

VI ENCUENTRO DE ECONOMIA PUBLICA.

**EL TRATAMIENTO ECONOMICO DE LOS RESIDUOS SOLIDOS
URBANOS**

COMUNICACION DE TESIS DOCTORAL

María Teresa Alvarez Villa.

Departamento de Economía.

Universidad de Oviedo.

INTRODUCCIÓN

La Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos, define los residuos sólidos urbanos (RSU) como los residuos sólidos generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, así como aquellos que no tengan la calificación de peligrosos y que por su naturaleza o composición puedan asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades). El tema de los RSU ha cobrado importancia por el fuerte proceso de desarrollo económico de las últimas décadas, que ha provocado aumentos en la producción de los mismos. El desarrollo económico e industrial se ha caracterizado por una acumulación de la población en los núcleos urbanos, y cambios en los hábitos de consumo hacia productos más elaborados que proporcionan un ahorro de tiempo al consumidor pero que incrementan los residuos, principalmente los de envases y embalajes. Al mismo tiempo, el crecimiento del nivel de renta hace que los ciudadanos requieran unos niveles de protección ambiental cada vez más elevados. El aumento de la cantidad de residuos convierte su tratamiento y gestión en un problema actual que requiere una solución eficaz (desde un punto de vista técnico), para limitar el daño ambiental, y eficiente desde un punto de vista económico para conseguir el tratamiento adecuado de los residuos al mínimo coste. Es decir, tanto por el volumen de residuos generados como por la conciencia social, ya no se puede verter los residuos en cualquier sitio en las afueras de los núcleos de población de un modo incontrolado, como se hacía en épocas pasadas.

Por otro lado, en la actualidad, el sector público interviene en este campo por medio de la legislación, directamente relacionada con la protección ambiental. La regulación comunitaria¹ y española² al respecto es muy reciente. El Tratado de Roma (1957) por el cual se funda la Comunidad Europea no menciona el medio ambiente entre sus objetivos prioritarios. A partir de la Conferencia de Estocolmo de 1972, comienza a aparecer legislación ambiental en el ámbito comunitario, aunque no es hasta el Acta Única (1987) y el Tratado de Maastricht (1991) cuando se incluye la conservación del entorno natural como objetivo prioritario de la Unión. Esta legislación, que trata de modificar los comportamientos de los

¹ Existe normativa comunitaria sobre aspectos del tratamiento de residuos, entre la que se puede citar: la Directiva 91/156, que completa y modifica la directiva 75/442 sobre residuos, el Reglamento del Consejo 259/1993 relativo a la vigilancia y al control de los traslados de residuos en el interior, a la entrada y salida de la Comunidad Europea, y la Directiva 94/62 sobre la gestión de envases y residuos de embalajes.

² En nuestro país también existen leyes que regulan la producción de residuos, entre las que se pueden citar: Ley básica de Residuos tóxicos y peligrosos 20/1986, Real Decreto 833/1988 del Reglamento de la Ley 20/1986, Real Decreto 952/1997 que modifica el anterior, Ley 42/75 sobre recogida y tratamiento de los desechos y residuos sólidos urbanos, modificada en parte por el Decreto Legislativo 1163/86, y la Ley 11/97 de 24 de Abril de envases y residuos de envases, que entró en vigor en Mayo de 1998 y la Ley 10/1998, de 21 de Abril, de residuos.

agentes productores de residuos, generalmente tiene costes que se intentarán cuantificar. La normativa actual tiende a controlar los sistemas de tratamiento de los residuos generados de modo que no se produzcan daños para la salud humana ni daños ambientales. A la vez, trata de disminuir la cantidad de basura producida que necesite ser eliminada fomentando el reciclado, la reutilización u otros métodos de valorización.

La literatura económica se ha aproximado al estudio del tratamiento de los residuos sólidos urbanos desde diversos puntos de vista. Sin embargo, no ha analizado aún los costes de las políticas públicas plasmadas en el gran volumen de regulación ambiental que está surgiendo.

Las decisiones de política ambiental recogidas en la legislación se han caracterizado por una falta de coordinación entre los legisladores y los agentes encargados de aplicarlas, a la vez que están poco adaptadas a las peculiaridades y necesidades de las distintas regiones. Esto no contribuye a la aceptación y cumplimiento de la legislación. Por ejemplo, el uso de vertederos o incineradores depende del espacio libre ya que, el coste asociado a la creación de las distintas plantas de tratamiento incluye además del coste de la tecnología, el coste de la tierra. Es decir, la decisión de crear un vertedero está directamente relacionada con la cantidad de espacio disponible en una región y el precio de éste. En países como EE.UU. o España donde la tierra es más abundante puede ser más rentable instalar una planta de vertido controlado, con una inversión menor en capital, mientras que en países como Japón u Holanda donde es difícil disponer de terrenos puede ser mejor instalar una incineradora. En otras palabras, no parece una decisión óptima desde el punto de vista económico, aplicar la misma técnica de gestión de residuos en Holanda que en España. En este sentido, la legislación europea se caracteriza por ser general y homogénea, no teniendo en cuenta estas peculiaridades. La consecuencia es que impone costes sobre algunos países y ciudadanos que no ayudan a la popularidad de la legislación ambiental.

El presente trabajo plantea un modelo que determina la localización y tamaño óptimo de las plantas de tratamiento, necesarias para gestionar los residuos que se generan en una región, mediante un modelo de localización que minimiza el coste de creación, mantenimiento y cierre de las plantas de tratamiento, y que impone unas condiciones mínimas de protección ambiental. La solución de mínimo coste obtenida, permite analizar el sobrecoste en el que incurren ciertas regiones al aplicar las exigencias de la nueva normativa, o incluso el coste asociado a las decisiones de gestión en las que las autoridades locales cuentan con cierta discrecionalidad. Por ejemplo, decisiones de carácter político local como el cambio de localización de un vertedero, etc.

El trabajo que ahora se presenta, se enmarca dentro de un proyecto de tesis, por lo que las conclusiones y soluciones proporcionadas por el modelo no están disponibles en esta fase de la investigación. Este trabajo tiene la siguiente estructura:

En primer lugar, se repasa la literatura económica sobre el tema. En segundo lugar, se analiza la nueva legislación española sobre residuos. Por último, se propone la construcción de un modelo que determine la localización y capacidad económicamente óptima de las plantas de tratamiento. El modelo que se propone es un modelo de localización industrial que tiene en cuenta los costes de creación y mantenimiento de los vertederos, los costes de transporte y la distancia a los puntos de demanda, fijando a priori los años de vida de las plantas de tratamiento. La solución obtenida se considera como un punto de comparación con respecto a escenarios simulados que permitan cuantificar los costes de las medidas apuntadas por la legislación.

1. LOS R.S.U. EN LA LITERATURA ECONÓMICA

En las investigaciones económicas surgidas sobre los residuos sólidos urbanos se distinguen dos clases de estudios: los que estudian el proceso de generación de los residuos y los que analizan el proceso de tratamiento.

1.1 La generación de los residuos sólidos urbanos

Los primeros estudios centran su atención en el proceso de generación de los residuos por los hogares. Lackman (1976), en un modelo teórico, considera a las familias como productoras de servicios, a partir de los bienes que les ofrece el mercado y del tiempo disponible para transformarlos (modelo microeconómico de los hogares productores).

Otros estudios, en vez de analizar las variables que influyen en el proceso de generación de residuos de las familias, estudian la forma de reducir la cantidad generada. Fullerton y Kinnaman (1996), en un estudio para Charlottesville, Virginia, analizan los efectos en el comportamiento de las familias de un programa de reciclado (campaña de concienciación y potenciación) seguido de un programa de etiquetas en las bolsas de basura sin reciclado. Llegan a la conclusión de que los cambios en el comportamiento dependen de variables demográficas y del precio de las etiquetas. Al tener que pagar por cada bolsa de basura recogida de las casas, las familias varían su conducta: hay una reducción del número de bolsas producido, un aumento de su peso, un aumento del reciclado y un ligero aumento de los vertidos ilegales.

En esta línea, Behr y Provencher, 1994, estudian la política de precios adecuada para

el tratamiento en vertederos. Fijando un precio que incluya los costes reales de los vertederos también se consiguen disminuciones en las cantidades de residuos generadas. Behr y Provencher, demuestran que el precio óptimo que deberían pagar los ciudadanos no es una tasa fija, como es habitual, sino un precio que recoja el coste marginal de tratamiento y el coste marginal de uso del vertedero. Con la utilización de precios marginales hay ganancias de bienestar en la comunidad, y disminuciones en las cantidades generadas de residuos sólidos urbanos.

Conectados con los anteriores, existen trabajos que analizan los procesos de reciclado, bien para ver su rentabilidad o bien para ver los factores de los que dependen y así poder mejorar el diseño de las campañas de promoción del reciclado. Franco y Huerta (1996), analizan las variables que inciden en las decisiones de reciclado de los ciudadanos. El estudio determina como variables significativas a la hora de reciclar la distancia entre el domicilio del individuo y los contenedores, el espacio existente en su cocina para separar los residuos, su actitud hacia programas de reciclado y la información suministrada sobre el programa. Al contrario que otros trabajos (Reid *et al*, 1976, Koc y Siero, 1985, Goldofas, 1989), las variables socioeconómicas como la edad, el sexo, la renta o la educación, no son significativas.

1.2 El tratamiento de los residuos sólidos urbanos

La literatura que analiza los distintos sistemas de tratamiento desde el punto de vista de los costes y beneficios de cada método, es escasa. Strathman *et al.* (1995), (SRM), estudian las funciones de demanda de los distintos sistemas de tratamiento de los residuos en la ciudad de Portland y su área metropolitana, en el estado americano de Oregón. Los autores observan que el tratamiento de los residuos en vertederos se cobra con tasas independientes del volumen generado, lo que provoca una sobreutilización de los vertederos. El sistema escogido depende del precio asociado al tratamiento. Como los costes marginales de los vertederos percibidos por las familias son prácticamente cero, la mayoría de los R.S.U. se tratan en vertederos. La solución que sugiere el estudio es que las familias perciban el precio de los posibles servicios de los vertederos. De este modo, aumentaría la demanda de otros sistemas de tratamiento, como el reciclado o el incinerado, si tuvieran un coste menor.

Haltead y Park (1996) estudian las economías de escala de los vertederos en EE.UU. Concluyen que sí existen economías de escala porque la regulación federal de los Estados Unidos sobre la construcción y aislamiento de los vertederos supone un importante aumento de sus costes fijos, y proponen cambios institucionales y culturales para conseguir una

cooperación regional que lleve a una reducción de los costes de tratamiento totales de la región. Los vertederos interregionales proporcionarían ahorros en los costes fijos y la cooperación disminuiría los altos costes de transacción de estos contratos entre los gobiernos de las distintas regiones.

La literatura también ha adaptado modelos de localización de industrias a la localización de las plantas de tratamiento. Dooley *et al.* (1993) utilizan un modelo para estimar el número, localización y capacidad óptima de los vertederos de Dakota Norte que minimice los costes totales de transporte y tratamiento. No incluyen los costes de recogida y fijan los años de vida del vertedero a priori. Tienen en cuenta ocho escenarios distintos y analizan los resultados para cada uno de ellos. Resuelven el modelo de optimización, para los ocho escenarios propuestos y por comparación escogen el más eficiente (el que presenta el mínimo coste), proporcionando así la solución óptima de tratamiento de los residuos para el Estado.

Ley *et al.* (1997), presentan un modelo teórico de tratamiento eficiente de los residuos que sigue un enfoque dinámico (no fijan a priori los años de vida de los vertederos, ya que los halla el propio modelo). Su análisis está basado en el modelo de extracción de los recursos naturales no renovables de Hotelling (1931). Los autores construyen un modelo, como un modelo de planificación central, en el que se van introduciendo restricciones al comercio interprovincial, para analizar los cambios en el excedente social. En particular analizan los efectos de cuatro políticas: prohibir el comercio interestatal, permitir el comercio limitando las exportaciones e importaciones, poner altas tasas si los residuos se producen fuera del estado, y analizan los efectos de estas limitaciones sobre productores y consumidores. Ley *et al.* analizan las consecuencias de estas políticas, porque en EE.UU. el transporte interestatal de residuos es frecuente y han aparecido recientemente leyes que intentan limitarlo.

2. LA REGULACIÓN DE LOS RSU EN ESPAÑA

Como se apuntó en la introducción, este trabajo estudia como sistema de tratamiento de los residuos, el vertedero controlado. Aunque en el mundo desarrollado todos los países utilizan en mayor o menor medida este sistema, los vertederos no son homogéneos y muchos distan bastante de ser económicamente eficientes y seguros. Las causas de su ineficiencia pueden deberse a una ubicación que no minimiza los costes de transporte, a una mala construcción de las instalaciones o aislamiento (provocando efectos externos no internalizados), a que no se aprovechen las economías de escala, a que se sobreexplota la

planta, e incluso a que exista una gestión poco adecuada de la planta de tratamiento dadas las necesidades de la región y sus características. Conocer la situación de los vertederos en España o de otras posibles plantas de tratamiento, así como las nuevas reformas que se intentan acometer es importante ya, que ayuda a definir el modelo y a cuantificar el coste de oportunidad de la legislación.

Las basuras domésticas en España alcanzan actualmente la cifra de 14 millones de toneladas al año, cantidad que ha aumentado en un 50% en los últimos 10 años y en un 10% en el periodo 1990-1995 (Berbel, 1998). Existen en nuestro país varios miles de vertederos ilegales, sin ningún tipo de vigilancia y control, donde van a parar entre dos y cinco millones de toneladas de residuos urbanos al año (cada español produce cerca de un kg. diario de residuos sólidos urbanos). A ellos hay que unir otros, que no cumplen unas condiciones mínimas de aislamiento y seguridad. Tras la aprobación de la Ley de residuos, la Ley de envases y el Reglamento de esta última, nuestro país está asistiendo a importantes cambios en el campo de los residuos. La base conceptual de estos cambios, nacida en el seno de la Comunidad Europea, consiste en considerar el residuo como un recurso y no como un desecho. Este nuevo planteamiento se plasma en directivas europeas de cuya transposición surgen las leyes antes citadas. El objetivo de las mismas es disminuir el volumen de residuos que va a los vertederos (mediante la reutilización, el reciclado, la valorización u otros sistemas), la contaminación y el impacto sobre la salud. Como consecuencia se pretende depositar en los vertederos solamente residuos que ya hayan sido tratados mediante otras técnicas. Esto supondrá un aumento en los costes, pasando el precio de la tonelada vertida de las 600-3100 actuales (Berbel, 1998) a una cantidad muy superior. El propósito de la directiva es que el vertedero sea la última solución y que no sea la más barata. En la actualidad no se conocen los costes de estos nuevos cambios y adaptaciones a la legislación, y el presente trabajo trata de investigar en esta dirección.

La ley 10/1998, de 21 de Abril, de Residuos, responde al cambio de enfoque de la Unión Europea en el tratamiento de los residuos, con la Directiva 91/156/CEE. La ley pretende “contribuir a la protección del medio ambiente coordinando la política de residuos con las políticas económica, industrial y territorial, al objeto de incentivar su reducción en origen y dar prioridad a la reutilización, reciclado y valorización de los residuos sobre otras tecnologías de gestión”. Para lograr una estricta aplicación del principio “quien contamina paga”, se hace recaer sobre el bien producido, en el momento de su puesta en el mercado, los costos de la gestión adecuada de los residuos que genera dicho bien y sus accesorios.

Completando esta Ley, se aprueba la Ley 11/1997, de envases y residuos de envases y

su Reglamento. Su objetivo es alcanzar “antes del 2001 que de la totalidad de envases y embalajes generados en el territorio nacional se aproveche como mínimo un 50%, de esta cantidad, el 25% se hará mediante sistemas de reciclaje”.

3. MODELO EMPÍRICO

En este trabajo se propone un modelo de localización y tamaño óptimo de las plantas de vertido controlado, que definen la solución de mínimo coste en el tratamiento de los residuos, para un cierto nivel de protección ambiental. Esta solución se utiliza como modelo base, al que se van introduciendo restricciones para analizar los costes de las políticas públicas impuestas en este campo (en términos monetarios).

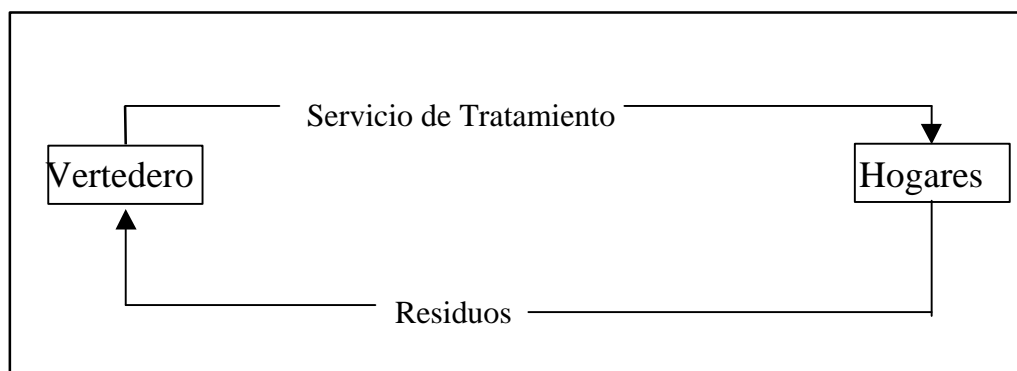
Una vez escogido como sistema de tratamiento el uso de los vertederos, hay que tener en cuenta varios aspectos en la planificación del servicio, para que éste se produzca de un modo eficiente. Las primeras decisiones que se toman a la hora de crear un vertedero son las de su localización y su capacidad, para evitar gastos innecesarios en el transporte o en la construcción y para que no se produzca una sobreexplotación de la planta, que lleve a un agotamiento antes de lo proyectado y a un mal vertido de los residuos, o un exceso de capacidad que provocarían un mal uso de los recursos.

3.1 Modelo de localización y capacidad óptima de los vertederos

En este trabajo se construye un modelo que proporciona la localización y capacidad óptima de los vertederos, teniendo en cuenta la distancia y costes de transporte a los distintos puntos de demanda y los costes de creación y mantenimiento de las plantas de tratamiento.

Se toma como punto de origen el lugar donde se localiza el vertedero potencial y como destino las distintas zonas que requieren el servicio de tratamiento de residuos.

La figura 1 contiene un esquema que describe el funcionamiento del tratamiento de los residuos sólidos urbanos:



Como muestra el esquema, en el lado de la oferta se encuentran los vertederos dispuestos a

ofrecer un servicio de tratamiento de los residuos originados en los hogares. Estos últimos, se convierten así en los puntos de demanda, solicitando dichos servicios. Al contrario que ocurre en otros modelos de producción y consumo, el flujo físico (en este caso, los residuos) va desde los puntos de demanda o de generación de residuos a los de oferta.

El modelo usado en el presente trabajo se basa en el de Dooley *et al.* (1993), que estiman el número, localización y capacidad de los vertederos que minimice los costes de transporte y tratamiento para las regiones de Dakota Norte. Para ello, primero hacen estimaciones sobre la cantidad de RSU generada anualmente en la región, los costes fijos y variables de las plantas de tratamiento según la capacidad de las mismas, los costes de las estaciones de transferencia y los costes de transporte desde los puntos de generación a los puntos de tratamiento. Los costes de recogida están ausentes del análisis ya que son independientes del sistema de tratamiento escogido. Una vez estimados los datos necesarios, los autores aplican el modelo en ocho escenarios diferentes.

Por último, para simplificar el modelo, los autores suponen que los residuos se generan en 176 puntos concretos, escogiendo centros urbanos en función de la población. La situación de los posibles vertederos se determina teniendo en cuenta sitios que ya disponen de un vertedero, o que están cerca de núcleos urbanos, escogiendo 59 posibles localizaciones. Resuelven el modelo para los ocho escenarios propuestos y por comparación escogen el más eficiente (mínimo coste). Los resultados obtenidos muestran economías de escala en el tratamiento de los residuos y las diferencias de costes existentes entre los distintos escenarios. Quedan patentes los altos costes que tienen que asumir los pequeños municipios si no se efectúan planes regionales de tratamiento de residuos sólidos urbanos.

Para adaptar el modelo al caso español, se introducen supuestos acordes a las características de nuestras regiones. El modelo nos proporciona la situación de los vertederos, el número de toneladas transportadas a cada vertedero e indirectamente su capacidad, y el punto de generación desde el que son transportadas. La función objetivo minimiza los costes del conjunto de vertederos, incluyendo los costes fijos de construcción y puesta en funcionamiento, los costes variables de tratamiento en función de la cantidad recibida en cada vertedero y los costes de transporte en función del número de toneladas llevadas desde los puntos de generación a los vertederos. La primera restricción impone que no se quede sin tratamiento ningún residuo producido. La segunda, iguala los residuos transportados desde cada punto de generación a un vertedero, con los residuos recibidos por este. La tercera restricción asegura que no se traspasa el límite de capacidad de los vertederos. Por último se limita a la unidad, la cantidad de vertederos que pueden ser construidos en un punto.

La especificación del modelo es la que sigue:

$$\begin{aligned} \min \text{coste} &= \sum_i \sum_j FC_{ij} + \sum_i \sum_j VC_{ij} VS_{ij} + \sum_k \sum_j TC_{kj} GS_{kj} \\ \text{s.a.} \quad \sum_j GS_{kj} &\geq \text{Residuos}_k && \forall k \\ \sum_k GS_{kj} &= VS_{ij} && \forall j \text{ y } \forall i \\ \sum_i \sum_j \text{Capacidad}_i * IS_{ij} &\geq VS_{ij} \\ \sum_i IS_{ij} &\leq 1 && (0,1) \forall j \end{aligned}$$

donde:

coste: es el coste anual total de tratamiento de los residuos sólidos urbanos.

i: distintos tamaños de vertederos posibles, (i=1,...,n)

j: distintas ubicaciones de los vertederos (j=1,...,m)

k: distintos puntos generadores de residuos (k=1,...,l)

FC_{ij} : los costes fijos anualizados de construcción y funcionamiento de un vertedero de tamaño i situado en j.

IS_{ij} : una variable de decisión binaria. $IS_{ij}=1$ si un vertedero de tamaño i situado en j es construido.

VC_{ij} : costes variables por tonelada de residuos tratada en un vert. de tamaño i.

VS_{ij} : número de toneladas transportadas al vertedero de tamaño i en j.

TC_{kj} : coste de transporte de una tonelada de residuos generados en k, al vertedero situado en j.

GS_{kj} : número total de toneladas transportadas desde k a j.

Los supuestos utilizados para construir el modelo base son:

1. La posible situación de los vertederos y estaciones de transferencia se determina tomando como referencia la situación de vertederos actuales o la proyectada en los nuevos planes de gestión de residuos de las CC.AA implicadas.
2. Se permite el comercio interregional de residuos sólidos urbanos, es decir no hay restricciones espaciales respecto al lugar de destino de los residuos generados en cada población. El modelo permite aprovechar las economías de escala si existen, o ahorrar costes de transporte en los RSU generados en zonas limítrofes entre provincias.
3. Los costes de creación, mantenimiento y sellado de los vertederos se obtienen utilizando una tecnología “razonable” que impida la contaminación de las aguas, la contaminación del aire, las posibles explosiones por acumulación de los gases que se producen en la fermentación, y los efectos sobre la salud. Este es un supuesto importante ya que la

tecnología base puede no coincidir con la impuesta por la legislación. En ese caso la legislación tendría unos costes superiores asociados con una protección ambiental más fuerte (Hirshfeld *et al.*, 1992).

4. No se consideran los costes sociales. Estos se miden por la depreciación que sufren las propiedades rústicas y urbanas de los alrededores. A pesar de la fuerte oposición social a los vertederos, el estudio de Hirshfeld *et al.* (1992) sobre los verdaderos costes de los vertederos para una población de Carolina del Norte, concluye que los costes sociales de estas plantas de tratamiento desaparecen a los 4.8 Km. aproximadamente.
5. Los costes de recogida (a domicilio o selectiva) no se incluyen, ya que estos son independientes del sistema de tratamiento utilizado, de la distribución espacial y del tamaño de las plantas de tratamiento.

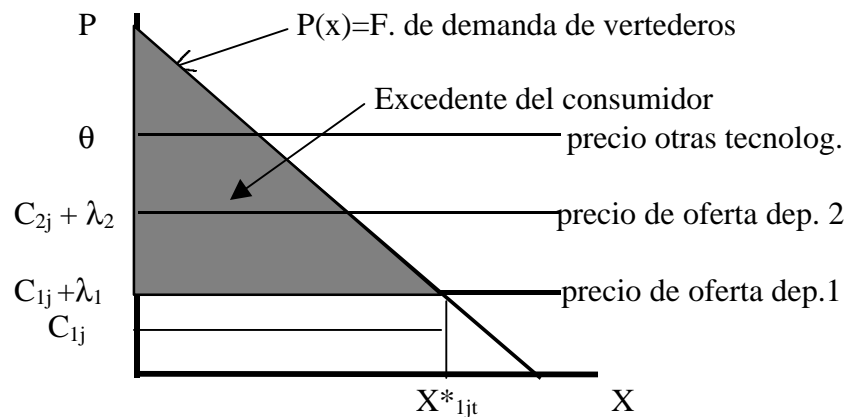
El modelo especificado anteriormente, sujeto a estos supuestos se estima con datos reales del sector. Como resultado se obtiene la localización y capacidad óptima de las plantas de tratamiento de residuos en vertederos, y el coste de la solución básica. El modelo de optimización puede ser resuelto incluyendo nuevas restricciones que recojan las exigencias de la reciente legislación. De este modo, es posible analizar los efectos en localización, tamaño y coste de las políticas propuestas.

3.2 Coste de las políticas públicas

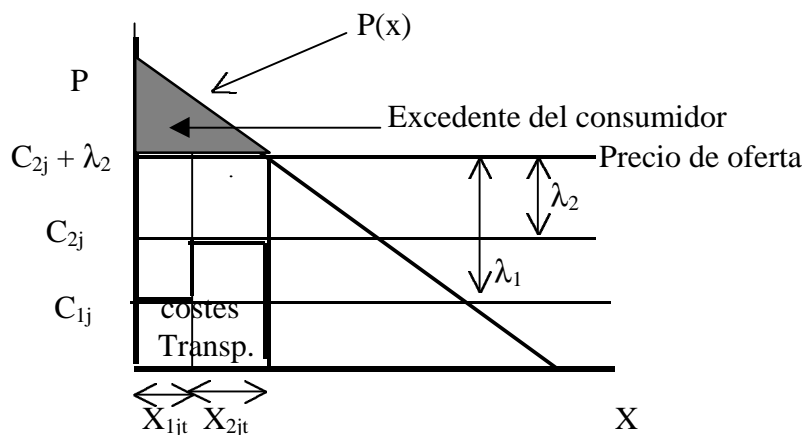
Los modelos de simulación son utilizados frecuentemente para estudiar problemas ambientales. La simulación usa un modelo base que refleja la situación inicial y analiza los incrementos o decrementos de costes monetarios o sociales de determinadas políticas o cambios propuestos. Existe literatura al respecto para diversos recursos naturales. De ella se puede citar el trabajo de Önal *et al.* (1996) sobre la gestión de las cuencas hidrológicas. Estos autores estudian el impacto económico, medioambiental y social de los usos agrícolas utilizados y de las nuevas tecnologías que se pretenden introducir para disminuir la contaminación de las cuencas, maximizando el beneficio agregado de la región analizada. En el campo de los residuos Ley *et al.* (1997), también evalúan con esta metodología, el efecto de las políticas de reducción de residuos sobre el bienestar social.

Mediante dos sencillos gráficos, propuestos por Ley *et al.* (1997), se pueden explicar las diferencias de costes producidas entre la solución ideal del modelo base, sin ninguna restricción al comercio, y la solución que surge al introducir limitaciones. Se denomina λ_i , al precio del derecho de llevar una unidad de residuo al depósito i . Una ciudad cualquiera j puede servirse de I vertederos existentes. Tendrá, por tanto, I precios de oferta (precio de los

vertederos, λ , más los costes de transporte, C_{ij}). Es lógico pensar que llevará sus residuos al sitio más barato.



Si se limita la cantidad máxima que puede ser llevada al depósito 1 (X_{1jt}), la ciudad j tendrá que llevar parte al depósito 2 aunque le resulte más caro (X_{2jt}). Como no se puede discriminar entre los consumidores del servicio, el precio que deben pagar éstos refleja los mayores costes de transporte (C_{2j}) y el precio de tratamiento mayor (λ_2).



Esto puede provocar distintos precios de tratamiento de los residuos para distintas ciudades, aumentando los costes de tratamiento para las regiones, y disminuyendo el excedente social de los consumidores. El modelo propuesto en el trabajo mide estas diferencias de costes provocadas por las restricciones que se introducen.

En el presente trabajo se plantea un análisis similar al reflejado intuitivamente en los gráficos anteriores. Partiendo del modelo base construido en la sección anterior, se hallan los costes de las nuevas políticas de residuos contempladas en la legislación, y reflejadas en los siguientes escenarios:

1. En primer lugar, se introducen restricciones al comercio interprovincial de residuos, no permitiendo que los residuos generados en una provincia sean trasladados a la planta de

tratamiento de otra, o permitiéndolo en cantidades determinadas. La posibilidad de interregionalizar la gestión de los residuos parece razonable desde el punto de vista económico, si existen economías de escala o si los núcleos de población limítrofes experimentan una reducción en sus costes al utilizar un vertedero que no pertenezca a su provincia. Sin embargo, el sistema español de unidades administrativas independientes y con capacidad de autoorganización en el servicio de tratamiento hace que los costes de transacción entre los gobiernos regionales para coordinar la gestión sean potencialmente muy altos, provocando pérdidas de eficiencia al no permitir estos flujos. La actual Ley de residuos no pone limitaciones a los traslados provinciales siempre que se realicen con autorización, salvo en casos determinados. No obstante, pueden existir presiones políticas para las autoridades que permitan el transporte de residuos a sus vertederos.

2. Se produce una disminución de la cantidad generada de residuos en un 10%, ya que el primer objetivo de la Ley de residuos es la reducción y reutilización.
3. Se cambian las decisiones tomadas en cuestiones de reciclado. La tendencia de la legislación a establecer mínimos de materiales necesariamente reciclables, comunes para regiones muy diversas, puede producir pérdidas de eficiencia significativas en zonas donde no haya materiales suficientes para conseguir esos mínimos, no haya mercado para el producto obtenido o los costes del proceso sean excesivamente elevados. Las obligaciones de reciclar una determinada cantidad de materiales tienen influencia en dos aspectos: por el lado de los costes, al necesitar plantas de reciclado de una determinada capacidad, y por otro lado, al reducir las cantidades de residuos que necesitan ser tratadas en el vertedero. La Ley de envases impone una cantidad total de reciclado de envases que oscila entre el 25% y el 45% del total de los mismos. El tercer escenario, por tanto, recoge los efectos de reciclar estas cantidades extremas.
4. Existe también en la Ley de envases obligación de valorizar del 50% al 65% de los envases. Para cumplir este objetivo se introduce en este escenario la necesidad de instalar incineradoras con recuperación de energía en cada planta de tratamiento, o plantas de compostaje. A la vez, se produce una disminución de la cantidad de residuos eliminada en el vertedero, ya que a este sólo se destinan los desechos y cenizas de las mismas.

3.3 Los datos para el análisis de los residuos sólidos urbanos

Para elaborar planes de tratamiento de RSU son imprescindibles datos de cantidades tratadas de RSU, sus fuentes de generación y su composición. Estos, sólo pueden obtenerse mediante la observación directa de la producción y composición, por las autoridades,

empresas de tratamiento, y compañías que usen materiales reciclados o produzcan residuos. La obtención de los datos necesarios no es una tarea fácil. Por un lado, las industrias no suelen suministrar las cantidades y composición de los residuos que generan, y por otro, las empresas encargadas de gestionar los RSU no siempre analizan los residuos que reciben. Junto a este problema de información, surge el de la no homogeneidad (problemas de definición) de los datos entre distintas industrias, regiones y países, que dificulta la elaboración de planes regionales o nacionales.

Existen métodos estadísticos que ayudan a estimar los datos no disponibles. El primer método consiste en tomar datos de flujos locales sobre vertederos, incineradores o programas de reciclado, separarlos, pesarlos y medirlos, durante un periodo de tiempo, generalmente una semana en cada estación, para luego comparar las distintas regiones. El segundo método se basa en obtener datos de una región y extrapolarlos a otras comunidades con características demográficas, geográficas y económicas similares, para estimar la producción total de R.S.U. Un tercer método, desarrollado recientemente, consiste en tomar datos de composición, materiales utilizados directa o indirectamente, inputs energéticos, outputs y residuos emitidos, para la producción y transformación de productos. Los resultados obtenidos se transforman en estimaciones sobre cantidades generadas y composición de residuos.

Los datos necesarios para elaborar el modelo propuesto son los siguientes:

- ❑ Cantidades totales de residuos generadas en la región: se obtiene con datos directos si existen, o como producto de la población por la cantidad estimada generada per cápita (un kg. al día aproximadamente). También se pueden estimar los residuos sólidos urbanos producidos en cada región, en función de variables exógenas como la población, la renta y la situación de la región.
- ❑ Costes fijos de construcción, puesta en funcionamiento y sellado de los vertederos, en función de su capacidad y localización. Se estiman para varios tamaños de vertederos (20,75,175,250 y 400 Tn. por día). Los costes de los vertederos se toman de estudios económico-técnicos existentes. Tienen en cuenta las necesidades de espacio (en función del volumen recibido por día, los días al año, y los años de vida), los costes de los proyectos, estudios..., los costes de construcción (carreteras, excavaciones, edificios..) y los costes de sellado y recuperación del medio ambiente.
- ❑ Costes variables por tonelada de residuos tratada en un vertedero en función de su tamaño. Incluyen trabajo, maquinaria, suministros, mantenimiento, etc. En un rango razonable suelen disminuir conforme aumenta la capacidad del vertedero.
- ❑ Costes de transporte de una tonelada de residuos generados en los núcleos urbanos, a los

posibles vertederos. Se mide en camiones compactadores desde los puntos de generación a los vertederos o en semitrailers (camiones articulados) desde las estaciones de transferencia. Se utilizan semitrailers porque estos vehículos tienen mayor tonelaje que los camiones compactadores o de recogida, y el coste de transporte disminuye.

- Número total de toneladas transportadas desde cada punto de generación, a los vertederos. (Demanda de recogida de residuos en cada población).
- Posible situación de los vertederos o estaciones de transferencia, su capacidad y los años de vida. Se utiliza la situación de vertederos o estaciones de transferencia ya existentes o los proyectados por los nuevos planes de gestión de residuos.

Los agentes con capacidad para conocer estos datos se pueden agrupar en tres, dependiendo de las regiones y del sistema utilizado actualmente de tratamiento. En primer lugar las administraciones públicas encargadas del servicio, ya sean autonómicas, provinciales o locales. En segundo lugar las empresas encargadas de recoger los residuos sólidos urbanos en cada punto de generación. Por último, las encargadas del servicio de tratamiento. En caso de no disponer de todos los datos necesarios, se pueden hacer estimaciones sobre los mismos.

NOTA FINAL

Hay que destacar la delicada situación en la que se encuentran las instituciones encargadas de la gestión de los residuos sólidos urbanos y los propios ciudadanos, ya que todo el mundo produce residuos y por lo tanto todo el mundo está implicado en su eliminación. En esta época de fuertes cambios hay que analizar con detalle las decisiones que se pretenden tomar, no sólo desde el punto de vista medio ambiental, sino también desde el punto de vista económico. Hay que maximizar el bienestar social agregado, y toda decisión al respecto es un intercambio entre coste ambiental y coste económico. Por todo lo dicho anteriormente es imprescindible conocer el impacto económico de las soluciones adoptadas para poder valorar objetivamente el tipo de recursos que se quieren conservar y a que precio. Este trabajo, avance de uno más amplio en curso de realización, trata de ayudar a conocer ese coste en el que las regiones españolas van a incurrir al gestionar sus residuos sólidos urbanos siguiendo la reciente legislación, a la vez que propone un sistema eficiente de gestión.

BIBLIOGRAFÍA

Berbel Vecino, J. (1998): *La gestión y la legislación de Residuos de Envases en la UE*, FAMP, Diputación de Sevilla.

- Behr, C.T., Provencher, B., 1994, *The Economically Efficient rate of Disposal in a Landfill: An Application to Rusk County, Wisconsin*, University of Wisconsin No.370.
- Chang, N.-B. y Schuler, R. E. (1990): *Optimal Pricing of Sanitary Landfill Use Over Time*, (mimeo).
- Columbia Journal of World Business, 1996, *Making Big Money From Garbage: How Companies Are Forming International Alliances to Recycle Trash for Profit*, Vol.31 Issue 3, p100, 8p.
- Dooley, F.S., Bansund, F.A., Leistriz, F.L. y Fischer, W.R. (1993): *Estimating Optimal Landfill Sizes and Locations in North Dakota*, Agricultural Economic Report n°294.
- Dunbar, F. y Berkman, M. (1991): *Sanitary Landfills are Too Cheap*, Waste Age, pags:91-99.
- Franco, J. F. y Huerta, E. (1996): *Determinantes de la participación ciudadana en programas de reciclaje de residuos sólidos urbanos*, Investigaciones Económicas, vol. XX (2), pag. 271-280.
- Fullerton, D. y Kinnaman, T.C. (1996): *Household Responses to Pricing Garbage by the Bag*, The American Economic Review, vol.86 n°4.
- Gaudet, G., Moreaux M., Salant S.W. (1997): *Intertemporal and Spatial Depletion of Landfills*, (mimeo).
- Goldofas, R., 1989, *Recycling Coming of Age*, en The Problem of Water Disposal, H.E.Wilson Company, New York.
- Halstead, J.M. y Park, W.M. (1996): *The Role of Economic Analysis in Local Government Decisions: The Case of Solid Waste Management*, Agricultural of Resource Economics Review 25(·), pags: 76-87.
- Highfill, J., McAsey, M., 1997, *Municipal Waste Management: Recycling and Landfill Space Constraints*, Journal of Urban Economics 41, pags: 118-136.
- Hirshfeld, S., Vesilind, P.A., Pas, E.I., 1992, *Assesing The True Cost of Landfills*, Waste Management and Research 10, pags: 471-484.
- Hotelling, H., (1931): *The Economics of Exhaustible Resources*, Journal of Political Economy, 39:2, pags:137-175.
- Koc, G., y Siero, 1985, *The Recycling: Awareness, Comprehension, Attitude, Intention and Behavior*, Journal of Economic Psychology 6, pags. 157-173.
- Kolstad, C., (1994): *Hotelling Rents in Hotelling Space: Product Differentiation in Exhaustible resource Markets*, Journal of Environmental Economics and Management, 26, pags: 163-180.
- Lackman, C.L. (1976): *A Household Consumption Model of Solid Waste*, Journal of

- Economic Theory 13, pags: 478-483.
- Laffont, J.J. y Moreaux, M. (1984): *Bordeaux Claret Versus Gravel: A Rational Expectations Analysis*, Gerard Gaudet y Pierre Lasserre, eds., Ressources Naturelle and Theorie Economique.
- Ley, E., Macauley, M.K. y Salant, S.W., (1997): *Spatially and Intertemporally Efficient Waste Management: The Cost of Interstate Flow Control*.
- Matier, D., (1995): *Data, Information, Evidence and Rethoric in the Environmental Policy Process: The case of Solid Waste Management*, European University Institute, Florence, Working Paper RSC n°95/33.
- Nelson, A.C., Genereux, J., Genereux, M., (1992), *Price Effects of Landfills on House Values*, Land Economics 68(4), pags: 359-365.
- Önal, H., Algozin, K.A., Isik, M., (1996), *Annual Meeting of American Agricultural Economics Association*, Toronto, Canada (July 1997).
- Platzeck M.E., Campaña H. (1997): *La gestión de los R.S.U. en poblaciones pequeñas y medianas. Casos de aplicación y conclusiones*, Revista Residuos n° 37, pags: 42-47.
- Ready, M., y Ready, R.C. (1995): *Optimal Pricing of Depletable, Replaceable Resources: The Case of Landfill Tipping Fees*, Journal of Environmental Economics and Management, 28:3, pags: 307-323.
- Reid et al , (1976), *Newspaper Recycling Behavior: The Effects of Prompting and Proximity Containers*, Environmental and Behavior 8, pags: 471-178.
- Romero, C., (1994): *Economía de los Recursos Naturales*, ed. Alianza, Economía.
- Strathman S., Rufolo A. y Mildner G. (1995): *The Demand for Solid Waste Disposal*, Land Economics 71(1), pags: 57-64.
- Swallow, S.K., Opaluch, J.J., Weaver, T.F., (1992), *Siting Noxious Facilities: An Approach That Integrates Technical, Economic, and Political Considerations*, Land Economics 68(3), pags: 283-301.
- The Economist: *Garbage In, Garbage Out* (june 7th,1997); *Taxes for a Cleaner Planet* (june 28th,1997); *How to Get Rid of Rubbish* (October 18-24.1997); *A funny sort of Market* (October 18-24.1997).
- Thompson, G.L. y Thore, S. (1992): *Computational Economics: Economic Modeling with Optimization software*, ed. The Scientific Press.
- Ye, M-H., Yezer, A.M.J., (1997), *Where Will We Put The Garbage? Economic Efficiency Versus Collective Choice*, Regional Science and Urban Economics 27, pags: 47-66.