boer (Szpadt) *et al.*, 2005).

### Toxicidad terrestre

En esta categoría se contemplan los efectos de los compuestos tóxicos sobre los ecosistemas terrestres. En las categorías de toxicidad el factor transporte tiene especial relevancia ya que los contaminantes tóxicos no permanecen en el medio (aire, suelo, agua superficial, etc.) donde fueron emitidos sino que pueden desplazarse afectar otros ambientes. Un compuesto puede llegar a ser más dañino en un medio diferente al de su emisión.

El cálculo del indicador de toxicidad terrestre se obtiene a partir de la siguiente fórmula:

$$Toxicidad\ terrestre = \sum_i TTP_i * f_{i,n} * m_i$$

donde:

$TTP_i$  = Potencial de Toxicidad Terrestre del compuesto i (unidades dependen del método usado)

$F_{i,n}$  = Fracción del compuesto i que se transporta hasta el medio n (adimensional)

$m_i$  = Masa del compuesto i

En este caso la toxicidad terrestre se reporta en 2,4 Dicloro-Benceno equivalentes.

## Efectos carcinogénicos

Proporcionar evidencia sobre la relación causal entre un agente y la incidencia de un tumor es una tarea compleja que requiere la consideración de todos los resultados experimentales y estudios epidemiológicos posibles. En este aspecto la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) es el cuerpo científico que se encarga de realizar las evaluaciones de riesgo y de clasificar los compuestos por su grado de carcinogénesis, de acuerdo a la evidencia accesible.

Para todos los compuestos clasificados por la IARC, para los cuales existe suficiente información sobre las características físico-químicas y carcinogénicas, se calcula el daño a la salud humana a partir de las emisiones.

El primer paso es calcular el factor de destino, para lo cual Eco-indicador 99 utiliza los factores calculados por EUSES. Este análisis proporciona la relación entre emisiones en Europa (kg/año) y la concentración de los compuestos en el aire, agua para beber y alimentos.

Posteriormente se calcula la incidencia de cáncer a partir del concepto de “Unidad-Riesgo”, el cual es un factor que estima la probabilidad de que un individuo promedio desarrolle cáncer cuando se expone (por inhalación), a un contaminante en una concentración de 1 microgramo por metro cúbico, para ello se considera un promedio de vida de 70 años. Las unidades de riesgo para agua de beber y alimentos se calculan extrapolando los datos obtenidos a partir de la inhalación.

La densidad de población determina el número de personas expuestas.

Con el factor destino, la unidad de riesgo y la densidad de población se estima la incidencia de cáncer, que se expresa como el número de casos de cáncer por kg de sustancia emitida, a lo que se le llama “Factor Efecto”.

La estimación de los Años de Vida Perdidos (YLL) y los Años de Vida Deshabilitados (YLD) por incidencia de cáncer resultan de los Factores Efecto estimados a partir de:

- Tipo de cáncer desarrollado

- Forma de tumor desarrollado
- Años de vida potencialmente perdidos
- Duración de la enfermedad
- Severidad de la deshabilitado

Finalmente, con YLL y YLD se calculan el número de Años de Vida Ajustados a la Dishabilidad – DALYs. El concepto DALY compara el tiempo vivido con dishabilidad y el tiempo perdido por una mortalidad prematura.

Si se analiza esta categoría desde una perspectiva cultural jerárquica, como en este caso, el análisis efectos carcinogénicos se limita a los compuestos clasificados por la IARC que han sido identificados como cancerígenos y a los compuestos clasificados como probablemente cancerígenos, dejando fuera del análisis aquellas sustancias que “posiblemente” son cancerígenas, a las que no se han clasificado y a las que probablemente no generan cáncer en humanos.

### **Efectos respiratorios**

En estudios epidemiológicos ha sido demostrado que varios compuestos inorgánicos y polvo están relacionados con efectos respiratorios en humanos. Pilkington *et al.* (1997) reporta los siguientes compuestos como causantes de efectos respiratorios:

- Materia Particulada (PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>)
- Nitratos y sulfatos
- Óxidos de azufre
- Ozono
- Monóxido de carbono
- Óxidos de nitrógeno

Ecoindicador 99 determina las funciones de Exposición-Respuesta haciendo uso de los datos de concentraciones ambientales, densidad de población en el área de estudio, admisiones diarias en hospitales a causa de efectos respiratorios y riesgo relativo (Goedkoop y Spriensma, 2000).

Para calcular los resultados finales en DALYs se estima la seriedad y la duración de la enfermedad a partir de los datos de pérdida de años por muertes prematura, causada por efectos respiratorios (Hofstetter, 1998).

### **Uso de combustibles fósiles**

El daño causado por la disminución de combustibles fósiles se expresa en MJ/kg de material extraído, usando el concepto de energía SURPLUS. La energía SURPLUS se define como la diferencia entre la energía necesaria para extraer un recurso ahora y en algún momento del futuro.

La futura energía SURPLUS se calcula mediante  $Q \cdot N$ , donde  $Q$  representa la cantidad total que ha sido extraída por el hombre antes de 1990 y  $N$  representa el número de veces que esta cantidad es extraída (Goedkoop y Spriensma, 2000).

### **5.3.3 Software utilizado**

Para la realización de la EICV se utilizó el software: “Tools for Environmental Analysis and Management” - TEAM<sup>TM</sup> versión 4.0 de Ecobilan y su base de datos asociada: “Data for Environmental Analysis and Management” - DEAM<sup>TM</sup>.

TEAM permite describir el sistema e introducir los datos del inventario, pero también permite el cálculo del inventario a partir de los procesos industriales que se incluyen en la base de datos DEAM. Los procesos industriales que se consideran a partir de DEAM son los siguientes:

- Producción de energía eléctrica de acuerdo al perfil de España
- Producción de Gas Natural
- Producción de Diesel
- Producción de Gasolina
- Producción de fertilizante Superfosfato (para compensar impactos por producción de compost)
- Producción de planchas de aluminio (para compensar impactos por reciclaje de aluminio)

- Producción de hojalata (para compensar impactos por reciclaje de materiales férricos)
- Producción de papel kraft blanqueado (para compensar impactos por reciclaje de papel y cartón)
- Producción de Polietileno de Alta Densidad (PEAD) (para compensar impactos por reciclaje de PEAD)
- Producción de Polietileno de Baja Densidad (para compensar impactos por reciclaje de PEBD)
- Producción de vidrio blanco (para compensar impactos por reciclaje de vidrio)
- Producción de fibras acrílicas (para compensar impactos por reciclaje de textiles)

TEAM permite elegir entre los siguientes métodos de evaluación del impacto:

- CML 2000 (Guinée *et al.*, 2002). Es un método muy completo porque considera 9 categorías y está actualizado.
- Ecoindicador 99 (Goedkoop y Spriensma, 2000). Es un método muy completo y actual que evalúa efectos de los impactos (endpoint) desde tres perspectivas culturales diferentes.
- CML (CML, 92). Es un método que considera 9 categorías de impacto pero se ha presentado una versión mejorada en el 2002.
- EB, evalúa la disminución de recursos y la radioactividad.
- CST (Jolliet y Crettaz, 1996) sólo considera toxicidad
- USES (Huijbregts *et al.*, 2000) se enfoca en toxicidad
- FRED (SAIC, 2000). Únicamente considera impactos en toxicidad
- IPCC Sólo evalúa los impactos por emisión de gases de efecto invernadero
- WMO Considera la disminución de la capa de ozono y la formación de foto-oxidantes

En la siguiente sección se fundamenta la elección de los métodos elegidos.

### 5.3.4 Métodos de evaluación de impactos

Para realizar el análisis del impacto del ciclo de vida de este ACV, se ha elegido CML 2000 (Guinée *et al.*, 2002) como el método principal de evaluación de impactos ya que utiliza un enfoque intermedio (“midpoint”), el cual cuenta con la aceptación internacional, a pesar de

que algunas categorías como toxicidad humana aún esta en desarrollo y presenta mucha subjetividad (den Boer (Szpadt) *et al.*, 2005). Bajo este método se evalúan los impactos de acidificación, disminución de ozono estratosférico, eutrofización, cambio climático, formación de foto-oxidantes y toxicidad terrestre (Tabla 7.2)

Los métodos orientados hacia el daño (“endpoint”) han sido criticados por su insuficiente transparencia y subjetividad en los resultados (Bare *et al.*, 2000) pero proveen un resultado más fácil de interpretar, por esta razón en este trabajo se utiliza Eco-indicador 99 (Goedkoop y Spriensma, 2000) como el método para medir los efectos carcinogénicos, efectos respiratorios y extracción de combustibles fósiles (Tabla 7.2) y dentro de las perspectivas culturales propuestas en este método se adopta la “Jerárquica” porque es la visión que sólo incluye hechos que son respaldados por cuerpos científicos y políticos con suficiente reconocimiento. Se le considera la actitud más común entre la comunidad científica (Goedkoop y Spriensma, 2000).

### **5.3.5 Resultados caracterizados y discusión de la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida**

En este apartado se presentan y se discuten los impactos potenciales resultantes por categoría, para cada escenario analizado y las contribuciones porcentuales de los procesos que conforman cada sistema.

#### **Acidificación**

La Figura 5.2a indica que todos los escenarios propuestos evitan la acidificación. Aquí se puede ver que entre A1, A2, A3 y A4 (As) se presenta un patrón ascendente de ahorros el cual se repite para B1, B2, B3 y B4 (Bs) pero con valores ligeramente inferiores. B1 es la alternativa el que menos impacto evita con -568 millones de gramos de H<sup>+</sup> y A4 la que más daños ahorra con -13400 millones de g de H<sup>+</sup> equivalentes.

Esta situación puede ser explicada con la ayuda de la Figura 5.2b, donde se observa que RNS, PV, RS y COM contribuyen a la acidificación, mientras que MET, INC, VER y los procesos

de reciclaje la evitan. Lo anterior propicia que A4 sea el escenario que mas daños evitan, pues es en donde mas reciclaje se realiza.

De todos los procesos de reciclaje destaca el de papel y cartón que alcanza ahorros de acidificación muy superiores lo cual se debe a que el papel y cartón es la fracción que mas se recicla, como se puede observar en la Figura 5.2b.

La tendencia mostrada entre los escenarios As y entre los Bs refleja el incremento de los procesos de reciclaje, lo cual permite aumentar los daños evitados a pesar de que INC y VER disminuyen.

La ligera diferencia entre el grupo de escenarios As y el grupo Bs, se debe a que en As se considera que VER genera energía eléctrica, lo cual es fuente de ahorro de acidificación. En los Bs, VER considera el uso de la tecnología de balas plastificadas que evita la formación de biogás y con ello la producción de energía eléctrica.

La acidificación generada por RNS y RS se debe principalmente a las emisiones de óxidos de nitrógeno generados por el consumo de combustibles en los camiones recolectores de residuos y la acidificación evitada obedece a los ahorros de emisiones de óxidos de azufre generados por la generación energía eléctrica o por la sustitución de materias primas vírgenes en los procesos de reciclaje, lo que conlleva al ahorro de energía eléctrica.

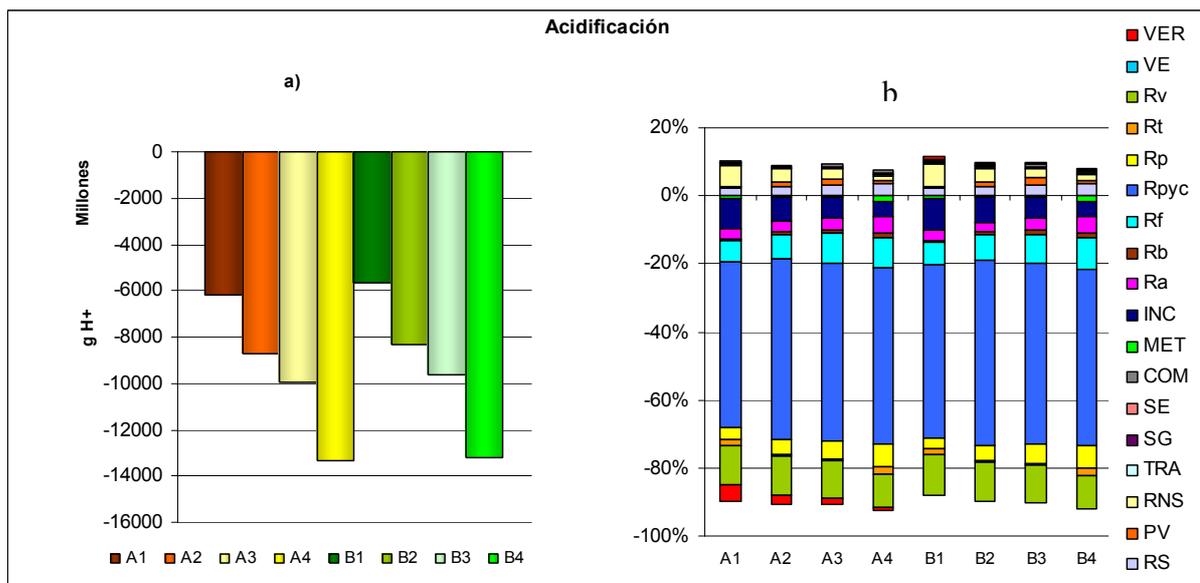


Figura 5.2 Contribuciones a la categoría de acidificación, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

Esta situación concuerda con lo reportado por Bovea y Powell (2006), Beigl y Salhofer (2004) y Arena *et al.* (2003); quienes atribuyen los impactos en acidificación al uso de combustibles y los ahorros a los procesos de reciclaje y a los procesos que generan energía eléctrica, como es el caso de VER, INC y MET en este estudio.

La cantidad de RNS en A3 y B3 es equivalente a la RS en A4 y B4, sin embargo el impacto registrado es mayor para RS lo cual se debe a que se incrementa la recogida de residuos fermentables y según Baldasano *et al.* (2002), este es un proceso donde se disminuyen los rendimientos ya que hay una menor compactación con la finalidad de evitar la producción de líquidos y los posteriores procesos de fermentación biológica. Esto se traduce en más viajes y con ello aumenta la formación de dióxido de nitrógeno que contribuye a la acidificación.

### **Disminución de ozono estratosférico**

Las aportaciones globales de cada escenario a la categoría de disminución de ozono estratosférico se pueden ver en la Figura 5.3a, donde se detecta que A1, A2, A3 y A4 contribuyen al deterioro de la capa de ozono, pero A1 es la alternativa que alcanza el valor máximo con más de 14 millones de gramos de CFC-11 equivalente. En esta gráfica también se observa que B4 evita ligeramente el daño con -157000 gramos de CFC-11 equivalente.

En la Figura 5.3b se observa que VER es el proceso más relevante en esta categoría, pero su impacto se relaciona únicamente a la disposición en vertedero controlado por sus emisiones de CFC 11, CFC 12, Halón, HCFC 123, HCFC 22 y tricloroetano. En RNS, PV, RS y COM se genera Halón por el uso de combustibles fósiles y energía eléctrica, lo cual también genera impacto, aunque de forma menos significativa.

El daño evitado está definido por INC, los procesos de reciclaje y en menor medida por MET ya que son procesos que ahorran materias primas o generan energía eléctrica y eso propicia el ahorro de emisiones que deterioran la capa de ozono.

Los resultados obtenidos concuerdan parcialmente con lo reportado por Bovea y Powell (2006), quienes establecen que las contribuciones a esta categoría se determinan por los procesos de transporte, y los ahorros por los procesos de reciclaje y el vertedero con

recuperación de energía. En este último caso se puede discutir que el vertedero controlado, aún considerando la generación de energía eléctrica a partir del biogás colectado, sigue generando emisiones de CFCs mientras no se logre recolectar el 100% del biogás que se produce.

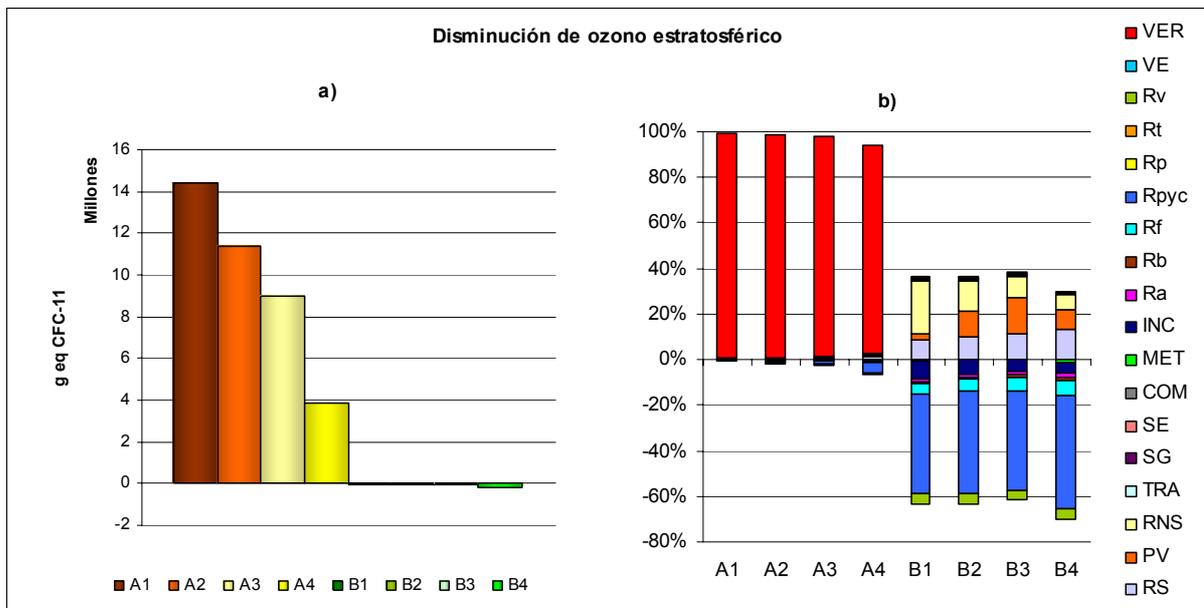


Figura 5.3 Contribuciones a la categoría de ozono estratosférico, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

### Eutrofización

De acuerdo a la Figura 5.4a todos los escenarios ahorran impactos por eutrofización. Aquí se observa que entre las alternativas As los daños evitados se incrementan de manera progresiva y lo mismo ocurre con el grupo de escenarios Bs, pero estos presentan ahorros superiores a los de As. De todos ellos A1 es la alternativa que menos ahorros genera con  $-4.07E+08$  gramos de  $PO_4$  equivalente. La tendencia que se presenta es debida al incremento paulatino en los porcentajes de reciclaje, lo cual se puede ver en la Figura 5.4b.

A4 y B4 representan los máximos daños evitados con un valor de  $-1.13E+09$  g de  $PO_4$  equivalente en ambos casos, lo cual se debe a que en estos escenarios se alcanzan los máximos niveles de reciclaje.

En la gráfica 5.4b se puede ver que RS, PV, RNS, INC y VER son los procesos mas significativos en la generación de eutrofización, mientras que MET y los procesos de reciclaje evitan el impacto.

Bovea y Powell (2006) encuentran que los procesos de recolección, en este caso RS, PV y RNS, tienen una contribución neta para la eutrofización que esta determinada por las emisiones de NO<sub>x</sub>. En el caso de VER, cuando se trata de un vertido controlado, el NH<sub>4</sub>, los fosfatos y la DQO también son relevantes ya que según Mendes *et al.* (2004) tienen un factor de impacto mayor que los NO<sub>x</sub>.

Si se analizan las alternativas As en la Figura 5.4b se puede observar que VER sólo contribuye al impacto en A1 y A2 porque que en A3 y A4 el vertido controlado disminuye y el impacto deja de ser relevante. Mendes *et al.* (2004) describen que los compuestos de nitrógeno del vertedero controlado se disuelven en los lixiviados y como se asume la presencia de fugas esto resulta en un aporte a la eutrofización, pero esta situación no ocurre cuando de trata de un vertedero de balas plastificadas como en Bs, porque se asume que los residuos se mantienen aislados por una película impermeable.

Los procesos de reciclaje evitan el impacto porque sustituyen materia prima virgen y según Morris (2005) son 13 veces mas efectivos para evitar emisiones que generan eutrofización.

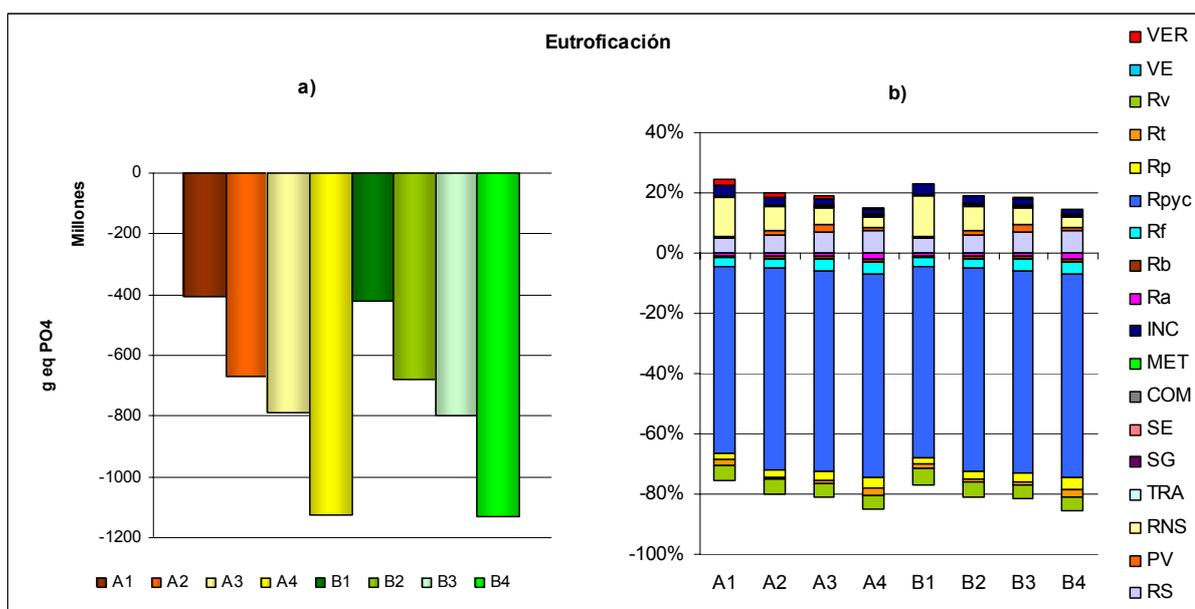


Figura 5.4 Contribuciones a la categoría de eutrofización, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

MET es un proceso que evita el daño en esta categoría porque genera energía eléctrica, pero INC a pesar de generar energía eléctrica no es un proceso que ahorre acidificación porque sus emisiones de  $\text{NO}_x$  superan los beneficios de la generación de energía.

En esta categoría COM no es un proceso relevante, sin embargo Eriksson *et al.* (2005) lo consideran la principal fuente de eutrofización ya que al aplicarse sobre el terreno genera más impacto que los fertilizantes minerales por las emisiones de amoníaco y nitrato.

### **Cambio climático**

El comportamiento del cambio climático por escenarios se refleja en la Figura 5.5a, donde se identifica que sólo A1 presenta contribuciones para esta categoría con emisiones de  $5.78\text{E}+11$  kg de  $\text{CO}_2$  equivalente. El resto de alternativas evitan el impacto y de todas ellas destaca B4 cuyos ahorros están en el orden de  $-2.11\text{E}+12$  kg de  $\text{CO}_2$  equivalente.

Lo anterior se puede explicar con el apoyo de la Figura 5.5b, donde se advierte que VER, RS, PV y RNS son los principales contribuyentes de gases de efecto invernadero (GEI) y que MET, INC y sobretodo los procesos de reciclaje evitan el impacto. Lo anterior coincide con lo reportado por Weitz *et al.* (2002), Arena *et al.* (2003), Morris (2005) y Bovea y Powell (2006); quienes reportan que los procesos de transporte, fabricación de compost y vertido controlado son generadores de GEI y señalan a la digestión anaeróbica, la incineración y el reciclaje, como procesos que evitan el cambio climático.

En la Figura 5.5b se observa que entre A1, A2, A3 y A4 (As) el valor global del impacto está determinado por el incremento de los procesos de reciclaje y la disminución de VER ya que las contribuciones de RNS, PV y RS, y los ahorros de INC y MET no llegan a ser muy relevantes en el comportamiento global de los escenarios.

Entre los escenarios B1, B2, B3 y B4 los ahorros de GEI aumentan conforme se incrementan los reciclajes, pero en estos casos VER prácticamente no impacta porque se trata del vertido con balas plastificadas. En B1 VER muestra un ligero impacto que se debe al uso de energía eléctrica por procesos de compactación, pero este insumo va disminuyendo conforme se disminuye el depósito de residuos en VER y deja de ser una contribución importante.

PV adquiere una ligera importancia en B3 porque se asume una mayor proporción de residuos colectados, al igual que en A3, pero aquí PV adquiere mas relevancia en términos proporcionales.

En VER el impacto esta dominado por las emisiones de metano pero en RNS, PV y RS el dióxido de carbono es el más destacado contaminante.

Con respecto a VER, Smith y Brown (2002) reportan que el vertedero es la peor opción de gestión de residuos debido a las importantes emisiones de GEI que se generan, sin embargo el vertido de residuos bajo el sistema de balas plastificadas ofrece la ventaja de eliminar las emisiones de metano y minimizar el dióxido de carbono emitido (Gassó y Baldasano, 2000; Robles-Martínez y Gourdon, 2000; Baldasano *et al.*, 2003), por esa razón los escenarios Bs evitan el impacto.

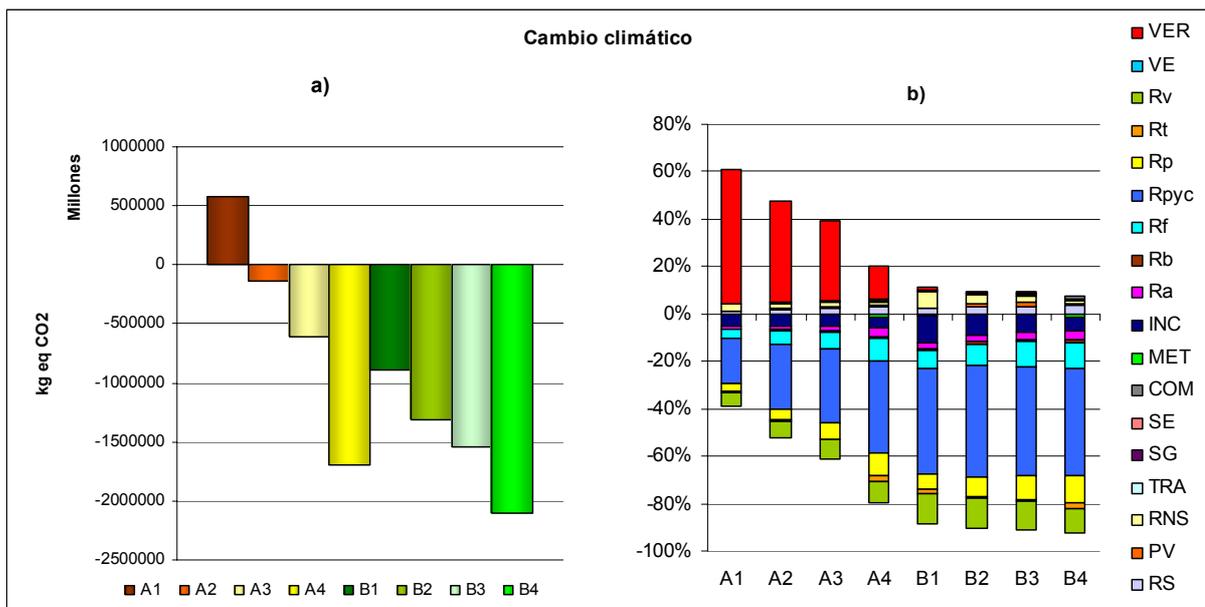


Figura 5.5 Contribuciones a la categoría de cambio climático, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

### Formación de foto-oxidantes

En la Figura 5.6a se observa que los escenarios A1, A2 y A3 contribuyen a la formación de foto-oxidantes y que el resto de escenarios evitan este impacto, aquí se puede ver que la

contribución mas importante la genera A1 con un valor de 337 millones de kg de etileno y la mínima B4 con -289 millones de kg de etileno.

La Figura 5.6b muestra que en los escenarios A1, A2, A3 y A4, VER genera las aportaciones mas importantes para la formación de foto oxidantes, lo cual concuerda con lo reportado por Bovea y Powell (2006); sin embargo en B1, B2, B3 y B4, VER no contribuye al impacto de forma relevante porque se considera el vertido con la tecnología de balas plastificadas, las cuales no generan emisiones significativas para esta categoría.

Como se observa en la Figura 5.6b, los ahorros netos en esta categoría se deben principalmente a los procesos de reciclaje, tal como lo establecen Bovea y Powell (2006), pero MET e INC también evitan el impacto porque los beneficios por la generación de energía eléctrica superan las emisiones generadas.

Al analizar el comportamiento de PV se visualizan impactos muy cercanos a RNS y a RS lo cual se debe a que la recolección de residuos en puntos verdes se lleva a cabo en transporte privado que resulta menos eficiente porque requiere de mas energía por tonelada depositada, ya que se transporta menos cantidad de residuos por viaje que en los camiones recolectores de RNS y de RS.

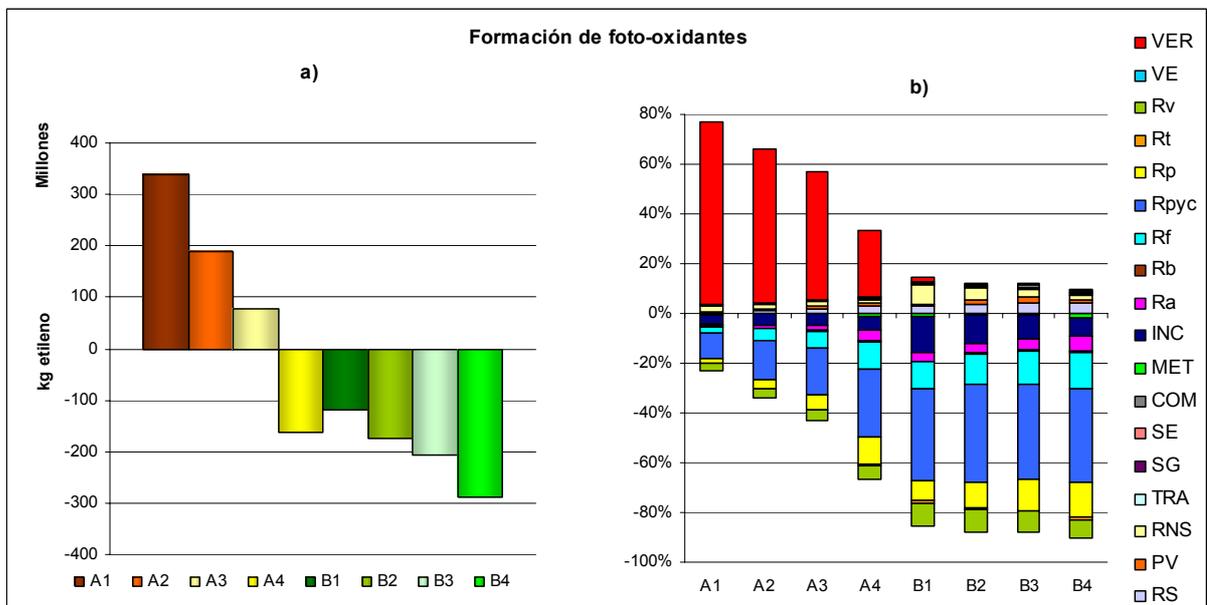


Figura 5.6 Contribuciones a la categoría de formación de foto-oxidantes, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

## Toxicidad terrestre

En la Figura 5.7a se observa que todos los escenarios planteados evitan el impacto en un rango que va de -2220 millones de gramos de 1,4-DCB equivalente en B1 a -6770 millones de gramos de 1,4-DCB equivalente en A4, también se detecta una tendencia creciente de daños evitados de A1 a A4 y de B1 a B4.

La pauta descrita anteriormente se puede explicar con ayuda de la Figura 5.7b, donde se pone de manifiesto que INC es el principal proceso generador de impacto por sus emisiones de arsénico, mercurio, zinc y dioxinas, lo cual coincide con lo reportado por Güereca *et al.* (2006). RNS, PV, RS y COM también contribuyen al impacto pero en menor medida. Por otra parte se observa que los procesos de reciclaje y MET evitan la generación de toxicidad ya que según Morris (2005) el reciclaje reduce la ecotoxicidad, debido a que se evita la producción de materiales vírgenes y con ello la emisión de contaminantes.

MET es un proceso ahorrador en todos los escenarios, pero en A1, A4, B1, B4, S1 y S2, adquiere algo de relevancia en términos porcentuales.

El proceso VER es un caso aparte, porque en la serie de escenarios As figura como un ahorrador de impacto y en el escenario B1 se refleja como un contribuyente, lo cual se debe a que los impactos generados por el proceso VER obedecen al uso de energía eléctrica y combustibles fósiles, que en el caso del vertedero controlado tradicional no es muy relevante y además se genera energía eléctrica con el biogás generado, por eso en términos netos el proceso VER de A1, A2, A3 y A4 evita daños; pero en el caso de Bs VER utiliza la tecnología de balas plastificadas que requiere de energía eléctrica –sin generarla, por esa razón VER aparece como un contribuyente en B1.

Las aportaciones de INC a esta categoría están determinadas por las emisiones de metales pesados y dioxinas, lo cual coincide con Güereca *et al.* (2006), quienes reportan que la incineración es el proceso que representa mayor impacto potencial en toxicidad para los ecosistemas, sin alcanzar niveles de preocupación tal como lo demuestran los estudios de Schuhmacher (2001) y Llobet *et al.* (2003).

En la Figura 7.7b también se observa que COM contribuye al impacto en los escenarios A4 y B4, que es en donde mas fermentación aeróbica se realiza y aunque no es una aportación muy significativa porque sus emisiones de metales pesados son pequeñas comparadas con el flujo total, según Eriksson *et al.* (2004), su aplicación en tierras arables puede generar un problema

en esta categoría porque los metales quedan expuestos a cultivos vivos y estas pequeñas cantidades llegan a ser extremadamente dañinas.

En el caso de los procesos de recolección se puede observar que en A2, A3, A4, B2, B3 y B4; PV es mas relevante que RNS y RS lo cual se debe a que la recolección de residuos por este medio implica el uso de gasolina en el 77% de los vehículos (DGT, 2003) y aunque la gasolina genera de 10 a 100 veces menos partículas de combustión (Jacobson, 2002) durante su uso, la producción de este combustible genera mayores impactos ambientales que la producción de diesel debido a los requerimientos energéticos de las refinerías (Furuholt, 1995).

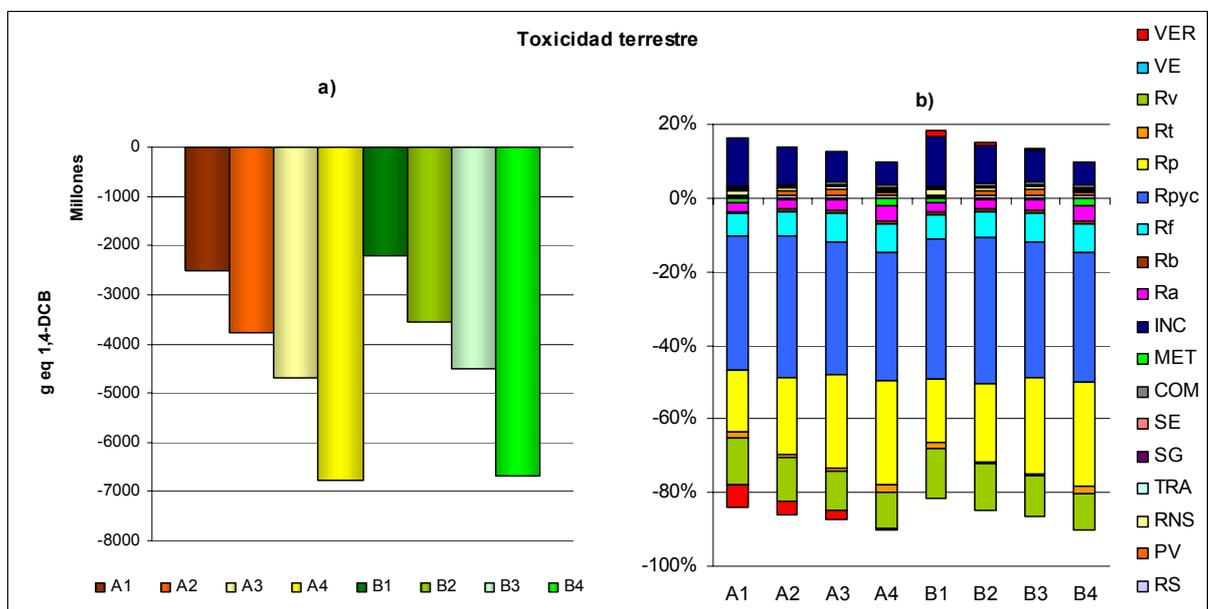


Figura 5.7 Contribuciones a la categoría de toxicidad terrestre, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

### Efectos carcinogénicos

En la Figura 5.8a se observa que todos los escenarios evitan los efectos carcinogénicos aunque en diferente magnitud. De la alternativa A1 a la A4 los daños evitados se van incrementando y lo mismo sucede de la B1 a la B4, siendo A1 el escenario con menos ahorros: 26.9 gramos de 1,4-DCB equivalente y B4 el que mas daño evita: 225 gramos de 1,4-DCB equivalente.

La Figura 5.8b muestra que VER, en la modalidad de vertido controlado, es el principal generador de impacto por las descargas de dioxinas y metales en los lixiviados, tal como lo establecen Güereca *et al.* (2006); aunque RNS, PV, RS y COM también contribuyen pero en menor medida. Aquí se puede observar que los procesos de reciclaje son los ahorradores de impacto más importantes porque evitan las emisiones de metales pesados, lo cual concuerda con Eriksson *et al.* (2004).

Sobre las descargas de metales en los lixiviados de vertederos controlado, Finnveden *et al.* (1995) establecen que si se considerara una perspectiva de tiempo infinita las salidas de los metales tendrían que ser iguales a las entradas, pero este marco de tiempo va más allá de los 30 años considerados en este estudio, por lo que se puede suponer que el impacto potencial puede ser mayor.

En el caso de VER con la tecnología de balas plastificadas (escenarios B1, B2, B3 y B4) no se presenta impacto, lo cual se debe a que las balas están protegidas por una película de polietileno que impide la penetración de la lluvia en el corto plazo y con ello la generación de lixiviados que contengan metales pesados. Esta aparente ventaja de la tecnología de balas plastificadas merece ser investigada, pues el film de polietileno tiende a perder sus propiedades en el corto plazo y entonces se lixiviarían los metales presentes en los residuos, generando a la larga, el mismo impacto potencial que el vertedero controlado, para esta categoría.

Los procesos de recolección (RNS; PV Y RS) contribuyen al impacto principalmente por las emisiones de níquel y cadmio, lo cual concuerda con lo reportado por Güereca *et al.* (2006) quienes establecen que los procesos de recolección emiten PM<sub>10</sub>, incidiendo de forma significativa en la categoría daños a la salud humana bajo el criterio de cáncer.

INC y MET son dos procesos que evitan el impacto en todos los escenarios, aunque no de forma relevante, esto se debe a que los beneficios por generar energía eléctrica superan las emisiones relacionadas con esta categoría. En el caso de INC, Güereca *et al.* (2006) lo identifican como un proceso generador de efectos carcinogénicos por sus emisiones de dioxinas, lo cual no coincide con este trabajo porque aquí se considera que las incineradoras cuentan con dispositivos de remoción de los contaminantes que alcanzan más del 99% de eficiencia.

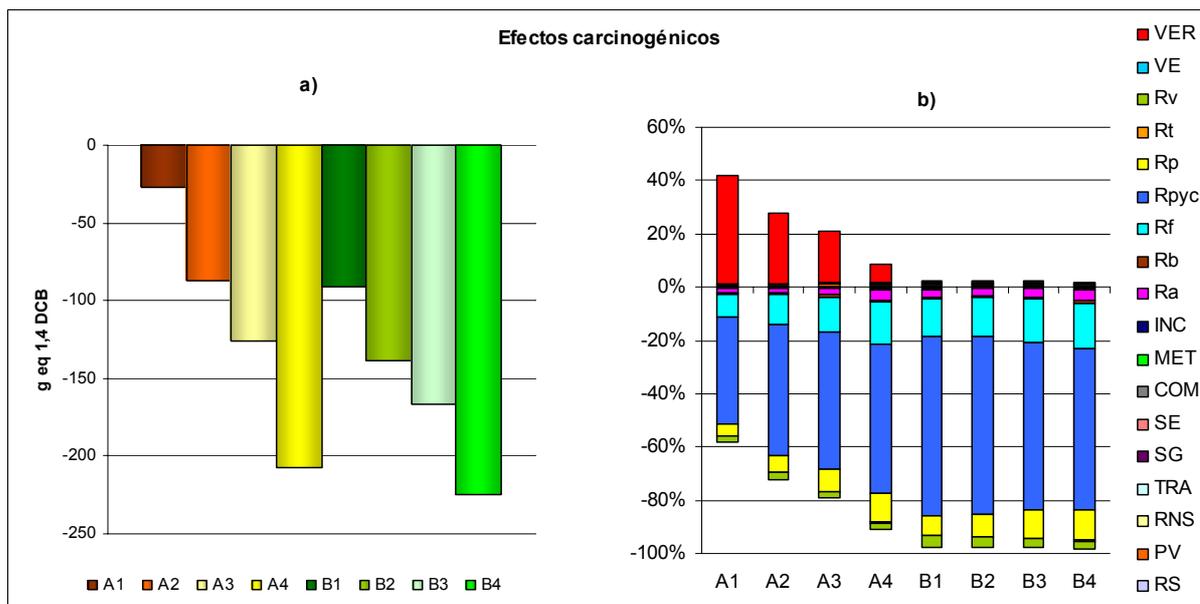


Figura 5.8 Contribuciones a la categoría de efectos carcinogénicos, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

### Efectos respiratorios

Como se puede ver en la Figura 5.9a, todas las alternativas propuestas evitan el impacto en la categoría de efectos respiratorios. Aquí se observa que B1 evita el daño en menor medida, con -443 DALYs, y A4 alcanza la mitigación máxima con -1110 DALYs. En esta gráfica se observa que los daños evitados se van incrementando de A1 a A4 progresivamente y lo mismo ocurre de B1 a B4.

La Figura 5.9b nos indica que RNS, PV y RS son los principales responsables de las contribuciones e INC y los procesos de reciclaje figuran como los más relevantes ahorradores de efectos respiratorios.

RNS, PV y RS son procesos que presentan emisiones de PM, NO<sub>x</sub> y SO<sub>x</sub>, incidiendo de forma significativa en la categoría de efectos respiratorios. Actualmente casi el 4% de RS y de RNS se lleva a cabo a través de camiones recolectores que funcionan con gas natural (GNC) y se desconoce si la tendencia es sustituir el diesel por el GNC a futuro, en ese caso se puede discutir que en el motor de gas natural, los niveles de partículas y de derivados de azufre son cero (García, 2000), con lo cual se disminuirían los efectos respiratorios; sin embargo, las

emisiones de NO<sub>x</sub> y HC serían mayores y se incrementarían los impactos de acidificación y formación de foto oxidantes.

Tal como lo establece Morris (2005) en su trabajo, los procesos de reciclaje fueron los que mas contribuyeron a mitigar los efectos respiratorios debido a que se sustituyó el uso de materias primas vírgenes y con ello se evitaron las emisiones de compuestos que causan efectos respiratorios. Lo mismo sucedió en INC, donde la generación de energía eléctrica compensó las emisiones generadas durante la incineración.

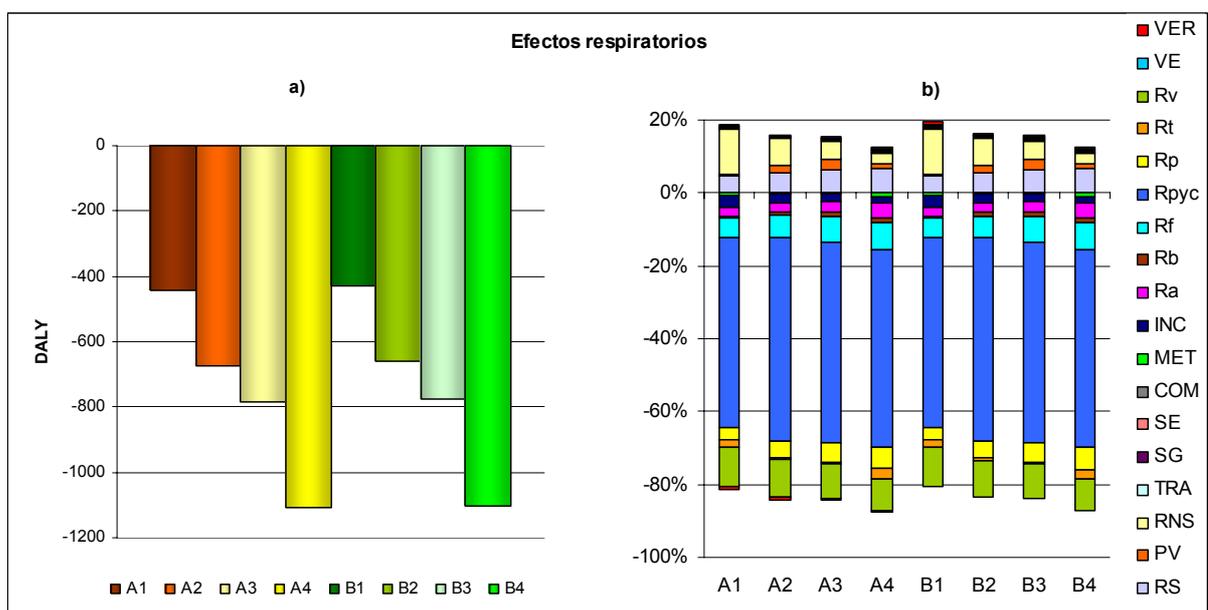


Figura 5.9 Contribuciones a la categoría de efectos respiratorios, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

### Extracción de combustibles fósiles

La Figura 5.10a muestra que todos los escenarios analizados evitan el uso de combustibles fósiles, lo cual de acuerdo a Finnveden *et al.* (2004) implica que para todas las alternativas estudiadas la energía que salió del sistema fue mayor que la energía requerida (excluyendo el contenido energético de los residuos que por ser el mismo en todos los casos no se toma en cuenta). Sin embargo no todas las alternativas evitan el impacto en la misma medida, ya que B1 presenta el ahorro mínimo con  $-1.11E+09$  MJ y A4 el máximo con  $-3.21E+09$  MJ. Entre A1, A2, A3 y A4 el ahorro de combustibles fósiles se va incrementando paulatinamente y lo mismo sucede entre B1, B2, B3 y B4.

En la Figura 5.10b se puede ver que RNS, PV y RS contribuyen al impacto y que INC, VER y los procesos de reciclaje lo evitan.

RNS, PV y RS son los principales consumidores de combustibles fósiles porque utilizan diesel, gas natural y gasolina, pero proporcionalmente PV genera mas impacto ya que, como se describe en el apartado de toxicidad terrestre, se considera que el 77% del transporte utiliza gasolina y de acuerdo a Furuholt (1995) esta genera mayores impactos ambientales que la producción de diesel debido a los requerimientos energéticos de las refinерías

RS impacta mas que RNS, porque en RS se colectan los residuos fermentables por separado y esta fracción (como se discute en la sección de acidificación), es un proceso donde se disminuyen los rendimientos ya que hay una menor compactación con la finalidad de evitar la producción de líquidos y los posteriores procesos de fermentación biológica (Baldasano *et al.*, 2002). Esto se traduce en más viajes y con ello aumenta el uso de combustibles fósiles.

En los 8 escenarios analizados INC produce ahorros en el uso de combustibles fósiles que se presentan por la generación de energía eléctrica, tal como lo exponen Arena *et al.* (2003). Sin embargo, los procesos de reciclaje en conjunto, constituyen la fuente de mitigación mas importante para esta categoría de impacto, tal como lo establecen Eriksson *et al.* (2005) y Finnveden *et al.* (2004).

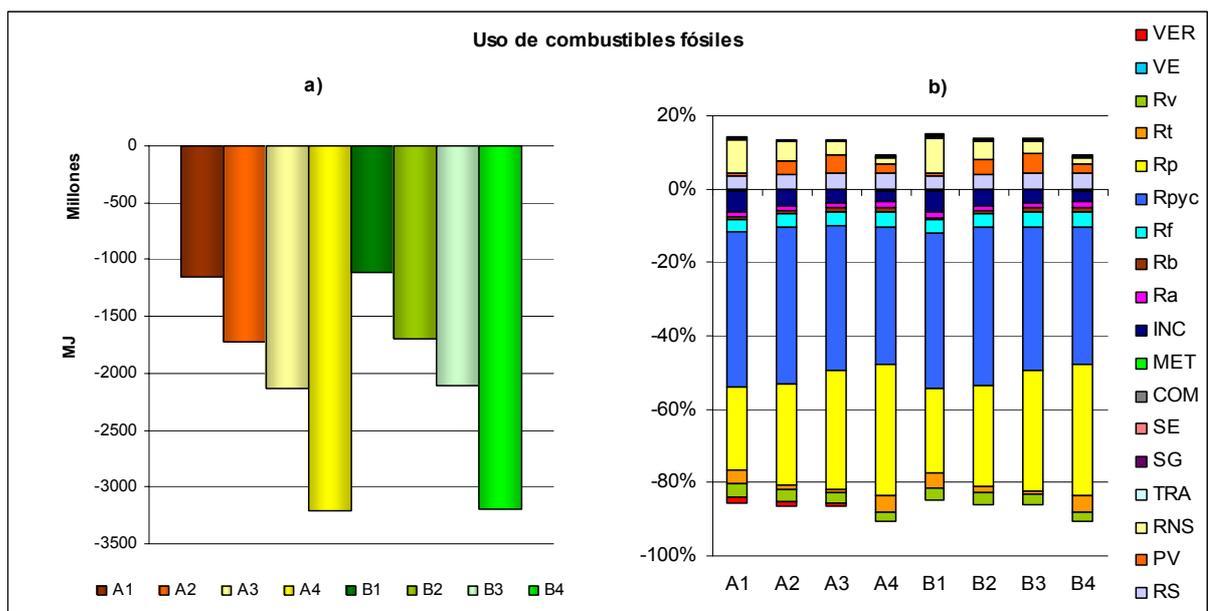


Figura 5.10 Contribuciones a la categoría de uso de combustibles fósiles, a) valores totales por escenarios y b) porcentaje de aportación por procesos para cada escenario.

#### 5.4 Interpretación de la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida

Los procesos de recolección en su conjunto contribuyen al impacto en las nueve categorías analizadas debido al uso de los combustibles fósiles, pero de ellos la recolección en puntos verdes es el proceso menos eficiente porque implica el uso de automóviles privados que recorren mayores distancias para depositar menos cantidad de residuos de la que se puede coleccionar mediante la recogida no selectiva y la recogida selectiva.

La selección general, selección de envases ligeros y la transferencia son procesos cuya aportación resulta despreciable en todas las categorías de impacto analizadas, esto se debe a que sus impactos sólo están definidos por el consumo de energía eléctrica y este no es relevante al compararlo con el resto de procesos.

La fabricación de compost genera impactos no significativos en ocho de las categorías analizadas y únicamente en toxicidad terrestre presenta aportaciones relevantes en dos de los escenarios propuestos, en los cuales se realiza más fermentación aeróbica (A4 y B4). Esta contribución está determinada por las emisiones a la atmósfera de metales pesados durante el proceso y por su posible dispersión en suelo, cuando se aplica el compost en suelo arable, de acuerdo a lo expuesto en Eriksson *et al.* (2005).

La metanización es un proceso que evita los impactos en todas las categorías, aunque los ahorros sólo llegan a ser porcentualmente significativos en cambio climático, formación de foto-oxidantes y toxicidad terrestre. Edelman *et al.* (2000) y Mata-Alvarez (2001), coinciden en que desde el punto de vista ecológico las plantas de digestión anaeróbica son mejores que otros tratamientos de residuos fermentables porque no requieren de energía eléctrica externa que proviene en gran parte de combustibles fósiles y generan energía eléctrica, lo cual representa efectos positivos en casi todas las categorías de impacto por el ahorro o compensación de energía no renovable.

La incineración contribuye en las categorías de eutrofización y toxicidad terrestre, pero mitiga el daño en acidificación, disminución de ozono estratosférico, cambio climático, formación de foto-oxidantes, efectos carcinogénicos, efectos respiratorios y uso de combustibles fósiles. Estos resultados son producto de los beneficios de generar energía eléctrica en el proceso y concuerdan con lo reportado por Weitz *et al.* (2002) para cambio climático y con el ACV de Morselli *et al.* (2005) en el cual se identifica que la incineración de residuos evita el impacto en acidificación, disminución de ozono estratosférico, formación de foto-oxidantes,

disminución de recursos no renovables y toxicidad humana; y genera daños en eutrofización, toxicidad terrestre y cambio climático.

Los procesos de reciclaje de aluminio, brick, materiales férricos, papel y cartón, plásticos, textiles y vidrio, fueron planteados como subsistemas independientes dentro de los escenarios analizados con el objetivo de hacer mas preciso el análisis ya que cada material presenta sus propios consumos/ahorros energéticos, uso de combustible por transporte, proporción de producto obtenido y porcentaje de residuos generado. Sin embargo en el análisis del impacto y en la interpretación, se agrupan todas las fracciones y se hace referencia a “los procesos de reciclaje” para ganar facilidad en el examen de impactos.

Dentro de los procesos de reciclaje, Muñoz *et al.* (2004) reconocen que los dos factores que influyen en el comportamiento ambiental del reciclaje son, los beneficios netos por reciclar cada material y la cantidad total reciclada.

De acuerdo a la Tabla 5.16 y 5.17 se puede argumentar que el aluminio es el material que mas beneficios netos genera porque presenta un ahorro de 174kWh por tonelada reciclada y sólo se rechaza el 5% del material y el vidrio es el que ahorra menos energía eléctrica (3.46kWh/t) pero también es la fracción con menos rechazos (sólo el 3%). En el caso del papel y cartón sólo se ahorran 5.59kWh/t y rechaza el 20%.

Si se analiza la cantidad recuperada (en peso) se identifica que el papel y cartón representan el 62%, el vidrio 25%, los plásticos 7.7%, materiales férricos 2.8%, brick 0.85%, textiles 0.82% y aluminio 0.12%.

Los factores descritos anteriormente explican los niveles de impacto evitado por cada material reciclado y se puede argumentar que en el caso del papel y cartón se generan mas beneficios en todas las categorías por la gran cantidad que se recicla y en el caso del plástico por los beneficios netos del material, lo cual concuerda con Muñoz *et al.* (2004).

En cualquier caso, el común denominador de los procesos de reciclaje es el ahorro de emisiones por la sustitución de materias primas vírgenes, lo cual propicia beneficios ambientales y en esto coinciden los trabajos de Denison (1996), Finnveden y Ekvall (1997), Björklund *et al.* (1999), Finnveden *et al.* (2004), Muñoz *et al.* (2004), Morris (2005) y Bovea y Powell (2006).

El vertedero de residuos especiales genera contribuciones para todas las categorías de impacto, aunque no son significativas comparadas con los flujos totales de cada escenario. Esta situación es abordada por Hellweg *et al.* (2005) quienes analizan el comportamiento de los lixiviados de un vertedero de cenizas y escorias de incineradora y determinan que las emisiones de metales pesados llegan al suelo y a los mantos acuíferos y debido a que presentan largísimos períodos de residencia, en el largo plazo su impacto puede ser mucho mayor y sobrepasar el umbral de no-afectación debido al efecto acumulativo.

Como ya se ha descrito anteriormente, el proceso del vertedero en este ACV implica el uso de dos diferentes tecnologías de vertido: el vertedero controlado para los escenarios A1, A2, A3 y A4; y el vertedero de balas plastificadas en B1, B2, B3 y B4. A continuación se analizan los resultados presentados por cada tecnología de vertido.

El vertedero controlado tradicional evita el impacto de forma poco significativa en acidificación, toxicidad terrestre, efectos respiratorios y uso de combustibles fósiles; genera impactos poco relevantes en eutrofización y por sus altísimas emisiones, es el principal contribuyente en las categorías de disminución de ozono estratosférico, cambio climático, formación de foto-oxidantes y efectos carcinogénicos.

En este proceso se logra evitar el impacto en algunas categorías y generar poco en otra porque se considera la generación de energía eléctrica y la depuración del 70% de los lixiviados, sin embargo, hay emisiones que no logran ser compensadas por la generación de energía eléctrica y siguen siendo muy relevantes como es el caso de los CFCs, el CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub> y dioxinas, por mencionar las mas importantes.

El marco de tiempo considerado en este análisis es de 30 años, de acuerdo a lo sugerido por McDougall *et al.* (2001), sin embargo este puede ser un marco de tiempo muy corto si tomamos en cuenta que Finnveden *et al.* (2004) considera períodos de 100 años y bajo este marco temporal los impactos generados por el vertedero controlado serían mucho mayores. En cualquier caso, los resultados demuestran que este proceso es la peor alternativa para el tratamiento de residuos, tal como lo establecen Smith y Brown (2002), Arena *et al.* (2003), Mendes *et al.* (2003), Finnveden *et al.* (2004) y Güereca *et al.* (2006), entre otros.

Por otra parte, el vertedero de balas plastificadas genera contribuciones no significativas en todas las categorías de impacto, por lo tanto se podría suponer que se trata de una tecnología de disposición mas eficiente en términos ambientales, pero esta situación puede ser cierta mientras que la cubierta de polietileno de la bala mantenga sus propiedades. En cualquier

caso, este tipo de vertido debe considerarse como una tecnología nueva, cuyas experiencias son limitadas en el tiempo y que requiere de monitoreo que permita evaluar los impactos en el largo plazo, aunque Baldasano *et al.* (2003) mencionan que se trata de un proceso potencialmente mucho menos problemático que los vertederos controlados tradicionales.

De acuerdo a los resultados obtenidos se sugiere la siguiente jerarquía de tratamientos:

1. Reciclaje de materiales
2. Metanización
3. Incineración
4. Fabricación de compost
5. Vertido en balas plastificadas
6. Vertido controlado

Los escenarios analizados presentan un mejor desempeño conforme se incrementan los procesos de reciclaje y se disminuye el vertido controlado. El vertedero de balas plastificadas muestra un mejor comportamiento ambiental que el vertedero controlado tradicional, pero este proceso debe considerarse con cautela pues se trata de una nueva tecnología que requiere mas experimentación.

Los escenarios B4 y A4 generan menos impactos que A3 y B3 y estos a su vez son mejores que B2 y A2, los cuales superan el comportamiento mostrado por B1 y A1.

## 5.5 Bibliografía

- Adham S., Gagliardo P., Smith D., Ross D., Gramith K., Trussell R. 1998. Monitoring the integrity of reverse osmosis membranes. *Desalination* 119: 143-150.
- AFMAFEWM. 2001. Federal Waste Management Plan 2001. Federal Ministry of Agricultura and Forestry, Environment and Water Management on June 30, 2001. Viena. (<http://www.gpool.lfrz.at/gpoolexport/media/file/federalwaste.pdf>, marzo, 2006).
- AGA. 2002. Avaluació ambiental de diferents estratègies per a la gestió dels residus municipals ordinaris (RMO). Grup AGA-Centre d'Innovació SIMPPLE-STQ-URV i Junta de Residus (Departament de Medi Ambient)

- Álvarez L., Faidella, L., Gómez, A., Ramírez, S., Utrera, P., Vergara, E. and Rieradevall J., 2000. Situación actual de las plantas de compostaje que tratan la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales en Cataluña (II). *Residuos*. No. 53: 82-88.
- AMR, 1997. Programa Metropolitano de Gestión de Residuos Municipales. Àrea Metropolitana de Barcelona. Entitat del Medi Ambient. Barcelona, España.
- Antón M.A. 2004. Utilización del análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. Tesis Doctoral. Programa de Doctorado en Ingeniería Ambiental. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona España.
- ARC 2005. Informe Annual 2004: Avançant cap al residus com a recurs. Agència de Residus de Catalunya. Barcelona España.
- ARC. 2005b. Pla d'acció per a la gestió de residus municipals a Catalunya 2005-2012. Memoria explicativa. Agència de Residus de Catalunya. Barcelona España.
- Arena U., Mastellone M.L., Perugini F. 2003. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal* 96. 207-222.
- Augenstein D., Pacey J. 1991. Modelling landfill methane generation. In: *Biogas Disposal and Utilisation, Choice of Material and Quality Control, Landfill Completion and Aftercare, Environmental Monitoring*. 3th International Landfill Symposium. Sardinia, 14-18 October. Pp 115-148.
- Balagué M. 2006. Caracterización de residuos que entran en plantas de selección de envases ligeros. Agencia de Residuos de Cataluña. Comunicación Personal.
- Baldasano, J. M., Gassó, S. and Pérez, C., 2003. Environmental performance review and cost análisis of MSW landfilling by baling-wrapping technology versus convencional system. *Waste Management* 23. 795-806.
- Baldasano, J. M., Ginestar, X., Pérez, C., Gassó, S. 2002. Gestión integral de residuos urbanos. Evaluación de rendimientos y costes de la recogida selectiva. Parte II. *Residuos* No. 68: 62-74.
- Bare J.C., Pennington D., Hofstetter P., Udo de Haes H.A. 2000. Midpoints versus endpoint: the sacrifices and benefits. Life cycle assessment workshop. May 25-26. Bright. ([http://www.greentrack.com/images/events/Midpoints\\_vs\\_Emdpoints.pdf](http://www.greentrack.com/images/events/Midpoints_vs_Emdpoints.pdf), agosto 2004).
- BCNeta. 2003. Consumo de combustible en 2002 por recogida de residuos en la Ciudad de Barcelona. Comunicación Personal.
- Beigl P. y Salhofer S. 2004. Comparison of ecological effects and cost communal waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling* 41: 83-102.

- Bjorklund, A., Dalemo, M. and Sonesson, U., 1999. Evaluating a municipal waste management plan using ORWARE. *Journal of Cleaner Production*. 7: 271-280.
- Bovea M.D., Powell J.C. 2006. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management* 79: 115-132.
- BUWAL 250/II, 1998. Life Cycle Inventories for Packagings, Vol. II. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL). Environmental Series No. 250/II. CH-3003 Berne.
- den Boer (Szpadt) E., den Boer J., Jager J., Rodrigo J., Meneses M., Castells F. Schanne L. 2005. The use of life cycle assessment tool for the development of integrated waste management strategies for cities and regions with rapid growing economies LCA-IWM. Deliverable report on D3.1 and D3.2: Environmental Sustainability Criteria and Indicators for Waste Management (Work Package 3). Technische Universitaet Darmstadt (TUD). Darmstadt.
- Denison R.A. (1996). Environmental Life Cycle comparisons of recycling, landfill and incineration: a review of recent studies. *Ann. Rev. Energy Environ*; 2:191-237.
- DGT. 2003. Dirección General de Tráfico. Ministerio del Interior. (<http://www.dgt.es/index.html>, Noviembre, 2003)
- DICT. 2002. Pla de l'energia a Catalunya en l'horizò de l'any 2010. Departament d'Industria, Comerç y Turisme. Generalitat de Catalunya, Barcelona (España). 505 p.
- Directiva 99/31/EC (1999). Directiva Europea de vertederos. Diario oficial de las Comunidades Europeas L 182 (1) (16/07/1999)
- Doménech, X. and Rieradevall, J., 2000. Balanç ambiental d'un deposit controlat de RSM. In: Agencia Metropolitana de Residus. (Editors). Segona jornada tècnica sobre la gestió de residus municipals –Els dipòsits controlats. Barcelona, España. pp. 75-90
- Edelmann, W., Schleiss, K. and Joss, A., 2000. Ecological, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic wastes. *Water Science and Technology*. Vol. 41, No. 3, pp. 263-273.
- Ehrig H.J. 1991. Prediction of gas production from laboratory scale test. In: Biogas Disposal and Utilisation, Choice of Material and Quality Control, Landfill Completion and Aftercare, Environmental Monitoring. 3th International Landfill Symposium. Sardinia, 14-18 October. Pp 87-114.
- ENDS. 1999. Progress on recycling incinerator ash. ENDS Report 290. Environmental Data Services. London, UK. p. 16.
- EPA. 2000. Folleto informativo del manejo de biosólidos y residuos. Control de olores en el manejo de biosólidos. Environmental Protection Agency, Office of Water. EPA-832-F-00-067. Washingt D.C. USA

- Eriksson O., Carlsson Reich M., Frostell B., Björklund A., Assefa G., Sundqvist J.-O., Granath J., Baky A., Thyselius L. 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production* 13: 241-252
- Eriksson O., Carlsson Reich M., Frostell B., Björklund A., Assefa G., Sundqvist J.-O., Granath J., Baky A. y Thyselius L. (2005) Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production* 13: 241-252.
- ERRA. 1993. Waste analysis. Reference report of the ERRA Codification Programme. European Recovery and Recycling Association. March 1993. Brussels, Belgium.
- ETSU. 1995. Energy from landfill gas: Appley Bridge extended renewable energy case study. ETSU, New and Renewables Energies Bureau, Harwell, Oxfordshire, UK.
- FEDEMCO. 2005. Situación de la madera en 2004. Federación Española del Envase de Madera y sus Componentes. Revista Ambientum (<http://www.ambientum.com/revistanueva/2005-11/recicladomadera-imprimir.htm>, enero 2006)
- Finnveden G., Ekvall T. 1997. On the usefulness of LCA in decision-making –the case of recycling vs. incineration. In: Proceedings of the 5<sup>th</sup> LCA Case Studies Symposium. SETAC-Europe, 2 December 1997. Brussels, Belgium. 9-17
- Finnveden G., Johansson J., Lind P. and Moberg A. 2005. Life cycle assessment of energy from solid waste –part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production* 13: 213-229
- Finnveden G., Johansson J., Lind P. y Moberg A. (2004) Life cycle assessment of energy from solid waste –part1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production* 13: 213-229
- Finnveden, G., 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*. 26: 173-187
- Finnveden, G., Albertsson, A., Berendson, J., Eriksson, J., Höglund, L. O., Karlsson, S. and Sundqvist, J.O., 1995. Solid waste treatment within the framework of life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 3, No. 4, pp. 189-199
- Flotats, X., 2002. La digestio anaeròbica com a alternativa de tractament o com a procés previ al procés de compostatge. In: Agencia Metropolitana de Residus. (Editors). Quarta jornada tècnica sobre la gestió de residus municipals -El compostatge. Barcelona, España. pp. 41-57
- Furuholt E. 1995. Life cycle assessment of gasoline and diesel. *Resources, Conservation and recycling* 14: 251-163
- García, A., 2000. Motor de gas natural. Tecnología y aplicación al recolector de residuos urbanos. *Residuos* No. 53: 26-34

- Gassó, S. and Baldasano, J. M., 2000. Características de los sistemas de vertido de los RSU en balas compactadas y plastificadas. In: Agencia Metropolitana de Residuos. (Editors). Segona jornada técnica sobre la gestió de residus municipals –Els dipòsits controlats. Barcelona, España. pp. 91-116.
- Goedkoop, M. y Spriensmaa, R. 2000. The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment. Amersfort, NL. Prè Consultants.
- Güereca L.P., Gassó S., Baldasano J.M., Jiménez-Guerrero P. Life cycle assessment of two biowaste management systems for Balcelona Spain. Manuscrito aceptado para su publicación en Resources, Conservation and Recycling (RECYCL-D-05-00015R1).
- Guinée J.B., Gorrée M., Heijungs R., Huppes G., de Koning A., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H., Brujin H., Duin R., Huijbregts M. 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO Standards. Dordrecht, The Netherlands. Kluwer
- Hellweg S., Hofstetter T., Hungerbühler K. 2005. Time dependent life cycle assessment of slag landfills with the help of scenario analysis: the example of Ca and Cu. Journal of Cleaner Production 13: 301-320
- Hjelmar O. 1996. Disposal strategies for municipal solid waste incineration residues. Journal of Hazardous Materials 47: 345-368
- Hofstetter P. 1998. Perspectives in life cycle impact assessment. A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere . Kluwer Academic Publisher
- IDESCAT. 2006. Población 2004. Instituto de Estadística de Cataluña (<http://www.idescat.net>, Febrero 2006).
- IFEU. 1992. Vergleich der Auswirkungen verschiedener Verfahren der Restmüllbehandlung auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg, GMBH. Heidelberg.
- Jacobson M. 2002. Atmospheric pollution. History, science and regulation. Cambridge University Press. Nueva York. 399 p
- JUNRES. 1999. Guía d' implantació i gestió de deixalleries. Junta de Residuos. Departamento de Medi Ambient. (<http://www.arc-cat-net>, enero 2006)
- JUNRES. 2001. Programa de Gestión de Residuos Municipales de Cataluña 2001-2006 (PROGREMIC). Junta de Residuos de Cataluña. Departamento del Medio Ambiente. Barcelona.
- Llobet, J.M., Falcó, G., Casas, C., Teixidó, A. and Domingo, J. L., 2003. Concentrations of arsenic, cadmium, mercury and lead in common foods and estimated daily intake by children, adolescents, adults and seniors of Catalonia, Spain. Journal of Agricultural and Food Chemistry No. 57: 838-842.

- Lundie S., Peters G.M. 2005. Life cycle assessment of food waste management options. *Journal of Cleaner Production* 13: 275-286.
- Mata-Álvarez, J., 2001. Tecnologías para el tratamiento de los residuos orgánicos y su adecuada técnica. *Residuos*, No. 60, pp.42-50.
- Mataró. 2006. Caracteritzacions RSU. Consorci per al tractament de residus sòlids urbans del Maresme (<http://www.plantabrossa-maresme.com>, enero 2006)
- McDougall, F., White, P., Franke, M. and Hindle, P., 2001. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*. Second Edition. Blackwell Publishing. UK.
- McDougall, F., White, P., Franke, M. and Hindle, P., 2001. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*. Second Edition. Blackwell Publishing. UK.
- Ménard F., Lasage P., Deschênes L., Samson R. 2004. Comparative life cycle assessment of two landfill technologies for the treatment of municipal solid waste. *International Journal of LCA* 9 (6): 371-378.
- Mendes M.R., Aramaki T., Hanaki K. 2004. Comparison of environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo City as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling* 41: 47-63.
- Morris J. 2005. Comparative LCAs for curbside recycling versus either landfilling or incineration with energy recovery. *International Journal of LCA* 10 (4): 273-284.
- Morselli L., Bartoli M., Bertacchini M., Brighetti A., Luzi J., Passarini F., Masoni P. 2005. *Waste Management* 25 : 191-196.
- Muñoz I., Rieradevall J., Doménech X., Llorenç M. 2004. LCA application to integrated waste management planning in Guipuzkoa (Spain). *International Journal of LCA* 9 (4):272-280.
- Othman M., Bonaparte R., Gross B. 1997. Preliminary results of composite liner field performance study. *Geotextiles nad Geomembranes* 15:289-312
- Parra R. 2004. Desarrollo del modelo EMICAT 2000 para la estimación de emisiones de contaminantes al aire en Cataluña y su uso en modelos de dispersión fotoquímica. Tesis Doctoral. Programa de Doctorado en Ingeniería Ambiental. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona España.
- Pilkingt A., Hurley F., Donan P. 1997. Health effects in ExternE transport: Assessment and exposure-response functions. Institute of Occupational Medicine. Edinburgh. Draft. July.
- Porteous A. 1992. LCA study of municipal solid waste components. Report prepared for Energy Technology Support Unit (ETSU), Oxfordshire, UK.
- RCEP. 1993. Incineration of waste. Royal Commision on Environmental Pollution 17<sup>th</sup> Report, HMSO. London UK.

- Robles-Martínez F., Gourdon R. 2000. Long term behaviour of bales household waste. *Bioresource technology* 72: 125-130.
- RTI, 1997. Application of Life Cycle Management to Evaluate Integrates Municipal Solid Waste Strategies. EPA., US.
- Schuhmacher, M., 2001. Seguiment de la possible contaminació de les incineradores de residus. In: Agencia Metropolitana de Residus. (Editors). Setena jornada técnica sobre la gestió de residus municipals –Gestó de residus, medi ambient i salut. Barcelona, España. pp. 65-77.
- Smith, A.C. and Brown, K.B., 2002. Waste management options and climate change. In: Gestion des déchets et changement climatique. Proc. Colloque européen. 21-22 November 2002. Paris.
- SODECA. 2006. Características de sistemas de extracción de gases. SODECA S.A. Fabricante de sistemas de extracción (<http://www.construnario.com>, noviembre 2005)
- Sonesson, U., Bjorklund, A., Carlsson, M., Dalemo, M. 2000. Environmental and economic analysis of management system for biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling*. 28: 29-53.
- UNEP-SETAC. 2003. Life Cycle Initiative. United Nations Environmental Program. Sustainable Consumption Program. Paris. (<http://www.uneptie.org/pc/sustain/lcinitiative>, Marzo 2006).
- Weitz, K.A., Thorneloe S.A., Nishtala, S.R., Yarkosky S. and Zannes M., 2002. The impact of municipal solid waste management on greenhouse gas emissions in the United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 52: 1000-1011.
- WMI, 1994. Waste Management Internacional, Landfill Gas Data. Waste Managementet Internacional, London
- Young C.P., Blakey N.C. 1991. Emissions from power generation plants fuelled by landfill gas. In: Biogas Disposal and Utilisation, Choice of Material and Quality Control, Landfill Completion and Aftercare, Environmental Monitoring. 3th International Landfill Symposium. Sardinia, 14-18 October. Pp 359-368.

