

La rentabilidad social de la reutilización de los RAEE

Tipo de documento: Entregable Acción B.6. Resultados de la ACB
01/04/2015

Autores:

Xose Manuel González Gómez
María Jose Caride Estévez
Yolanda Pena Boquete
Miguel Rodríguez Méndez
Xose Carlos Álvarez Villamarín

Dpt. Economía Aplicada, Universidade de Vigo
Grupo de investigación REDE

ecORae



Índice

Antecedentes _____	3
Introducción _____	3
La rentabilidad social de la Reutilización Vs Reciclaje:	
Caracterización del problema desde el punto de vista económico _____	8
Cuantificación de las Externalidades en unidades físicas a partir del ACV _____	13
Metodologías para cuantificar monetariamente el daño ambiental _____	18
Transferencia de Beneficios: Los estudios originarios _____	19
Transferencia de Beneficios: Los resultados por unidad funcional _____	22
Transferencia de Beneficios: Los resultados agregados para el caso español _____	25
Cautelas en la interpretación de los resultados _____	27
Conclusiones _____	33
Anexo: Detalles de los ajustes en la valoración de impactos _____	34



Antecedentes

Este informe constituye la primera entrega de la acción B.6 del proyecto Life+2011: Demostración de un proceso de reutilización de los Residuos de los Aparatos Eléctricos y Electrónicos (*RAEE*). Proyecto que tiene como finalidad última analizar la viabilidad económica y proponer políticas de reglamentación en este tipo de residuos de conformidad con la legislación comunitaria.

El informe toma como punto de partida los resultados obtenidos en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), particularmente los resultados referidos a la identificación y cuantificación en unidades físicas de los diferentes efectos externos en forma de impacto ambiental asociados a la producción, distribución, uso, reciclado y reutilización de los aparatos eléctricos y electrónicos. En este sentido, este informe se puede entender como una continuación de la Fase II de la acción B.1 dando un paso hacia delante en la investigación al extender los resultados obtenidos en el informe de comparativa de reutilización vs reciclaje mediante la incorporación de valoraciones económicas.

Las principales actividades de este informe se van a centrar en el análisis de la rentabilidad social del proceso de reutilización de equipos informáticos. Este análisis de rentabilidad social nos obliga a definir los escenarios a comparar (situación con reutilización vs situación con reciclado) y valorar en ambos casos la dimensión de mercado y la dimensión no monetaria o intangible (externalidades). Para poder valorar adecuadamente esta dimensión intangible es fundamental disponer de una buena información tanto de las unidades físicas de los efectos externos generados como de su valoración monetaria.

La valoración monetaria de las externalidades suele ser una tarea compleja que requiere diseñar y realizar un ejercicio empírico específico o bien apoyarse en otros estudios. En este caso necesariamente tenemos que acudir a esta segunda vía. Para tal fin es necesario revisar la literatura económica y seleccionar aquellos trabajos que hayan analizado y cuantificado monetariamente alguno de los componentes del impacto ambiental identificados en el ACV. En definitiva, los valores monetarios publicados en la literatura científica y los resultados del ACV elaborados en las fases anteriores de este proyecto de investigación constituyen las piezas básicas sobre las que se construye este informe.

Introducción

Los aparatos eléctricos y electrónicos se han convertido en elementos imprescindibles en nuestros hábitos de vida. Nuestra dependencia de alguno de estos aparatos como ordenadores, tablets o teléfonos móviles es cada vez mayor para cualquier acción de nuestra vida cotidiana ya sea relacionada con el ocio o con el trabajo.

Es evidente que el uso masivo de estos aparatos supone importantes ventajas sociales pero también es cierto que está generando graves problemas a los que conviene prestarles atención. Estos aparatos que, entre otras prestaciones, agilizan nuestras comunicaciones, nos facilitan todo tipo de transacciones o nos dan acceso a una gran cantidad de

información, tienen una vida útil limitada. En muchos casos cuando dejan de ser utilizados son abandonados a su suerte y sin ningún control con grave riesgo para el medio ambiente y la salud pública¹.

Por tanto, desde el punto de vista económico analizar el problema del tratamiento de los residuos de los aparatos eléctricos y electrónicos (*RAEE* en adelante) implica necesariamente enfrentarse a un problema de externalidades. En economía, el problema de las externalidades se suele caracterizar como un fallo de mercado que aparece en aquellas situaciones en la que los costes o beneficios de producir o de consumir algún bien o servicio no son reflejados en su totalidad en el precio de mercado de los mismos. Dicho de otra forma, las externalidades generalmente aparecen en actividades que afectan a terceros, bien sea para mejorar o para empeorar (externalidad positiva o negativa, respectivamente), sin que éstos paguen por esos beneficios o sean compensados por esos perjuicios (Stiglitz, 2003). Por tanto, podemos decir que en estas situaciones los costes o los beneficios privados no son iguales a los costes o los beneficios sociales y, en consecuencia, el suministro que hace a través del mercado de un bien o servicio no es eficiente, bien porque el mercado suministra más cantidad de lo que sería eficiente (externalidad negativa) o bien porque el mercado proporciona menos cantidad de un determinado bien de lo que sería eficiente (externalidad positiva). En cualquier caso estamos ante un fallo en la asignación de los recursos por parte del mercado, lo cual justifica la necesidad de algún tipo de intervención pública (regulaciones legales, incentivos o desincentivos económicos, etc.).

El caso de los *RAEE* es un caso típico de externalidad negativa. Si la producción y el consumo de los aparatos eléctricos y electrónicos se realizase en un mercado competitivo y no se generasen residuos, la cantidad producida de estos bienes y sus precios serían los eficientes, de tal manera que este mercado funcionaría perfectamente sin necesidad de ningún tipo de intervención. Ahora bien, la realidad es bastante distinta. Tal y como se muestra en el entregable dedicado a analizar el ciclo de vida de estos bienes, la producción y el consumo de estos bienes genera un amplio conjunto de impactos ambientales que por su naturaleza intangible no se valoran ni se incorporan al precio de mercado (como consecuencia de una asignación inadecuada de los derechos de propiedad y uso sobre elementos ambientales) dando lugar a unas cantidades intercambiadas y a unos precios ineficientes.

Para corregir este tipo de situaciones la teoría económica nos ofrece distinto tipo de soluciones. En general se suelen plantear dos aproximaciones para corregir el problema de las externalidades. La primera tiene su origen en los postulados planteados por Pigou² y

¹ En 2010, los españoles generamos 652 mil toneladas de residuos eléctricos y electrónicos, es decir, un promedio de 13,8 kilos por ciudadano, de los cuales apenas 2,5 kg se depositaron en los puntos limpios o se procesaron correctamente. Rubio M. (2012). El reto de la Electrobasura. Técnica Industrial nº 300.

Actualmente, en los países avanzados, se están abandonando sin ningún control millones de aparatos electrónicos que contienen plomo, cadmio, cromo, mercurio y otros componentes tremendamente contaminantes que, en muchos casos, acaban en países como Ghana, Costa de Marfil, Nigeria e India, convertidos en basureros electrónicos, que no disponen de tecnología adecuada para gestionarlos

² Pigou, A.C (1920). Economics of Welfare. Macmillan and Co.

depende principalmente de la acción estatal. La segunda parte de una propuesta de Coase³ y se plantea a través de la definición de los derechos de propiedad y de un posterior proceso de negociación entre las partes implicadas.

En la práctica, una de las vías para corregir externalidades es la que se realiza a través de la actuación estatal y, generalmente, se implementa a través de impuestos (caso de externalidad negativa) o subvenciones (caso de externalidad positiva) que reflejen la valoración social de los efectos externos y que permitan la internalización o realización de ese valor por parte de los participantes.

Más allá de las medidas persuasivas a través de impuestos o subvenciones, el gobierno también puede actuar con medidas de control legal directo a través de prohibiciones de determinadas actividades (por ejemplo el abandono indiscriminado de los RAEE) o a través de normas regulatorias en la producción, almacenamiento o uso de bienes que contengan sustancias contaminantes. En esta vertiente regulatoria es en la que se sitúa el trabajo que realizamos en este informe.

Nuestro objetivo en este informe es tratar de caracterizar desde el punto de vista económico la dimensión de este tipo de problemas conocidos como externalidades y evaluar las ganancias de bienestar social derivadas de introducir medidas correctoras, que antes denominamos de control legal, para reducir este tipo de externalidades. En concreto, trataremos de medir el impacto económico de fomentar en nuestro país la reutilización de los aparatos eléctricos y electrónicos de acuerdo con lo establecido en el Real Decreto 110/2015 de 20 de febrero sobre aparatos eléctricos y electrónicos y sus residuos.

Esta regulación supone adaptar en nuestro país la Directiva 2012/19/UE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 4 de julio de 2012, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, que incorpora importantes mejoras en la gestión de RAEE en Europa. Una de esas mejoras consiste en reducir de forma significativa el volumen de los RAEE prolongando la vida útil de los aparatos eléctricos y electrónicos nuevos que se pongan en el mercado a través de su posterior reutilización. De esta forma la reutilización permitiría acercar la cantidad producida de este tipo de aparatos nuevos a lo que se considera socialmente óptimo evitando una sobreproducción ineficiente de aparatos nuevos y sus consiguientes residuos⁴.

En el caso concreto de los aparatos de informática y de telecomunicaciones pequeños (incluidos en la fracción de recogida 6 del anexo VIII), el objetivo que marca este Real

³ Coase, Ronald H. (1960). «The Problem of Social Cost». *Journal of Law and Economics* 3 (1): 1–44

⁴ Tal y como se establece en su artículo 1 "este real decreto tiene por objeto regular la prevención y reducción de los impactos adversos causados por la generación y la gestión de los residuos de los aparatos eléctricos y electrónicos sobre la salud humana y el medio ambiente, así como determinar los objetivos de recogida y tratamiento de estos residuos, y los procedimientos para su correcta gestión, trazabilidad y contabilización. Igualmente tiene por objeto, de conformidad con la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, mejorar la eficiencia en el uso de los recursos y reducir los impactos globales de este uso, dando prioridad a la prevención en la generación de residuos de los aparatos eléctricos y electrónicos y a la preparación para la reutilización de los mismos, contribuyendo de este modo al desarrollo sostenible y al estímulo del empleo verde".

Decreto es que al menos un 3% de estos aparatos recogidos entre el 1 de enero de 2017 y el 14 de agosto de 2018 pasen a un proceso de preparación para la reutilización.

La metodología que vamos a utilizar para realizar esta evaluación es el Análisis Coste-Beneficio (ACB en adelante)⁵. En el ámbito de la Economía Pública el ACB es una metodología importante para fundamentar la toma de decisiones ya que trata de determinar la conveniencia de realizar un proyecto público de inversión o, como en este caso, de evaluar la conveniencia de una regulación mediante la enumeración y valoración posterior en términos monetarios de todos los costes y beneficios derivados directa e indirectamente de esa regulación.

La potencialidad de esta metodología reside en su capacidad para valorar inversiones o regulaciones teniendo en cuenta aspectos, de tipo social y medioambiental, que no son considerados en las valoraciones puramente financieras. Esta potencialidad se ha ido acrecentando en las últimas décadas a medida que se han ido desarrollando nuevos planteamientos para valorar externalidades como la valoración contingente o el método de precios hedónicos por poner solo algunos ejemplos.

En el caso concreto de este trabajo, el ACV ha permitido una cuantificación bastante precisa de las unidades físicas de las distintas categorías de impacto ambiental asociados a la producción, distribución, uso y reutilización de los AEE, sin embargo, para su cuantificación monetaria no hemos podido llevar a cabo un trabajo de campo que permitiese valorar de forma específica, en este mercado, este conjunto de externalidades. Lo ideal sería haber podido realizar una valoración contingente específica que nos permitiese conocer la disposición al pago o la compensación exigida para reducir estas externalidades atendiendo a su fuente emisora, pero esta encomienda no figuraba en las acciones a desarrollar en este proyecto ni tampoco tenía cobertura presupuestaria.

Para paliar esta carencia hemos acudido a una metodología alternativa denominada transferencia de beneficios. Este método consiste en la utilización de los valores monetarios de bienes ambientales estimados en un contexto determinado, para estimar los beneficios de un bien de características similares en un contexto distinto del cual se desconoce su valor (Navrud, S. y Ready, R., 2007).

La aplicación de los resultados previos de otras investigaciones en situaciones similares es una alternativa muy atractiva frente a la necesidad de abordar una nueva investigación que implica tiempo y dinero, acelerando así la toma de decisiones. Este proceso generalmente supone la transferencia directa de las estimaciones de beneficios o la transferencia de una función de beneficios, (Brouwer, R.,2000)

En ámbitos como la economía del transporte acudir a esta metodología es una práctica habitual ya que los análisis coste-beneficio utilizan con frecuencia valores del tiempo, de

⁵ El origen de la aplicación práctica de esta metodología se remonta a la primera mitad del siglo XX cuando, en Estados Unidos, se plantearon evaluar los efectos sociales de las obras hidráulicas. Desde entonces su ámbito de aplicación se ha ido extendiendo.

accidentes o de la vida humana, transferidos de algún otro estudio. En el ámbito de la economía ambiental también ha tenido un desarrollo importante. Se ha discutido y aplicado principalmente en Estados Unidos y Europa, con múltiples estudios que se han planteado contrastar empíricamente sobre su validez. Básicamente se han llevado a cabo dos tipos de contraste para determinar la fiabilidad de la transferencia de beneficios entre diferentes sitios y entre diferentes poblaciones (Wilson and Hoehn, 2006 y Boutwell and Westra, 2013).

Una vez concluida esta introducción, necesaria para entender el marco de trabajo en el que se circunscribe este informe, el trabajo se estructura a continuación abordando los siguientes apartados:

En primer lugar caracterizamos el problema económico de las externalidades asociado a los *RAEE* mediante un análisis gráfico sencillo y planteamos las posibilidades regulatorias para corregir este problema.

A continuación recogemos los resultados del Análisis del ciclo de Vida (ACV) y ponemos en evidencia las 18 categorías de impacto ambiental asociadas a los *RAEE*. Esto nos permite ver cuales son los impactos evitados, medidos en sus respectivas unidades físicas, de fomentar la reutilización frente al reciclaje.

Posteriormente nos adentramos en la valoración económica de esos impactos y para ello acudimos a la técnica de la transferencia de beneficios. Mediante esta metodología cuantificamos el importe monetario de las externalidades evitadas por cada unidad funcional que se reutilice, determinando cuales son los impactos que tienen mayor valor económico y cuantificando el beneficio social global que tendría fomentar la reutilización en el caso español.

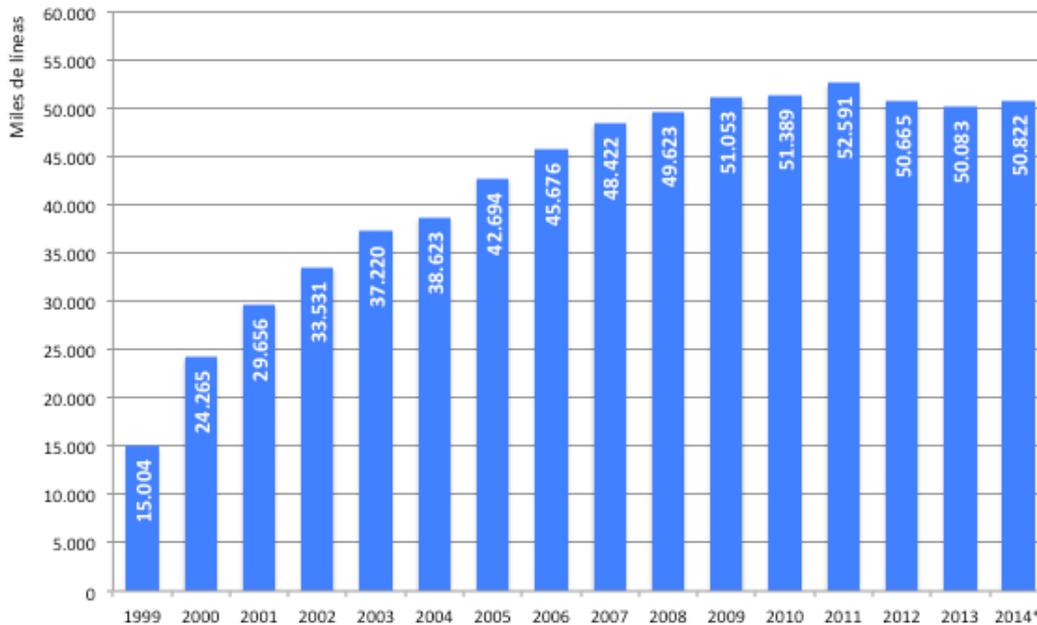
Finalmente detallamos las cautelas necesarias para poder interpretar correctamente los resultados obtenidos y terminamos con un apartado de conclusiones.

La rentabilidad social de la Reutilización vs Reciclaje: caracterización del problema desde el punto de vista económico

El mercado de aparatos eléctricos y electrónicos en España ha experimentado una expansión considerable en los últimos quince años. Este crecimiento ha sido particularmente intenso en el caso de teléfonos móviles y pequeños equipos informáticos.

En el **gráfico 1** podemos comprobar como el numero clientes de telefonía móvil se ha triplicado en este período y supera los 50 millones de líneas móviles. Por su parte con los datos de la **tabla 1** señalan que el número de ordenadores personales supera los 20 millones de unidades.

Gráfico 1: Número de clientes de telefonía móvil automática



Fuente: Observatorio Nacional de las Telecomunicaciones y de la SI. Ministerio de Industria, Energía y Turismo
 * 2014: datos a octubre

Tabla 1. Parque español de ordenadores personales (en número de unidades)

	2008	2009	2010	2011
Ordenadores personales empresariales	6.733.721	7.059.068	7.434.452	7.524.189
Ordenadores personales domésticos	9.707.141	10.822.837	11.593.162	12.494.444
Total parque de ordenadores personales	16.440.862	17.881.905	19.027.614	20.018.633

Fuente: ONTSI, AMETIC

Este contexto expansivo del mercado, con aparatos que presentan ciclos de innovación cada vez más breves y con un proceso de sustitución acelerado, tiene como contrapartida negativa inevitable la generación cada vez más creciente de *RAEE*. En España según

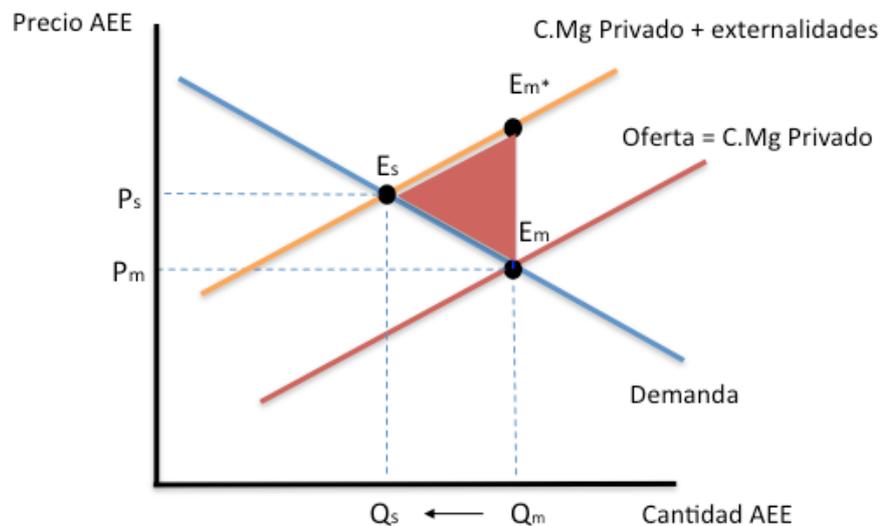


recoge el mapa mundial de la basura electrónica elaborado por la iniciativa StEP⁶ de la ONU generamos en el año 2012 casi 833 mil toneladas de residuos con los viejos ordenadores, móviles, consolas o electrodomésticos que tiramos anualmente, lo que supone más de 18 kgs por habitante/año (ver www.step-iniciativa.org)⁷.

Por su parte en el anuario que publica el ministerio de Medio Ambiente (ver http://www.magrama.gob.es/estadistica/pags/anuario/2013/AE_2013_08_12.pdf) se cuantifica que solo 143 mil toneladas se valorizan y 140 mil se reciclan. Es decir, de los 18 kgs de residuos que generamos por habitante año, apenas se reciclan 3,1 kgs.

A la vista de estos datos podemos concluir que es necesario compatibilizar el crecimiento del mercado de los *AEE* con la sostenibilidad ambiental. Para ello es imprescindible articular un marco regulatorio que intente corregir las externalidades que se generan con los *RAEE*.

Gráficamente el problema que nos plantea el caso concreto de los ordenadores se puede describir de la siguiente forma (**gráfico 2**):



La interacción entre los agentes en este mercado se puede representar de forma simplificada a partir de una curva de Demanda que representa la disposición al pago de los consumidores por consumir distintas cantidades de *AEE* y una curva de Oferta que

⁶ Iniciativa configurada a partir de una alianza de organizaciones de la ONU, empresas, gobiernos y organizaciones no gubernamentales.

⁷ Según este informe, en todo el mundo se generaron 49 millones de toneladas de basura electrónica en el año 2012, lo que equivale a 7 kilogramos por cada habitante del planeta, y para 2017 la cifra aumentará un 33 %, China y Estados Unidos se situaron a la cabeza de los países que más equipos electrónicos y eléctricos (*EEE*) ponen en el mercado y los que más basura electrónica generan. China fabricó 11,1 millones de toneladas de *AEE* y generó 7,3 millones de toneladas de *RAEE* mientras que Estados Unidos puso en el mercado 10 millones de toneladas de *AEE* y generó 9,4 millones de toneladas de *RAEE*, lo que supone 29,8 kilos de basura electrónica por persona, seis veces más que China. Por su parte en el ámbito de la Unión Europea se pusieron en el mercado 12,2 millones de *AEE* y se generaron casi 10 millones de toneladas de *RAEE*.

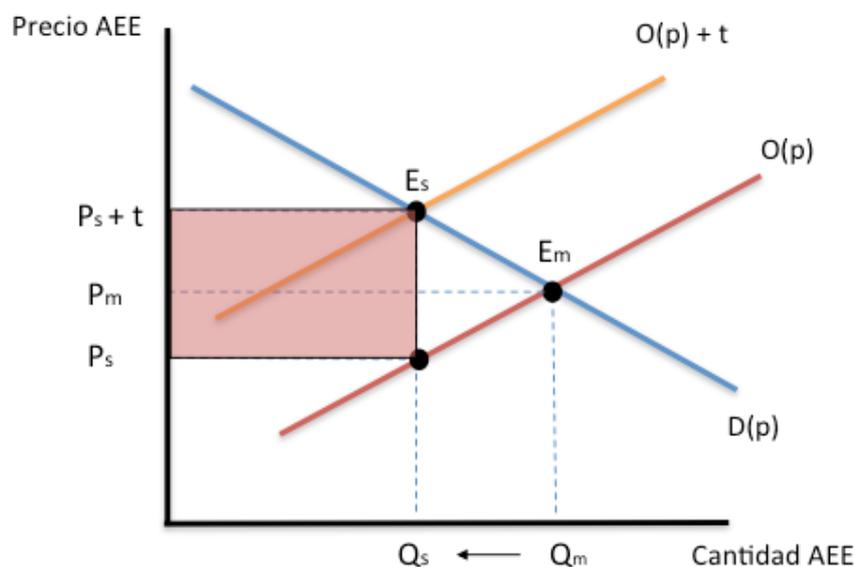
representa el coste marginal de producir distintas cantidades de AEE. Es decir, la curva de costes marginales solo tiene en cuenta los gastos que asume el productor. En ese contexto, el libre juego de la oferta y la demanda conduciría a una situación de equilibrio en la que se intercambiaría una cantidad Q_m de aparatos a un precio P_m .

Ahora bien, si analizamos este intercambio desde el punto de vista social, esa situación de equilibrio no es socialmente óptima. Dado que la producción de los aparatos eléctricos y electrónicos genera daños ambientales, entonces, que deben ser soportados por el conjunto de la sociedad, los costes relevantes no son únicamente los que refleja la curva de costes marginales, sino que a estos habría que sumarle el valor de las externalidades ambientales causadas. La solución óptima desde el punto de vista social se alcanzaría con una cantidad intercambiada Q_s a un precio P_s .

Comparando la solución óptima, desde el punto de vista social, con la solución de equilibrio de mercado se constata que en presencia de externalidades negativas, el mercado actuando libremente genera una producción mayor de la que sería deseable desde el punto de vista social. El área del triángulo delimitada por los puntos E_m , E_m^* , E_s nos ofrece la dimensión del fallo de mercado cuantificando lo que se conoce como pérdida irrecuperable de eficiencia. Las otras áreas generadas por comparación entre ambos escenarios (libre mercado, solución óptima socialmente) nos muestran diferentes impactos distributivos entre los agentes.

A la vista de este resultado es necesario plantear soluciones que vayan en la línea de reducir la cantidad de aparatos eléctricos y electrónicos nuevos vendidos en el mercado, o lo que es lo mismo, en la línea de aumentar su precio.

Una solución bastante extendida para corregir o suavizar este tipo de externalidades es a través de la aplicación de impuestos (Bustos, 2007). Este planteamiento es particularmente adecuado cuando el número de afectados es muy grande y no es posible un acuerdo entre las partes (beneficiarios y afectados) como muestra el **gráfico 3**.



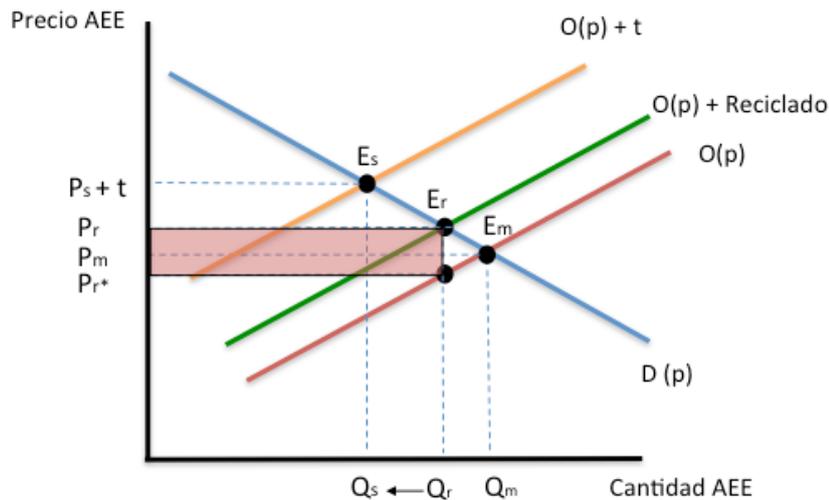
El planteamiento en este caso consiste en que si durante la producción o el consumo de los aparatos eléctricos y electrónicos se genera un daño ambiental entonces podemos corregir los posibles efectos externos negativos mediante el pago de un impuesto que compense el daño causado. El impuesto tiene por propósito aplicar el principio de "quien contamina paga" y, con ello, fijar unos *derechos de propiedad* según los cuales los ciudadanos tienen derecho a disfrutar de un medio ambiente limpio y quien vulnere ese derecho debe pagar por ello o compensar de algún modo.

En el **gráfico 3** podemos comprobar cómo al establecer un impuesto el equilibrio de mercado se desplaza desde E_m a E_s . En este nuevo equilibrio la cantidad intercambiada de AEE es menor (desplazándose de Q_m a Q_s) y el precio aumenta (desplazándose de p_m a $P_s + t$). Con la aplicación del impuesto se obtendría una recaudación $q_s \times t$ que debería permitir cubrir por un lado el coste monetario del reciclado y, además, compensar a la sociedad por las externalidades ambientales generadas.

En el caso de los AEE este planteamiento teórico se ha llevado a la práctica a través de una versión particular y limitada del principio "quien contamina paga". En la actualidad, los consumidores, que son los que disfrutan del bien, cuando adquieren un AEE, además de precio de mercado del bien, pagan conjuntamente con ese precio una "tasa de reciclado" para permitir financiar el coste monetario del tratamiento del residuo que generan. Esa tasa la cobra el productor y, a cambio, asume la obligación de gestionar de forma directa o indirecta, a través de los Sistemas Integrados de Gestión, el reciclado de los AEEs.

Los productores, por su parte, deben estimar el coste monetario del reciclado (recogida + procesado + distribución) para incorporarlo como un coste más de su función de producción. La puesta en práctica de este mecanismo conocido como "tasa de reciclado" nos sitúa en una posición intermedia respecto al planteamiento teórico que hemos formulado.

En este caso, al no tener en cuenta en esta tasa el coste de las externalidades ambientales generadas, tal y como podemos comprobar en el **gráfico 4**, nos quedamos en una situación intermedia (E_r) entre la situación de equilibrio de libre mercado sin regulación (E_m) y la situación de equilibrio que sería óptima socialmente (E_s). Como resultado, los productores recaudan con la tasa de reciclado un volumen de ingresos representado por el área $Q_r \cdot (P_r - P_{r*})$ con los que financian el coste monetario del reciclado.

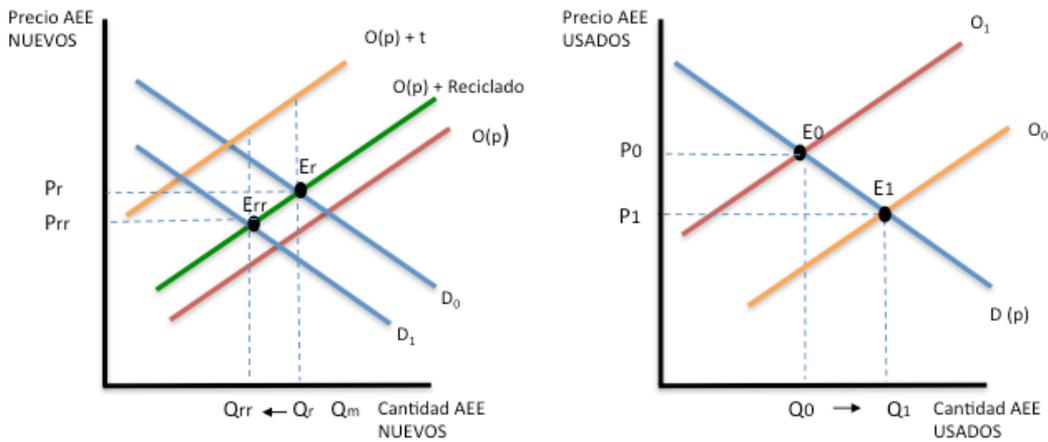


Además de las tasas, hay otro tipo de soluciones para corregir estos problemas de externalidades. Desde el ámbito del Derecho Administrativo se ofrece otra variante de soluciones. En este caso se trata de regular las actividades nocivas o insalubres estableciendo medidas normativas que, por ejemplo, pongan límites máximos a la emisión de agentes contaminantes, establezcan la obligatoriedad del reciclado o fijen porcentajes mínimos de reutilización.

En las recientes regulaciones que afectan a los *RAEE* cobra especial protagonismo el establecimiento de un porcentaje mínimo de reutilización. Los efectos esperados de este tipo de medidas regulatorias son:

Por una parte cabe suponer que se producirá un incremento de oferta en el mercado de segunda mano. Ese incremento alterará la situación actual, permitiendo una mayor cantidad intercambiada a un menor precio. Esto puede ofrecer un beneficio social adicional al permitir acortar la brecha tecnológica, es decir, que personas que hasta ahora no podían acceder a este tipo de aparatos cuenten ahora con una mayor oferta y precios más bajos, y por ello puedan consumirlos.

Por otra parte, en la medida en que estos aparatos reutilizados puedan ser sustitutivos de apartados nuevos, cabe suponer que por cada aparato que se consiga reutilizar se evita la producción de un aparato nuevo y, con ello, se evitan las externalidades ambientales asociadas a su fabricación y transporte. En el **gráfico 5** representamos esta situación:



Como se puede apreciar el fomento de la reutilización incide en los dos mercados: expande la oferta de *AEE usados* (desplazamiento de O_0 a O_1) y, en la medida en que puedan ser bienes sustitutos, contrae la demanda de *AEE nuevos* (desplazamiento de D_0 a D_1). Estos movimientos tienen consecuencias sobre los distintos agentes que operan en estos mercados (productores y consumidores) y sobre la sociedad en general. Hay ganadores y perdedores ya que se modifican los excedentes de los consumidores y de los productores. Ganan los consumidores de bienes usados (por dos vías: hay más cantidad intercambiada y pagan un precio menor). Por su parte los productores del mercado de 2º mano ganan al disponer de mayor cantidad intercambiada. Gana la sociedad en general al reducirse el impacto ambiental. Y, por último, pueden perder los productores de aparatos nuevos si se reduce el tamaño de su mercado.

Cuantificación de las Externalidades en unidades físicas a partir del ACV

El avance y la evolución de las Tecnologías de Información y Comunicación (TICs) constituyen uno de los rasgos característicos de la sociedad de nuestro tiempo. Este avance ha propiciado un consumo creciente de equipos eléctricos y electrónicos cuya fabricación requiere de materiales que en algunos casos proceden de recursos naturales escasos y agotables⁸.

En paralelo este creciente consumo de *AEE* ha provocado un incremento correlativo de la generación de residuos hasta tal punto que en Europa el 4% de la basura generada es electrónica y muchos de estos residuos son altamente contaminantes⁹.

⁸ Un ejemplo de este tipo de materiales escasos es el coltán que ha convertido en un mineral estratégico para el avance tecnológico ya que es utilizado en casi la totalidad de los dispositivos electrónicos debido a sus aplicaciones.

⁹ Entre los componentes tóxicos, se encuentran los metales pesados, como plomo o mercurio, los Bifenilos Policlorados o los Eteres Bifenílicos Polibromados.

Por tanto, reutilizar o reciclar los productos electrónicos de consumo contribuye a conservar los recursos naturales escasos y evita la contaminación del agua y del aire. El análisis del ciclo de vida ha permitido cuantificar para una unidad funcional la reducción en unidades físicas de cada una de las distintas categorías de impacto ambiental consideradas. Este análisis, cuyo planteamiento detallado se puede consultar en el documento entregable correspondiente a la "Acción B1.1 Informe de resultados del ACV del proceso", se realizó para 4 variantes demostrativas: Unidades Centrales de Adquisición de datos y Control de mecanismos (UCAC), Equipamientos Estándar para Computación Distribuida (CLUSTER), Sistemas de Seguridad Perimetral (ASP) y nuevos puestos ofimáticos completos, obtenidos a partir de componentes ofimáticos convencionales con potencial de reutilización.

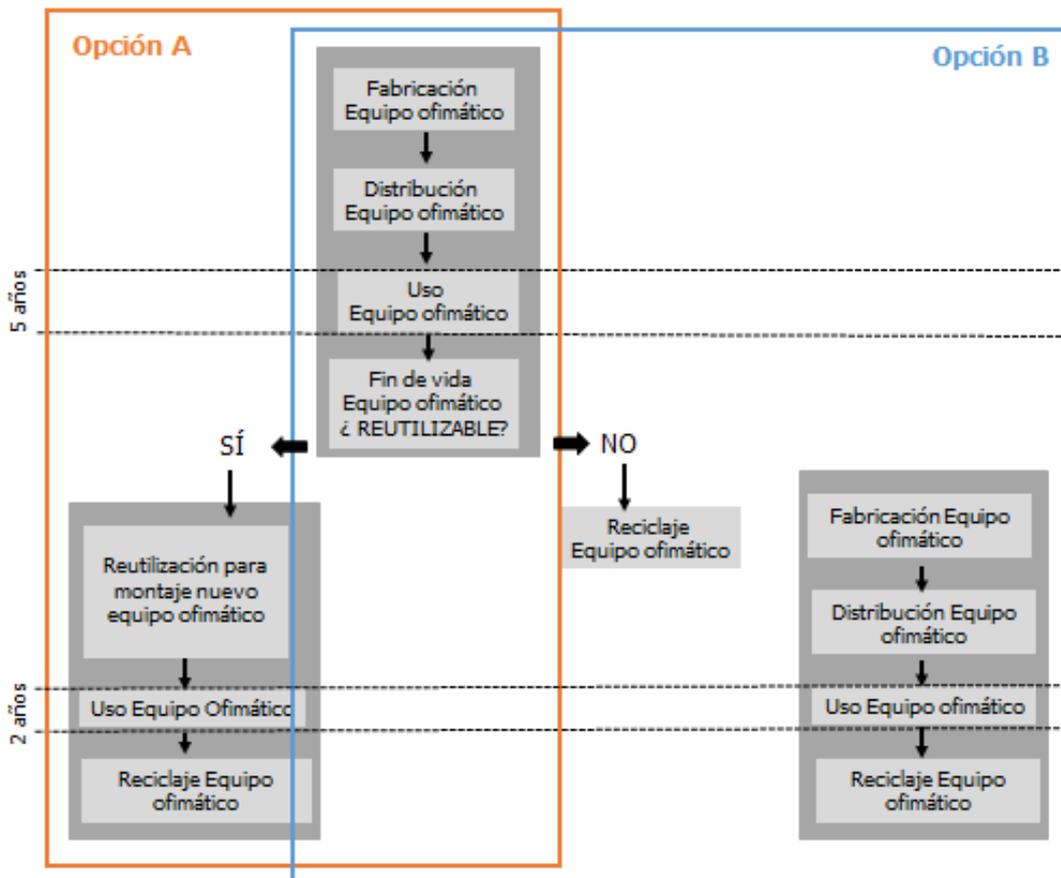
De estas 4 variantes demostrativas, la que tiene mayor dimensión de mercado es la DEMO IV (puestos ofimáticos completos). Esta característica particular junto con el hecho de que para este tipo de aparatos podemos disponer de alguna información relativa al tamaño y evolución del mercado, tanto a nivel nacional como internacional, recomienda que este informe centre su atención únicamente en la cuantificación de externalidades del Demostrativo IV.

Para este tipo de unidades funcionales se procedió a comparar dos escenarios:

Escenario A (Reutilización): se estudiaron las etapas del ciclo de vida de un equipo ofimático convencional fabricado a partir de materias primas vírgenes que al final de su vida útil se destina a reutilización, junto con las etapas del ciclo de vida del producto reutilizado.

Escenario B (Reciclaje): se estudiaron las etapas del ciclo de vida de un equipo ofimático convencional fabricado a partir de materias primas vírgenes que al final de su vida útil se destina a reciclaje y las etapas del ciclo de vida de un producto fabricado a partir de materias primas vírgenes equivalente al producto reutilizado correspondiente del escenario de reutilización.

Los equipos se han definido bajo los mismos términos, en lo que se refiere a cuestiones de funcionalidad y alcance, de forma que resulten comparables en los dos escenarios. En el **gráfico 6** recogemos el itinerario que siguen cada uno de los dos escenarios.



Como se puede apreciar, el escenario A (reutilización) el ACV comienza con la fabricación de un puesto ofimático completo a partir de materia prima virgen, continúa con la fase de distribución, y se completa con la fase de uso, donde se evalúa la energía eléctrica consumida durante esta primera vida útil de 5 años. Posteriormente se analiza la segunda vida útil, que tiene una duración de 2 años, y que comprende el proceso de preparación para la reutilización que debe permitir obtener una unidad funcional y la fase de uso de ese equipo reutilizado, donde se evalúa el consumo de energía eléctrica del equipo reutilizado. Al final de esta segunda vida útil el producto reutilizado se envía a reciclaje

Por su parte, en el escenario B (reciclaje), al igual que en el caso anterior, la primera vida útil incluye la fabricación de un puesto ofimático completo a partir de materia prima virgen, su distribución y la energía eléctrica consumida durante esos 5 años, al igual que en el caso del escenario A. Sin embargo, en este escenario después de su primer uso, el puesto ofimático convencional se recicla (en lugar de someterse a un proceso de preparación para la reutilización). De este modo, para cubrir las necesidades de equipamiento ofimático en la segunda vida útil, estimada en 2 años, es necesario recurrir a la fabricación de un nuevo equipo y, por tanto, es necesario estudiar este nuevo proceso de fabricación a partir de materia prima virgen que cubra las mismas funciones que el producto obtenido en el proceso de preparación para la reutilización, su distribución y la energía eléctrica consumida por este dispositivo. Al final de su vida útil este producto se envía a reciclaje.

En todos los demostrativos se parte de la fabricación y puesta en mercado de equipos ofimáticos convencionales, contemplándose todos los procesos necesarios para la extracción de las materias primas, su montaje, su distribución hasta el cliente final y fase de uso.

La diferencia entre los dos escenarios radica en la diferencia que se produce en los procesos cuando tiene lugar la segunda vida útil. En esa etapa existen elementos que afectan de distinta manera al impacto ambiental asociado a la fabricación y distribución de los equipos, al consumo de energía durante el uso de los equipos y a la cantidad de material reciclado.

Como se constata en la **tabla 2** en el ACV se cuantificaron para los dos escenarios 18 categorías de impacto ambiental. Globalmente, el escenario de reutilización (escenario A) genera menos unidades físicas de impacto ambiental que el escenario de reciclado (escenario B) en todas las categorías salvo en una (ocupación de terreno agrícola). Dicho de otro modo, la comparación del escenario reutilización frente al escenario reciclado presenta signo negativo (menor impacto) en 17 categorías. Ese menor impacto se genera fundamentalmente en los procesos de obtención del ordenador y en el proceso de distribución de los mismos.

Por otra parte, y como era de esperar, el escenario de reutilización tiene peor comportamiento en consumo de energía y en cantidad de material enviado al reciclado pero ese peor comportamiento es compensado por el menor impacto de las fases de fabricación y distribución de los ordenadores.

**Tabla 2: Comparación del impacto ambiental entre Reutilización (A) y Reciclaje (B)
Impacto por categorías en unidades físicas**

		Proceso Reutilización /Fabricación	Distribución Reutilizado /eq. nuevo	Consumo energía	Reciclaje GRFA	A - B	
Categorías de impacto	Climate change	Escenario A	17,0285	13,9353	151,6629	-26,7611	- 190,9549
	kg CO2 eq	Escenario B	212,5411	83,4711	81,0172	-30,2089	
	Ozone depletion	Escenario A	2,41E-06	1,98E-06	1,16E-05	3,96E-07	- 1,82E-05
	kg CFC-11 eq	Escenario B	1,73E-05	1,06E-05	6,18E-06	4,82E-07	
	Human toxicity	Escenario A	2,3388	3,7242	66,1412	30,3714	- 622,3378
	kg 1,4-DB eq	Escenario B	643,0519	3,6713	35,3321	42,8581	
	Photochemical oxidant for.	Escenario A	0,1059	0,0849	0,5490	-0,2063	- 0,7913
	kg NMVOC	Escenario B	0,8648	0,4262	0,2933	-0,2593	
	Particulate matter formation	Escenario A	0,0300	0,0250	0,3170	-0,0609	- 0,3637
	kg PM10 eq	Escenario B	0,4751	0,1101	0,1693	-0,0797	
	Ionising radiation	Escenario A	3,5670	2,9719	115,4845	4,2666	- 4,8190
	kg U235 eq	Escenario B	61,0932	2,8306	61,6910	5,4943	
	Terrestrial acidification	Escenario A	0,0628	0,0530	0,9889	-0,1100	- 1,1205
	kg SO2 eq	Escenario B	1,4064	0,3206	0,5283	-0,1401	
	Freshwater eutrophication	Escenario A	0,0022	0,0029	0,0573	-0,0030	- 0,3865
	kg P eq	Escenario B	0,4165	0,0027	0,0306	-0,0039	
	Marine eutrophication	Escenario A	0,0035	0,0029	0,0310	-0,0017	- 0,3575
	kg N eq	Escenario B	0,3644	0,0150	0,0166	-0,0028	
	Terrestrial ecotoxicity	Escenario A	0,0027	0,0021	0,0352	0,0280	- 0,0424
	kg 1,4-DB eq	Escenario B	0,0445	0,0078	0,0188	0,0394	
	Freshwater ecotoxicity	Escenario A	0,0612	0,0725	1,0240	3,3475	- 9,3861
	kg 1,4-DB eq	Escenario B	8,7660	0,0826	0,5470	4,4958	
	Marine ecotoxicity	Escenario A	0,0718	0,0810	1,1041	2,0028	- 8,4981
	kg 1,4-DB eq	Escenario B	8,4584	0,1060	0,5898	2,6036	
	Agricultural land occupation	Escenario A	7,2634	0,0636	3,8815	0,3958	0,3473
	m2a	Escenario B	8,7083	0,0800	2,0735	0,3952	
	Urban land occupation	Escenario A	0,5507	0,3951	0,7088	-0,0106	- 3,4745
	m2a	Escenario B	4,5014	0,2590	0,3787	-0,0206	
	Natural land transformation	Escenario A	0,0066	0,0048	0,0259	0,0002	- 0,0549
	m2	Escenario B	0,0370	0,0413	0,0138	0,0002	
Water depletion	Escenario A	0,0623	0,0527	1,1434	-0,1807	- 2,8415	
m3	Escenario B	3,4184	0,1215	0,6108	-0,2315		
Metal depletion	Escenario A	1,0894	1,2927	11,1381	-7,5448	- 160,7111	
kg Fe eq	Escenario B	170,4784	0,5351	5,9499	-10,2769		
Fossil depletion	Escenario A	6,1890	4,9202	47,1080	-37,4335	- 43,4952	
kg oil eq	Escenario B	56,9326	29,0302	25,1648	-46,8486		

El menor impacto del escenario reutilización genera un claro beneficio social en forma de mejores condiciones ambientales, entornos más saludables, enfermedades evitadas, recursos naturales más protegidos, etc. Esos beneficios sociales pueden ser cuantificados en unidades monetarias.

Metodologías para cuantificar monetariamente el daño ambiental

Para calcular los precios sombra de un daño ambiental los economistas suelen partir de dos enfoques alternativos: los costes de mitigación de la contaminación y los costes de los daños generados por la contaminación.

El primer método para calcular el precio sombra se realiza a partir de los costes de reducción de la contaminación, es decir, a partir de los costes en los que se debe incurrir para lograr los objetivos de política ambiental en particular. En este método, el precio sombra se calcula a partir del coste de la técnica más cara requerida para cumplir con los objetivos del gobierno. Desde una perspectiva económica, el precio sombra a partir de los costes de reducción sería igual al impuesto pigouviano que se tendría que pagar para alcanzar los objetivos establecidos. El precio sombra calculado a partir de este método sería el apropiado si estamos evaluando los esfuerzos que se requieren para asegurar objetivos ambientales.

En este caso, también es importante tener en cuenta que estos precios sólo pueden ser aplicados al país o región para el cual han sido calculados, pues se determinan para unos objetivos de las política concretos y para una situación de partida determinada (situación ambiental determinada). Además, estos precios irán cambiando en el tiempo, en función de la evolución de los objetivos de política.

En el segundo enfoque, el método del coste de los daños, el precio de un impacto ambiental se calcula en función de los daños estimados como resultado de ese impacto (emisiones, cambio en el capital natural...). El método del coste de los daños se calcula como resultado de la voluntad de la gente a pagar para no dañar el medio ambiente y es comúnmente utilizado por los economistas para asignar un valor a las externalidades.

Como regla general si un proyecto conduce a cambios en la calidad del medio ambiente, como como es el caso de los *RAEE*, se deben utilizar precios basados en los costes de los daños.

En condiciones ideales la valoración del coste de los daños ambientales asociados a un determinado proceso o iniciativa debería plantearse a partir de un estudio específico diseñado para tal fin y que en la literatura se conoce como método de valoración contingente (MVC).

En el caso de los *RAEE* el método de valoración contingente (MVC) tendría como objetivo establecer para una determinada población (como puede ser la española) la disposición a pagar por la reducción de este tipo residuos en nuestro país y evitar con ello contaminación, esquilmación de recursos o propagación de enfermedades. Alternativamente, el MVC puede ser empleado para establecer cuál es la compensación que las personas están dispuestas a recibir por las afectaciones que provocan esos residuos. De esta forma, este método se concibe como una fórmula de valoración directa de la pérdida de bienestar por la generación de estos residuos.

Llevar a la práctica este método es costoso y requiere tiempo. Hay que tener en cuenta el método equivale a simular un mercado representativo por medio de encuestas que permitan definir con precisión cuál es el cambio en la calidad del bien ambiental que queremos valorar, cuál es la población afectada por este cambio y cual es la máxima Disposición a Pagar (DAP) por reducir residuos o la mínima Compensación Exigida (CE) por sufrir incrementos en cantidades de residuos. Con la información recopilada en las encuestas se realiza una estimación econométrica y se estima el valor total del impacto ambiental (Azqueta, 2002).

Cuando no es posible, por razones presupuestarias o de tiempo, llevar a cabo un estudio específico los economistas recurren a un método alternativo denominado método de transferencia de transferencias de beneficios (MTB).

Rosenberger y Loomis (2003) definen este método como *"la adaptación de información obtenida desde una investigación original para la aplicación de ésta en un contexto diferente de estudio"*. Por tanto, con este método los datos (precios sombra) necesarios para llevar a cabo una valoración en términos económicos se basan en estudios de valoración primarios realizados para otros países o regiones, a los que es necesario realizar ajustes para que sean aplicables al caso de estudio.

En este trabajo acudimos a este método para valorar, en términos monetarios, la reducción de las distintas categorías de impacto ambiental como consecuencia de fomentar la reutilización de los AEE frente al reciclado en el caso español.

Transferencia de Beneficios: los estudios originarios

Tal y como hemos señalado anteriormente en el ACV se cuantificaron 18 categorías de impacto ambiental asociadas a la generación de RAEE. Para identificar la valoración de estas categorías de impacto ambiental hemos tenido que acudir a varios estudios ya que no encontramos un único trabajo que los recogiese a todas. En la **tabla 3** siguiente resumimos los estudios originarios que hemos revisado para llevar a cabo nuestra valoración.

Tabla 3: Estudios sobre valoración de las distintas categorías de impacto ambiental

Categoría de Impacto	Estudio primario	País y año del estudio primario	Metodología del estudio primario	Unidades de medida
Cambio climático	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	Literatura	€/kg CO2 eq
Disminución de la capa de ozono	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	ReCiPe + Literatura	€/kg CFC-11 eq
Toxicidad humana	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	NEEDS	€/kg 1,4-DB eq
Formación de oxidantes fotoq.	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	NEEDS	€/kg NMVOC
Formación de materia particulada	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	NEEDS	€/kg PM10 eq
Radiación ionizante	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	NEEDS	€/kg U235 eq
Acidificación terrestre	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	NEEDS	€/kg SO2 eq
Eutrofización de agua dulce	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	ReCiPe	€/kg P eq
Eutrofización marina	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	NEEDS	€/kg N eq
Ecotoxicidad terrestre	van Harmelen et al (2007)	Holanda - 2000	NIBE Research (2002)	€/kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidad de agua dulce	van Harmelen et al (2007)	Holanda - 2000	NIBE Research (2002)	€/kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidad marina	van Harmelen et al (2007)	Holanda - 2000	NIBE Research (2002)	€/kg 1,4-DB eq
Ocupación de terreno agrícola	CE Delft (2010)	Holanda - 2008	ReCiPe	€/m2a
Disminución cantidad de agua dulce	Goedkoop et al (2008)	UE- 2000	ReCiPe	€/m3
Disminución de recursos minerales	Goedkoop et al (2009)	UE- 2000	ReCiPe	€/kg Fe eq
Disminución de combustibles fósiles	Goedkoop, et al (2010)	UE - 2000	ReCiPe	€/kg oil eq

Fuente: elaboración propia

Aunque hay enfoques alternativos para llevar a cabo la transmisión de valores, el que consideramos más apropiado en este caso de estudio es el de transferencia de valor unitario con ajuste de las diferencias de ingreso, al no existir diferencias de tiempo importantes (del 2008 al 2013) ni de espacio (al tratarse de países de la Unión Europea). Es decir, consideramos que en media no hay cambios importantes en las preferencias de los individuos del estudio primario y de nuestro caso.¹⁰

La transferencia de valor es el método más sencillo para transferir los resultados de las estimaciones de un lugar a otro. Este enfoque asume que el bienestar experimentado por un individuo promedio en el país del estudio primario (por ejemplo, Holanda) es la misma

¹⁰ En el caso de considerarse que hay un cambio de preferencias por se países muy distintos, en entornos institucionales muy distintos, se aplicaría un enfoque de transferencia de la función. En este caso, se estimaría una función de valor se estima en el lugar del estudio primario y se transfiere al lugar en el que se realiza el análisis, o se estima la función de valor a partir de varios lugares de estudios primarios mediante un metanálisis.

que la experimentada por un individuo promedio en el país en el que se utilizarán esos precios (en nuestro caso España). Por lo tanto, podemos transferir directamente la estimación del valor, a menudo expresada como media la disposición a pagar (DAP) por familia al año.

Sin embargo, puesto que el coste de los daños se basan en la disposición a pagar (DAP) por la calidad ambiental y ésta se eleva con el ingreso, los costes de los daños también deben ser corregidas por los cambios en los niveles de ingresos. La estimación ajustada del DAP en el lugar del análisis DAP_p se puede calcular como:

$$DAP_p = DAP_s \left(Y_p / Y_s \right)^\beta$$

donde DAP_s es la estimación original del sitio de estudio, Y_s e Y_p son los niveles de ingreso en el país en el que se realizó el estudio primario y el país en el que se realizará el análisis, respectivamente y β es la elasticidad ingreso de la demanda respecto al bien medioambiental.

En nuestro caso de estudio puesto, que para algunos casos no es fácil encontrar un dato fiable de ingresos de las poblaciones afectados tanto en el lugar en el que se realizó el estudio primario como en el que se va a realizar el nuevo análisis, utilizamos las cifras del Producto Interno Bruto per cápita (PIBpc) que proporciona eurostat. Además, como la utilización de los tipos de cambio oficial no refleja el verdadero poder adquisitivo de las monedas, utilizamos el valor del PIB pc en Paridad de Poder Adquisitivo (PPA).

Por su parte en la literatura económica la elasticidad ingreso de diversos bienes ambientales suele ser inferior a 1 y, a menudo oscila en un rango de 0,4 a 0,85. En nuestro análisis, al igual que CE Delft (2010) y en el proyecto NEEDS, hemos asumido una elasticidad ingreso de 0,85 con respecto a la calidad del medio ambiente.

Además de la transferencia de valor en el espacio también es importante tener en cuenta los cambios en el tiempo. Aunque, los precios sombra son calculados para un año en particular, se pueden utilizar sin ningún problema durante varios años después. En el corto plazo los precios sombra pueden ser corregidas por la inflación mediante el Índice de Precios al Consumo (IPC) y eso es lo que hemos hecho en nuestro caso de estudio

En definitiva, en este estudio hemos utilizado precios sombra de estudios primarios realizados para otro lugar y tiempo (ver tabla anterior), y hemos realizado las correcciones para cada categoría de impacto siguiendo los siguientes pasos:

- a) Ajuste en el espacio utilizando la transferencia de valores ajustado por diferencias en ingreso (ecuación 1). Utilizando como ya hemos dicho la diferencia en PIBpc ajustados por PPA entre los dos países.
- b) Ajuste en el tiempo utilizando IPC (base 2005). Una vez obtenemos un precio sombra ajustado para España, debemos actualizarlo utilizando el IPC, para que esté calculado a precios de 2013.

Transferencia de Beneficios: los resultados por unidad funcional

La valoración económica de los impactos ambientales de los RAEEs a través de la transferencia de beneficios nos permite cuantificar el ahorro en costes medioambientales del ACV comparando en términos homogéneos un ordenador nuevo frente a la reutilización. Tal y como se puede comprobar con los datos de la **tabla 4**, el fomento de la reutilización frente al reciclaje supone un ahorro de 45,20 € en costes medioambientales por cada unidad funcional.

Tabla 4: Valoración económica de los impactos ambientales				
Categoría de Impacto ambiental		Valoración unitaria (€)	Cuantía del Impacto	Ahorro Ambiental (€)
Cambio climático	(kg CO2 eq)	0,0225	-190,9549	- 4,2947
Disminución de la capa de ozono	(kg CFC-11 eq)	35,1750	-1,82E-05	- 0,0006
Toxicidad humana	(kg 1,4-DB eq)	0,0185	-622,3300	- 11,5331
Formación de oxidantes fotoquímicos	(kg NMVOC)	0,5263	-0,7912	- 0,4164
Formación de materia particulada	(kg PM10 eq)	46,3302	-0,3637	- 16,8498
Radiación ionizante	(kg U235 eq)	0,0382	-4,8189	- 0,1842
Acidificación terrestre	(kg SO2 eq)	0,5740	-1,1205	- 0,6431
Eutrofización de agua dulce	(kg P eq)	1,6022	-0,3865	- 0,6193
Eutrofización marina	(kg N eq)	11,2452	-0,3575	- 4,0200
Ecotoxicidad terrestre	(kg 1,4-DB eq)	1,6429	-0,0424	- 0,0696
Ecotoxicidad de agua dulce	(kg 1,4-DB eq)	0,0442	-9,3860	- 0,4152
Ecotoxicidad marina	(kg 1,4-DB eq)	0,0001	-8,4980	- 0,0011
Ocupación de terreno agrícola	(m2a)	0,4331	0,3473	0,1504
Ocupación de terreno urbano	(m2a)	0,4331	-3,4745	- 1,5049
Transformación de terreno natural	(m2)	2,5143	-0,0548	- 0,1378
Disminución de cantidad de agua dulce	(m3)	0,0677	-2,8414	- 0,1924
Disminución de recursos minerales	(kg Fe eq)	0,0002	-160,7110	- 0,0321
Disminución de combustibles fósiles	(kg oil eq)	0,1019	-43,4950	- 4,4334
Total Impacto ambiental				- 45,1973

Fuente: elaboración propia

Este análisis también permite analizar las categorías de impacto con mayor valor social. Como se puede comprobar en la tabla anterior la formación de materia particulada es la categoría con mayor ahorro en términos sociales, alcanzando 16,9 € por ordenador. Le sigue en orden de importancia el ahorro medioambiental derivado de la reducción en



Toxicidad Humana, la cual supone una reducción de costes sociales de 11,5 € por ordenador. La disminución de combustibles sólidos, con 4,43 € de ahorro, la reducción del cambio climático, con 4,3 € y el ahorro derivado de la disminución en la eutrofización marina, con 4,02€ de beneficio social, son los siguientes impactos en orden de importancia económica y social por ordenador o unidad funcional.

Gráfico 7: Importancia relativa de cada categoría de impacto ambiental (en %)

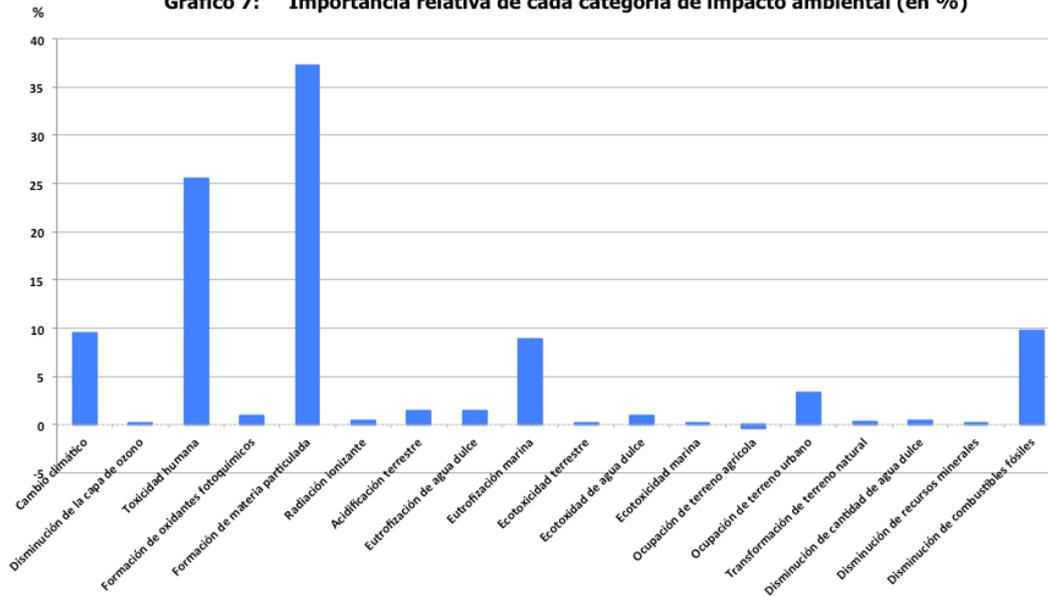
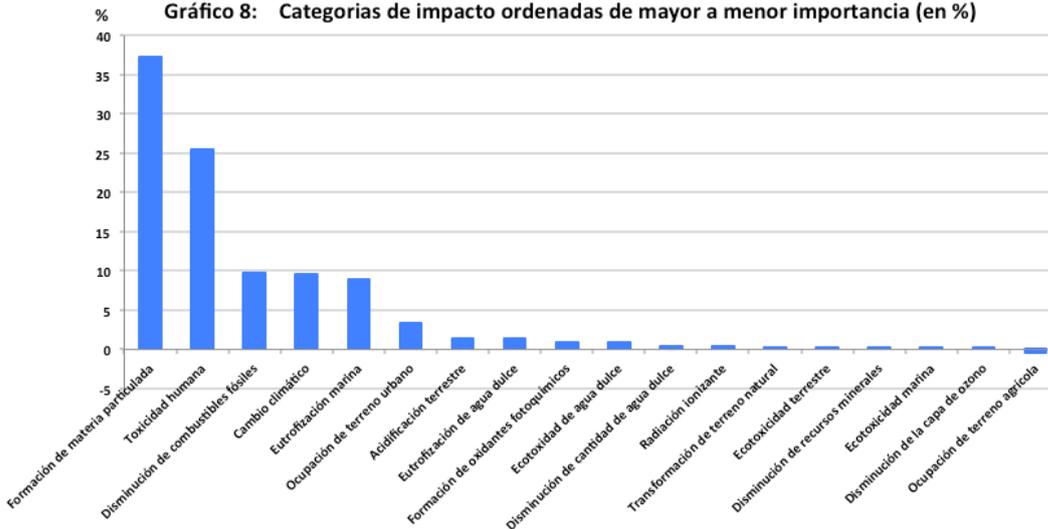
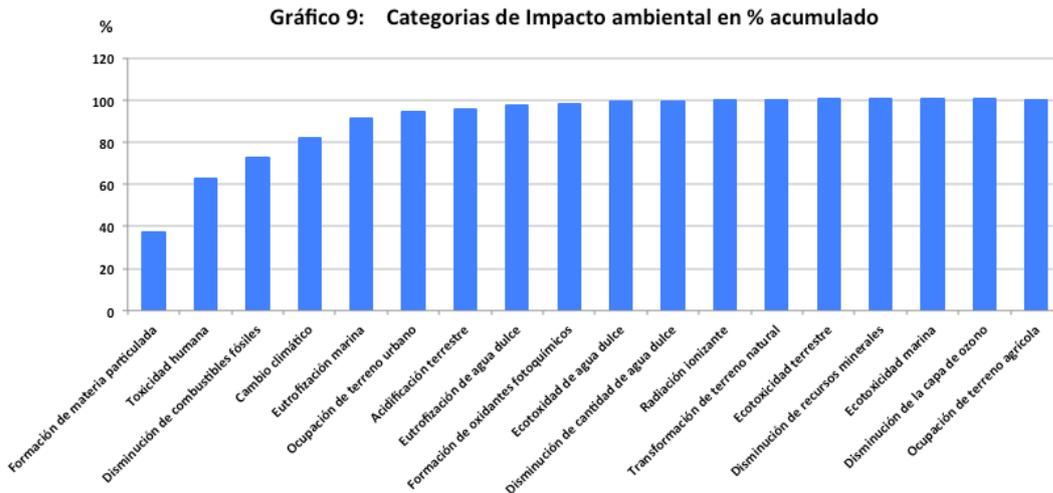


Gráfico 8: Categorías de impacto ordenadas de mayor a menor importancia (en %)





La importancia relativa de cada categoría de impacto queda ilustrada en los **gráficos 7, 8 y 9** anteriores. Como podemos observar, 5 categorías de impacto representan más del 90% del ahorro social total derivado de la reutilización de un ordenador. En particular, la formación de materia particulada representa el 37,2% del total de reducción de impacto, seguida por el ahorro en toxicidad humana con el 25,5% de la reducción total. Tan sólo estos dos impactos suponen el 62,79% del beneficio social de la reutilización.

Los ahorros en disminución de combustibles sólidos, cambio climático y eutrofización marina, que oscilan entre el 9,8% y el 8,89 % del total, aportan al beneficio social de la reutilización un porcentaje próximo al 30%.

Transferencia de Beneficios: los resultados agregados para el caso español

El análisis realizado en el apartado anterior nos permite afirmar que el fomento de la reutilización frente al reciclaje ofrece un ahorro de 45.19 € en costes medioambientales por cada unidad funcional.

Ahora bien, para obtener resultados a nivel agregado para el caso español necesitamos disponer de más información. Precisamos conocer, al menos, el tamaño de mercado de ordenadores, la tasa de reposición y la tasa de éxito en la reutilización.

Como ya vimos antes en la **tabla 1**, con los escasos datos disponibles sabemos que el stock de ordenadores en España se sitúa entorno a los 20 millones de unidades (datos del año 2011).

Tabla 1 Parque español de ordenadores personales (en número de unidades)

	2008	2009	2010	2011
Ordenadores personales empresariales	6.733.721	7.059.068	7.434.452	7.524.189
Ordenadores personales domésticos	9.707.141	10.822.837	11.593.162	12.494.444
Total parque de ordenadores personales	16.440.862	17.881.905	19.027.614	20.018.633

Fuente: ONTSI, AMETIC

Para plantear la tasa de reposición sabemos que el ACV se realiza con el supuesto de que la vida útil de un ordenador nuevo es de 5 años. Este dato trasladado al stock total de ordenadores supone que el 20% remata su vida útil en 1 año.

Por otra parte los datos disponibles sobre ventas de ordenadores en España indican que en este periodo de crisis la venta de ordenadores nuevos se esta reduciendo. Así, como indica la **tabla 5**, en el año 2011 se situaba en 3,9 Millones de unidades mientras el stock de ordenadores respecto al año anterior se incrementaba en 1 millón de unidades. Eso significa que en el año 2011 se repusieron 2,9 millones de ordenadores (3,9-1), lo que supone respecto al stock total una tasa de reposición del 15% (2,9/19)

Tabla 5. Venta de unidades centrales (en número de unidades)

	2008	2009	2010	2011
Ordenadores personales / microordenadores	5.476.491	5.021.942	5.350.377	3.941.570
Pequeños sistemas	6,937	6,299	6,594	5,689
Sistemas medios	298	261	236	148
Grandes sistemas	133	126	112	102

Fuente: AMETIC

Por tanto la tasa de reposición de ordenadores nuevos en España la podemos situar entre el 15 y el 20% del stock total.

Por su parte los demostrativos de este proyecto de investigación llevados a cabo en la empresa Revertia - resumidos en la **tabla 6** - permiten señalar que la tasa de éxito en la reutilización puede alcanzar e incluso superar el 80% de las unidades tratadas

Tabla 6: Porcentajes de Reutilización (muestra)

Resumen	Totales	Reutilizados	%
Pcs	120	101	84%
Pantallas	96	81	84%
Teclados	28	26	93%
Ratones	7	7	100%
TOTAL	251	215	

Fuente: Revertia

Con estos datos de partida obtenemos los resultados agregados para el caso español considerando un escenario de máximos (en el cual todas las unidades funcionales que técnicamente sean factibles se preparan para la reutilización y se reutilizan) y un escenario de mínimos (en el que el objetivo de reutilización fuese el 3% de las unidades funcionales retiradas, en línea con lo establecido en el RD 110/2015).

Tabla 7: Resultados agregados con datos año 2011

a) Escenario de máximos		b) Escenario de mínimos	
Nº de Unidades funcionales Reemplazadas	2,9 Mill.	Nº de Unidades funcionales Reemplazadas	2,9 Mill.
Tasa de éxito reutilización	80 %	Tasa reutilización	3 %
Beneficio por unidad funcional	45€	Beneficio por unidad funcional	45€
BENEFICIO AGREGADO	104 M €	BENEFICIO AGREGADO	4 M €

Fuente: elaboración propia

Como se constata en la **tabla 7**, el fomento de la reutilización frente al reciclado genera un importante beneficio social en forma de externalidades evitadas. En el supuesto de que se ampliase la vida útil de los ordenadores hasta dos años más, y esos ordenadores reutilizados sustituyesen a ordenadores nuevos, el importe anual de los beneficios sociales obtenidos podría alcanzar los 104 millones de euros. Evidentemente, esta es un cifra que se obtiene con el planteamiento más ambicioso posible: todo ordenador susceptible de ser reutilizado se reutiliza y sustituye a uno nuevo.

Con un planteamiento mucho más moderado en el que se reutilicen un 3% de los ordenadores reemplazados, el beneficio social anual para el caso español se sitúa entorno a los 4 millones de euros. Esta cifra podría elevarse a 5,4 millones de euros al año, si consideramos el caso general de duración media de los equipos de 5 años y, por lo tanto, una tasa de renovación de ordenadores del 20% anual.

Estos valores nos darían la banda de fluctuación en la que se mueven los beneficios sociales de las externalidades evitadas por fomentar la reutilización de los AEEs.

Cautelas en la interpretación de los resultados

Evidentemente los resultados monetarios de este estudio hay que tomarlos con cautela, siendo conscientes de que partimos de una situación con bastantes limitaciones de información, no se ha hecho un trabajo de campo específico para este estudio, y se asumen ciertos supuestos que pueden ser restrictivos. Estos supuestos son los siguientes:

- *Considerar que los equipos que se comparan en la segunda vida útil son bienes perfectamente sustituibles y que reportan la misma utilidad al consumidor.*

La determinación de los impactos ambientales derivados del ACV se centra en la comparación de dos productos diferentes, un ordenador nuevo y un ordenador reutilizado, que presentan idénticas prestaciones de uso para un usuario "normal"¹¹. De este modo, se establece que ambos productos son idénticos en las condiciones de uso y perfectamente intercambiables para un usuario.

La literatura económica (Varian, 2011), denomina a este tipo de bienes sustitutivos perfectos o imperfectos, dependiendo de que el consumidor sea indiferente en el uso de un u otro bien o que, aún no siendo totalmente indiferentes, ambos bienes cumplan idéntica función y faciliten prestaciones similares.¹².

Así, si las únicas variables que diferenciasen el uso de un ordenador nuevo y uno reutilizado fuesen los costes monetarios asociados a la compra o uso de cada uno de ellos, el consumidor elegiría la opción de consumo que le representase un coste menor. En el caso que nos ocupa, el usuario optaría por la alternativa cuyo precio de compra y coste derivado del consumo eléctrico durante su vida útil fuese menor.

Aproximarnos al valor de indiferencia entre un ordenador nuevo y uno reutilizado, bajo este supuesto de que los únicos elementos a tener en cuenta fuesen los costes monetarios derivados de su compra y uso, nos permitiría calcular el precio de indiferencia que hace que un usuario derivase idéntica utilidad por la compra de un ordenador nuevo o uno reutilizado. El análisis efectuado en el ACV permite determinar el diferente consumo de energía entre ambos productos informáticos, calculando que el consumo eléctrico para un

¹¹ Ordenador con las siguientes características: Intel Pentium IV, 2 GHz, 40 GB de disco duro, Cd-rom, 512 MB Ram, fuente de alimentación, monitor CRT o LCD, teclado y ratón óptico.

¹² Ejemplos usuales de sustitutivos perfectos serían los lápices de diferentes colores y de sustitutivos imperfectos los lápices y las plumas.

ordenador reutilizado es de 381,99 Kwh en los dos años de su vida útil, mientras que el consumo de un ordenador nuevo sería de 204,06 kwh para el mismo período. Diferencia en consumo que, evaluada a los precios medios de la energía eléctrica en España para enero de 2015, permite estimar un ahorro en el coste de energía eléctrica de 25,8€ en dos años, derivado de la mayor eficiencia energética de los ordenadores nuevos.

De este modo, un consumidor sería indiferente entre la compra y uso de un ordenador nuevo con 5 años de vida útil, o uno reutilizado con la vida útil estimada en 2 años, cuando:

$$\text{Precio nuevo} * (2 \text{ años} / 5 \text{ años}) + \text{Consumo nuevo} = \text{Precio Reutilizado} + (\text{Consumo Ordenador Reutilizado})$$

Por lo tanto,

$$[(\text{Precio nuevo}) * (2 \text{ años} / 5 \text{ años}) - (\text{Precio Reutilizado})] = 25,8 \text{ €}$$

El consumidor será indiferente entre un ordenador nuevo o reutilizado cuando el precio del ordenador nuevo (ponderado por 2/5 para homogeneizar la vida útil de ambos aparatos) menos el precio de un ordenador reutilizado de 2 años de vida útil, sea igual a la diferencia del coste del consumo eléctrico de los dos ordenadores durante 2 años, (en el caso que nos ocupa: 25,8 €). A partir de este dato tenemos como resultado que si esta diferencia fuera superior comprará un ordenador reutilizado. Si por el contrario fuera menor, obtendrá mayor utilidad adquiriendo un ordenador nuevo.

Podemos concluir por tanto que, suponiendo un coste de un ordenador nuevo de 359 €¹³, un consumidor será indiferente entre la compra de este ordenador o la de un ordenador reutilizado de similares prestaciones cuando el precio máximo del reutilizado fuera de 117,8 €. Lo cual significa que si el precio del ordenador reutilizado excediese este importe, el consumidor optaría por la compra de un ordenador nuevo, mientras que si el importe es inferior a 117,8 € optaría por la compra de un ordenador reutilizado.

Obviamente, hemos utilizado un supuesto simplificador en el hacemos que las elecciones de los agentes económicos racionales sólo comparen costes monetarios. Sin embargo, la realidad económica es más compleja y, en general, las decisiones de consumo se toman atendiendo a las necesidades, los ingresos, los gustos y preferencias, la información o la educación.

Sabemos que los agentes económicos racionales toman sus decisiones en función del coste de oportunidad, es decir, de todos los recursos, tanto monetarios como no monetarios, necesarios para poder acceder a su consumo. En este sentido, podemos intentar aproximarnos a la elección entre ambos ordenadores, extrapolando lo que ocurre con otros

¹³ Amazon: "Ordenador todo-en-uno" Pantalla HD de 19.45 pulgadas con retroiluminación WLED y antirreflejos, Disco duro SATA de 500 GB 7200 rpm, grabadora de DVD SATA y 25 GB de almacenamiento gratuito en BOX, Memoria RAM de 4 GB con tecnología ddr3 sdram, procesador AMD E1 6010 a 1.35 GHz, Sistema operativo: Windows 8.1, Incluye teclado USB y ratón óptico USB. (precio: 20/04/2015)

bienes sustitutivos. Así, cuando analizamos las elecciones ente diferentes modos de transporte, en las que para realizar un viaje concreto contamos con varias alternativas disponibles, la variable de decisión no es sólo el precio de cada una de las alternativas disponibles, sino el "coste generalizado" del viaje, que se aproxima al coste de oportunidad de todos los recursos utilizados para realizar un viaje, en cada modo de transporte. En este caso, obviamente cada usuario no elegirá la opción de viaje de menor precio, lo que nos llevaría a que en cada ruta un solo modo de transporte fuese el utilizado, sino que la elección de modo dependerá de la combinación de precio, tiempo y satisfacción que cada uno de los usuarios obtiene en cada uno de los modos de transporte disponibles. Por lo tanto, cada usuario elegirá, para cada viaje concreto, el modo de transporte con el coste generalizado del viaje más bajo, resultado que dependerá de características propias de cada opción de viaje y de las características personales de cada usuario.

La extrapolación de este caso, a la elección entre ordenador nuevo o reutilizado nos llevaría a analizar el coste de oportunidad de un ordenador como una combinación de su precio, del coste de consumo, así como la satisfacción derivada de disponer de un modelo de nuevo diseño frente a la alternativa de un ordenador reutilizado. Por ejemplo, hagamos el siguiente ejercicio:

$$g_n = p_n + (c_n \cdot p_e) - \theta$$

$$g_r = p_r + (c_r \cdot p_e) - \varepsilon$$

donde g_n es el coste de oportunidad de un ordenador nuevo, g_r es el coste de oportunidad del ordenador reutilizado, p_n y p_r son los precios de un ordenador nuevo o reutilizados, $c_n \cdot p_e$ y $c_r \cdot p_e$ son los consumos energéticos de ambos ordenadores multiplicados por el precio de la energía, θ es la satisfacción derivada de disponer de un ordenador de última generación y ε es la satisfacción de usar un ordenador reutilizado y con menor coste medio ambiental.

De este modo, un consumidor indiferente entre ambos productos será aquel con idéntico coste de oportunidad para cada alternativa. Así, suponiendo los consumos energéticos derivados del ACV, los precios de la energía eléctrica y de un ordenador nuevo del ejemplo anterior (prorrrateados para homogeneizar la vida útil de ambos aparatos) y un precio de un ordenador reutilizado de 70€¹⁴, el consumidor indiferente será aquel para el que la diferencia entre la utilidad de disponer de un ordenador moderno y la satisfacción de usar un ordenador con menor impacto ambiental sea de 37,8€ en 2 años.

$$\theta - \varepsilon = (p_n - p_r) + (c_n - c_r) \cdot p_e$$

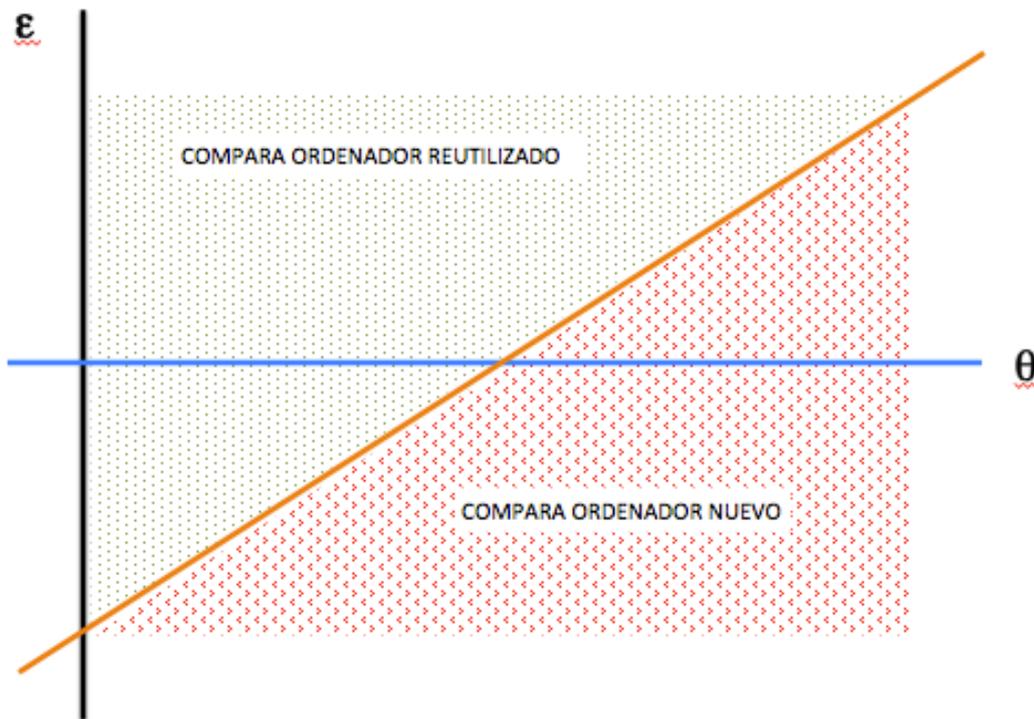
$$\theta - \varepsilon = (143,6 - 70) + (204,06 - 381,99) \cdot 0,1451 = 37,8 \text{ €}$$

¹⁴ Precio obtenido mediante la búsqueda en ebay y pcsegundamano para ordenador de características similares al empleado en el ACV con un año de garantía.

Este resultado nos permite establecer áreas de determinación de la opción preferida para un consumidor en función de la diferencia entre la satisfacción por el consumo de un ordenador nuevo frente a la satisfacción por el consumo de un ordenador reutilizado con menor impacto ambiental.

Como puede apreciarse en el **gráfico 10** siguiente, para valores de θ altos y de ε bajos, el consumidor valora en mayor medida la disponibilidad de un ordenador nuevo que el menor coste medio ambiental del reutilizado y por ello elegirá un ordenador a estrenar. El caso contrario lo observamos cuando nos enfrentamos a consumidores con una mayor sensibilidad por la reducción de contaminación ambiental que por el disfrute de un ordenador con nuevo diseño, motivo por el que su opción preferida será la compra de un ordenador reutilizado.

Gráfico 10: elección entre reutilizado y nuevo



- *Considerar que los cambios en el excedente del consumidor y productor de los equipos nuevos son compensados por cambios en los excedentes de consumidor y productor en el mercado de equipos reutilizados*

Si tuviésemos información suficiente relativa al mercado de ordenadores nuevos y al mercado de ordenadores usados (evolución de estos mercados, cantidades intercambiadas, elasticidades precio, etc) podríamos plantearnos un análisis más preciso de los cambios en el bienestar de los agentes (consumidor y productor) que participan en los dos mercados.

El análisis gráfico que planteamos al principio para caracterizar el problema de los RAEEs permite señalar que el fomento de la reutilización frente a al reciclado provocaría una expansión de la oferta de elementos usados y una contracción equivalente de la demanda de ordenadores nuevos. Previsiblemente, estos cambios en la oferta y en la demanda conllevarían alteraciones en los precios de estos mercados y se generarían cambios en el bienestar de consumidores y productores.

Ahora bien, en nuestro caso de estudio, si nos ceñimos al ámbito español podemos plantear que el mercado de ordenadores en España tiene un tamaño reducido frente al mercado mundial. Por tanto, esta contracción de demanda de ordenadores nuevos y la expansión de oferta de usados va a tener un impacto despreciable en los precios. Este resultado es particularmente factible en el escenario donde el objetivo de reutilización se sitúa en el 3%, lo que supone una expansión de oferta en el mercado de segunda mano de 90 mil unidades año. Como consecuencia, los cambios en el bienestar se deben a alteraciones en las cantidades intercambiadas y éstas se compensan mutuamente.

- *El ACV está planteado considerando que todos los residuos generados son tratados y cuantifica las externalidades evitadas por fomentar la reutilización frente al reciclado.*

Evidentemente la legislación establece que todos los residuos deben ser tratados y reciclados, pero los datos nos dicen que esta realidad dista de cumplirse (en España sólo se reciclan 3,1 kgs de RAEEs de los 18 kgs de residuos que generamos por habitante año)¹⁵. Por tanto, un estudio más preciso del valor de las externalidades requeriría que, además de medir el valor de las externalidades evitadas por fomentar la reutilización frente al reciclaje, cuantificásemos el importe de las externalidades que generan los RAEEs no controlados frente a los RAEEs que si son controlados.

En la medida en que esa diferencia fuese positiva podríamos incrementar los beneficios sociales por las externalidades evitadas.

¹⁵ Recientemente ha salido a la luz pública que El Consejo de Estado denuncia que los fabricantes se apropian de 200 millones al año y solo dedican a tratar aparatos viejos un 21% de lo que cobran por ello. Dos terceras partes de los residuos electrónicos se escapan al control regular.

(ver http://politica.elpais.com/politica/2015/04/10/actualidad/1428685551_216233.html)

➤ *El papel de la reutilización en la mitigación de la brecha tecnológica.*

Como ya hemos señalado los resultados que se obtienen tanto en el análisis del ciclo de vida como en la cuantificación monetaria de las externalidades evitadas se basan en el supuesto de que las unidades funcionales nuevas y reutilizadas son bienes sustitutivos y por tanto, en la medida en que un ordenador reutilizado sustituya a uno nuevo genera un beneficio social en forma de externalidades evitadas.

Sin embargo, hay un posible beneficio social adicional que no planteamos en este trabajo y que tiene que ver con la posibilidad de que los equipos reutilizados sirviesen para atender a una demanda que, con las condiciones de mercado actual, no tiene acceso a equipamiento informático. Estaríamos, por tanto, ante una nueva demanda generada y que podría ser atendida con estos equipos reutilizados, con lo que se incrementaría el bienestar social y con ello los beneficios sociales de favorecer la reutilización.

Conclusiones

El fuerte incremento del consumo de aparatos eléctricos y electrónicos y la rapidez en su rotación ha producido un crecimiento exponencial en la generación de residuos derivados de estos aparatos, hasta el punto de que los RAEEs están aumentando tres veces más rápido que los residuos sólidos urbanos según las estadísticas facilitadas por los organismos europeos.

Gestionar adecuadamente este creciente volumen de residuos es una tarea compleja que está generando graves problemas a los que conviene prestarles atención. Muchos de estos residuos son abandonados a su suerte y sin ningún control con grave riesgo para el medio ambiente y la salud pública.

Estamos ante un serio problema de externalidades que requiere de intervención pública que corrija los fallos de mercado. Este trabajo ha permitido caracterizar estos problemas desde el punto de vista económico y ha permitido cuantificar monetariamente el beneficio social derivado de fomentar la reutilización frente al reciclado en el caso español.

A partir de los datos que se obtienen en el análisis de ciclo de vida y recurriendo a la metodología de la transferencia de beneficios hemos cuantificado que por cada unidad funcional que se reutilice sustituyendo a un ordenador nuevo se genera un beneficio social de 45 euros en forma de daños ambientales evitados.

Teniendo en cuenta los datos del mercado de ordenadores en España, los beneficios sociales globales que se obtendrían en la economía española oscilarían entre los 4 Millones de euros anuales, en el caso de un planteamiento de mínimos para el fomento de la reutilización, y los 104 millones de euros, en el caso de todos los ordenadores susceptibles de ser reutilizados sustituyesen a ordenadores nuevos.

Evidentemente, estos resultados deben ser interpretados con cautela teniendo presente los supuestos y las limitaciones de información que están detrás de este estudio.

Anexo: Detalles de los ajustes en la valoración de las categorías de impacto

A continuación detallamos los ajustes realizados en el método de transferencia de beneficios para calcular la valoración económica de cada categoría de impacto ambiental:

- Cambio climático

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función de transferencia de unidad con los ajustes de ingresos utilizando el PIBpc en PPA. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra del cambio climático para España en 2008 medido en euros por Kg CO₂ equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

En CE Delft (2010) han calculado el precio sombra (25 € /t CO₂) basado en diferentes estimaciones de CO₂, y han utilizado como referencia el coste de reducción para el periodo de tiempo hasta 2020. Este precio es consistente con el usado en otros proyectos de la Unión Europea como el ExternE (Bickel, et al. 2005). La razón de utilizar costes de reducción al menos en el corto plazo se basa en la idea de que las políticas ambientales actuales, obviamente, imponen metas más estrictas de lo que cabría esperar por la costes de daños. Esto podría ser debido a por varias razones, como la omisión de efectos indirectos en la estimación de daño, una preferencia menor tiempo por parte de los políticos que lo estimado por los economistas, los imperativos morales...

- Disminución de la capa de ozono

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra de la disminución de la capa de ozono para España en 2008 medido en euros por kg CFC-11 equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

CE Delft (2010) basa su valoración del impacto de la disminución de la capa de ozono en la salud humana en la metodología ReCiPe (methodology for Life Cycle Impact Assessment, Goedkoop, et al. 2008), realizando una valoración implícita de los ReCiPe endpoints.

- Toxicidad humana

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para la toxicidad humana para España en 2008 medido en euros por kg 1,4-DB equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

Para el cálculo de los precios de toxicidad humana, CE Delft (2010) basa sus estimaciones los valores del proyecto NEEDS (New Energy Externalities Developments for sustainability), que se basan en el Impact Pathway Approach.

- Formación de oxidantes fotoquímicos

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para la formación de oxidantes fotoquímicos para España en 2008 medido en euros por kg NMVOC equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

Para el cálculo de los precios de los efectos de la formación de oxidantes fotoquímicos, CE Delft (2010) basa sus estimaciones los valores del proyecto NEEDS (New Energy Externalities Developments for sustainability), que se basan en el Impact Pathway Approach.

- Formación de materia particulada

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para la formación de materia particulada para España en 2008 en euros por kg PM₁₀ equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

Para el cálculo de los precios de los efectos de la formación de materia particulada, CE Delft (2010) basa sus estimaciones los valores del proyecto NEEDS (New Energy Externalities Developments for sustainability), que se basan en el Impact Pathway Approach.

- Radiación ionizante

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para la radiación ionizante para España en 2008 del Cambio climático medido en euros por kg U235 equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

Para el cálculo de los precios de los efectos de la radiación ionizante, CE Delft (2010) basa sus estimaciones los valores del proyecto NEEDS (New Energy Externalities Developments for sustainability), que se basan en el Impact Pathway Approach.

- Acidificación terrestre

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para la acidificación terrestre para España en medido en euros por kg SO₂ equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

Para el cálculo de los precios los efectos de la acidificación terrestre, CE Delft (2010) basa sus estimaciones los valores del proyecto NEEDS (New Energy Externalities Developments for sustainability), que se basan en el Impact Pathway Approach.

- Eutrofización de agua dulce

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para España para la Eutrofización de agua dulce en 2008 medido en euros por kg P equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

CE Delft (2010) basa su valoración del impacto de la Eutrofización de agua dulce en la metodología ReCiPe (methodology for Life Cycle Impact Assessment, Goedkoop, et al. 2008), realizando una valoración implícita de los ReCiPe endpoints.

- Eutrofización marina

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para la Eutrofización marina en España en 2008 medido en euros por kg N equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

Para el cálculo de los precios de los efectos de la eutrofización marina, CE Delft (2010) basa sus estimaciones los valores del proyecto NEEDS (New Energy Externalities Developments for sustainability), que se basan en el Impact Pathway Approach.

- *Ecotoxicidad terrestre*

Ajustamos el precio del estudio primario (van Harmelen, et al. 2007) estimado para Holanda en 2000 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para España en 2000 de la ecotoxicidad terrestre medido en euros por 1,4 DB equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

La estimación del precio de la ecotoxicidad terrestre de van Harmelen, et al. (2007) se ha basado en los datos publicados por NIBE Research (2002).

- *Ecotoxicidad de agua dulce*

Ajustamos el precio del estudio primario (van Harmelen, et al. 2007) estimado para Holanda en 2000 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para España en 2000 de la ecotoxicidad terrestre medido en euros por 1,4 DB equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

La estimación del precio de la ecotoxicidad de agua dulce de van Harmelen, et al. (2007) se ha basado en los datos publicados por NIBE Research (2002).

- *Ecotoxicidad marina*

Ajustamos el precio del estudio primario (van Harmelen, et al. 2007) estimado para Holanda en 2000 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para España en 2000 de la ecotoxicidad terrestre medido en euros por 1,4 DB equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

La estimación del precio de la ecotoxicidad marina de van Harmelen, et al. (2007) se ha basado en los datos publicados por NIBE Research (2002).

- *Ocupación de terreno agrícola*

Ajustamos el precio del estudio primario (CE Delft, 2010) estimado para Holanda en 2008 a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre Holanda y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para España en 2008 de la ocupación agrícola en euros por m²a, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

CE Delft (2010) basa su valoración del impacto de la ocupación del terreno agrícola en la metodología ReCiPe (methodology for Life Cycle Impact Assessment, Goedkoop, et al. 2008), realizando una valoración implícita de los ReCiPe endpoints.

- Disminución de recursos minerales

Ajustamos el precio del estudio primario (Goedkoop, et al. 2008) estimado para la Unión Europea en 2000¹⁶ a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre la media de la Unión Europea y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para España en 2000 de la disminución de los recursos minerales medido en euros por kg Fe equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

Para el cálculo del precio de la disminución de los recursos minerales hemos elegido el cálculo realizado por Goedkoop, et al. (2008) con una tasa de descuento del 3%.

- Disminución de combustibles fósiles

Ajustamos el precio del estudio primario (Goedkoop, et al. 2008) estimado para la Unión Europea en 2000¹⁷ a partir de la función transferencia de la unidad con los ajustes de ingresos utilizando las diferencias PIBpc en PPA entre la media de la Unión Europea y España. A partir de este cálculo obtenemos un precio sombra para España en 2000 de la disminución de los combustibles fósiles medido en euros por kg Oil equivalentes, que ha sido actualizado IPC (base 2005) para obtener el precio para España en 2013.

Para el cálculo del precio de combustibles fósiles hemos elegido el cálculo realizado por Goedkoop, et al. (2008) con una tasa de descuento del 3%. Además, Goedkoop, et al. (2008) consideran que hasta la producción de 3.000 Gb (miles de millones de barriles), hay un incremento estable en los costes de producción, después de ese límite los costes de producción se incrementan más rápido. En este análisis hemos incluido el precio sombra calculado con los costes de la disminución antes de alcanzar el límite de 3.000 Gb.

¹⁶ Este precio aparece expresado en dólares, por lo que antes de cualquiera ajuste usamos el tipo de cambio para expresar los valores en euros.

¹⁷ Este precio aparece expresado en dólares, por lo que antes de cualquiera ajuste usamos el tipo de cambio para expresar los valores en euros.

Referencias Bibliográficas

Azqueta, D. (2002). Introducción a la Economía Ambiental. MacGraw-Hill

Boutwell, J., Westra, J. (2013) "Benefit Transfer: A review of methodologies and challenges". Resources, 2 (4), 517-527

Brouwer, R. (2000), "Environmental Value Transfer: State of the Art and Future Prospects", *Ecological Economics* 32, 137–152.

Bustos A. (2007). Lecciones de Economía Pública. Editorial Colex.

CE Delft, (2010). Shadow Prices Handbook: Valuation and Weighting of Emissions and Environmental Impacts.

Goedkoop, M.J., Heijungs, R. Huijbregts, M. De Schryver, A. Struijs, J. and R. van Zelm ReCiPe (2008) : A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, First edition (version 1.08) Report: Characterisation <http://www.lcia-ReCiPe.net> accessed May 2013

Navrud, S., Ready, R., Eds (2007) Environmental Value Transfer: Issues and Methods; Springer: Dordrecht, The Netherlands.

NEEDS, (2007) S. Navrud Value Transfer Techniques and Expected Uncertainties NEEDS deliverable No 2.1 – RS 3a Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically, Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy. http://www.needs-project.org/2009/Deliverables/Needs_Rs3a_D2.1.doc

Ready R. et al (2004). "Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries?". Environmental and Resource Economics 29, 67-82

Rosenberger, Randall, Loomis, John (2003), Benefit Transfer, Chapter 12, pp 53. A Primer on Nonmarket Valuation, Editado por Patricia A Champ y Kevin J Boyle, New York, Thomas C Brown-Business & Economics.

van Harmelen, T., Korenrompa, R., van Deutekomb, C., Ligthart, T., van Leeuwenc, S., & van Gijlswijk, R. (2007). The price of toxicity. Methodology for the assessment of shadow prices for human toxicity, ecotoxicity and abiotic depletion. In Quantified Eco-Efficiency (pp. 105-125). Springer Netherlands.

Varian, H. (2011) Microeconomía intermedia. Editorial A. Bosch 8ª edición.