

Huesca, 6-8 de julio de 2011

ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DEL DESGUACE DE VEHÍCULOS

Carlos Muñoz

Enrique Moliner

Daniel Garraín

Vicente Franco

Rosario Vidal

*Grupo de Ingeniería del Diseño, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción.
Universitat Jaume I, Castellón (España)*

Daniel Justel

*Departamento de Mecánica y Producción Industrial, Escuela Politécnica Superior de
Mondragón (EPS), Mondragón Unibertsitatea, Arrasate (España)*

Abstract

In Spain, the End-of-Life of vehicles is mainly determined by three agents: Authorized Treatment Facilities (ATFs), shredding plants and dense media plants. The work method that those agents use defines the final fate –reuse, recycling, recuperation or disposal into landfills– of the waste coming from the vehicle.

In the case of ATFs, the most common model in Spain is the traditional vehicle scrapyards, which applies manual methods to dismantle materials and components. This is a model that has existed from the beginning of the automotive industry and has been converting according to different regulations that have emerged. However, this model is far from the criteria of environmental efficiency. In spite of that, there are very few newer ATPs, which apply systematic methods of dismantling more environmentally efficient.

In this paper we use the Life Cycle Assessment methodology to assess the environmental impact of new scenario of End-of-Life of vehicles –based on newer ATPs–. The results are used in a subsequent study to evaluate the improvement achieved by this new scenario compared to the traditional scenario.

Keywords: *ELV, Authorized Treatment Facility, vehicle scrapyards, End-of-Life, Life Cycle Assessment*

Resumen

En España el fin de vida de vehículos está determinado fundamentalmente por tres agentes: los centros autorizados de tratamiento (CATs), las plantas fragmentadoras y las plantas de medios densos. Los métodos de trabajo que utilizan estos agentes determinan el destino final –reutilización, reciclado, valorización o depósito en vertedero– de los residuos derivados del vehículo.

En el caso de los CATs, el modelo más frecuente es el desguace tradicional, donde se aplican métodos artesanales de desmontado de materiales y componentes. Se trata de un modelo aplicado desde los principios de la industria del automóvil y que se ha ido reconvirtiendo según las diferentes normativas y legislaciones que han aparecido. No obstante, este modelo está muy distante de los criterios de eficiencia medioambiental. Sin embargo, siguen existiendo muy pocos CATs de nueva planta que apliquen métodos de desmontado sistemáticos medio ambientalmente más eficientes.

En este trabajo se utiliza la metodología del Análisis del Ciclo de Vida para determinar el impacto medioambiental del nuevo escenario de fin de vida de vehículos basado en los CATs de nueva planta. Los resultados obtenidos se utilizarán en un estudio posterior para evaluar la mejora que supone este escenario de fin de vida respecto al escenario tradicional.

Palabras clave: VFU, Centro Autorizado de Tratamiento, desguace, fin de vida, Análisis del Ciclo de Vida

1. Introducción

Muñoz et al. (2010a) identifica tres agentes principales como responsables de la gestión del fin de vida de los Vehículos al Final de su vida Útil (VFUs) en España: los centros autorizados de tratamiento (CATs), las plantas fragmentadoras y las plantas de medios densos. Estos agentes definen el escenario de fin de vida de los vehículos y, en función de los métodos de trabajo que utilizan, determinan el destino final –reutilización, reciclado, valorización o depósito en vertedero– de los residuos derivados de los vehículos.

En el caso de los centros autorizados de tratamiento el modelo más frecuente en España es el desguace tradicional, donde se aplican métodos artesanales de desmontado de materiales y componentes. Se trata de un modelo aplicado desde los principios de la industria del automóvil y que se ha ido reconvirtiendo según las diferentes normativas y legislaciones que han aparecido. No obstante, este modelo está muy distante de los criterios de eficiencia medioambiental. A pesar de ello, siguen existiendo muy pocos centros autorizados de tratamiento de nueva planta que apliquen métodos de desmontado sistemáticos. Dichos métodos de desmontado sistemático, al constituir una mejor separación y clasificación de materiales y residuos derivados del fin de vida del vehículo, son potencialmente más eficientes desde el punto de vista medio ambiental (Muñoz et al., 2010b).

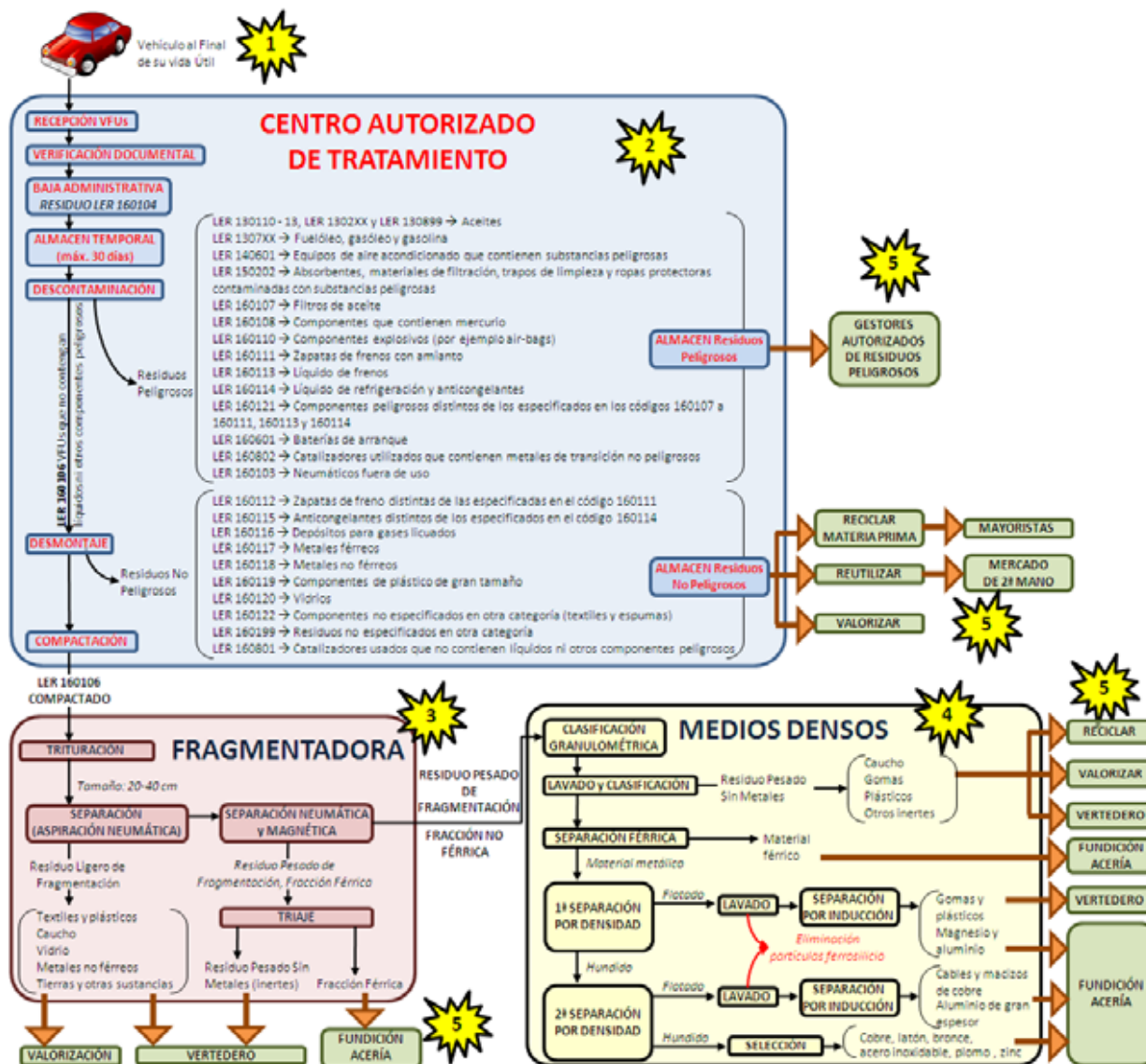
2. Objetivo

El objetivo del presente estudio es la caracterización del impacto ambiental del fin de vida de los Vehículos al Final de su vida Útil en España considerando el escenario definido por el usuario final que entrega el vehículo para su retirada, un centro autorizado de tratamiento de nueva planta, una planta fragmentadora, una planta de medios densos y los agentes finales encargados del reciclado (p.ej. acerías y fundiciones), de la reutilización (p.ej. mercados de segunda mano, valorización energética) y de la gestión de los residuos peligrosos (RP) y residuos no peligrosos (RNP) (gestores autorizados de residuos). En la figura 1 se observa el escenario que conforman dichos agentes –1, usuario final; 2, centro autorizado de tratamiento; 3, planta fragmentadora; 4, planta de medios densos; 5, agentes finales– y las relaciones entre dichos agentes.

3. Metodología

Tomando como referencia dicho escenario de fin de vida, se ha aplicado la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV), según la norma UNE-EN ISO 14040:2006 *Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Principios y marco de referencia*, para caracterizar su impacto ambiental. La caracterización del mencionado impacto ambiental servirá de referencia para la posterior evaluación del beneficio ambiental que puede suponer el escenario de fin de vida basado en los centros autorizados de tratamiento de nueva planta, actualmente minoritario, respecto al escenario de fin de vida basado en los tradicionales centros autorizados de tratamiento, actualmente mayoritario en España.

Figura 1: Escenario de fin de vida de vehículos considerado



4. Alcance

4.1 Unidad funcional y límites del sistema

La unidad funcional (UF) considerada en el presente Análisis del Ciclo de Vida es un Vehículo al Final de su vida Útil de 1076,00 kg de masa sometido a los tratamientos del escenario de fin de vida de la figura 1.

Los límites del sistema que definen los procesos unitarios del sistema son los impactos ambientales de:

- El transporte para la recogida y depósito en centro autorizado de tratamiento de un Vehículo medio al Final de su vida Útil de 1076,00 kg de masa.
- Las materias primas, energías y elementos auxiliares de los procesos aplicados – descontaminación, desmontado y compactación– al Vehículo al final de su vida útil en el centro autorizado de tratamiento de nueva planta considerado.

- El transporte de los productos y residuos generados en el centro autorizado de tratamiento a la planta fragmentadora y agentes finales.
- Las materias primas, energías y elementos auxiliares de los procesos aplicados – trituración, separación neumática, separación magnética y selección– en la planta fragmentadora.
- El transporte de los productos y residuos generados en la planta fragmentadora a la planta de medios densos y agentes finales.
- Las materias primas, energías y elementos auxiliares de los procesos aplicados – separación por densidad– en la planta de medios densos.
- El transporte de los productos y residuos generados en la planta de medios densos a los agentes finales.
- Los agentes finales que gestionan los productos y residuos.

4.2 Categorías de impacto consideradas

Para la evaluación del impacto ambiental del escenario de fin de vida del vehículo, se seleccionan las categorías de impacto siguientes:

- Gases de efecto invernadero (kg CO₂ equivalente).
- Reducción de la capa de ozono (kg CFC-11 equivalente).
- Formación de oxidantes fotoquímicos (kg C₂H₄ equivalente).
- Acidificación (kg SO₂ equivalente).
- Eutrofización (kg PO₄³⁻ equivalente).
- Reducción de recursos energéticos fósiles (MJ equivalente).

4.3 Metodología de evaluación de impacto

El método seleccionado para la evaluación del impacto ambiental, exceptuando la categoría de Reducción de recursos energéticos fósiles, es el método de evaluación de impacto CML 2 Baseline 2000. El método CML 2 Baseline 2000 es una actualización del método CML 1992 versión 2.7 (abril de 2004), publicado en la página web del Institute of Environmental Sciences (CML, <http://cml.leiden.edu/>) a la versión preliminar. Por lo tanto, para la caracterización de las categorías de impacto Gases de efecto invernadero, Reducción de la capa de ozono, Formación de oxidantes fotoquímicos, Acidificación y Eutrofización, se han aplicado los factores de caracterización definidos por el método CML 2 Baseline 2000.

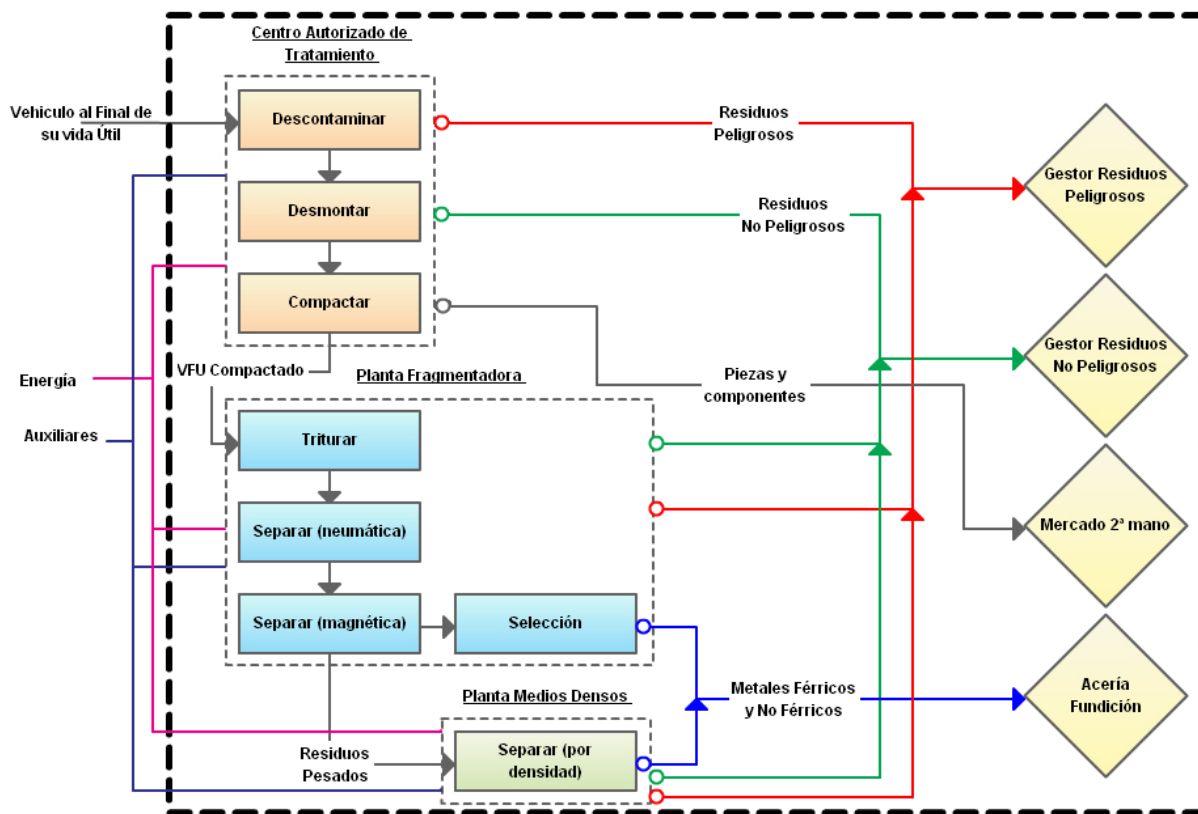
Para la caracterización de la categoría de impacto Reducción de recursos energéticos fósiles se han aplicado los factores de caracterización definidos por el método Demanda Acumulada de Energía (CED, Cumulative Energy Demand), basado en el método ecoinvent versión 1.01 y ampliado por PRÉ Consultants para las materias primas disponibles en la base de datos SimaPro 6 (Frischknecht et. al., 2003). Es aplicable la actualización a la versión 1.03.

5. Análisis de inventario

La caracterización del impacto ambiental se ha basado en el inventario del fin de vida de vehículos del centro autorizado de tratamiento de nueva planta VFUs Armonía Galicia S.A., una planta fragmentadora y el proceso genérico de medios densos realizado por Muñoz et al. (2010a). Para el escenario definido se han asignado los flujos de producto, los flujos elementales, las materias primas, los flujos de energía, las entradas auxiliares y los residuos

de los procesos que conforman dicho escenario. La figura 2 muestra el diagrama de bloques del escenario de fin de vida de Vehículos al Final de su vida Útil aplicado. En posteriores apartados se describe el inventario detalladamente.

Figura 2: Diagrama de bloques del escenario de fin de vida de VFUs aplicado



Notación utilizada: rectángulo trazo continuo = proceso unitario completo; rectángulo trazo discontinuo fino = conjunto de procesos unitarios que forman el centro autorizado de tratamiento, la planta fragmentadora o la planta de medios densos; rombo = conjunto de procesos realizado por cada uno de los agentes finales (no desarrollado).

5.1 Centro autorizado de tratamiento

El centro autorizado de tratamiento recibe 1076 kg de vehículo al final de su vida útil –igual a la unidad funcional definida.

1. Entradas conocidas desde la tecnosfera.

Combustibles (recogida y transporte del vehículo al final de su vida útil hasta el centro autorizado de tratamiento):

- La distancia media recorrida para la recogida de una UF es de 200 km, considerando ida (vacío) y vuelta (carga completa). La mitad de los vehículos al final de su vida útil llegan en camión con capacidad para 1, 2 ó 3 VFUs (entre 3,5-16 t). La otra mitad de son remitidos en camión con capacidad entre 8 y 16 VFUs (superior a 16 t).

Para la asignación del transporte en camión se utiliza el inventario de la Tabla 5-123 *Life cycle inventory input data of transport processes of European freight transport datasets, fleet average*, de Spielmann et al. (2007)¹. Como entrada de la tecnosfera, se ha

¹ Salvo indicación expresa en contra, para el resto del apartado 5.1 y los apartados 5.2 y 5.3 siguientes, la asignación para el inventario del transporte en camión se utilizará esta referencia.

sustituido el correspondiente apartado de operación del vehículo (*transport, lorry AA, fleet average*) por la operación del vehículo vacío o lleno (según corresponda) del vehículo de transporte (disponible).

Materiales:

- El consumo medio de agua de red es de 7,457 kg/UF. Se caracteriza como *Tap water, at user/RER U* (Althaus et al., 2004a).
- Se utilizan 0,140 kg/UF de textiles absorbentes durante los procesos de descontaminación y desmontado. Se ha caracterizado suponiendo que el impacto de su fabricación es equivalente al impacto del inventario del proceso de fabricación de ropa para los años 2002-2005 (Tabla 4) de Herva et al. (2008), con las consideraciones siguientes: sólo se fabrican trapos o telas de algodón; el producto obtenido es igual a la cantidad de materia prima de algodón utilizada descontando los residuos generados; se imputan los consumos de energía, agua y las emisiones atmosféricas totales; el residuo generado es asimilable a residuo sólido urbano.
- En el proceso de desmontado se consumen 0,065 kg/UF de propano y 0,129 kg/UF de oxígeno en operaciones de oxicorte. El propano se caracteriza como *Propane/ butane, at refinery/RER U* (Jungbluth, 2003) y el oxígeno como *Oxygen, liquid, at plant/RER U* (Althaus et al., 2004a).

Electricidad:

- El total de energía eléctrica de red en baja tensión necesaria es de 45,730 kWh/UF. Se caracteriza como *Electricity, low voltage, production ES, at grid/ES U* (Frischknecht & Faist Emmenegger, 2003).

2. Salidas conocidas a la tecnosfera.

Productos evitados:

- Durante la descontaminación del vehículo al final de su vida útil se extraen 3,610 kg/UF de gasóleo. El 79,53% –2,871 kg/UF– del mismo se reutiliza en el propio centro autorizado de tratamiento como combustible en transportes internos. Se caracteriza como *Diesel, at refinery/RER U* (Jungbluth, 2003).
- Además, en el proceso de descontaminación se extraen 3,850 kg/UF de gasolina que es reutilizada como combustible de otros vehículos del propio centro. Se caracteriza como *Petrol, unleaded, at refinery/RER U* (Jungbluth, 2003).

Residuos Peligrosos para tratamiento:

- Tal y como se ha indicado anteriormente, se extraen 3,610 kg/UF de gasóleo en el proceso de descontaminación. El 20,47% –0,739 kg/UF– del mismo se valoriza energéticamente por un gestor autorizado situado a 97,4 km de distancia. El transporte se realiza mediante camión cuba de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y retorno vacío.

Se caracteriza como combinación de la valorización del gasóleo –*Disposal, used mineral oil, 10% water, to hazardous waste incineration/CH U* (Doka, 2003)– y el transporte correspondiente.

- En la descontaminación se extraen 5,170 kg/UF de aceites de motor, de transmisión y lubricantes. Se valorizan energéticamente de igual modo y por el mismo gestor autorizado que el gasóleo detallado en el punto anterior.
- Durante el proceso de descontaminación se extraen 0,310 kg/UF de líquido de frenos que son valorizados energéticamente por un gestor autorizado situado a 25 km. El

Se caracteriza como combinación de la valorización del líquido de frenos –*Disposal, hazardous waste, 25% water, to hazardous waste incineration/CH U* (Doka, 2003)– y el transporte.

- En la descontaminación y el desmontado se generan 0,377 kg/UF de materiales absorbentes, trapos de limpieza y ropas protectoras contaminadas, que son valorizados energéticamente por un gestor autorizado situado a 25 km del centro. El transporte se realiza mediante camión cuba de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y retorno vacío.

Se caracteriza de igual modo que el líquido de frenos del apartado anterior.

- Durante el proceso de desmontado se extraen 0,140 kg/UF de filtros de aceite que son valorizados energéticamente por un gestor autorizado distante 25 km. El transporte se realiza mediante camión cuba de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y vuelta completamente vacío.

Se caracteriza de igual modo que el líquido de frenos del apartado anterior.

- La descontaminación permite extraer 1,730 kg/UF de líquido anticongelante que es valorizado energéticamente por un gestor autorizado situado a 25 km. El transporte se realiza mediante camión cuba de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y retorno vacío.

Se caracteriza como combinación de la valorización del líquido de frenos –*Disposal, antifreezer liquid, 51.8% water, to hazardous waste incineration/CH U* (Doka, 2003)– y el transporte.

- En la descontaminación se extraen 11,790 kg/UF de baterías –fundamentalmente de plomo-ácido–, de las que se recupera el plomo en una planta de tratamiento especializada. La caracterización utilizada se basa en el análisis de 1000 kg de plomo reciclado procedente de baterías (Stravros, Costas & Voutsinas., 2003), incluido el transporte. El combustible considerado se subdivide entre el transporte –78,36 MJ para la recogida y 230,20 MJ para la distribución– y la generación de energía eléctrica –5639,30 MJ para el propio proceso–. El análisis indica que por cada 100,00 kg de baterías usadas se extraen 35,00 kg de plomo y 7,50 kg de plásticos. Se deduce que se deben tratar 2857,14 kg de baterías usadas para extraer 1000,00 kg de plomo. Además, se considera que el 4,9% del peso de la batería corresponde a los separadores (polietileno) y el 7,5% del peso a la carcasa y armazón (polipropileno) de modo que se determina la cantidad y tipo de plástico recuperado (Rydh, 1999; Stravros, Costas & Voutsinas, 2003).
- El centro autorizado de tratamiento dispone de un separador de aceite para la limpieza del agua contaminada durante la descontaminación y el desmontado. Dicho separador genera 7,219 kg/UF de aguas aceitosas y lodos, que son transferidos a una planta incineradora situada a 97,4 km de distancia mediante camión cuba de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y retorno vacío.

Se caracteriza como combinación de la incineración de las aguas aceitosas y lodos –*Disposal, bilge oil, 90% water, to hazardous waste incineration/CH U* (Doka, 2003)– y el transporte.

Residuos No Peligrosos para tratamiento:

- En el proceso de desmontado se extraen 20,020 kg/UF de neumáticos que son valorizados energéticamente por un gestor autorizado situado a 25 km. El transporte se

realiza mediante camión con capacidad de carga superior a 16 t, suponiendo ida con carga total y vuelta vacío. El tratamiento de valorización energética se caracteriza según el estudio de Corti y Lombardi (2004).

- En el desmontado se extraen 3,319 kg/UF de componentes plásticos de gran tamaño – fundamentalmente parachoques– que son reciclados por un agente final. Su inventario se caracteriza considerando los datos de la tabla 5.6 del Final Report Recovery Options for Plastic Parts from End-of-life vehicles: an Eco-efficiency Assessment (Jenseit et al., 2003), considerando que: todo el material del componente es recuperado; el agua para el reciclado procede de la red de agua potable; las entradas conocidas desde la tecnosfera se han adecuado al contexto español; las emisiones de compuestos orgánicos volátiles libres de metano (NMVOCs) derivadas del transporte y no derivadas del transporte de la tabla 5.6 se modelan independientemente pero utilizando la misma referencia; las emisiones al aire para modelar los compuestos perfluorinados (PFC) se asimilan al tetrafluorometano como compuesto químico perfluorinado más abundante en la atmósfera; el transporte desde el punto de generación del residuo al punto de reciclado está incluido (50 km).
- En el proceso de desmontado se extraen 1,510 kg/UF de vidrio que será reciclado por un agente final localizado a 303 km de distancia. El transporte se realiza mediante camión con capacidad de carga superior a 16 t, suponiendo ida con carga total y vuelta vacío.

Se ha supuesto un cristal tipo *Automotive Glazing* típico para vehículos formado por una lámina de cristal de 3 mm de espesor, una capa intermedia de polivinil butiral (PVB) de 0,38 mm de espesor y otra lámina de cristal de 3 mm de espesor. La composición en peso del cristal se calcula considerando los espesores anteriormente referidos y las densidades del vidrio (2,59 gr/cm³) y el PVB (1,40 gr/cm³). Cada 100,00 gr de cristal equivalen a 3,31 gr de PVB y 96,69 gr de vidrio.

Actualmente, en el reciclado de cristales de vehículos se logra separar totalmente el cristal de la lámina de plástico de PVB (Centre for Environmental Strategy et al., s/fecha). El cristal es triturado para su posterior reciclado -se denomina calcín-, mientras que la lámina de PVB es remitida a vertedero.

Según Pilkington Group Limited (2009) la tasa de reaprovechamiento del cristal es del 94,54%. Es decir, por cada tonelada de cristal extraído se tratan 945,37 kg para la obtención de calcín y 54,63 kg de se remiten a vertedero por no ser posible su recuperación. De esos 945,37 kg de cristal tratado, el PVB contenido es remitido a vertedero y el vidrio triturado para obtener calcín –914,08 kg–. El calcín obtenido se puede utilizar como materia prima directa para la obtención de cristal nuevo. Habitualmente se suele incluir alrededor de un 15% de calcín como materia prima para la producción de cristal nuevo

La materia prima evitada –914,08 kg– se desglosa según la composición de las materias primas de entrada necesarias para la obtención de cristal expuestas en la Tabla 5.1 *Part XI: flat glass products and processes* de Kellenberger et al. (2007): 12,73% de caliza; 7,16% dolomita; 13,27% feldespatos; 47,89% arena y 18,95% carbonato sódico o sulfato sódico.

- Durante el desmontado se extraen 0,440 kg/UF de catalizadores que son reciclados por un agente final especializado. El agente especializado en el reciclado de catalizadores se localiza a 595 km del centro autorizado de tratamiento. En el transporte sólo se considera la ida en camión con capacidad de carga 3,5-16 t (carga completa).

Se ha considerado el reciclado de catalizadores de 3 vías en el contexto europeo mostrado por Hagelüken (2007). En su estudio indica que: 5000 t de catalizadores contienen 5 t de platino, 5 t de paladio y 1 t de rodio; las pérdidas de metales del grupo

platino (PGM) en los procesos de abertura de catalizadores para extracción del monolito catalizador –bloque cerámico que soporta el sustrato– y el refinado de los metales preciosos que contiene son del 2% y 1% respectivamente; el producto evitado es la cantidad finalmente recuperada de metal considerando los puntos anteriores - composición y pérdidas.

Las cantidades extraídas de Pt, Pd y Rd se caracterizan como *Platinum, secondary, at refinery/RER S*; *Palladium, secondary, at refinery/RER S* y *Rhodium, secondary, at refinery/RER S* (Classen et al., 2009). La caracterización de los metales vírgenes evitados se basa en los datos del inventario de productos vírgenes de la tabla 5.5 *Platinum, primary, at refinery/Mix RU and ZA*; *Palladium, primary, at refinery/Mix RU and ZA* y *Rhodium, primary, at refinery/Mix RU and ZA* del mismo autor.

Si bien existe la posibilidad de contabilizar la cantidad de hierro y acero que se puede reciclar al extraer el monolito catalizador, esta es despreciada al desconocer con exactitud su porcentaje en peso respecto al total del catalizador.

Todo el material restante del conjunto catalizador que no es Pt, Pd o Rd es considerado como flujo final de residuo.

- En el desmontado se extraen piezas y componentes del vehículo que son vendidos en el mercado de segunda mano para su reutilización. Se extraen 113,080 kg/UF que son vendidos en mercados nacionales e internacionales. Para su caracterización se ha considerado que:

El impacto ambiental evitado al reutilizar piezas es equivalente a la parte proporcional del impacto ambiental debido a la producción de vehículos en Europa. Para su cálculo se ha considerado el impacto ambiental debido a la fabricación de un turismo en Europa expuesto por Nemry et al. (2008) en la Tabla 18 *Life cycle impacts for the base case: diesel car, case petrol car*, adecuado al método de cálculo CML 2 baseline 2000. Para determinar el vehículo tipo se ha considerado que en el año 2008 en España el 47,11% de los vehículos tenían un motor de gasolina y el 57,89% diesel (Dirección General de Tráfico, 2008; Nemry et al., 2008). Finalmente, se ha prorrateado la unidad funcional considerad en el estudio –12,5 años– con la media de años que serán utilizados los componentes extraídos como repuestos –2 años dado que es el periodo mínimo de garantía.

También se ha caracterizado el transporte hasta los mercados de segunda mano. Para el mercado internacional:

- La masa total transportada es de 95,722 kg. El 32,60% se remite a Oriente próximo (Beirut, El Líbano), suponiendo una distancia de 1100 km en camión con capacidad de carga superior a 16 t y 3000 km en barco. El 61,24% se envía al África subsahariana (Dakar, Senegal), se consideran 1200 km en camión con capacidad de carga superior a 16 t y 2800 km en barco. El 6,16% restante tiene como destino África del norte (Rabat, Marruecos), recorriendo 1450 km en camión con capacidad de carga 3,5-16 t y 60 km en barco. Sólo se considera el trayecto de ida con carga completa.
- El transporte en barco se caracteriza como Transport, transoceanic freight ship/OCE U (Spielmann et al., 2004).

Para el mercado nacional:

- La masa total transportada es de 17,358 kg, y el transporte se en camión de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y vuelta vacío.
- En el centro autorizado de tratamiento se generan además diversos residuos no

peligrosos que son posteriormente remitidos a la planta fragmentadora para su tratamiento, estos residuos son: los vehículos al final de su vida útil que no contienen líquidos ni otros componentes peligrosos compactado –704,940 kg/UF–, metales ferrosos –193,430 kg/UF– y metales no ferrosos –8,800 kg/UF–. Los metales proceden del proceso de desmontaje, en el que se extraen habitualmente la transmisión, el bloque motor y otros componentes metálicos. La caracterización de los procesos aplicados en la planta fragmentadora se muestra a continuación en el apartado 5.2.

- El tratamiento en el centro autorizado genera un total de 3,861 kg/UF de residuo inerte que se deposita en vertedero. Este residuo proviene principalmente de componentes plásticos del vehículo que, tras haber sido desmontados, no son aptos para su reciclado mecánico. Para su caracterización se utilizan los datos del inventario del ciclo de vida del depósito en vertedero de una mezcla de residuos genérica (Arena, Mastellone & Perugini, 2003). Incluye el tratamiento de lixiviados y la recuperación de parte del biogás generado. Se han adecuado los valores del inventario al contexto de España, como combustible para los vehículos se considera la energía –diesel– para vehículos de construcción de similares características y para modelar los lixiviados depurados emitidos como flujo final del proceso se considera idéntica cantidad en agua.

La caracterización se completa con la asignación del transporte. Se supone una distancia a vertedero de 25 km, y transporte mediante camión con contenedor de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y vuelta vacío.

5.2 Planta fragmentadora

La cuantificación del inventario del tratamiento aplicado en la planta fragmentadora se realiza considerando la masa total de residuos recibidos –907,170 kg/UF–. En su estudio se han considerado las siguientes entradas y salidas del sistema.

1. Entradas conocidas desde la tecnosfera.

Combustibles (recogida y transporte de residuos hasta la planta fragmentadora):

- La distancia media hasta la planta fragmentadora es de 169,99 km (el 59,29% de la masa recorre una distancia de 230 km, mientras que la masa restante recorre una distancia de 82,6 km). Se considera además que el transporte se realiza en camiones con capacidad de carga superior a 16 t, ida (vacío) y vuelta (carga completa).

Materiales:

- El consumo medio de agua de red es de 75,908 kg/UF. Es caracterizado como *Tap water, at user/RER U* (Althaus et al., 2004a).

Electricidad:

- El total de energía eléctrica de red en baja tensión consumida es de 1,122 kWh/UF. Se caracteriza como *Electricity, low voltage, production ES, at grid/ES U* (Frischknecht & Faist Emmenegger, 2003).
- Además, la planta fragmentadora analizada utiliza un grupo electrógeno para generar energía eléctrica adicional. La energía eléctrica así generada supone 30,222 kWh/UF. Se caracteriza como *Electricity, oil, at power plant/ES U* (Jungbluth, 2003).

2. Salidas conocidas a la tecnosfera.

Residuos Peligrosos para tratamiento:

- Durante el proceso de fragmentación se generan 75,908 kg/UF de residuos líquidos acuosos que contienen sustancias peligrosas –mezcla de fluidos, aceites, combustibles y agua–, que son remitidos para su valorización energética a un gestor autorizado situado

a 97,4 km. El transporte se realiza mediante camión cuba de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y vuelta vacío.

Se caracteriza como combinación de la valorización del residuo líquido acuoso que contiene sustancias peligrosas –*Disposal, hazardous waste, 25% water, to hazardous waste incineration/CH U* (Doka, 2003)– y el transporte.

Residuos No Peligrosos para tratamiento:

- En la fragmentación se extraen 650,631 kg/UF de chatarra férrica que es remitida a diversas acerías para su reutilización. Se considera un transporte de 500 km en camión con capacidad de carga superior a 16 t, ida con carga completa.
- Durante la fragmentación se extraen 10,034 kg/UF de chatarra de aluminio recicladas posteriormente en fundiciones. Se considera un transporte de 500 km en camión con capacidad de carga superior a 16 t, ida con carga completa.

De modo similar al punto anterior, se cuantifica la cantidad de chatarra de aluminio necesaria para obtener una tonelada de aluminio regenerado.

Según datos expuestos en la Tabla 7.4 Año 2005 por la European Aluminium Association (2008), para producir una tonelada de aluminio regenerado se necesitan 1007,00 kg de chatarra de aluminio. Como entrada desde la tecnosfera se considera el inventario del *Aluminium, secondary, from new scrap, at plant/RER U*, y como salida a la tecnosfera, producto evitado el inventario del *Aluminium, primary, at plant/RER U* (Althaus et al., 2004b).

- En la fragmentación se extraen 4,251 kg/UF de chatarra de cobre que es reciclada en una fundición. Se considera un transporte de 500 km en camión con capacidad de carga superior a 16 t, ida con carga completa.

De modo similar al punto anterior, se cuantifica la cantidad de chatarra de cobre necesaria para obtener una tonelada de cobre regenerado.

Según estudios de la Copper Development Association Inc. (2009), para obtener una tonelada de cobre regenerado se necesitan 1161,98 kg de chatarra de cobre. Como entrada desde la tecnosfera se considera el inventario de *Copper, secondary, at refinery/RER U*, y como salida a la tecnosfera, producto evitado el inventario de *Copper, primary, at refinery/RER U* (Althaus et al., 2004b).

- La fragmentación permite extraer 0,307 kg/UF de chatarra de plomo que es reciclada en fundiciones. Se considera un transporte de 500 km en camión con capacidad de carga superior a 16 t, ida con carga completa.

De modo similar al punto anterior, se cuantifica la cantidad de chatarra de plomo necesaria para obtener una tonelada de plomo regenerado.

Considerando los datos expuestos por Norgate (2004), se deduce que es necesaria una media de 1797,59 kg de chatarra de plomo para obtener una tonelada de plomo regenerado. Como entrada desde la tecnosfera se considera el inventario de *Lead, secondary, at plant*, y como salida a la tecnosfera, producto evitado el inventario de *Lead, primary, at plant* (Classen et al., 2009).

- Durante el tratamiento en la planta fragmentadora se generan un total de 208,541 kg/UF de residuos inertes que se depositarán en vertedero. Estos residuos –denominados Residuos Ligeros de fragmentación– son una mezcla de materiales inertes derivados del tratamiento mecánico aplicado. Para su caracterización se aplican las mismas consideraciones descritas para el residuo inerte descrito del centro autorizado de tratamiento del apartado 5.1.

- Otro residuo no peligroso que se genera en la planta fragmentadora es el Residuo Pesado de fragmentación. Este residuo es remitido a la planta de medios densos para su tratamiento posterior con el fin de obtener mayores tasas de extracción de metales. Para el caso de estudio considerado este residuo supone 33,406 kg/UF. Su caracterización se muestra en el apartado 5.3 siguiente.

5.3 Planta de medios densos

Para asignar el inventario de la planta de medios densos se considera la masa total de residuos recibidos –33,406 kg/UF– procedentes de la planta fragmentadora. En su estudio se han considerado las siguientes entradas y salidas del sistema.

1. Entradas conocidas desde la tecnosfera.

Combustibles (recogida y transporte de residuos hasta la planta de medios densos):

- La distancia media entre la planta fragmentadora y la planta de medios densos es de 169,99 km. El transporte se realiza en camiones con capacidad de carga superior a 16 t, ida (vacío) y vuelta (carga completa).

Recursos:

- El tratamiento en la planta de medios densos se basa en la utilización de un fluido con densidad conocida como medio para la separación y clasificación de materiales con densidades distintas. El fluido utilizado es una disolución en agua de ferro silicio – FeSi75– con densidad igual a 2,65 gr/cm³. El proceso consume 6,16 g de ferro silicio por kg de residuo tratado. Se caracteriza el ferro silicio como una mezcla de hierro –0,154 kg/UF– y silicio –0,051 kg/UF.

Materiales:

- El consumo medio de agua de red es de 0,542 kg/UF. Se caracteriza como *Tap water, at user/RER U* (Althaus et al., 2004a).

Electricidad:

- El total de energía eléctrica de red en baja tensión necesaria es de 0,550 kWh/UF. Se caracteriza como *Electricity, low voltage, production ES, at grid/ES U* (Frischknecht & Faist Emmenegger, 2003).
- Como complemento, la planta de medios densos utiliza un grupo electrógeno para generar energía eléctrica para el proceso. La energía eléctrica así generada supone 0,182 kWh/UF. Se caracteriza como *Electricity, oil, at power plant/ES U* (Jungbluth, 2003).

2. Salidas conocidas a la tecnosfera.

Residuos Peligrosos para tratamiento:

- Durante la separación por medios densos se generan 1,287 g/UF de residuos de aceite de motor, de transmisiones y lubricantes, que son remitidos para su valorización energética a un gestor autorizado situado a 97,4 km. El transporte se realiza mediante camión cuba de 3,5-16 t, suponiendo ida con carga total y vuelta vacío.

Se caracteriza como combinación de la valorización del residuo –*Disposal, used mineral oil, 10% water, to hazardous waste incineration/CH U* (Doka, 2003)– y el transporte.

Residuos No Peligrosos para tratamiento:

- En el proceso de medios densos se extraen 25,741 kg/UF de chatarra férrica que se remite para su reciclado a acerías. Se considera un transporte de 500 km en camión con

capacidad de carga superior a 16 t, ida con carga completa.

La caracterización del reciclado de chatarra férrea es igual al indicado para el mismo residuo en el apartado 5.2 anterior.

- La separación por medios densos permite extraer 0,248 kg/UF de chatarra de aluminio que es reciclada en una fundición. Se considera un transporte de 500 km en camión con capacidad de carga superior a 16 t, ida con carga completa.

La caracterización del reciclado de chatarra de aluminio es igual al indicado para el mismo residuo en el apartado 5.2 anterior.

- Durante el tratamiento se generan un total de 8,163 kg/UF de residuos inertes que se remiten a vertedero. Este residuo es una mezcla de materiales inertes derivados de la separación aplicada. Para su caracterización se aplican las mismas consideraciones descritas para el residuo inerte descrito del centro autorizado de tratamiento del apartado 5.1.

6. Evaluación del impacto del ciclo de vida

La tabla 1 muestra los resultados de la evaluación del impacto ambiental del escenario de fin de vida analizado.

Tabla 1: Evaluación del impacto del escenario de fin de vida analizado

Categoría de impacto	Caracterización	Uds.
Gases de efecto invernadero	-719,006	kg CO ₂ eq.
Reducción de la capa de ozono	-6,89E-05	kg CFC-11 eq.
Formación de oxidantes fotoquímicos	-0,703	kg C ₂ H ₄ eq.
Acidificación	-10,050	kg SO ₂ eq.
Eutrofización	0,125	kg PO ₄ ³⁻ eq.
Reducción de recursos energéticos fósiles	-8103,364	MJ eq.

Las figuras 3 a 8 muestran, para cada categoría de impacto, los diagramas de red del escenario de fin de vida. Los diagramas de red expresan gráficamente la contribución –en porcentaje– de los procesos y flujos más significativos.

Figura 3: Diagrama de red Gases de efecto invernadero, valor de corte 5%

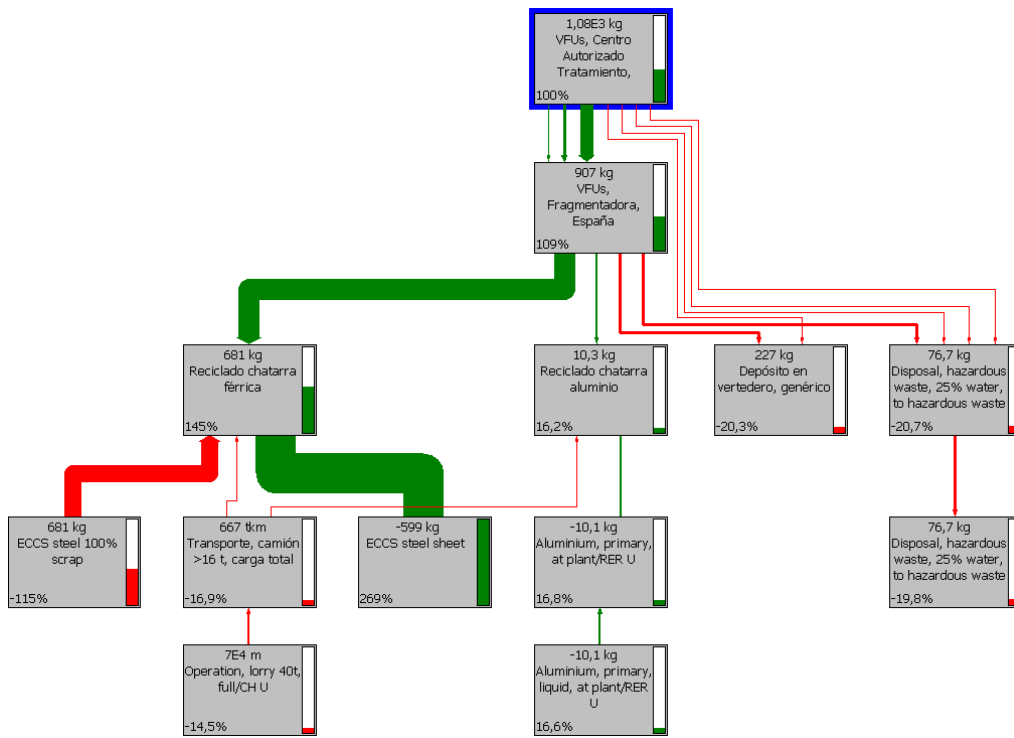


Figura 4: Diagrama de red Reducción de la capa de ozono, valor de corte 10%

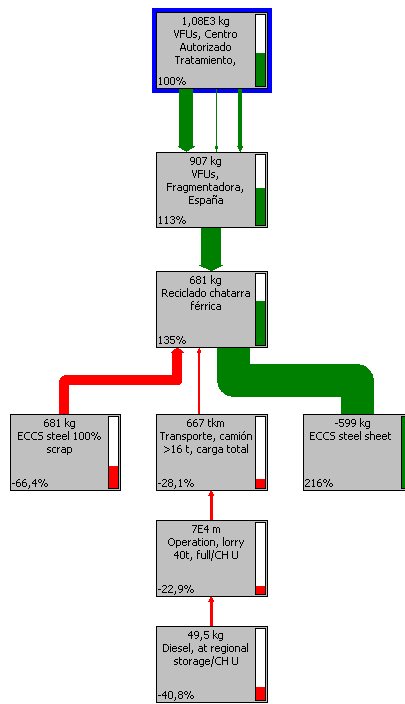


Figura 5: Diagrama de red Formación de oxidantes fotoquímicos, valor de corte 5%

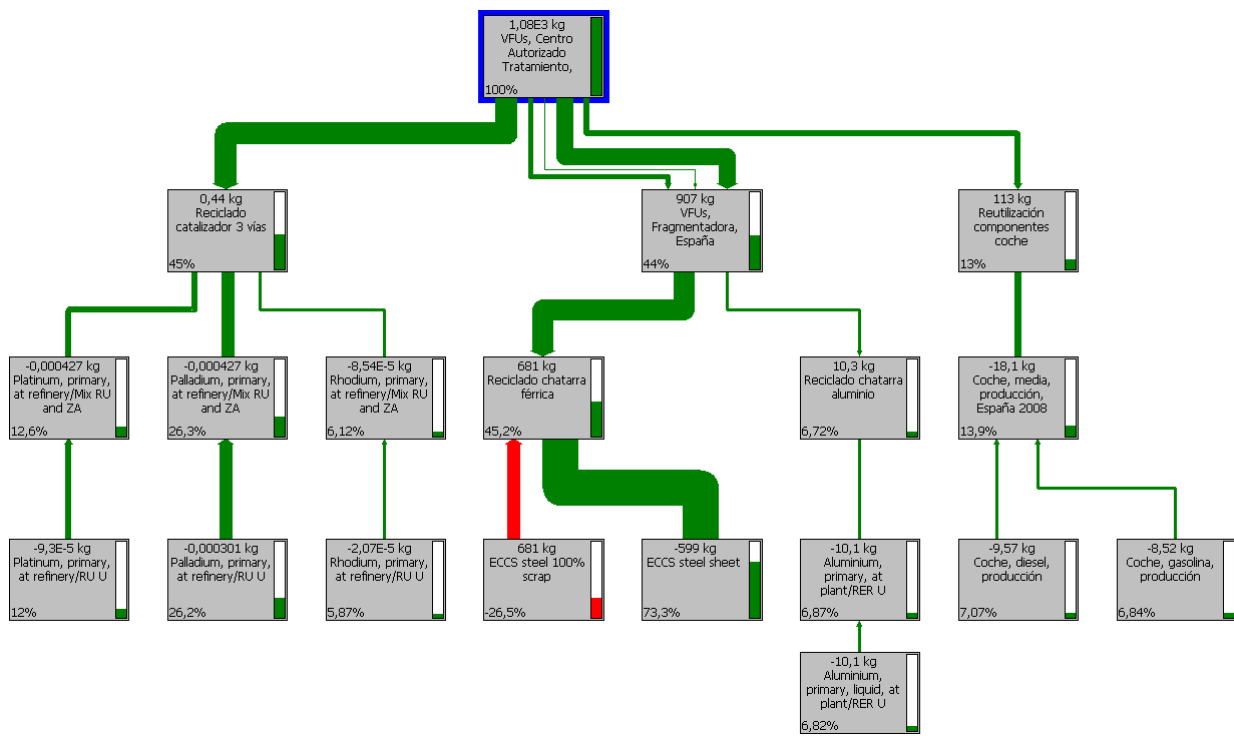


Figura 6: Diagrama de red Acidificación, valor de corte 5%

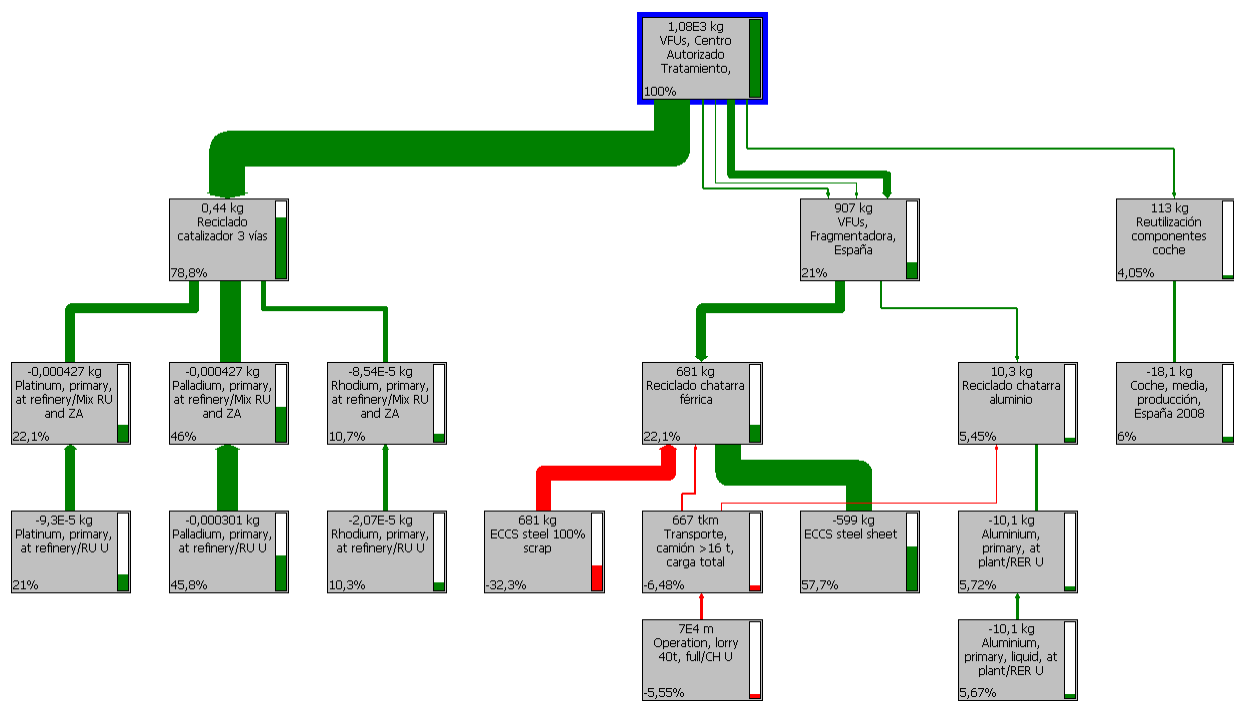


Figura 7: Diagrama de red Eutrofización, valor de corte 11%

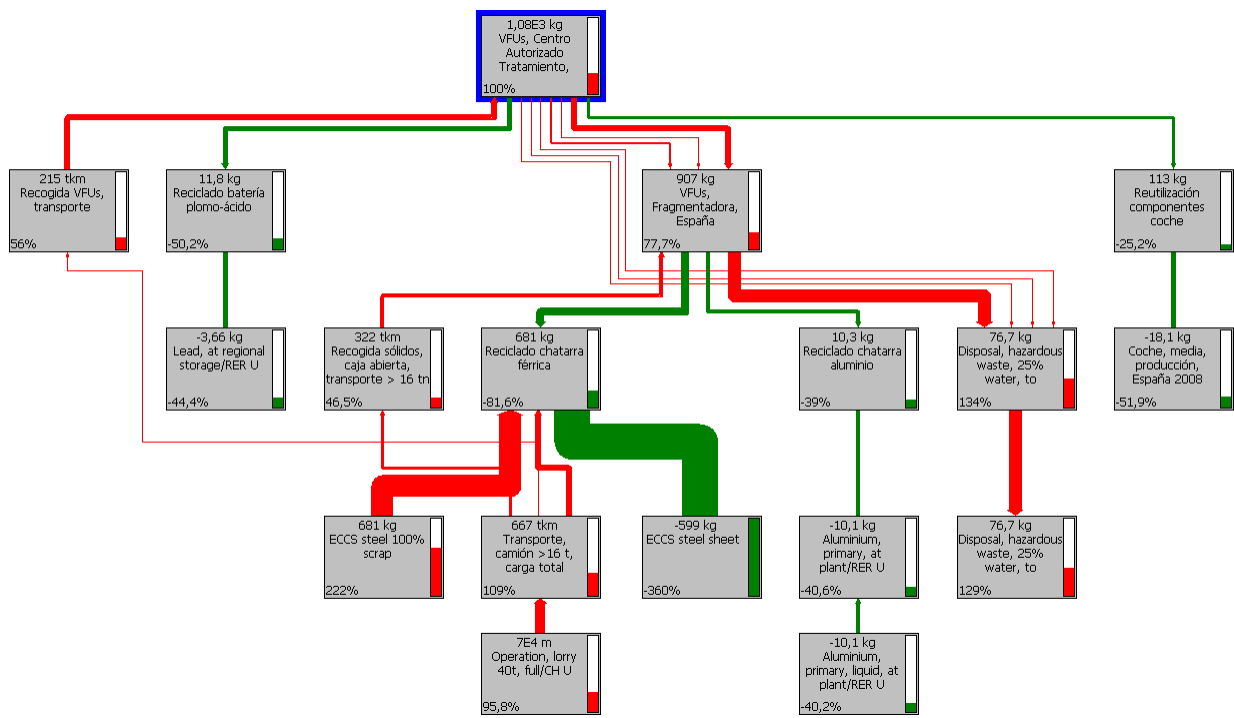
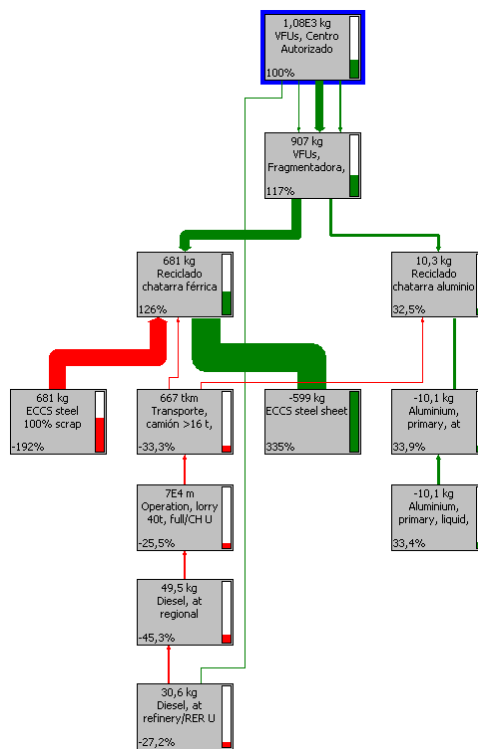


Figura 8: Diagrama de red Reducción de recursos energéticos fósiles, valor de corte 6,6%



7. Discusión y conclusiones

Los resultados de la evaluación del impacto ambiental del escenario de fin de vida de vehículos basado en el centro autorizado de tratamiento de nueva planta –tabla 1– indican impactos ambientales negativos para casi todas las categorías de impacto consideradas, excepto Eutrofización. Los impactos ambientales negativos deben entenderse como mejoras ambientales. Por ejemplo, decir que el escenario de fin de vida en la categoría de impacto Reducción de recursos energéticos fósiles tiene un valor de -8103,364 MJ eq. es igual a decir que el escenario de fin de vida supone un ahorro de recursos energéticos fósiles igual a dicho impacto. Para otras categorías de impacto, p.ej. Gases de efecto invernadero, el impacto negativo debe entenderse como cantidad de emisiones evitadas.

Por otro lado, en los diagramas de red expuestos se observa qué procesos contribuyen positivamente al impacto ambiental –color rojo– y qué procesos contribuyen negativamente –color verde–. En general, el reciclado de chatarra férrea supone la principal reducción del impacto ambiental –alcanzando valores negativos–, seguido por el reciclado de los catalizadores, otros reciclados y la reutilización de componentes del vehículo. Para la categoría de impacto Eutrofización –única con impacto positivo– la gestión de residuos peligrosos y los transportes son los principales contribuyentes positivos, mientras que los reciclados y la reutilización los compensan parcialmente.

Parece evidente que para el escenario de fin de vida de vehículos considerado, incrementar la extracción de residuos y componentes del vehículo para su reciclado o reutilización posterior mejorará el impacto ambiental del citado escenario. Mientras que, si se aumenta la cantidad de residuos remitidos a vertedero, los residuos peligrosos o el transporte, el impacto ambiental empeorará.

Finalmente, indicar que el análisis de este estudio servirá como base para la comparación con el escenario de fin de vida tradicional descrito en los apartados iniciales. Esta comparación permitirá –en trabajos futuros– determinar la bondad medio ambiental del escenario de fin de vida considerado.

8. Referencias

- Althaus, H.J., Chudacoff, M., Hischer, R., Jungbluth, N., Osses M. and Primas, A. (2004a). *Life Cycle Inventories of Chemicals. Final report ecoinvent 2000*. Volume: 8. Issue: 0. Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. Dübendorf, CH.
- Althaus, H.J., Blaser, S., Classen, M. and Jungbluth, N. (2004b). *Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent 2000*. Volume: 10. Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. Dübendorf, CH.
- Arena, U., Mastellone, M.L. and Perugini, F. (2003). The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal* 96, pp. 207-222. doi:10.1016/j.cej.2003.08.019.
- BUWAL 250. (1996). *Ökoinventare für Verpackungen*, Schriftenreihe Umwelt 250, Bern, 1996.
- Centre for Environmental Strategy, Biffa Waste Services, Brand-Rex Ltd., Corning Cables Ltd., Inovyl Ltd., Mann UK Ltd., Pilkington PLC, and Xerox Ltd. s/fecha. *A Sustainable Approach to Materials Management*, from: <http://www3.surrey.ac.uk/CHAMP/documents/SAMM.pdf>.
- Classen, M., Althaus, H.J., Blaser, S., Tuchschnid, M., Jungbluth, N., Doka, G., Faist Emmenegger, M. and Scharnhorst W. (2009). *Life Cycle Inventories of Metals*. Final

- report ecoinvent data v2.1, No 10. EMPA Dübendorf, Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version from: <http://www.ecoinvent.ch>.
- Copper Development Association Inc. (2009). *The U.S. Copper-base Scrap Industry And Its By-products. An Overview. Tenth Edition*. Obtenido Enero, 2010, from: <http://www.copper.org>.
- Corti, C. and Lombardi, L. (2004). End life tyres: alternative final disposal processes compared by LCA. *Energy* n° 29, pp. 2089-2108.
- Dirección General de Tráfico. (2008). *Estadísticas e indicadores. Parque de vehículos por tipos, provincias y carburantes, 2008*. Obtenido Septiembre, 2010, from: http://www.dgt.es/portal/es/seguridad_vial/estadistica/parque_vehiculos/por_provincia_tipo_y_carburante/.
- Doka, G. (2003). *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. Final report ecoinvent 2000. Volume: 13. Swiss Centre for LCI, EMPA-SG. Dübendorf, CH.
- European Aluminium Association. (2008). *Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry*. From: <http://www.eaa.net/en/>.
- Frischknecht, R. and Faist Emmenegger, M. (2003). *Strommix und Stromnetz. Sachbilanzen von Energiesystemen*. Final report No. 6 Ecoinvent 2000. Editors: Dones R. Volume: 6. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, CH.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Hischer, R., Hellweg, S., Humbert, S., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., and Nemecek, T. (2007). *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., et.al. (2003). *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Final report ecoinvent 2000. Swiss Centre for LCI. Duebendorf, Switzerland.
- Hagelüken, C. (2007). Closing the loop - Recycling of automotive catalysts. *Metall-Forschung* 61, pp. 24-39.
- Herva, M., Franco, A., Ferreira, S., Álvarez, A., and Roca, E. (2008). An approach for the application of the ecological footprint as environmental indicator in the textile sector. *Journal of Hazardous Materials* n° 156, pp. 478-487.
- Jenseit, W., Stahl, H., Wollny, V. and Wittlinger, R. (2003). *Recovery options for plastic parts from end-of-life vehicles: an eco-efficiency assessment*. Final report. Öko-Institut e.V. Institute for Applied Ecology. 12th May 2003.
- Jungbluth, N. Erdöl. (2003). *Sachbilanzen von Energiesystemen*. Final report No. 6 ecoinvent 2000. Editors: Dones R. Volume: 6. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, CH.
- Kellenberger, D., Althaus, H.J., Künniger, T., Lehmann, M., Jungbluth, N., and Thalmann, P. (2007). *Life Cycle Inventories of Building Products*. Data v2.0 ecoinvent report n° 7.
- Muñoz, C., Sanfélix, J., Gómez, G., Garraín, D., Franco, V., Justel, D., and Vidal, R. (2010a). Vehicles at the end of their life in Spain: traditional and new treatment facilities. SETAC Europe (Ed.). SETAC Europe: 20th Annual Meeting (pp. 286-287). Seville, Spain.
- Muñoz, C., Justel, D., Vidal, S., Garraín, D., Franco, V., and Royo, M. (2010b). Analysis of the process applied to end-of-life vehicles in Authorised Treatment Facilities. Seguí, V.J. & Reig, M.J. (Ed.). *Third Manufacturing Engineering Society International*

- Conference. MESIC-09.* (pp. 427-435). Melville, New York: American Institute of Physics. ISBN 978-0-7354-0722-0.
- Nemry, F., Leduc, G., Mongelli, I., and Uihlein, A. (2008). *Environmental improvement of passenger cars (IMPRO-car)*. European Commission Joint Research Centre Institute for Prospective Technological Studies. JRC 40598 EUR 23038 EN (2008). ISBN: 978-92-79-07694-7. ISSN: 1018-5593. DOI 10.2791/63451.
- Norgate, T.E. (2004). Metal Recycling: an assessment using life cycle energy consumption as a sustainability indicator. *CSIRO Minerals*, DMR-2616, Victoria, Australia.
- Pilkington Group Limited. (2009). NSG Group Flat Glass Business. Sustainability. Report 2009, from: <http://www.pilkington.com>.
- Rydh, C.J. (1999). Environmental assessment of vanadium redox and lead-acid batteries for stationary energy storage. *Journal of Power Sources* 80, issues 1-2, pp. 21-29.
- Spielmann M., Kägi T., Stadler P., and Tietje O. (2004). *Life Cycle Inventories of Transport Services*. Final report ecoinvent 2000. Volume: 14. Swiss Centre for LCI, UNS. Dübendorf, CH.
- Spielmann, M., Bauer, C., Dones, R., and Thuchschild, M. (2007). *Transport Services*. Ecoinvent Report nº 14, Data v2.0.
- Stravros, D., Costas, P., and Voutsinas, G. T. (2003). Applying life cycle inventory to reverse supply chains: a case study of lead recovery from batteries. *Resources, Conservation and Recycling* 37, pp. 251-281.
- Ugaya, C.M.L. and Walter, A.C.S. (2004). Life cycle inventory analysis: a case study of steel used in brazilian automobiles. *International Life Cycle Assessment* 9 (6), pp. 365-370.

Correspondencia (Para más información contacte con):

Carlos Muñoz
Teléfono: +34 964729252
Fax: +34 964728106
E-mail: zapecarlos@gmail.com
URL: <http://www.gid.uji.es>