

Recuperando Todas las Bases: Una Comparación entre Vertederos Sanitarios y Plantas de Recuperación de Energía y Recursos en Puerto Rico

por

Marie Lynn Miranda, Ph.D.

y

Brack Hale, M.E.M.

16 de junio de 1999
Nicholas School of the Environment
Duke University
Box 90328
Durham, NC 27708
919-613-8023
919-684-8741 (fax)
mmiranda@duke.edu

Agradecimientos

Los autores expresan su profundo reconocimiento a Morton Barlaz, Alan Eschenroeder, Christopher Frey, Geoffrey Garrison, Mark J. Green, Randall Kramer, Juan Lara, Patrick F. Mahoney, Angel Román-Más, Evelyn Rodríguez, V. Kerry Smith, Carl-Axel Soderberg, Gordon Sutin, S. Thyagarajan, José Villamil, y Robert Wyatt por sus comentarios, críticas e intuición. Christine Bradshaw, Andrew Fritsch, Matthew Grove, Jeremy Harris, David Jones, Christine Marshall, y Barbara Wyse asistieron en la realización de la investigación. Olivia Espinosa tradujo el manuscrito al idioma español.

Recupera Partners, establecida en San Juan, Puerto Rico, patrocinó la presente investigación. El consejo universitario en Duke negoció un acuerdo de investigación corporativa para asegurar el acceso a la información apropiada y la facultad ilimitada de publicar los resultados de la investigación, sin importar el resultado del análisis. Se pueden obtener copias del acuerdo de investigación corporativa contactando a Judith Dillon, Office of Research Support, Duke University, Box 90077, Durham, NC 27708. Las opiniones expresadas en este estudio son de los autores.

Resumen Ejecutivo

Introducción

Toda comunidad en los Estados Unidos, y en el mundo entero, debe decidir cómo manejar sus desperdicios sólidos municipales (DSM). Puerto Rico enfrenta actualmente un reto extraordinario mientras lucha por mejorar su infraestructura de manejo de desperdicios sólidos. El manejo integral de los DSM combina desviación de materiales, disminución de fuentes de generación, y actividades de disposición final, dependiendo de las condiciones económicas, sociales, políticas y ambientales de cada localidad.

Manejando Desperdicios Sólidos Municipales en Puerto Rico

Los vertederos sanitarios han sido el método más común de disposición de desperdicios en la isla. Hasta hace poco, los vertederos sanitarios frecuentemente se ubicaban en pozos que permitían el escurrimiento de lixiviados a reservas vitales de aguas subterráneas. En 1989, la Junta de Calidad Ambiental (JCA) encontró que únicamente dos vertederos sanitarios operaban "correctamente", y entre 80 y 88% de ellos fueron designados como "un desastre". Estos descubrimientos condujeron a la Autoridad de Desperdicios Sólidos (ADS) a llevar a cabo una revisión comprensiva del manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico, y a diseñar posibles estrategias que pudieran implementarse en la isla. Un plan desarrollado en 1995 por la ADS divide a la isla en once regiones, e incorpora nuevos métodos para el manejo de DSM. Este plan con visión hacia el futuro representa un fuerte compromiso para cambiar substancialmente la forma en que Puerto Rico administra sus desperdicios sólidos municipales.

Metodología

Este estudio emplea el análisis del costo social total para investigar las ventajas relativas de las diferentes estrategias de manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico. Los costos sociales totales incluyen costos de producción (ej. costos de capital, operación y mantenimiento), que son generados por los productores, así como costos ambientales, que recaen en la sociedad (ej. contaminación del aire y del agua). Estimamos los costos ambientales y de producción que se derivan de procesar una tonelada de desperdicios sólidos municipales en una planta de recuperación de energía y recursos (PRER) moderna. Comparamos estos costos con los costos ambientales y de producción que se derivan de enviar a un vertedero sanitario una tonelada de DSM y generar una cantidad equivalente de electricidad en una planta de energía de vanguardia que utiliza petróleo. Posteriormente señalamos cómo la recuperación y venta de otros materiales podría influir en éste análisis comparativo. Mediante la comparación de los costos de producción con los ambientales, proveemos una base común para comparar las opciones de manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico.

Alcance del Estudio

Para el presente estudio, los autores fueron contratados por Recupera Partners, establecida en San Juan, Puerto Rico, para aplicar el análisis metodológico de los costos sociales totales a las opciones de manejo de desperdicios sólidos utilizando información específica de las condiciones locales en el cuadrante noroeste de Puerto Rico y asumiendo el uso de la tecnología desarrollada para la Caldera #3 de la planta de recuperación de energía y recursos SEMASS en Rochester, Massachusetts.

Información

Utilizamos información de la Estación de Energía de Cambalache para estimar los costos de producción y ambientales asociados con la generación de energía utilizando petróleo. Escogimos Cambalache para el estudio comparativo porque se encuentra localizada dentro del área de estudio y por ser una planta representativa de la generación moderna de plantas de producción de energía de Puerto Rico. Dada la experiencia limitada de Puerto Rico con el Subtítulo D sobre vertederos sanitarios, utilizamos información de los Estados Unidos para estimar estos costos. Los costos de producción y ambientales asociados con una PRER están basados en los requisitos de diseño e información operacional de la Caldera #3 en la planta de recuperación de energía y recursos SEMASS en Rochester, Massachusetts.

Comparando Opciones

La Tabla que se incluye abajo compara el manejo de una tonelada de DSM en una planta de recuperación de energía y recursos y la co-generación de energía resultante utilizando tecnología de SEMASS con el manejo de una tonelada de DSM en un vertedero conforme al Subtítulo D en relación con la generación de energía correspondiente en la planta termoeléctrica de Cambalache. La tabla provee dos estimados para las opciones de vertederos: una donde el gas del vertedero puede escapar a la atmósfera (como es típico en los vertederos de Puerto Rico) y otra donde el gas combustiona antes de ser liberado, y convierte el metano en bióxido de carbono.

Costos Sociales Totales del Manejo de Una Tonelada de DSM en el Noroeste de Puerto Rico (1997\$/tonelada)

Costos	Vertedero + Termoeléctrica de Petróleo sin combustión de gas	Vertedero + Termoeléctrica de Petróleo con combustión de gas	PRER utilizando tecnología de SEMASS
Producción	61.7 - 89.6	64.6 - 92.5	51.5 – 61.4
Ambiental	16.3 - 82.8	10.0 - 30.8	4.9 - 15.4
Recuperación de Materiales	n.a.	n.a.	(1.4) – (2.9)
TOTAL	78.1 - 172.4	74.6 - 123.2	55.0 – 73.9

Los costos de producción más bajos son similares en ambas estrategias de vertederos. Los costos de producción más altos reflejan la probabilidad de que la implementación del

Subtítulo D requiera mayor desembolso de capital e incrementos en las cuotas debido al tamaño limitado de los nuevos vertederos. Los costos de producción más altos en las PRER reflejan la posibilidad de mayores desembolsos de capital para la compra de materiales en Puerto Rico comparado con los Estados Unidos. El rango de los costos ambientales en ambas estrategias refleja la incertidumbre que prevalece en los intentos por monetizar los impactos ambientales. En general, se estima que la PRER produce un menor impacto ambiental que cualquiera de las dos opciones de vertederos. Esta afirmación es especialmente cierta en el caso de que los administradores de los desperdicios sólidos no sean capaces de identificar un sitio relativamente grande para un vertedero regional.

Conclusiones

Este estudio aplica el análisis de los costos sociales totales para explorar la competitividad relativa de utilizar vertederos sanitarios en oposición al tratamiento de desperdicios en plantas de recuperación de energía y recursos. Varios puntos resaltan claramente del análisis:

1. Las plantas de recuperación de energía y recursos generalmente representan una buena opción para el manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico.
2. El cuadrante noroeste de Puerto Rico es especialmente adecuado para una estrategia de recuperación de energía y recursos.
3. Una planta de recuperación de energía y recursos basada en la tecnología de SEMASS representa una buena estrategia de manejo de desperdicios sólidos para el cuadrante noroeste de Puerto Rico.

Mediante la incorporación de costos ambientales y de producción, la metodología empleada en este estudio provee una amplia base para tomar decisiones sobre el manejo de desperdicios sólidos. Puerto Rico enfrenta retos difíciles en el manejo de desperdicios sólidos. Al mismo tiempo, estos retos representan una gran oportunidad para implementar una estrategia de manejo de desperdicios sólidos diseñada cuidadosamente y vanguardista.

1. Introducción

Toda comunidad en los Estados Unidos, y en el mundo entero, debe decidir cómo manejar sus desperdicios sólidos municipales (DSM). Puerto Rico enfrentará un reto particular en las próximas décadas, mientras lucha por mejorar su infraestructura de manejo de desperdicios sólidos para ser más favorable al medio ambiente y más eficiente al dar servicio a una población en rápido crecimiento. El manejo integral de los DSM combina desviación de materiales, disminución de fuentes de generación, y actividades de disposición final, dependiendo de las condiciones económicas, sociales, políticas y ambientales de cada localidad. Este estudio se enfoca en varios aspectos de esta mezcla de actividades – recuperación, reuso y disposición -- y utiliza el análisis del costo social total para comparar qué tan conveniente es para Puerto Rico la utilización de vertederos sanitarios contra la incineración de desperdicios en plantas de recuperación de energía y recursos.

2. Antecedentes

El vertedero sanitario ha sido el método más común de disposición de desperdicios en los Estados Unidos, así como en Puerto Rico. Antes de la aprobación de la Ley Federal de Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA por sus siglas en inglés) de 1976, los desperdicios sólidos por lo general se desechaban en basureros a cielo abierto. Los basureros, expuestos directamente al aire y al suelo, generaron una serie de preocupaciones relacionadas con la salud y la estética (Vesilind et al. 1988). La RCRA prohibió este tipo de basureros y requirió que la disposición de desperdicios en tierra se llevara a cabo en vertederos sanitarios. Estos vertederos se diseñan y mantienen cuidadosamente para minimizar (aunque no eliminar) los impactos ambientales y estéticos durante su uso y después de su clausura.

Como una alternativa al uso de vertederos sanitarios, durante los años sesenta y setenta, muchas comunidades comenzaron a experimentar con el uso de incineradores de desperdicios. Estas instalaciones, que en su mayor parte no co-generaban energía alguna, se construyeron antes de que el Congreso de los Estados Unidos aprobara la legislación vigente, y más estricta, sobre la calidad del aire. Como consecuencia, muchas de estas instalaciones emitieron altos niveles de contaminantes tóxicos por encima de los estándares establecidos, por lo que fueron públicamente desacreditadas (Miranda y Hale 1997). Nuevas restricciones regulatorias, así como el desarrollo tecnológico enfocado en la recuperación de energía y en el uso de tecnologías más limpias han cambiado significativamente la alternativa de incineración de desperdicios.

Actualmente, las plantas de conversión de desperdicios-a-energía (DAE) recuperan cantidades importantes de energía de los desperdicios y reducen otras emisiones potencialmente peligrosas. Un estudio reciente de las plantas de DAE en los Estados Unidos reveló que todas las plantas estaban operando considerablemente por debajo (20% ó más) de su nivel autorizado de partículas de SO₂, HCl y NO_x (Hilts 1994). Otro adelanto en esta tecnología ha sido el desarrollo del concepto de plantas de recuperación

de energía y recursos (PRER), que va mas allá de la simple recuperación de energía para extraer recursos materiales del flujo de los desperdicios, antes y después de su incineración.

En 1995, 57% de los desperdicios generados en los Estados Unidos se enviaron a vertederos sanitarios, mientras que se reciclaron o compostaron 27% e incineraron 16% (USEPA 1996). Estos porcentajes variaron considerablemente a través de las diferentes regiones. En 1996, 76% de los desperdicios generados en Carolina del Norte se enviaron a vertederos sanitarios e incineraron 2%, mientras que en Nueva Jersey solamente 34% de los desperdicios se enviaron a vertederos sanitarios e incineraron 23% (USEPA 1996). Debido a los avances tecnológicos tanto de vertederos sanitarios como de recuperación de recursos, así como a los cambios trascendentes en los requisitos regulatorios, las comunidades hoy en día necesitan un análisis claro y cuidadoso para elegir la alternativa de manejo de desperdicios más apropiada.

3. Metodología

Este estudio emplea el análisis del costo social total para investigar las ventajas relativas de dos estrategias de manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico. Los costos sociales totales incluyen los costos de producción (p.ej. costos de capital, operación y mantenimiento), que son generados por los productores, así como los costos ambientales, que recaen en la sociedad (p.ej. contaminación del aire y del agua). Los tomadores de decisiones pueden valorar sus opciones para el manejo de desperdicios sólidos mediante el cálculo de los costos sociales totales, basándose tanto en consideraciones económicas como ambientales.

Estudios previos han demostrado la contundencia metodológica del análisis de los costos sociales totales (Miranda y Hale 1997, 1998). Este estudio compara específicamente el uso de vertederos sanitarios en oposición al tratamiento de desperdicios en una planta de recuperación de energía y recursos. Debido a que las PRER disponen de los desperdicios, generan energía, y recuperan materiales, es complicado compararlas con otras estrategias de manejo de desperdicios sólidos. Con el objeto de poner todos los costos relevantes en un sistema de medición común, estimamos los costos ambientales y de producción que se derivan de procesar una tonelada de desperdicios sólidos municipales en una PRER. Comparamos estos costos con los costos ambientales y de producción que se derivan de enviar a un vertedero sanitario una tonelada de DSM y generar una cantidad equivalente de electricidad en una planta de energía moderna que utiliza petróleo.¹ Posteriormente señalamos cómo la recuperación y venta de otros materiales podría influir en éste análisis comparativo. Este estudio compara los costos de producción con los ambientales y provee una amplia base para la toma de decisiones sobre el manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico.

¹ Miranda y Hale (1997) estimaron una producción promedio (en plantas en Alemania, Suecia, el Reino Unido, y los Estados Unidos) de 525 kWh por tonelada de DSM. Conforme las tecnologías de producción de energía mejoran, este número debe aumentar.

Estudios anteriores han examinado diversos aspectos sobre los sistemas de DAE. Chung y Poon (1997), Curlee et al. (1994), Ottinger (1990), Josselyn (1993), Åstrand (1990), Franklin Associates (1994), Pearce (1992), y Porteous (1993) consideraron el tema de la producción de desperdicios-a-energía y los costos ambientales asociados; sin embargo, todos llegaron a una conclusión distinta. Estos estudios se enfocaron en sistemas de DAE en Suecia, Taiwan, el Reino Unido, y los Estados Unidos. Los costos privados de producción asociados con los sistemas de DAE comúnmente son mas caros que los vertederos sanitarios; sin embargo, estos sistemas pueden representar una opción razonable en zonas donde las condiciones sociales y ambientales dificultan la construcción y el manejo de un vertedero sanitario de bajo riesgo.

En 1997, Miranda y Hale publicaron un estudio comprensivo comparando los vertederos sanitarios con la tecnología de desperdicios-a-energía. El estudio utilizó el análisis de costos sociales totales para asignar los costos y beneficios de cada opción a un sistema de medición común. Este estudio se basó en información y tecnologías de Alemania, Suecia, el Reino Unido, y los Estados Unidos, y encontró que las plantas de DAE pueden ser una alternativa razonable cuando:

- los costos de construcción de vertederos y sus externalidades son altas;
- los costos de producción de hidrocarburos y sus externalidades son altas;
- los costos de construcción de DAE y sus externalidades son bajas; y
- los procesos de producción de DAE son capaces de maximizar la eficiencia energética.

Miranda y Hale (1997) proveen detalles de las circunstancias bajo las cuales cada una de estas condiciones podría sostenerse, muchas de las que (p.ej. altos niveles de agua freática, alta densidad poblacional, o dificultad en asentar un vertedero sanitario amplio a un bajo costo) podrían ser compatibles en islas pequeñas.

4. Contexto de Puerto Rico

4.1 Información General

Puerto Rico es un Estado Libre Asociado de los Estados Unidos, rodeado al norte por el Océano Atlántico y al sur por el Mar del Caribe. Es aproximadamente del tamaño de Connecticut, y mide alrededor de 100 por 35 millas. En 1997, la población de la isla se estimaba en 3.8 millones, lo que implica una densidad de 1,083 habitantes por milla cuadrada (Britannica Online 1999). La población de Puerto Rico está creciendo rápidamente y seguramente sobrepasará los 4 millones para el año 2000. Puerto Rico también ha experimentado un cambio demográfico de áreas rurales a urbanas. En 1990, 79% de la población se ubicó en áreas urbanas (Hunter y Arbona 1995). Actualmente, la economía de Puerto Rico se encuentra dominada por la industria manufacturera y de servicios, y no por el sector agrícola.

4.2 Ley Ambiental en Puerto Rico

Puerto Rico está obligado a cumplir con la ley ambiental federal de manera similar a los Estados de los Estados Unidos. Desde que la Ley de Política Pública Ambiental de Puerto Rico fue aprobada en 1970, la Junta de Calidad Ambiental de Puerto Rico (JCA) ha promulgado una serie de regulaciones. Al mismo nivel que las agencias ambientales y de sanidad de los estados, la operación diaria de la JCA es bastante independiente, sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental de los E.E.U.U. (U.S. EPA por sus siglas en inglés) mantiene vigilancia y puede obligar al cumplimiento con las regulaciones federales. Las leyes federales relevantes para las plantas de recuperación de energía y recursos son la Ley del Aire Limpio (CAA por sus siglas en inglés), la Ley del Agua Limpia (CWA por sus siglas en inglés), y la Ley Federal de Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA por sus siglas en inglés).

Puerto Rico cuenta con un Plan de Implementación Estatal (PIE) aprobado para controlar las emisiones al aire. Como se requiere, el PIE de Puerto Rico incluye Normas de Desempeño de Nuevas Fuentes, Normas Nacionales de Emisiones para Contaminantes Peligrosos del Aire, y exige la Mejor Tecnología Disponible para el Control de Contaminantes Peligrosos del Aire. Estas regulaciones se aplican con el mismo rigor en Puerto Rico que en los E.E.U.U. La CAA requiere que las fuentes mayores² obtengan una autorización de ubicación y un permiso de construcción aprobado tanto por agencias estatales como federales. La Ley del Agua Limpia se aplica de manera similar. A pesar de que la JCA tiene autorización para permitir descargas de contaminantes en aguas superficiales, el proceso de aprobación continúa bajo la supervisión de la EPA. Los requisitos del RCRA para la disposición de DSM, aplican en Puerto Rico, con el proceso de autorización bajo la autoridad de la JCA (Fiddler, González & Rodríguez 1998).

4.3 Manejando Desperdicios Sólidos Municipales en Puerto Rico

Puerto Rico genera aproximadamente 8000 toneladas de desperdicios al día (Broder et al. 1995). En 1990, esto representó 4.1 libras por persona diarios --cantidad menor al promedio del resto de E.E.U.U. de 4.4 libras por persona diarios (Hunter y Arbona 1995, EPA 1996). Los vertederos sanitarios han sido el método más común de disposición de desperdicios en la isla. Hasta hace poco, los vertederos sanitarios en Puerto Rico fueron pesadillas ecológicas -- frecuentemente solían ser hundimientos en el suelo rellenos de basura. Los vertederos sanitarios frecuentemente se ubicaban en pozos que permitían el escurrimiento de lixiviados a reservas vitales de aguas subterráneas. En 1980, la mayoría de los desperdicios de la isla terminó en 62 vertederos sanitarios. En 1989, la JCA encontró que únicamente dos vertederos sanitarios operaban "correctamente", y entre 80 y 88% de ellos fueron designados como "desastre ecológico". Estos descubrimientos obligaron a la Autoridad de Desperdicios Sólidos (ADS) a llevar a cabo una revisión sistemática y comprensiva del manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico, y a diseñar posibles estrategias que pudieran implementarse en la isla. Basándose en su análisis, la

² La CAA generalmente define como fuentes mayores las que: a) emiten más de 100 toneladas al año de cualquier contaminante por encima de los estándares establecidos; ó b) emiten más de 10 toneladas al año de cualquier contaminante peligroso del aire.

ADS decidió cerrar 32 vertederos sanitarios inmediatamente. Estos eran vertederos que no podían cumplir con los estándares establecidos en el subtítulo D,³ donde sería muy costoso implementar los estándares del subtítulo D, o que estaban llegando a su máxima capacidad (ADS 1995).

Un plan desarrollado en 1995 por la ADS incorporó nuevos métodos para el manejo de DSM. Este plan divide a la isla en once regiones. Cada una contará con un vertedero sanitario regional que cumplirá con los requerimientos del subtítulo D. El plan de la ADS también requiere el establecimiento de una red de estaciones de transbordo para conectar los municipios de cada región con sus respectivos vertederos. El plan requiere la construcción de dos plantas de DAE en Guaynabo (en el área metropolitana de San Juan) y en Arecibo, las dos regiones con los niveles más altos de generación de desperdicios. El plan también incorpora otros medios de recuperación de recursos, incluyendo facilidades para procesar materiales reciclables, madera y compostaje. Este plan con visión a futuro representa el fuerte compromiso del gobierno de Puerto Rico para cambiar substancialmente la forma de administrar sus desperdicios sólidos municipales. Sin embargo, todavía no es claro qué tan estricta será la implementación de dicho plan, ni cuando se realizarán los cambios en la infraestructura del manejo de desperdicios en Puerto Rico.

4.4 Alcance del Estudio

Para el presente estudio, los autores fueron contratados por Recupera Partners, establecida en San Juan, Puerto Rico, para aplicar el análisis metodológico de los costos sociales totales⁴ a las diferentes opciones de manejo de desperdicios sólidos utilizando información específica de las características y condiciones locales del cuadrante noroeste de Puerto Rico y asumiendo el uso de la tecnología desarrollada para la Caldera #3 de la planta SEMASS en Rochester, Massachusetts.

4.5 Campo de Estudio

Estamos particularmente interesados en los beneficios económicos de construir y operar una PRER en el noroeste de Puerto Rico. Consecuentemente, nos concentramos en dos de las once regiones definidas en el plan de 1995 de la ADS -- Arecibo y Añasco. Arecibo fue una de las dos regiones identificadas en el plan de 1995 de la ADS como un sitio potencial para una planta de DAE. Las regiones de Arecibo y Añasco juntas abarcan 29

³ El Subtítulo D de la Ley Federal de Conservación y Recuperación de Recursos delinea los requerimientos de asentamiento, diseño, manejo, monitoreo, y clausura de vertederos sanitarios. Entre estos requerimientos, los vertederos no se pueden situar en tierras pantanosas ni en áreas entre zonas inundables en 100 años. Los vertederos deben estar recubiertos y equipados con un sistema que recolecte y atrape los lixiviados. Más aún, el agua subterránea alrededor del vertedero debe ser monitoreada periódicamente para identificar posibles filtraciones. A su clausura, el vertedero debe ser cubierto. El Subtítulo D requiere que la recolección de lixiviados y el monitoreo del agua subterránea continúen por un mínimo de 30 años después de su clausura.

⁴ El análisis metodológico de los costos sociales totales fue desarrollado en un estudio de 1997 sobre tecnologías de desperdicios-a-energía, y después refinado en un estudio en 1998 sobre la incineración de residuos forestales para la producción de energía (Miranda y Hale 1997, 1998).

municipalidades y se estima que generarán aproximadamente 1936 toneladas de DSM diariamente para el año 2010 (ADS 1995). Las dos regiones se extienden desde la costa norte de Puerto Rico, de Toa Baja al oeste, Ciales, Utuado, Lares, y Maricao al sur, y Cabo Rojo al sudoeste.

El Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS por sus siglas en inglés) divide a Puerto Rico en tres regiones distintas: planicies costeras aluviales, área de geología de los mogotes, e interior montañoso (USGS 1996). El interior de la isla es montañoso, de origen volcánico, y dominado por rocas volcánicas e ígneas. La planicie costera consiste primordialmente en depósitos aluviales de diversas edades. En la costa norte de la isla, las planicies aluviales van del este hacia el oeste, y ceden a extensos depósitos de piedra caliza a lo largo de la costa noroeste. La meteorización y disolución de piedra caliza ha resultado en la formación de geología de los mogotes madura alrededor del área (USGS 1996). La banda de formación de geología de los mogotes alcanza una amplitud máxima de norte a sur de 14 millas, y se extiende hacia el este aproximadamente 60 millas desde la esquina noroeste de la isla hacia San Juan (Monroe 1980). Como es típico de formaciones de geología de los mogotes, esta área contiene un extenso acuífero. Este yacimiento en combinación con patrones de abundante precipitación pluvial anual, hacen especialmente retante el establecer un vertedero sanitario conforme con el Subtítulo D.

La precipitación pluvial orográfica contribuye de manera importante a los patrones pluviales de la isla. Mientras que los vientos alisios prevalecientes del noreste se levantan y se enfrían por la extensa cadena montañosa de Puerto Rico, abundante precipitación pluvial cae en la isla, particularmente en el noreste. La precipitación pluvial en Puerto Rico varía entre 190 pulgadas en la selva tropical El Yuque y 40 pulgadas en el sureste (Johnson 1988). Dentro del área de estudio, la precipitación anual varía bastante: desde 100 pulgadas en las montañas hasta aproximadamente 30 pulgadas en el suroeste (NOAA 1990; USGS 1996).

La cubierta natural de la tierra incluye un bosque húmedo subtropical en el norte, un bosque seco subtropical en el suroeste, y humedales a lo largo de las costas (Johnson 1988; USGS 1996). Los usos de la tierra incluyen área urbana (principalmente en las planicies costeras), agricultura (p.ej., caña de azúcar, piñas, vegetales), pastoreo, e industria (USGS 1996).

4.6 Información

Utilizamos información de la Estación de Energía de Cambalache cerca de Arecibo para estimar los costos de producción y ambientales asociados con la generación de energía utilizando petróleo. Escogimos Cambalache para el estudio comparativo por dos razones. La primera es porque se encuentra localizada dentro del área de estudio. La segunda es por ser una planta nueva, la cual es representativa de la generación moderna de plantas de producción de energía de Puerto Rico. Dada la experiencia limitada de Puerto Rico con el Subtítulo D sobre vertederos sanitarios, utilizamos información de los Estados Unidos para estimar estos costos. Los costos de producción y ambientales asociados con una PRER están basados en los requisitos de diseño e información operacional de la Caldera #3 en la planta SEMASS en Rochester, Massachusetts.

Los costos ambientales aproximados están basados en estudios previos de los autores (Miranda y Hale 1997, 1998), así como en otras estimaciones de los costos ambientales provenientes de la generación de energía en facilidades de manejo de desperdicios (SRI 1992, Chung y Poon 1997, Josselyn 1993, ORNL 1995). Para estimar costos ambientales generalmente se requiere: a) determinar una función apropiada que derive del costo marginal del daño por emisiones relevantes u otros productos negativos; b) determinar el nivel de emisiones; y c) multiplicar la función del costo del daño por el nivel total de emisión/producto para determinar el costo de los impactos ambientales. Vea el Anexo B para una discusión más detallada sobre la evaluación de los costos ambientales. Comenzamos nuestro análisis estimando los costos de producción y ambientales asociados con la opción planta termoeléctrica de petróleo/vertedero sanitario. Después desarrollamos una comparación aproximada para plantas de recuperación de energía y recursos, y comparamos ambos resultados. Este análisis permite una comparación rigurosa y con la misma unidad de medida entre las principales alternativas existentes de disposición de desperdicios en Puerto Rico.

5. La Opción Planta Termoeléctrica de petróleo/Vertedero Sanitario Combinados

5.1 Costos de Producción de las plantas termoeléctricas de petróleo

Los costos de producción incluyen los costos iniciales de capital incurridos durante la planeación y construcción de la planta, así como los costos de operación y mantenimiento incurridos durante su uso. El sistema actual en Puerto Rico está en transición de un sistema arcaico con plantas obsoletas y contaminantes, a uno con plantas modernas como Cambalache, así como plantas de retroalimentación energética, como la Estación de Energía de San Juan. De esta manera, los estimados reflejan los costos asociados con las facilidades más modernas (en lugar del promedio general de la isla), y proveen una base para un análisis a más largo plazo.

Idealmente hubiéramos estimado los costos de producción directamente de la información de Cambalache. Sin embargo, al no obtener tal información, utilizamos dos métodos distintos para estimar los costos totales de producción de la facilidad.⁵ En principio, estimamos los costos de producción basados en la cuota que los clientes residenciales pagan por electricidad. De agosto de 1995 a julio de 1998, la Corporación de Desarrollo Industrial de Puerto Rico (CDIPR) reportó un precio promedio de 9.87¢/kWh, variando ampliamente entre clientes residenciales, comerciales, industriales, y gubernamentales. Alternativamente, Standard and Poor (1996) estimó la tarifa residencial de Puerto Rico para el año 2000 en 11.6¢/kWh y más recientemente calcularon para el año 2002 una tarifa residencial de 11.8¢/kWh (Standard and Poor 1998). Debido a que se requiere una gran inversión de capital para desarrollar infraestructura y plantas retroalimentadas, utilizamos los cálculos de Standard and Poor.

⁵ El Reporte del Bono de Cambalache establece que los costos de capital de la facilidad fueron de \$147.3 millones. Esto se traduce a un costo por MWh de \$6.6, sin incorporar los costos de operación y mantenimiento.

Estas cifras tienen más probabilidad de reflejar los precios de la electricidad en el largo plazo, mientras Puerto Rico avanza hacia un sistema de producción de energía más moderno. Coffey (1995) señala que aproximadamente 50% de la tarifa residencial refleja los costos reales de producción. Utilizando la medida del 50% de Coffey, y ajustándola a dólares de 1997 a 2.8% anualmente (DRI 1998) se llega a un estimado de 5.1-5.4¢/kWh ó \$51-54/MWh.

La segunda alternativa para estimar los costos de producción utiliza un estimado de "costos evadidos". Esta es la tarifa que PREPA le pagará a terceras personas por producir electricidad y está basada en el costo que PREPA "evade" al permitir que terceras personas produzcan esa electricidad. En un acuerdo reciente con AES Corporation, que está desarrollando una planta termoeléctrica de carbón en Guayama, PREPA aceptó comprar electricidad a una tarifa de 6.4¢/kWh ó \$64/MWh (Coal Week International 1994). Los costos aproximados de ambas alternativas se incluyen en la Tabla 1.

Tabla 1: Costos de Producción de Electricidad Utilizando Petróleo (1997\$/MWh)

	Método de Tarifas Residenciales	Método de Costos Evadidos
Costos de Producción	51 – 54	64

5.2 Costos Ambientales de las plantas termoeléctricas de petróleo

La generación de energía utilizando petróleo puede generar una serie de costos sociales que derivan de la extracción, transporte, y combustión del hidrocarburo. La planta de energía de Cambalache representa una nueva etapa en la evolución de la producción de energía en Puerto Rico. La planta utiliza combustible No. 2, que es relativamente limpio al quemarse y tiene bajo contenido de azufre (USEPA 1994). La planta posee un sistema de reducción catalítica selectiva (RCS) para controlar las emisiones de óxido de nitrógeno (NO_x). También controla otras emisiones empleando buenos procesos de combustión.

Para calcular los costos ambientales de las emisiones de las plantas, multiplicamos las emisiones por MWh⁶ de cada contaminante por la función de costo marginal del daño de ese contaminante. Las funciones del costo marginal del daño proveen una aproximación del impacto de una unidad de contaminante en la salud humana y en el ambiente y se derivan de una serie de estudios previos. Vea los Anexos A y B para mayor información sobre este método. Utilizamos datos reales sobre las emisiones de la planta de Cambalache presentados para efectos del Título V (Rodríguez 1999). Estimamos el costo de varios contaminantes del aire: óxido de nitrógeno (NO_x), óxido de azufre (SO_x), monóxido de carbono (CO), partículas suspendidas (PS), plomo (Pb) y compuestos orgánicos volátiles (COV).

⁶ Debido a la falta de información sobre las operaciones de las plantas, llevamos a cabo varios supuestos sobre la producción dentro de la planta. Asumimos que la planta opera a carga base (como se define en la aplicación) de 6000 horas por año. Asumimos que la planta opera a una rotación de reserva de 2000 horas por año. El tiempo restante se encuentra en el arranque, apagado, o mantenimiento.

Complementamos la información sobre los costos estimados de las emisiones con otros estudios sobre las externalidades del bióxido de carbono (Miranda y Hale 1998), daño del ozono (ORNL 1995), y externalidades generadas por derrames petroleros (ExternE 1995). El costo de CO₂ está basado en las emisiones de bióxido de carbono del ciclo completo del petróleo. Los estimados del ozono incluyen daños a cosechas y a personas. La externalidad de derrames petroleros se enfoca primordialmente en los costos de limpieza. Como tal, no considera los costos potenciales en el frágil ambiente marino de Puerto Rico ni en su industria turística.

La estación de energía también utiliza agua subterránea en sus procesos de producción. A pesar de que la extracción de agua proviene de un acuífero más profundo, existe preocupación sobre la posible filtración excesiva de agua salada debido al constante bombeo. A pesar de que no nos fue posible darle un valor monetario a este posible efecto negativo, la amenaza a estos abastecimientos de agua subterránea no debe ser descartada. La pérdida de estos acuíferos tendría un impacto severo en la parte norte de esta región, ya que extrae aproximadamente 60% de sus reservas públicas de agua del subsuelo (Hunter y Arbona 1995).⁷

La Tabla 2 muestra los costos ambientales estimados de las plantas termoeléctricas de petróleo. Los efectos más significativos están asociados con CO₂, partículas sólidas suspendidas, NO_x, y SO₂.

⁷ Estudios recientes han demostrado un aumento en los niveles de bacterias, metales pesados, y compuestos orgánicos en los acuíferos. En 1987, 29% de los pozos de reserva pública a lo largo del centro de la Costa Norte ya habían sido cerrados debido a contaminación (Hunter y Arbona 1995). Otras regiones en Puerto Rico cuyos acuíferos están contaminados han sido forzados a depender de fuentes de aguas superficiales. Sin embargo, la mayor parte de las aguas superficiales en Puerto Rico están contaminadas, contienen gran carga de sedimentos, y requieren tratamiento substancial para volverlas potables. Más aún, las presas de donde se obtiene esta agua están sufriendo altos niveles de sedimentación. El Lago Dos Bocas en el Río Grande de Arecibo perdió 35% de su capacidad entre 1942 y 1985. Su vida restante se estima en 32 años, la mitad de las proyecciones originales. Esta presa también sufre de una carga excesiva de fósforo. Finalmente, Puerto Rico ha explotado la mayoría de su capacidad de reserva. Las necesidades de agua en un futuro tendrán que ser cumplidas mediante otras alternativas, tales como la desalinización, si los acuíferos se llegaron a contaminar (USGS 1997).

Tabla 2: Costos Ambientales Estimados de las Plantas Termoeléctricas de Petróleo (1997\$/MWh)

Costo	Bajo	Alto
CO ₂	2.3	6.5
Aire (otro)	1.6	4.2
Daño de Ozono	0.1	0.1
Derrames petroleros	0.6	0.6
TOTAL	4.6	11.4

5.3 Transformando los Costos de Energía a Dólares por Tonelada de DSM Procesados

Las secciones precedentes estiman los costos ambientales y de producción asociados con la generación de electricidad en una planta termoeléctrica de petróleo como la de Cambalache. Para poder comparar apropiadamente con una planta de recuperación de energía, necesitamos convertir las estimaciones a un sistema de medición común: costo por tonelada de DSM procesados. Para hacer esto, utilizamos la cantidad de electricidad que la planta SEMASS produce por tonelada de DSM, 644 kWh, como un factor de conversión. Sin embargo, la producción de electricidad por unidad de desperdicio depende en gran medida en el valor calórico de los DSM, los cuales pueden variar diariamente y que en efecto varían regionalmente. El flujo de los desperdicios de Puerto Rico difiere del de Massachusetts, ya que el primero contiene menos papel y más humedad, metal, y plástico -- los primeros tres elementos disminuyen el contenido calórico de los DSM, mientras que el cuarto lo aumenta. En adición, la planta SEMASS convierte toda su energía térmica en electricidad y esencialmente la vende a la red primaria. Una porción significativa del valor energético se pierde en este proceso de conversión. Una PRER nueva en Puerto Rico sería capaz de vender vapor o agua caliente a un cliente industrial, por lo que la recuperación de energía por tonelada de DSM aumentaría substancialmente. Para contabilizar estas incertidumbres, convertimos nuestras estimaciones utilizando niveles de producción de energía $\pm 15\%$ de los observados en SEMASS (547 kWh/tonelada de DSM, y 740 kWh/tonelada de DSM, respectivamente). Enumeramos las estimaciones en la Tabla 3.

Tabla 3: Costos Estimados de Producción y Ambientales de las Termoeléctricas de Petróleo Convertidas a una Medida de Desperdicio Sólido (1997\$)

		1997\$/tonelada DSM procesada		
		resultado bajo en energía	resultado mediano en energía	Resultado alto en energía
Costos	\$/MWh	\$/547 kWh ^a	\$/644 kWh ^b	\$/740 kWh ^c
Producción	51.0 - 64.0	27.9 - 35.0	32.8 - 41.2	37.7 - 47.4
Ambiental	4.2 - 11.6	2.5 - 6.3	3.0 - 7.4	3.4 - 8.5
Total	55.2 - 75.4	30.4 - 41.3	35.8 - 48.6	41.2 - 55.8

^a Asume que una tonelada de DSM genera 547 kWh – 15% por debajo del promedio de SEMASS. ^b Asume que una tonelada de DSM genera 644 kWh – igual al promedio de SEMASS. ^c Asume que una tonelada de DSM genera 740 kWh – 15% por encima del promedio de SEMASS.

5.4 Costos de producción de vertederos

El plan de 1995 de la ADS se apoya en gran medida en los vertederos sanitarios como medio principal de disposición final de desperdicios. Nueve de las once regiones de manejo de desperdicios utilizarán vertederos como medida principal de disposición final, mientras que las dos regiones restantes utilizarán algún tipo de tecnología de DAE. A diferencia de los vertederos existentes en Puerto Rico, los nuevos vertederos en el plan de la ADS tendrán que cumplir con los requisitos del Subtítulo D. Esto significa que deberán estar revestidos, deberán recolectar y tratar los lixiviados, y tendrán que proveer un sistema para monitorear impactos durante la operación así como después de su clausura. Estos requerimientos aumentan significativamente los costos de instalación de los vertederos, y simultáneamente reducen los costos ambientales. Los costos de vertederos típicamente incluyen la adquisición del terreno, la construcción del sitio, la instalación de sistemas de control de lixiviados y gases, la clausura del sitio, y el monitoreo del sitio a largo plazo. La operación y mantenimiento diario del sitio también implican un costo adicional.

Los costos de producción de vertederos dependen en gran medida de economías de escala (Crate 1992). Los vertederos de gran tamaño amortizan altos costos fijos por su mayor capacidad y por lo tanto, implican menor costo por tonelada de desperdicio en comparación con vertederos más pequeños. Esto tiene grandes implicaciones para Puerto Rico, ya que la tierra adecuada para ubicar vertederos es escasa, y por lo tanto es difícil de encontrar en un área contigua. El plan de la ADS requiere un vertedero de 294 acres en la región de Añasco, el cual únicamente manejaría desperdicios generados en esa región. En el caso de que varias parcelas no esten disponibles para ubicar el vertedero descrito en el reporte de la ADS, se deberán construir múltiples vertederos pequeños. En dicho caso las estimaciones que se enlistan más adelante serían considerablemente menores al costo real de construir estos pequeños vertederos.

Con el objeto de estimar los costos de producción, utilizamos información de Crate (1992) y de la ADS (1995). Crate (1992) provee un estimado de costos de desarrollo, los

cuales se asemejan a los costos de capital. La ADS (1995) provee información sobre los costos de adquisición del terreno, sistemas de medición, permisos, sistemas de colección de gases, clausura y post-clausura. La mayoría de los costos otorgados por la ADS están en términos de costo por acre. Nosotros convertimos estos costos utilizando las características del vertedero propuesto para Añasco (ADS 1995). Calculamos éstas figuras para dos tipos de vertederos, ambos cumpliendo con los estándares del Subtítulo D: uno sin sistema de recuperación de gas y otro con sistema de recuperación de gas. Asumimos que el sistema de recuperación de gas permite a los operadores quemar el gas del vertedero (convirtiendo metano en bióxido de carbono) pero sin recuperar energía. Enlistamos nuestros estimados en la Tabla 4. Crate (1992) advierte que sus costos pueden no ser representativos en áreas con altos niveles de agua freática, áreas de geología de los mogotes, ó pendientes profundas - todas características de nuestra área de estudio. De esta manera, es probable que el costo real se encuentre en el extremo más alto de nuestros rangos calculados.

Tabla 4: Costos de Producción de Vertederos (1997\$/tonelada DSM)

Sistema	bajo	alto
sin recuperación de gas	\$ 33.8	\$ 42.2
con recuperación de gas	\$ 36.7	\$ 45.1

Asumiendo que los dueños de los vertederos conocen los costos de construcción y manejo de tales facilidades -- ciertamente una afirmación razonable -- la cuota por tonelada cobrada en el vertedero debe proveer información sobre los costos privados asociados con el procesamiento de una tonelada de DSM (Miranda y Hale 1997). Podemos comparar estas cuotas con nuestros costos estimados. Información reciente sobre cuotas en Puerto Rico revela una amplia variedad de tarifas desde \$2/tonelada de DSM hasta \$90/tonelada de DSM (ADS 1995; CRF 1998). Sin embargo, ninguna de esas tarifas corresponde al Subtítulo D vertederos, y algunas pueden incluir tarifas pagadas por una comunidad a otra por transferencia inter-regional de desperdicios. Glenn (1998) reporta una cuota promedio en los Estados Unidos de \$31.7/tonelada. También provee una cuota promedio para Florida (\$43/tonelada), que es similar a Puerto Rico, con (altos niveles de agua subterránea, alta densidad poblacional, y clima cálido y húmedo). Estas estimaciones concuerdan con los costos de los vertederos enlistados en la Tabla 4 y de esta manera confirman que los rangos utilizados en este estudio son apropiados.

5.5 Costos Ambientales Estimados para Vertederos

Además de los costos estéticos que no estimamos en este estudio, los vertederos también generan costos ambientales a través de emisiones al aire y al agua. Los desperdicios en descomposición dentro del vertedero producen gas. Este gas consiste principalmente en metano (CH₄), un poderoso gas de invernadero. Los vertederos también emiten otros gases en niveles más bajos, la mayoría de los cuales son compuestos orgánicos volátiles. El impacto de estas emisiones en ambientes locales puede ser perjudicial. Utilizando

información del Instituto Tellus (1991), Josselyn (1993), Franklin Associates (1994), y SRI (1992), estimamos los costos ambientales que generan los vertederos por emitir al aire de CO, CO₂, CH₄, SO₂, tricloroetileno, tetracloruro de carbono, cloruro de vinilo, 1,1,1-tricloroetano, benceno, cloroformo, 1,2-dicloroetano, y cloruro de metilo.⁸

El resultado se encuentra en la Tabla 5. La variación se debe a la incertidumbre de la composición del gas producido en vertederos. El mayor costo resulta de las externalidades generadas por el metano y por ello podría ser internalizado a través de algún método de combustión ó recuperación del gas en el sitio.⁹ Otras descargas importantes incluyen bióxido de carbono, cloruro de vinilo, y benceno. En la Tabla 5, proveemos dos estimaciones: una para vertederos donde no combustionan el gas y otra para vertederos donde sí queman el gas. Los estimados de combustión de gas provienen de un análisis de NREL que asume una eficiencia del 80% en la colección de metano (SRI 1992). El rango también incluye diferentes impactos debidos a la variación en las densidades poblacionales locales, geología, y clima, como se refleja en las funciones del costo marginal del daño, enlistadas en el Anexo B.

La Tabla 5 también provee estimaciones de costos ambientales causados por el impacto de lixiviados. Los desperdicios en descomposición dentro de vertederos generan escurrimiento de lixiviados. El contenido de lixiviados varía ampliamente; de cualquier manera, puede contener compuestos tóxicos. Los revestimientos son diseñados para capturar lixiviados antes de que se filtren en suelos locales y aguas subterráneas. Al no haber un recubrimiento 100% efectivo para capturar lixiviados, siempre habrá algún nivel de costo asociado con la producción de éstos en un vertedero. Nuestras estimaciones no incluyen el riesgo asociado con rupturas del revestimiento. Esto podría dañar seriamente el agua subterránea de la localidad. Una vez más, la geología del lugar jugará un papel importante en determinar el tiempo que tardarán los lixiviados en contaminar el agua subterránea.¹⁰ Utilizamos estimaciones de la composición y cantidad de lixiviados de un reporte sobre vertederos sanitarios para estimar los costos ambientales asociados realizado por NREL en 1992 (SRI 1992). La información del reporte de NREL proviene de los Estados Unidos, donde la precipitación y lixiviados resultantes son menores, por lo tanto, los costos ambientales en Puerto Rico deben ser mayores.

⁸ Para monetizar estos impactos, utilizamos el mismo método de multiplicar la función del costo marginal del daño por los niveles de emisión como se explica en la Sección 5.2 arriba y se detalla en el Anexo B.

⁹ El resultado básico de estos métodos de combustión de gases es la conversión de CH₄ a CO₂.

¹⁰ Por ejemplo, sedimentos y microorganismos pueden ser transportados a través de acuíferos de geología de los mogotes (Arbona y Hunter 1995). De este modo, corren un alto riesgo de contaminación.

Tabla 5: Costos Ambientales Estimados para un Vertedero del Subtítulo D (1997\$/tonelada)

Costo	(Sin combustión de CH ₄)	(Combustión de CH ₄)
Lixiviados	0.0 - 1.0	0.0 - 1.0
Emisiones al aire		
CH ₄	8.8 - 59.5	2.1 - 6.9
CO ₂	0.4 - 1.4	0.7 - 2.0
Cloruro de vinilo	4.3 - 4.8	4.3 - 4.8
Benzeno	0.1 - 2.8	0.1 - 2.8
Otros	0.3 - 4.8	0.3 - 4.8
Total	13.8 - 73.4	7.5 - 22.3

5.6 Costos Totales de la Combinación Termoeléctrica de Petróleo/Vertedero

La Tabla 6 muestra los costos totales de la opción de producir electricidad en la planta de energía de Cambalache y manejar DSM en un vertedero del Subtítulo D. Los diferentes costos del petróleo causan la variación en los costos calculados, basados en 547 kWh/tonelada de DSM y 740 kWh/tonelada de DSM. Se presentan dos opciones para el vertedero: con combustión y sin combustión de sus gases. Los costos ambientales que derivan de la opción con combustión de gases son significativamente menores a la opción sin combustión de gases debido a la conversión de CH₄, un poderoso gas de invernadero, a CO₂, un gas de invernadero menos poderoso aunque todavía importante.

Tabla 6: Costos Totales para la Opción Termoeléctrica de Petróleo/Vertedero (\$/tonelada)

Costo	Sin Combustión de CH ₄	Combustión de CH ₄
<i>Costos de Producción</i>		
Electricidad	27.9 - 47.4	27.9 - 47.4
Vertedero	33.8 - 42.2	36.7 - 45.1
TOTAL	61.7 - 89.6	64.6 - 92.5
<i>Costos Ambientales</i>		
Electricidad	2.5 - 8.5	2.5 - 8.5
Vertedero	13.8 - 73.4	7.5 - 22.3
TOTAL	16.3 - 82.8	10.0 - 30.8
Total	78.1 - 172.4	74.6 - 123.2

6. La Opción Planta de Recuperación de Energía y Recursos

6.1 Costos de producción de una planta de recuperación de energía y recursos

Los costos de producción de una planta de recuperación de energía y recursos incluyen los costos iniciales de capital incurridos durante la planeación y construcción de la planta, así como los costos de operación y mantenimiento (O y M) incurridos durante su uso. Utilizamos cifras originales de la construcción de la Caldera #3 en la planta SEMASS para estimar los costos de producción por tonelada de desperdicio procesado. Convertimos esos números a dólares de 1997.

Hicimos varios ajustes para adaptar la información de SEMASS a la economía de Puerto Rico. La Compañía R.S. Means calcula y publica índices de los costos de construcción de 689 ciudades de E.E.U.U. y Canadá. Estos pueden utilizarse para comparar costos entre ciudades y regiones (R.S. Means, 1998). La publicación de 1998 incluye índices de 14 ciudades en Massachusetts, de las cuales tres (Buzzards Bay, Hyannis, y New Bedford), están cerca de Rochester (donde se ubica la planta SEMASS). Los costos de materiales oscilan en el promedio nacional a lo largo de Massachusetts, y especialmente en las ciudades cercanas (97.2%, 99.7%, y 102.6% del promedio nacional respectivamente). Los costos de instalación, derivados primordialmente de los salarios, están substancialmente por encima del promedio nacional en la mayoría de las ciudades de Massachusetts y 17-18% arriba del promedio nacional en ciudades cerca de Rochester. Desafortunadamente, R.S. Means no incluye un índice de costos para ciudades en Puerto Rico.

Debido a que Puerto Rico tendrá que importar grandes cantidades de material de construcción para construir una planta de recuperación de energía y recursos, los costos de los materiales serán más altos que en Massachusetts. Esto está compensado hasta cierto límite en el área de estudio debido a la cercanía entre el Puerto de Arecibo y el sitio propuesto para la construcción. Los costos de instalación, por otra parte, serán substancialmente menores debido a los bajos costos de mano de obra en la isla. Un reporte de la Oficina de Estadística del Empleo (1998) estima que los salarios en Puerto Rico son, en promedio, 60%-78% del promedio los Estados Unidos, con una mayor disparidad en los sectores obreros y trabajadores industriales de la economía.

La información sobre los costos de construcción de la Caldera #3 en la planta SEMASS no fue registrada de tal manera que fuera posible dividirla entre costos de materiales y costos de instalación. Esto dificulta determinar si los costos de la PRER serán mayores o menores en Puerto Rico. Para contabilizar la incertidumbre que existe en la construcción de una PRER en Puerto Rico, tomamos los datos originales del costo de capital, los actualizamos a dólares de 1997, y después los ajustamos por $\pm 20\%$. Debido a que la planta de Puerto Rico será menor que la planta SEMASS (capacidad diaria de 2000 toneladas de DSM, comparada con las de SEMASS de 3000 tpd), ajustamos los costos de operación y mantenimiento para tomar en cuenta las pérdidas que resulten de las economías de escala. Ajustamos los costos de operación y mantenimiento de SEMASS aumentándolos 20%. La Tabla 7 muestra los costos de capital, operación y mantenimiento para construir una PRER en Puerto Rico, basada en la información de la Caldera #3 en la planta SEMASS.

Tabla 7: Costos de Producción de PRER utilizando Tecnología de SEMASS (1997\$/tonelada DSM)

Costo	bajo	Alto
Capital ^a	17.0	25.5
<i>Operación y Mantenimiento--SEMASS</i>	26.9	26.9
Operación y Mantenimiento--ajustado para una planta de menor capacidad ^b	32.2	32.2
Vertedero ceniza volátil y desperdicio bultoso	2.2	3.6
TOTAL	51.5	61.4

^a Los costos de capital son \pm 20% de la información de SEMASS. ^b Los costos de O y M están ajustados a la alta en un 20% para tomar en cuenta el menor tamaño de la planta a ser construida en PR.

Las plantas de recuperación de energía y recursos producen cenizas que requieren de su disposición. SEMASS utiliza la ceniza acumulada en el fondo (típicamente 9% del peso de desperdicio incinerado) y produce un agregado para caldera, que se vende en la industria de la construcción, junto con metales ferrosos y no-ferrosos recuperados. SEMASS envía la ceniza volátil (típicamente alrededor de 10% del peso de desperdicio incinerado) a un vertedero especializado que únicamente recibe un tipo de desecho (vertedero de un sólo desperdicio). Adicionalmente, las instalaciones de recuperación de energía disponen de artículos bultosos, que no son apropiados para la combustión, en vertederos. El desperdicio bultoso representa el 0.9% del peso del flujo de desperdicios en la planta SEMASS. Asumimos que toda la ceniza volátil, así como el desperdicio bultoso, son enviados a un vertedero. Estos costos adicionales se incluyen en la Tabla 7. La planta de recuperación de energía y recursos de Arecibo planea procesar y vender su ceniza acumulada en el fondo como agregado de caldera, y a través de la recuperación de materiales ferrosos y no-ferrosos. Como resultado, asumimos que nada de la ceniza acumulada en el fondo es enviada a vertederos, lo cual es consistente con el manejo del flujo de materiales en SEMASS.

6.2 Recuperación de Materiales

Ya tomamos en cuenta la recuperación de energía que ocurre en una PRER basada en la tecnología de SEMASS. Las plantas de recuperación de energía y recursos también generan ingresos de la venta de metales recuperados (ferrosos y no-ferrosos) y agregado de caldera. Un estudio por Broder et al. (1995) estima que los metales ferrosos generan un ingreso entre \$20 - 90 por tonelada de metal. La planta SEMASS vende metales no-ferrosos a \$240 por tonelada y agregado de caldera que tiene un valor de mercado local de aproximadamente \$6 por tonelada. Para efectos de un análisis conservador, asumimos que los precios de mercado de Puerto Rico pueden ser más bajos, y consecuentemente estimamos un ingreso potencial utilizando un rango de 75-100% de los precios actuales de recuperación de materiales en SEMASS. Combinando estos rangos de precios con la información sobre recuperación de materiales de la planta SEMASS, estimamos un ingreso potencial derivado de la recuperación de materiales. La Tabla 8 resume los ingresos calculados para la instalación de la planta propuesta en Arecibo.

Tabla 8: Ingresos de la Venta de Materiales Recuperados (\$/tonelada DSM)

Tipo de Recuperación	Bajo	Alto
Metales No-Ferrosos	0.8	1.0
Metales Ferrosos	0.2	1.4
Agregado	0.4	0.5
Total	1.4	2.9

6.3 Costos Ambientales por el uso de PRER utilizando tecnología de SEMASS

Las plantas de recuperación de energía y recursos también generan costos que no han sido internalizados durante su producción normal. Utilizamos los resultados de las pruebas de emisiones de 1997 de la planta SEMASS, para estimar los impactos potenciales de contaminantes similares en Puerto Rico. Estas emisiones incluyen PM, SO₂, HCl, NO_x, CO, Cd, Pb, Hg, y dioxinas. También estimamos impactos de emisiones promedio de bióxido de carbono utilizando información de SRI (1992) debido a que el CO₂ es de particular interés por sus implicaciones con el calentamiento global. Dos contaminantes representan la mayor proporción de los costos sociales asociados: CO₂ y NO_x. El costo por producción de CO₂ significa en parte una sobre estimación. Las emisiones de carbono del plástico derivan originalmente del carbón almacenado en depósitos de petróleo. Como tales, representan adiciones netas al carbono atmosférico y contribuyen al cambio climático global. Sin embargo, las emisiones de carbono provenientes de productos de madera y papel pueden eventualmente ser descargadas bajo procesos naturales de descomposición y por ello no representan una adición al carbono encontrado en la atmósfera.

Al estimar los costos ambientales de la PRER, asumimos que la planta producirá cero emisiones al agua (semejante a la planta SEMASS). La Tabla 9 muestra los costos ambientales de una PRER utilizando la tecnología de SEMASS en Puerto Rico. En contraste con las emisiones del vertedero, la variabilidad en el rango de costos no representa una variabilidad en emisiones de la planta. Las emisiones de la planta SEMASS están bien definidas a través del monitoreo y de los reportes requeridos por la Ley del Aire Limpio de 1990 y sus Enmiendas. La variabilidad se debe al rango de las funciones del costo marginal del daño que utilizamos para cada contaminante monetizado (vea el Anexo B).

Tabla 9: Costos Ambientales de una PRER utilizando Tecnología de SEMASS (1997\$/tonelada DSM)

Costos	Bajo	Alto
Emisiones al aire		
CO ₂	2.3	6.4
NO _x	1.7	7.2
Otros	0.7	1.1
Ceniza en vertedero de un sólo desperdicio	0	0
Disposición de desperdicios bultosos	0.1	0.6
TOTAL	4.9	15.4

Miranda y Hale (1997) concluyeron que la disposición de ceniza en un vertedero de un sólo desperdicio, resulta en impactos ambientales insignificantes. Esta conclusión se basó en estudios de SRI International (1992) y Goodwin (1993). Ambos estudios presentan información de lixiviados de ceniza volátil proveniente de vertederos de un sólo desperdicio demostrando niveles de metales pesados extremadamente bajos o indetectables. Dado a que la planta SEMASS dispone de ceniza volátil en vertederos de un sólo desperdicio, asumimos que la instalación de Puerto Rico hará lo mismo tanto con la ceniza volátil como aquella acumulada en el fondo. Sin embargo, la instalación necesita disponer de artículos bultosos inapropiados para la combustión. En SEMASS, esto representa aproximadamente 0.9% del flujo de desperdicios recibido. Por lo tanto, estimamos costos ambientales adicionales debido a la disposición de desperdicios bultosos en un vertedero mediante la multiplicación de 0.9% por los costos ambientales totales generados por los vertederos. La Tabla 9 revisa todos los costos derivados de las PRER.

6.4 Costos Totales de las PRER Utilizando Tecnología de SEMASS

La Tabla 10 resume los costos de producción y ambientales estimados y el ingreso por la recuperación de materiales de una PRER utilizando tecnología de SEMASS en el noroeste de Puerto Rico.

Tabla 10: Costos Totales de las PRER utilizando Tecnología de SEMASS (1997\$/tonelada DSM)

Costo	Estimado
Producción	51.5 - 61.4
Ambiental	4.9 - 15.4
Recuperación de Materiales	(1.4) – (2.9)
Total	55.0 – 73.9

7. Análisis

7.1 Comparando Opciones

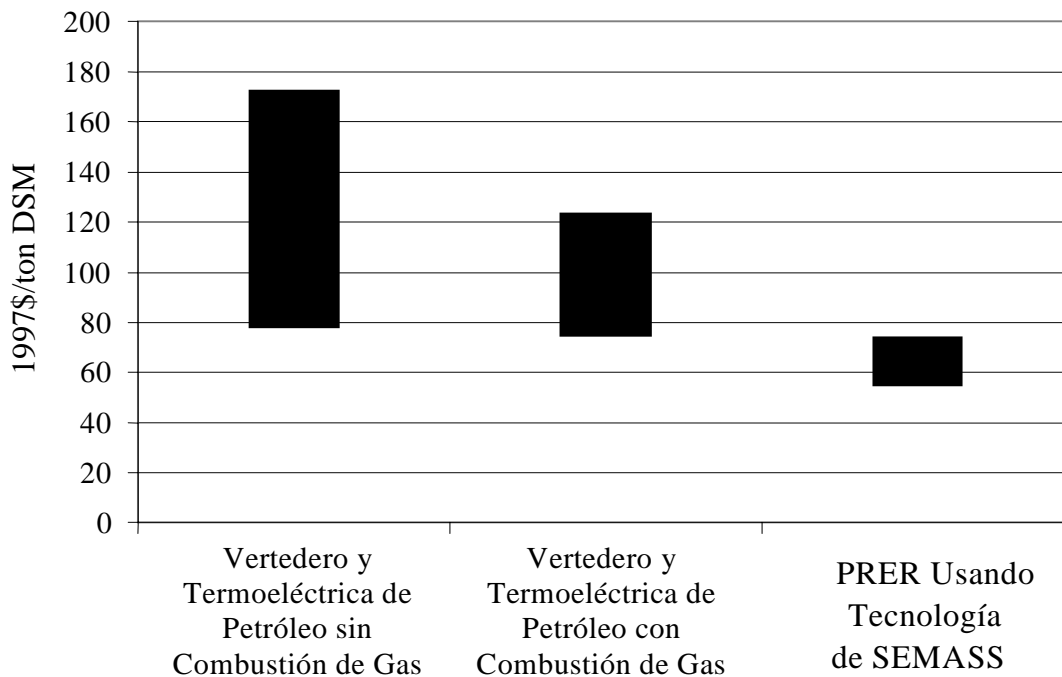
La Tabla 11 y la Figura 1 comparan el manejo de una tonelada de DSM en una instalación de recuperación de recursos y la co-generación de energía resultante utilizando tecnología de SEMASS con el manejo de una tonelada de DSM en un vertedero conforme al Subtítulo D en relación con la generación de energía correspondiente en la planta termoeléctrica de Cambalache. La tabla provee dos estimados para las opciones de vertederos: una donde el gas del vertedero puede escapar a la atmósfera y otra donde el gas combustiona antes de ser liberado, y convierte el metano en bióxido de carbono. Es evidente que la combustión de metano representa la mejor opción. Los costos ambientales disminuyen significativamente con la conversión de metano a bióxido de carbono en el proceso de combustión y van más allá de compensar a pesar de los costos de producción ligeramente más altos.

Tabla 11: Costos Sociales Totales del Manejo de Una Tonelada de DSM en el Noroeste de Puerto Rico (1997\$/tonelada)

Costos	Vertedero + Termoelectrica de Petróleo sin combustión de gas	Vertedero + Termoelectrica de Petróleo con combustión de gas	PRER usando tecnología de SEMASS
Producción	61.7 - 89.6	64.6 - 92.5	51.5 – 61.4
Ambiental	16.3 - 82.8	10.0 - 30.8	4.9 - 15.4
Recuperación de Materiales	n.a.	n.a.	(1.4) – (2.9)
TOTAL	78.1 - 172.4	74.6 - 123.2	55.0 – 73.9

Los costos de producción más bajos son similares en ambas estrategias de vertederos. Los costos de producción más altos reflejan la probabilidad de que la implementación del Subtítulo D requiera mayor desembolsos de capital e incrementos en las cuotas debido al tamaño limitado de los nuevos vertederos. Los costos de producción más altos en las PRER reflejan la posibilidad de mayores desembolsos de capital para la compra de materiales en Puerto Rico comparado con los Estados Unidos. El rango de los costos ambientales en ambas estrategias refleja la incertidumbre que prevalece en los intentos por monetizar los impactos ambientales.¹¹ En general, se estima que la PRER produce un menor impacto ambiental que cualquiera de las dos opciones de vertederos.

Figura 1: Comparando Opciones.



Como se observa más claramente en la Figura 1, la tecnología de la PRER es competitiva con la combinación vertedero/termoeléctrica de petróleo. El rango de costos de la PRER generalmente está por debajo del rango de los vertederos. Esta afirmación es especialmente cierta en el caso de que los administradores de los desperdicios sólidos no sean capaces de identificar un sitio relativamente grande para un vertedero regional.

7.2 Comparación con Miranda y Hale (1997)

¹¹ Un buen ejemplo de la incertidumbre prevaleciente es la controversia sobre el cambio climático global. El bióxido de carbono y el metano son potentes gases de invernadero. Una creciente evidencia indica que la acumulación de éstos y otros gases de invernadero están alterando el clima global. Sin embargo, existen fuertes opiniones en contra sobre la magnitud de éstos y de los futuros impactos. El rango que usamos en este estudio toma en cuenta impactos moderados y severos en el cambio climático global, pero no incluye efectos potenciales catastróficos. Además de la incertidumbre sobre los impactos actuales, el rango de las estimaciones de vertederos también incluye incertidumbre en el nivel de emisiones que se descargarían en la instalación.

La Tabla 12 compara los resultados del presente estudio con un estudio de DAE más general realizado por los autores en 1997. Mostrar ambos análisis permite explorar los beneficios económicos y ambientales de la tecnología de las PRER en general, así como el desempeño específico de la planta propuesta utilizando tecnología de SEMASS. Cabe resaltar unas pequeñas, pero importantes diferencias entre el presente estudio y el de 1997. Primero, el estudio de 1997 observó las tecnologías de DAE en general. Incluyendo tecnologías con diferentes costos y niveles de emisiones y sin incluir plantas de recuperación de energía y recursos de gran escala. Segundo, analizó plantas de carbón, no de petróleo. Los costos de producción del carbón típicamente son más bajos debido al costo menor del combustible. Sin embargo, la combustión del carbón trae consigo costos ambientales significativamente mayores a la combustión de petróleo. En general, los costos totales del estudio de 1997 para la opción vertedero/energía presentados más adelante pueden ser ligeramente mayores que lo que uno esperaría de una planta de petróleo a las referidas en este análisis. Tercero, el estudio de 1997 utilizó el promedio ponderado de las tarifas de conversión de desecho a energía y estimó un promedio de 525 kWh por tonelada de DSM. La tecnología de SEMASS se encuentra en el lado más eficiente del rango de conservación de energía, con un promedio de 644 kWh por tonelada de DSM procesado. De este modo, esta tecnología en particular debe ser económicamente más atractiva que el promedio ponderado de la tecnología usado en el estudio de 1997. Finalmente, el estudio de 1997 calculó un promedio ponderado de combustión de metano basado en el prevaleciente en los Estados Unidos, y asimismo incorpora ambas emisiones en un sólo estimado.

A pesar de estas diferencias metodológicas, la comparación de ambos estudios puede proveer información sobre que tan apropiado sería utilizar una planta de recuperación de energía y recursos en Puerto Rico. Es quizá de gran utilidad comparar los costos calculados en este estudio para la termoeléctrica de petróleo/vertedero con combustión de gas con los costos de DAE calculados en el estudio de 1997 (las dos áreas sombreadas de la Tabla 12). Existe una gran coincidencia entre los costos, lo que sugiere que la tecnología de DAE generalmente será competitiva con los vertederos en Puerto Rico. Los costos más bajos de DAE en el estudio de 1997, se presentarán más comúnmente en plantas con la tarifa de conversión de desecho-a-energía más eficientes, en áreas donde los usuarios industriales necesiten vapor o agua caliente, y utilicen tecnologías que incorporen sistemas de control de contaminación avanzados. El desempeño relativo mejorará aún más si se construye una planta de recuperación de energía y recursos de gran escala, en lugar de una planta de DAE más limitada, como la que se analizó en el estudio de 1997. En este sentido, las plantas de recuperación de energía y recursos, representan una opción igualmente buena para Puerto Rico. Asumiendo que se utilicen tecnologías de punta en la generación de energía y control de contaminación, las plantas de recuperación de energía y recursos pueden representar una opción superior para Puerto Rico. Esta recomendación incluye, aunque no se limita a la tecnología que actualmente se utiliza en la planta SEMASS en Rochester, Massachusetts.

Tabla 12: Comparación con Miranda y Hale (1997)

Estrategia de Manejo de DSM	Estudio Actual	Miranda y Hale (1997)
-----------------------------	----------------	-----------------------

Vertedero + Producción Externa de Energía (sin combustión de gas)	78.1 - 172.4	69.4 - 144.4 ^b
Vertedero + Producción Externa de Energía (con combustión de gas)	74.6 - 123.2	
Planta de Recuperación de Energía y Recursos	55.0 - 73.9 ^a	
Planta Genérica de Desecho- a Energía		83.0 - 164.4 ^c

^a PRER utilizando tecnología de SEMASS. ^b Esta cifra se calculó usando el promedio ponderado de la combustión del metano en base a información de E.U.A. ^c La cifra cubre tecnología general de DAE.

7.3 Limitaciones

No es tarea fácil monetizar los costos asociados con el manejo de desperdicios sólidos. A pesar de los mejores esfuerzos, los resultados se caracterizan por estar basados en considerable incertidumbre, especialmente los efectos ambientales. Sin embargo, esta incertidumbre por lo general afecta el cálculo de los niveles adecuados; podemos estar razonablemente seguros de que los costos relativos son correctos. Por lo tanto, aunque exista cierta preocupación sobre si los números de la Tabla 11 son ciertos, podemos confiar en que una planta de recuperación de energía y recursos opera adecuadamente con respecto a la opción vertedero/termoeléctrica de petróleo y por lo tanto constituye una opción razonable para Puerto Rico. Estos resultados son consistentes con las condiciones generales señaladas en Miranda y Hale (1997).

Los vertederos tienen la opción de recolectar y quemar el gas emitido para producir energía. Mencionamos anteriormente que esto puede aumentar los costos de producción. Los ingresos de la venta de energía pueden superar los aumentos en los costos. Además, la combustión del gas reducirá los costos sociales incurridos por los vertederos. Sin embargo, la recolección de gas para combustión es posible sólo en vertederos relativamente grandes.

También existe incertidumbre con respecto a los mercados disponibles para, y el ingreso esperado por la venta de los metales recuperados y el agregado de caldera. Asumimos que la situación en Puerto Rico será similar a la de SEMASS. Si los mercados no evolucionan, o los precios son drásticamente diferentes, ésto tendrá un efecto resultante en los costos involucrados en el manejo de desperdicios. Sin embargo, el impacto probablemente será marginal, debido a la pequeña magnitud de los ingresos asociados.

El tamaño de los vertederos es un punto crítico en la estrategia de manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico. Es muy caro construir vertederos pequeños en base a su capacidad por tonelada, lo que aumentará los costos a los límites superiores del rango calculado. Si los planeadores son incapaces de localizar un sitio más largo en el cuadrante noroeste, una planta de recuperación de energía y recursos representará una opción aún mejor para la isla.

8. Conclusiones

Puerto Rico enfrenta un reto especial en las próximas décadas, mientras lucha por implementar un plan de manejo de desperdicios sólidos comprensivo y cuidadoso. Este estudio aplica el análisis de los costos sociales totales para explorar la competitividad relativa de utilizar vertederos sanitarios en oposición al tratamiento de desperdicios en plantas de recuperación de energía y recursos. Varios puntos resaltan claramente del análisis:

1. *Las plantas de recuperación de energía y recursos generalmente representan una buena opción para el manejo de desperdicios sólidos en Puerto Rico.* Las plantas de recuperación de energía y recursos son competitivas económicamente con los vertederos. Adicionalmente, los costos ambientales asociados con las PRE resultan favorables, como es de esperarse generalmente en pequeñas islas.
2. *El cuadrante noroeste de Puerto Rico es especialmente adecuado para un estrategia de PRER.* Factores como la geología de los mogotes a lo largo de la costa norte, el interior montañoso, y la abundancia de acuíferos en el área dificultan la ubicación de un vertedero costo-efectivo y de bajo riesgo. Adicionalmente, las altas tasas de generación de desperdicios permiten la operación de una planta de recuperación de energía y recursos de relativamente gran-escala (y por lo tanto, más económica por tonelada).
3. *Una planta de recuperación de energía y recursos basada en la tecnología de SEMASS representa una buena estrategia de manejo de desperdicios sólidos para el cuadrante noroeste de Puerto Rico.* Esto se debe principalmente a la avanzada tecnología tanto en la producción, como en el control de la contaminación que caracterizan esta tecnología.

La metodología empleada en este estudio provee una amplia base para tomar decisiones sobre el manejo de desperdicios sólidos, mediante la incorporación de costos ambientales y de producción. Puerto Rico enfrenta retos difíciles en el manejo de desperdicios sólidos. Al mismo tiempo, estos retos representan una gran oportunidad para implementar una estrategia de manejo de desperdicios sólidos diseñada cuidadosamente y vanguardista.

9. Anexo A

En la Tabla A1, enumeramos los datos de las emisiones de la termoeléctrica de petróleo de Cambalache. Los datos provienen de la información presentada a la Junta de Calidad Ambiental para efectos del Título V (Rodríguez 1998). No se incluyeron los estimados de emisiones de bióxido de carbono. En cambio, utilizamos información sobre emisiones de CO₂ del ciclo del petróleo como combustible en Suecia de un estudio previo de Miranda y Hale (1997), debido a que la tecnología utilizada en la combustión no tiene efecto en las emisiones de CO₂.

Tabla A1: Datos de Emisión de la Termoeléctrica de Cambalache

Contaminante	toneladas/por año
NO _x	158
SO ₂	617
H ₂ SO ₄	0
PM	273
VOC	52
CO	342
CO ₂ ^a	n/a

^a Cambalache no presentó estimados de sus emisiones de CO₂. En cambio, estimamos emisiones de la información utilizada en Miranda y Hale (1998). Esta información proviene del ciclo del petróleo combustible en Suecia, y debe ser parecida a las emisiones de bióxido de carbono de cualquier instalación de petróleo.

En la Tabla A2, enumeramos los datos de las emisiones de la Caldera #3 de la planta SEMASS en Rochester, Massachusetts. La información sobre estas emisiones, excepto el CO₂ provienen de las emisiones monitoreadas en 1996. Las emisiones de bióxido de carbono no estaban disponibles para la planta de SEMASS. En cambio, utilizamos cifras del reporte de 1992 de NREL, mismo que se basó en varias fuentes de información, incluyendo datos de SEMASS (SRI 1992).

Tabla A2: Datos de Emisiones de la planta SEMASS, Caldera #3

Contaminante	Unidad	Cantidad Emitida
PM	gr/dscf	0.0002
NO _x	Ppmdv	120
SO ₂	Ppmdv	9.32
HCl	Ppmdv	3.62
CO	Ppmdv	63.6
CO ₂ ^a	lbs/tonelada DSM	1424
Pb	μg/dscm	6.37
Hg	μg/dscm	3.67
Cd	μg/dscm	0.11
Dioxinas	ng/dscm	0.417

^a La información del CO₂ proviene de SRI 1992.

10. Anexo B: Estimación de Costos Ambientales

Con el objeto de estimar los costos ambientales en este estudio, multiplicamos las emisiones reales (o estimadas) de contaminantes específicos de cada planta por la función del costo marginal del daño (MDC por sus siglas en inglés) de ese contaminante. El MDC provee valores estimados del impacto causado por una unidad de contaminante emitido al ambiente.

$$EC_x = EM_x * MDC_x$$

donde:

EC_x = costo ambiental del contaminante x (\$/MWh o tonelada)

EM_x = emisión del contaminante x por MWh o tonelada (unidad/MWh o tonelada)

MDC_x = cost marginal del daño por unidad de contaminante x (\$/unidad)

El desarrollo de la función MDC así como la cuantificación de los impactos ambientales de los contaminantes es un reto. Los autores se basaron en estudios previos por Josselyn (1993), Bernow et al. (1991), Chernick y Caverhill (1989), Burrington (1991), Fritsche (1991), y Pearce et al.(1996) para las funciones de MDC utilizadas en este análisis.¹² Estos estudios utilizan una variedad de técnicas para cuantificar los impactos, tales como estimaciones directas en el impacto de la salud humana y ambiental, análisis costo-beneficio, reducción de costos para contaminantes específicos, y evaluación contingente de cambios en la salud humana y ambiental. Aunque ninguna de éstas técnicas provee la medida exacta, sí proveen un mecanismo para traducir los impactos ambientales a un sistema de medición común.

La Tabla B1 enumera los costos marginales del daño utilizados en este estudio. Utilizar un rango de costos, en lugar de valores específicos para cada contaminante tiene varios efectos. Primero, refleja la incertidumbre inherente de las estimaciones de los MDC. Además de las dificultades inherentes asociadas con asignarle un valor monetario a la salud humana y ambiental, el debate científico sobre el nivel del impacto de varios contaminantes complica aún más el análisis. Segundo, permite cierta flexibilidad en la traducción de los MDC a la situación de Puerto Rico. Ninguno de estos estudios de valuación fue conducido en Puerto Rico. En general, los MDC se estimaron en áreas con climas templados y una amplia variedad de densidades poblacionales (variando desde áreas rurales hasta urbanas). El clima tropical de Puerto Rico (particularmente los altos niveles de precipitación) da lugar a mayores niveles de depósito de contaminantes del aire a través del agua (debido a niveles de deslave más rápidos) en áreas locales. La precipitación abundante también trae como consecuencia mayor producción de

¹² Pearce et al. se basan a su vez en Nordhaus (1991), Ayres y Walter (1991), Nordhaus (1994), Peck y Teisberg (1992), Fankhauser (1994), y Maddison (1994).

lixiviados, particularmente en la parte norte del área de estudio. La elevada temperatura ambiental también permite que las reacciones químicas procedan más rápidamente. Todos estos factores causan impactos ambientales mayores que los previstos por los MDC utilizados en este estudio. Por lo tanto, nuestras cifras pueden estar por debajo del impacto real de las distintas instalaciones. Sin embargo, aunque nuestras estimaciones estén por debajo del impacto real, esto aplica tanto para vertederos como para plantas de recuperación de energía y recursos, y el análisis comparativo entre las dos opciones debe permanecer relativamente estable. Finalmente, refleja la variabilidad dentro del área de estudio. Los costos ambientales de cualquier instalación estarán determinados en parte por la ubicación de la instalación. El nivel del impacto de una unidad de contaminante es variable, y está determinado por condiciones meteorológicas y ambientales locales, tiempo y período de exposición, y comportamiento de poblaciones humanas locales, entre otros.

Tabla B1: Costos Marginales del Daño de Contaminantes (1997\$/lb)

Contaminante	Estimado bajo	Estimado alto
NO _x	1.09	4.64
SO ₂	0.99	2.69
PM	0.30	2.65
CO	0.55	0.58
CH ₄	0.15	0.48
CO ₂	0.0016	0.0045
VOC	7	8
HCl	6	8
H ₂ SO ₄	0.99	2.69
Cd	195	238
Pb	431	527
Hg	1,403	1,714
As	614	751
Cd	5	6
Cr	24	29
Cu	14	17
Ni	8	10
Dioxinas	822,253	1,004,975

11. Referencias

- Arbona, S. and J. Hunter. 1995. Economic development threatens groundwater in Puerto Rico: results of a field study. *Journal of Geography*. 95(6): 558-569.
- Åstrand, L. 1990. Municipal waste incineration—an environmentally benign energy source for district heating. *ASHRAE Transactions, II*. pp. 907-910.
- Ayres, R and J. Walter. 1991. The greenhouse effect: damages, costs, and abatement. *Environmental and Resource Economics*. 1: 237-270.
- Bernow S., et al. 1991. Full-cost dispatch: incorporating environmental externalities in electric system operation. *The Electricity Journal*. March 1991. pp.20-33.
- Britannica Online. "Statistics: Puerto Rico." <<http://www.eb.com:180/cgi-bin/g?DocF=wld/K10695.html>> [Accesada el 11 de enero de 1999].
- Broder, Jacqueline D. et al. 1995. Reuse of Municipal Solid Wastes by Recycling and Conversion to Energy and Chemicals. *World Resource Review*. 7(3): 358-66.
- Burrington, S.H. 1991. A comparison of methods used by regulators to account for external costs. In: *External Environmental Costs of Electric Power*. Eds. O. Hohnmeyer and R. Ottinger. Springer-Verlag (New York, NY).
- Caribbean Recycling Foundation. 1998. Solid Waste Statistics for Puerto Rico and the Caribbean. <<http://ourworld.compuserve.com/homepages/crf/statisti.html>>.
- Carter M, Bennett S, Elsner J. Monthly rainfall climatology for Puerto Rico. Submitted to *Southern Topics*, February 1997. <<http://www.met.fsu.edu/Grads/carter/prrs>>
- Chernick, P., and E. Caverhill, PLC, inc. 1989. The valuation of externalities from energy production, delivery, and use: Fall 1989 update. *A Report to the Boston Gas Company*. 22 December 1989.
- Chung, S.S. and C.S. Poon. 1997. Quantifying externalities in solid waste management in Hong Kong. *Journal of Environmental Engineering*. 123(3): 282-289
- Coal Week International. 1994. Puerto Rico approves coal plant; contract and spot coal considered. *Coal Week International*. 18 October.
- Coffey, J. M. 1995. Electricity prices and costs in the UK. *Atomwirtschaft, Atomtechnik*. 40(2): 89+
- Crate, J.T. 1992. Calculating the real cost of landfill disposal. *World Wastes*. June. pp. 30-33.
- Curlee, T., S. Schexnayder, D. Vogt, A. Wolfe, M. Kelsay, and D. Feldman. 1994. *Waste-to-Energy in the United States: A Social and Economic Assessment*. Quorum Books (Westport, CT).

- Standard & Poor's DRI. 1998. The impact of meeting the Kyoto Protocol on energy markets and the economy. Prepared for UMWA-BCOA, LMPCP Fund. Appendix I, p. 40, Table II.2.
- European Commission. 1995. *ExternE: Externalities of Energy*. Directorate-General XII: Science, Research, and Development. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Fankhauser, S. 1994. The social costs of greenhouse gas emissions -- an expected value approach. *Energy Journal*. 15(2): 157-184.
- Franklin Associates, Ltd. *The Role of Recycling in ISWM to the year 2000*. Keep America Beautiful, Inc. Sept. 1994.
- Fritsche, U. 1991. Incorporating externalities into Least-Cost Planning: the use of control costs, standards and multi-attribute approaches. In: *External Environmental Costs of Electric Power*. Eds. O. Hohnmeyer and R. Ottinger. Springer-Verlag (New York, NY).
- Glenn J. 1998. The state of garbage in America. *Biocycle*. 39(4): 32-+
- Goodwin R. 1993. *Combustion ash/residue management: An engineering perspective*. Noyes (Park Ridge, NJ).
- Fiddler Gonzalez & Rodriguez LLP, 1998. *Guidelines for Compliance with Environmental Law in Puerto Rico*. For the Puerto Rico Manufacturers Association. Hato Rey, Puerto Rico.
- Hilts, M. 1994. WTE: Building a record of dependable solid waste disposal and environmental safety. *Solid Waste Technologies*. Sourcebook, 00, 12-16.
- Hunter, J., and S. Arbona. 1995. Paradise lost: introduction to the geography of water pollution in Puerto Rico. *Social Science and Medicine*. 40(10): 1331-
- Johnson, Timothy H. 1988. *Biodiversity and Conservation in the Caribbean, Profiles of Selected Islands*. ICBP Monograph No. 1. pp. 93-109.
- Josselyn, Eileen M. 1993. *The Environmental External Costs of Post-Consumer Recycling and WTE Combustion of Municipal Solid Waste*. Master's Thesis, Colorado School of Mines.
- Maddison, D. 1994. *The Shadow Price of Greenhouse Gases and Aerosols*. CSERGE. University College, London.
- McConnell Valdés. 1998. Legal Opinion submitted to Recupera Partners. 12 November.
- Miranda, Marie Lynn, and Brack Hale. 1998. Production and environmental costs of producing energy from forest residues in Sweden. An SNS Energy Occasional Paper, No. 81.
- Miranda, Marie Lynn, and Brack Hale. 1997. Waste not, want not: the private and social costs of waste-to-energy production. *Energy Policy*. 25(6): 587-600.
- Monroe WH, 1980. Geology of the middle Tertiary formations of Puerto Rico. *U.S. Geological Survey Professional Paper 953*.

- Nordhaus, W.D. 1991. To slow or not to slow: the economics of the greenhouse effect. *Economic Journal*. 101(407): 920-937.
- Nordhaus, W.D. 1994. *Managing the Global Commons: The Economics of Climate Change*. MIT Press: Cambridge.
- National Oceanic and Atmospheric Administration. 1989. *Climatological Data, Puerto Rico and the Virgin Islands*. Vol. 35, 36. Washington, DC: NOAA.
- Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future. 1996. Estimating Externalities of Oil Fuel Cycles. *External Costs and Benefits of Fuel Cycles*. Report No. 5.
- Ottinger R, et al. 1990. *Environmental Costs of Electricity*. Center for Environmental Legal Studies. Oceana Publications (New York, NY).
- Pearce D., C. Bann, and S. Georgiou. 1992. *The Social Costs of Fuel Cycles*. CSERGE (London).
- Pearce, D.W., et al. 1996. The social costs of climate change: greenhouse damage and the benefits of control. In: *Climate Change 1995: Economics and Social Dimensions of Climate Change*. Eds. J.P. Bruce, H. Lee, and E.F. Haites. Cambridge University Press (New York, NY). pp. 179-224.
- Porteous A. 1993. Developments in and environmental impacts of electricity generation from MSW and landfill gas combustion. *IEE Proceedings-A*, 140(I). 86-93.
- R.S. Means, Co. 1997. *Facilities Construction Cost Data*. R.S. Means Co. (Kingston MA).
- Rodriguez, E, Chief of Validation and Data Services, Office of the Governor of Puerto Rico. 1999. Personal communication regarding emissions data for the Cambalache Combustion Turbine Plant. January 12.
- Solid Waste Management Authority. 1995. *Plan Regional de Infraestructura para el Reciclaje y Disposición de los Desperdicios Sólidos de Puerto Rico*. Prepared by Quiñones, Diez, Silva y Asociados; Brown and Caldwell.
- SRI International. 1992. *Data Summary of MSW Management Alternatives Vol I*. Report Text. NREL/TP-431-4988A.
- S&P lowers boom on PREPA. 1996. *The Electricity Daily*. 7(42). (Standard and Poor 1996)
- Standard and Poor's creditwire. 1998. "Standard and Poor's Rates Puerto Rico Electric Power Authority's \$100 Million Bonds BBB+." 19 July.
- Tellus Institute. 1991. Disposal Cost Fee Study Final Report. Prepared for California Integrated Solid Waste Management Board. R-33-9-9-11.
- USDOL, Bureau of Labor Statistics. 1998. Occupational pay and interarea pay comparisons. United States, 1996. Summary 98-2. United States Department of Labor. February.
- USEPA. 1994. PREPA Cambalache Combustion Turbine Project: Project Description. Attachment I, PSD Permit Application. August 1994.

USEPA, 1996. Characterization of MSW in the U.S. 1996 Update. U.S. Environmental Protection Agency, OSW Publications Distribution Center, Washington, D.C.

<<http://www.epa.gov/factbook>>

USGS. 1996. *Atlas of Ground-Water Resources in Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands*. Eds. T. D. Veve and B.E. Taggart. Water Resources Investigations Report 94-4198.