

 **Universitat Autònoma de Barcelona**

FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS Y EMPRESARIALES
DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA DE LA EMPRESA
PROGRAMA DE DOCTORADO EN CREACIÓN, ESTRATEGIA Y GESTIÓN DE EMPRESAS

ECOEficiencia EN LA GESTIÓN DE RESIDUOS MUNICIPALES: MODELO Y FACTORES EXÓGENOS

Trabajo de Investigación

Presentado por: Guillermo Javier Díaz Villavicencio

Dirigido por: Dra. Maria Rosa Rovira Val

Diciembre de 2006. UAB, Bellaterra, Cerdanyola del Vallès

Barcelona España

**ECOEficiencia EN LA GESTIÓN DE
RESIDUOS MUNICIPALES: MODELO Y
FACTORES EXÓGENOS**

La escasa eficiencia con que utilizamos energía y materiales para bienes y servicios útiles a la sociedad es un hecho sumamente preocupante, puesto que la ecoeficiencia creciente es una condición “sine qua non” para el desarrollo sostenible. Lejos de “hacer más con menos” por desgracia estamos “haciendo menos con más”.

El Perfil Ambiental de España 2004, Ministerio de Medio Ambiente.
(Conclusiones del primer informe de ámbito nacional).

Con amor a mis hijos:

Sebastián
Maximiliano
Fabiana

INDICE

	Página
INTRODUCCIÓN	9
CAPITULO I	
ANTECEDENTES, PROBLEMA Y OBJETIVO DE LA INVESTIGACIÓN	
1.1 Desarrollo Sostenible	12
1.2 Ecoeficiencia	14
1.2.1 Indicadores de Ecoeficiencia	17
1.2.2 Orientación hacia la sostenibilidad	18
1.3 Los Residuos	20
1.3.1 Factores de la generación de residuos	23
1.3.2 Residuos en Cataluña	24
1.4 Planteamiento del Problema	27
1.5 Relevancia y Objetivo de la investigación	29
CAPITULO II	
MARCO TEÓRICO, REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	
MODELO GENERAL E HIPOTESIS	
2.1 Marco Teórico	31
2.1.1 Teoría Neoclásica de la Empresa	31
2.1.2 Teoría de las Externalidades	32
2.2 Búsqueda y Revisión Bibliográfica	34
2.2.1 Búsqueda Bibliográfica	35
2.2.2 Revisión Bibliográfica	38
2.3 Modelo General e Hipótesis	50
2.3.1 Hipótesis	52
CAPITULO III	
METODOLOGÍA Y APLICACIÓN MUESTRAL	
3.1 Eficiencia no paramétrica (DEA y DDF)	56
3.2 Competitividad	57
3.3 Productividad	58

3.4 Eficiencia	59
3.4.1 Eficiencia Técnica	61
3.5 Análisis envolvente de datos DEA	63
3.5.1 DEA y Output no Deseados	70
3.5.2 Outputs no deseados y CCR	73
3.5.3 Output no deseados y BCC	75
3.5.4 Función de Distancia Direccional (DDF)	79
3.6 Regresión Tobit	83
3.7 Muestra	84
3.7.1 Variable Dependiente o Variable a Explicar	86
3.7.2 Variable Independiente: Factores Socioeconómicos	86
CAPITULO IV	
RESULTADOS, CONCLUSIONES, LIMITACIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	
4.1 Resultados de la Primera Etapa: Ecoeficiencia	88
4.2 Resultados de la Segunda Etapa: Regresión Tobit	91
4.3 Validación de hipótesis	93
4.4 Conclusiones	95
4.5 Limitaciones	96
4.6 Futuras líneas de investigación	97
REFERENCIAS	98
ANEXOS	105

INDICE DE : FIGURAS - CUADROS - TABLAS – GRAFICOS - ANEXOS

	Página
Figura	
1 Desarrollo sostenible.	14
2 Esquema de orientación hacia la sostenibilidad.	18
3 Crecimiento de la generación de residuos en España.	21
4 Generación de desechos municipales, países de la OCDE 1980-2020.	22
5 Modelo de gestión de los residuos municipales de Cataluña.	25
6 Modelo general de la investigación.	50
Cuadros	
1 Factores requeridos en la estructuración de indicadores para la gestión ecoeficiente.	17
2 Estadístico descriptivo de las variables para la construcción de DDF.	85
Tabla	
1 Generación de residuos Cataluña- España.	24
2 Relación de temas con número de artículos publicados en el periodo 2002-2005.	36
3 Relación de principales journals según temas seleccionados.	36
4 Relación de temas con artículos publicados en el periodo 2002-2005, según dos bases de datos: JCR/ABI.	37
5 Relación de principales <i>journals</i> según temas clasificados, de dos bases de datos.	37
6 Principales objetivos, modelos, métodos, aplicaciones y resultados de los autores seleccionados.	43
7 Categorización de objetivos ecológicamente pertinentes según "caso normal".	71
8 Estadísticos factores socioeconómicas.	87
9 Resultados de Ecoeficiencia en la gestión de residuos municipales de Cataluña.	89
10 Resumen muestral	91
11 Resultados de la regresión censurada de Tobit.	92
12 División de densidad poblacional.	93
Gráficos	
1 Cambio técnico y progreso técnico.	59
2 Noción Koopmans de eficiencia.	66
3 Metodología DEA con modelos CRS y VRS.	68
4 Medidas de eficiencia técnica con orientaciones al input y al output.	69
5 Gráfico 5 Frontera de referencia - Supuesto de eliminación fuerte para los outputs no deseables.	75
6 Grafica de la Función de Distancia Direccional.	81
Anexos	
1 Definiciones seleccionadas de ecoeficiencia	105
2 Indicadores de Ecoeficiencia según consumo y generación de residuos	105
3 Principales variables usadas por los autores	107
4 <i>Inputs, outputs</i> (deseados y no deseados) 2000, 2001,2002 y 2003.	108
5 Tablas variables socioeconómicas sin relativizar	110
6 Resultados de correlaciones de Pearson para cada año	113
7 Resultado de Panel Data.	114
8 Encuesta ecoeficiencia en la gestión de residuos.	115

INTRODUCCION

El conocido e histórico aumento de la concentración de la población en núcleos urbanos por factores productivos, que a la larga ha generado un fuerte aumento del consumo ha traído consigo una mayor generación de residuos domésticos (OCDE¹ 2002). Martínez-Alier, J. (2004), señala que como la economía y la población humana crece, los recursos naturales tienen un mayor uso y se produce una mayor cantidad de residuos. Esto lo vemos reflejado en los países que conforman la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos OCDE, quien señala que aumentarán los residuos en un 43% de aquí al 2020.

En la misma línea en la comunidad autónoma de Cataluña los residuos han aumentado en un 38% en los últimos 6 años (1998-2004)². Más aún, el programa de gestión de residuos municipales de esta comunidad autónoma para los años 2001-2006, no establece objetivos cuantitativos propios de prevención para disminuir el aumento de la generación de residuos³.

Una de las herramientas que nos pueden ayudar a evaluar la gestión de los residuos con resultados objetivos, es la medición de la eficiencia desde un punto de vista medioambiental, es decir la ecoeficiencia que es un término que nace como respuesta a la necesidad de indicadores de productividad y eficiencia en los procesos productivos limpios o verdes, en directo beneficio del desarrollo sostenible⁴. Sabiendo que la adopción de la ecoeficiencia es aún muy precaria (Bleishwitz 2003), podemos confirmar la creciente preocupación y necesaria adopción de la ecoeficiencia según lo expresa el Ministerio de Medioambiente Español (2004,13)⁵ quien señala de manera categórica que... *La escasa eficiencia con que utilizamos energía y materiales para bienes y*

¹ La OCDE está compuesta por 30 países entre ellos la UE, EE.UU., México, Japón, Corea y otros del medio oriente.

² Estudios realizados por el centro Catalán del Reciclaje de la Agencia de Residuos de Catalunya-España.(Generalitat de Catalunya, 2001)

³ Pag. 32 Acciones de Prevención de Residuos Municipales Promulgados para las Localidades de Catalunya y Europa (Centre català del reciclatge, 2005)

⁴ Según el Informe Bruntland (1987) el desarrollo sostenible es *“un desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las suyas”*

⁵ El Perfil Ambiental de España 2004, Ministerio de Medioambiente de España. (Conclusiones del primer informe de ámbito nacional).

servicios útiles a la sociedad es un hecho sumamente preocupante, puesto que la ecoeficiencia creciente es una condición “sine qua non” para el desarrollo sostenible. Lejos de “hacer más con menos” por desgracia estamos “haciendo menos con más”.

El problema que se detecta en el primer capítulo de esta investigación, es una falta de instrumentos y/o modelos de medición de la ecoeficiencia para la gestión de residuos municipales, para determinar los factores que en ella actúan, sean estos factores exógenos y/o endógenos.

Toda vez que la temática de la ecoeficiencia se da más en el sector privado que en el público (Ehrenfeld, 2005), se hace necesario revisar las fortalezas y debilidades de la ecoeficiencia que se ha observado en el sector privado y compararlas con las políticas de los gobiernos locales (Ekins, 2005). Cabe preguntarse si *¿Existe algún nivel de ecoeficiencia entre los municipios catalanes a la hora de gestionar los residuos urbanos? De ser así ¿cuáles son los factores que determinan esta ecoeficiencia?* La respuesta a esas preguntas es el objetivo de este trabajo, el cual pretende analizar en una primera etapa la ecoeficiencia de distintos inputs y outputs (deseados e indeseados) y en una segunda etapa, evaluar los factores que pueden influir en la ecoeficiencia de la gestión de los residuos municipales desde un punto de vista exógeno, generando un modelo de medición de ecoeficiencia, que podría ser extrapolable (generalizable a otras realidades).

En el segundo capítulo veremos el marco teórico, donde delinearemos que la temática medioambiental está ligada a las externalidades que genera una sociedad y el control que esta debería tener sobre el medio ambiente. En tal sentido, la producción y el consumo se ligan a todo lo relacionado con el desarrollo sostenible. Veremos también la revisión bibliográfica sobre la ecoeficiencia, el modelo que se plantea y las hipótesis.

En el siguiente capítulo, distinguimos la metodología de análisis envolvente de datos *Data Envelopment Analysis* (DEA) y la función de distancia direccional *Directional Distance Function* DDF, planteando la aplicación muestral en la población catalana.

Finalmente en el capítulo cuarto veremos las conclusiones, limitaciones y futuras líneas de investigación planteadas.

De este trabajo de investigación se puede concluir que, de los factores exógenos evaluados en la ecoeficiencia de la gestión de residuos municipales, resultó significativo el factor turismo. Este resultado nos alienta a proseguir la investigación en un futuro, principalmente profundizando en los factores endógenos de la gestión de residuos municipales que podrían influir en la ecoeficiencia.

CAPITULO I

ANTECEDENTES, PROBLEMA Y OBJETIVO DE LA INVESTIGACIÓN

1.1 Desarrollo Sostenible

El desarrollo sostenible o *sustentable*, es un concepto que se enmarca bajo un contexto macroeconómico. Las normas y legislaciones en temáticas medioambientales vienen a reforzar el cuarto engranaje de los factores que contribuyen en el crecimiento económico de cualquier nación: recursos humanos, recursos naturales, formación de capital y tecnología e iniciativas empresariales. Así las restricciones impuestas por las naciones respecto a la temática medioambiental pueden superarse con nuevas tecnología. En tal sentido la innovación tecnológica vendría a elevar el crecimiento económico y la calidad del medio ambiente (Samuelson y Nordhaus, 1999)⁶ contribuyendo así al desarrollo sostenible de cualquier nación.

Desde una perspectiva microeconómica el desarrollo sostenible pasa a ser una apuesta empresarial en torno a la orientación a la sustentabilidad, de cara a la obtención de ganancias tanto empresariales como de calidad del medio ambiente, como ejemplo podemos citar a Hart (1997), quien expone una construcción de estrategias comerciales sustentables. Recientemente Bravo Gil *et al.* (2005), nos señalan que las empresas están empezando a considerar el factor medioambiental en sus decisiones estratégicas de carácter corporativo y de marketing. Reforzando esta lógica, Porter y Van Der Linde (1995) demostraron que la aplicación de estándares medioambientales encuentra respuesta positiva y altamente competitiva en las empresas, empujando a las firmas a utilizar recursos más productivos, siendo más innovadoras y aplicando una lógica ambiental. En la misma línea Enticott y Walter (2005), señalan que ha surgido una nueva etapa en la elaboración de políticas medioambientales para los gobiernos locales.

⁶ En la p 516 fig.27.3. muestra el desplazamiento de la Frontera de Posibilidades de Producción FPP. A partir de las variables Producto Interno Bruto y Calidad del Medio ambiente.

Los nuevos conceptos ligados al medio ambiente se vienen tratando de manera responsable por las Naciones Unidas, grupos empresariales y destacadas ONGs desde hace tres décadas. Los primeros pasos en esta temática los da el Club de Roma en el informe “los límites del crecimiento” *Beyond The Limits To Growth* preparado por Meadows (1972), donde se cambia la máxima de “crecer o morir” por “crece y muere” ya que se detecta fehacientemente que la tierra tiene límites ambientales. En el mismo año 1972 en Estocolmo, se celebró la primera Cumbre Mundial del Medio Ambiente. Allí las naciones se pusieron de acuerdo en que era apremiante la necesidad de abordar el problema del deterioro ambiental⁷. Veinte años más tarde, en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio ambiente y el Desarrollo, celebrada en Río de Janeiro⁸ en 1992, se convino en que la protección del medio ambiente, el desarrollo social y el desarrollo económico eran fundamentales para lograr el desarrollo sostenible. Para alcanzar este objetivo se aprobó un programa de alcance mundial titulado Programa 21 o Agenda 21, con trascendencias nacionales y/o locales y se formuló la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo⁹, ambos hechos (programa y declaración) fueron ratificados en la Cumbre de Johannesburgo¹⁰ del 2002. Un completo resumen sobre los eventos más importantes en esta materia, junto a diseños y contenidos mínimos para las memorias de sostenibilidad empresarial se pueden encontrar en Gili, *et al.* (2005).

El desarrollo sostenible ha pasado a ser el principal concepto de los estudios y publicaciones con relación al medio ambiente. Este concepto descansa en tres pilares fundamentales: desarrollo económico, desarrollo social y protección del medio ambiente. El concepto en sí fue esbozado por Gro Harlem Brundtlan en su trabajo denominado “nuestro futuro común” (*Our Common Future*) más conocido como el Informe Brundtland, el cuál señala que “*El desarrollo sostenible es un desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras*

⁷ Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente, Estocolmo, 5 a 16 de junio 1972 (publicación de las naciones unidas, numero de venta :S.73.II. A. 14 y corrección). Cap. I.

⁸ Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Rio de Janeiro 3 al 14 junio 1992.

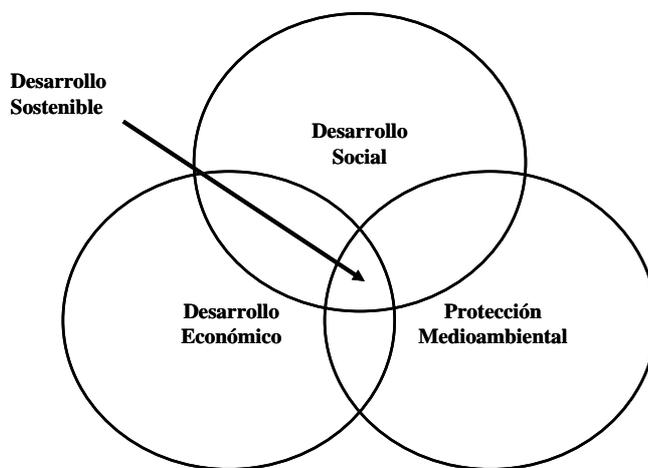
⁹ La declaración contempla 27 Principios básicos que van desde el ser humano como centro de la preocupaciones por el desarrollo sostenible hasta la responsabilidad de los Estados de influir en la concreción de políticas dirigidas al Desarrollo sostenible.

¹⁰ Informe de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, Johannesburgo (Sudáfrica) 26 de agosto a 4 de septiembre 2002

generaciones para satisfacer las suyas”. Este concepto ha sido base de los informes de la O.N.U. y ha tenido una aplicabilidad en los distintos gobiernos que hoy implementan políticas de desarrollo sostenible dentro de sus naciones, ya sea en la formación de nuevos ministerios de medio ambiente, comisiones, foros, debates sobre el estado del arte, etc.

Según la OCDE (2002a) las políticas medioambientales han contribuido a menudo a reestructurar la economía y a incentivar las innovaciones tecnológicas.

Figura nº1 Desarrollo Sostenible



Fuente: Elaboración propia.

1.2 Ecoeficiencia

La penetración del mundo empresarial en la problemática medioambiental, es hoy por hoy un factor importante en el desarrollo de la temática de este estudio. Esto se debe a que los conceptos y las aplicaciones están ligadas a la principio del *win-win*, ganar-ganar, en tal sentido, desde el punto de vista empresarial, ganamos todos, ecología¹¹ y empresas.

Desde hace algunos años, el Consejo Mundial de Negocios para el Desarrollo Sostenible, *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD), que agrupa aproximadamente a 150 compañías internacionales unidas por un compromiso en beneficio de la protección del medio ambiente, respondió a la llamada de la ONU

¹¹ Ciencia que estudia las relaciones de los seres vivos entre sí y con su entorno. (DICCIONARIO DE LA LENGUA ESPAÑOLA)

sobre la problemática medioambiental. Antes de la cumbre de Río, el WBCSD publicó el libro “Cambiando el Curso” *Changing Course*, escrito por Stephan Schmidheiny (1992) con el apoyo del entonces Consejo Empresarial para el Desarrollo Sostenible (BCSD). El objetivo del libro era cambiar la percepción de los sectores industriales, de ser parte del problema de la degradación ambiental, a la realidad de ser parte *muy importante*, de la solución para la sostenibilidad y el desarrollo mundial.

El libro buscó desarrollar un concepto que, uniendo las mejoras ambientales y económicas, les mostrara a las empresas cuál era el reto conceptual de la sostenibilidad. Ese concepto es la ecoeficiencia. Desde entonces, el concepto de la ecoeficiencia ha sido modificado y desarrollado por el WBCSD y por muchas otras organizaciones.

También se ha demostrado a través de cientos de casos ejemplares, que la ecoeficiencia funciona para empresas de todos los tamaños, en todos los sectores industriales y en todas las regiones¹².

Cambiando el Curso define las compañías ecoeficientes como aquellas que crean productos y servicios más útiles, en otras palabras que *agregan más valor*, mientras reducen continuamente sus consumos de recursos y la contaminación.

El concepto del WBCSD (2000,13) señala: “*La ecoeficiencia se obtiene por medio del suministro de bienes y servicios a precios competitivos, que satisfagan las necesidades humanas y proporcionen calidad de vida, mientras progresivamente reducen los impactos ecológicos y el consumo de recursos a lo largo de su ciclo de vida, por lo menos hasta un nivel acorde con la capacidad de carga estimada de la Tierra.*”

- **Formula de ecoeficiencia:**

$$\text{Eco-Eficiencia} = \frac{\text{Valor económico (agregado)}}{\text{Impacto medioambiental (agregado)}}$$

Erkko, Melanen y Mickwitz (2005, 799)

¹² Mayor información en Measuring eco-efficiency , WBCSD 2000.

En la formulación de ecoeficiencia no está debidamente acreditado qué *outputs* se puede utilizar, esto por que depende de lo que se quiera alcanzar, estudiar o medir, dentro de un contexto de medición de empresas privadas, de gobierno, de comparaciones industriales o comparaciones de organismos públicos. El ratio de ecoeficiencia queda entonces de manera libre de quién y cómo lo quiera utilizar, no hay un procedimiento establecido o patrón a seguir. Tampoco existen limitaciones a la búsqueda de aproximaciones ecoeficientes en el contextos de programación lineal, como es el caso que utilizaremos en nuestro estudio.

Bajo esta perspectiva, la empresa que desee maximizar su ecoeficiencia podrá hacerlo aumentando el numerador (según la formula de ecoeficiencia) en mayor proporción que el denominador o disminuyendo este último. Pero se podría estimar que es más conveniente plantear la minimización de la relación inversa, ya que bajo el contexto del Desarrollo Sostenible el objetivo debería orientarse más a minimizar los impactos que ha maximizar el valor de la producción (Páez S y García V, 2005).

En la misma línea Côte, *et al.* (2005), revisan distintas definiciones de ecoeficiencia según las organizaciones más destacadas (anexo 1). Muchos líderes empresariales, dentro y fuera del WBCSD, a veces expresan a la ecoeficiencia como “*crear más valor con menos impacto*” o “*hacer más con menos*”. Expertos académicos y profesionales denominan la ecoeficiencia como la síntesis de las “*eficiencias económicas y ambiental en paralelo*”, donde el prefijo ‘eco’ se refiere tanto a la economía como a la ecología.

La Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico *Organization for Economic Co-operation and Development* OCDE, ha definido la ecoeficiencia como “*la eficiencia con la cual se usan los recursos ecológicos para satisfacer las necesidades humanas*”, y la formula como el cociente de una salida *output* (el valor de los productos y servicios producidos por una firma, sector o economía como un todo), dividido entre las entradas *input* (la suma de las presiones ambientales generadas por la firma, el sector o la economía). Por otro lado, señala de manera enfática que *las políticas medioambientales han contribuido a menudo a reestructurar la economía y a incentivar las innovaciones tecnológicas*¹³.

¹³ Resumen del análisis sobre ecoeficiencia: logros en los países de la OCDE (2002).

La Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA), que trata de usar los indicadores de ecoeficiencia para cuantificar el progreso hacia la sostenibilidad a nivel macro, define la ecoeficiencia como “*crear más bienestar con menos recursos naturales*” y afirma que proviene de desligar el uso de recursos y la contaminación del crecimiento económico.

1.2.1 Indicadores de Ecoeficiencia

Se debe tener claridad sobre los factores que influyen en el modelo que se usara para la medición de la ecoeficiencia, ya que la literatura nos indica al menos cuatro grandes factores a considerar antes de formular un indicador de sustentabilidad.

Curcelle, *et al.* (1998), nos ilustra con cuatro factores que estarían clasificados por un lado a corto y largo plazo, y por otro, en aspectos económicos, medioambientales, sociocultural y técnicos. Ver cuadro nº1.

Cuadro nº1 Factores requeridos en la estructuración de indicadores para la gestión ecoeficiente.

Factor	Corto plazo	Largo plazo
Económicos	Costes de inversión Coste neto de operación Coste neto total por tonelada Coste neto anual Mercado potencial	Viabilidad a largo plazo de búsqueda y ordenación de operaciones futuras.
Medioambientales	Calidad de reconversión de material El residuo La polución El ruido El uso de recursos naturales	Impacto global: pérdida de biodiversidad, peligros globales, deposiciones ácidas, paisajismo.
Sociales y culturales	Aceptación pública Participación Nivel de salud pública Empleos	Bienestar, la disponibilidad de recursos naturales (materia y energía).
Técnicos	Escala Flexibilidad	Futuro desarrollo potencial.

Fuente: Courcelle *et al.* (1998)

En un reciente estudio Erkko, *et al.* (2005), verifican si el concepto y la aplicación de indicadores de ecoeficiencia, se incluyen en los informes ambientales finlandeses, según

la regulación 761/2001 del *Eco-Management and audit. Scheme EMAS*¹⁴, aplicado a 40 compañías finlandesas. Los autores señalan que el concepto de ecoeficiencia es conocido por todas las empresas pero, no es utilizado como indicador medioambiental, es decir no utilizan en gran medida esta herramienta de medición. Sólo dos empresas divulgaron ecoeficiencia como indicador de calidad medioambiental, combinando aspectos económicos y ambientales bajo la premisa del WBCSD.

Utilizando el sistema de clasificación industrial Norteamericana Maxime *et al.* (2006), desarrollaron diez indicadores para el cálculo de la ecoeficiencia para distintos tipos de residuos en distintas empresas de la industria alimenticia canadiense. Cabe señalar que estos indicadores uniformes son los más completos que se han encontrado para un sector industrial específico (anexo 2).

1.2.2 Orientación Hacia la Sostenibilidad

Figura nº2. Esquema de orientación hacia la sostenibilidad.



Abreviando las acciones que se han realizado desde los distintos puntos de vistas de los organismos privados y públicos, en relación a tener una orientación más clara sobre los

¹⁴ Esquemas de gestión y auditoría ecológica (EMAS): sistema de gestión y auditoría medioambientales de la Unión Europea para empresas industriales. La registración en EMAS es voluntaria.

procesos que se han vivido desde el punto vista social y empresarial, podemos señalar que, según la figura n°2, las flechas horizontales en el diagrama del WBCSD, señalan, que las empresas inicialmente trataron los temas de la contaminación por medio de la *gestión del cumplimiento* (cumplir lo que las leyes les imponen). Luego se encaminaron a una prevención de la contaminación proactiva con la *Producción más Limpia*. Se pasó a contribuir la Ecoeficiencia porque, por primera vez, se estableció la relación entre las mejoras ambientales y los beneficios económicos. El siguiente paso es el Empresariado Responsable *Corporate Social Responsibility*, por medio del cual el sector privado trata de equilibrar los tres pilares de la sostenibilidad.

Las empresas han utilizado diversas herramientas para implementar estos conceptos (ver los círculos en la parte inferior), incluyendo las auditorías ambientales, de salud y seguridad ocupacional, los instrumentos preventivos de la Unión Empresarial para el Desarrollo Sostenible de la Cámara de Comercio Internacional (ICC), y los estándares de sistemas de gestión ambiental (EMAS/ISO), los cuales se originaron de una idea del WBCSD.¹⁵

Entre tanto, la agenda política ha tenido grandes progresos. Primero fue el *Desarrollo Sostenible* (ver el primer óvalo), el cual pasó a ser un programa más concreto de acción con la *Agenda 21*. A continuación está el llamado *Concepto del Factor X*, que pedía metas cuantificadas de mejora en la ecoeficiencia y en la reducción de impactos sobre toda la economía. El cuarto paso fue la noción de la *Huella Ambiental*, que sostiene que el espacio disponible para la actividad humana es limitado y debe ser distribuido más equitativamente.

Los factores de *Orden y Control legislativos*, están ligados al desarrollo de políticas generales aplicadas por cada país, especialmente con la introducción de *Acuerdos Regulatorios e Incentivos Económicos* para complementar, o reemplazar, antiguas dependencias en la legislación (ver las flechas verticales).

Vemos que los planteamientos sobre desarrollo sostenible, están ligados a todos los acuerdos de alcance mundial (ONU, Unión Europea, Acuerdos Regionales “PNUMA”, etc.). Desde perspectivas nacionales y locales.

¹⁵ Informe WBCSD. 2002. pag. 15.

Siguiendo esta orientación podemos señalar que en España existe un marco legal el cual define los conceptos básicos de medio ambiente dentro de un desarrollo sostenible, afianzado por el Ministerio de Medio ambiente. A través de este marco conceptual y legal se establecen las directrices para las comunidades autónomas, quienes también tienen competencias en materias medioambientales. En la misma línea, el gobierno Catalán, a través de las distintas políticas de su departamento de medio ambiente, dicta las normativas hacia la sociedad y el mundo empresarial de esta comunidad autónoma. Las actividades del departamento de medio ambiente de la Generalitat de Cataluña están dedicadas a estudiar, monitorear y generar normativas, que abarcan las áreas de producción más limpia, gestión de residuos, educación ambiental, patrimonio natural, agua, atmósfera, etc. Mussi (2002) en su tesis doctoral “la protección institucional del medio ambiente” hace un detallado análisis de la realidad de las políticas medioambientales y su aplicabilidad en la realidad catalana.

1.3 Los Residuos

Para esta investigación se ha visto como prioritario el tratar la temática de los residuos, por ser éstos una fuente de discusión en el ambiente académico y de gobierno, en especial por la falta de información, que deriva en políticas y acciones a veces poco claras y difíciles de medir en lo que a impactos se refiere.

Cabe destacar que los residuos que produce una sociedad son de distintos tipos, estos se encuentran clasificados generalmente por sólidos, líquidos o gaseosos, de orígenes industriales y domésticos (municipales y/o naturales).

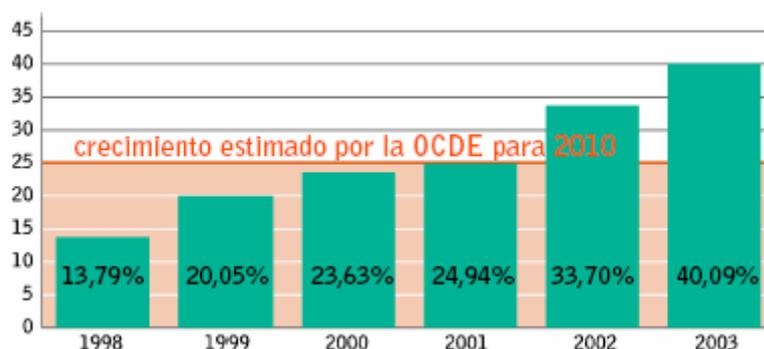
La Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA 2004) reconoce que el volumen total de residuos en Europa sigue creciendo. Sólo los residuos de envases, que son los más documentados, han experimentado un crecimiento neto del 7% en el periodo 1997-2001.

En este escenario, la realidad española es todavía mucho más preocupante. Los indicadores superan tanto la media comunitaria como la de la OCDE. Los residuos sólidos urbanos (RSU) han aumentado un 40% en el periodo 1996-2003. Incumpliendo

el objetivo de reducir el 6% de la generación de RSU establecido en el Plan Nacional de Residuos de España (Greenpeace, 2006).

Además, en 2001, España ya había alcanzado el crecimiento del 25% estimado por la OCDE para el año 2010, y en 2002 lo había superado con un crecimiento del 33,7%. Ver figura nº 3.

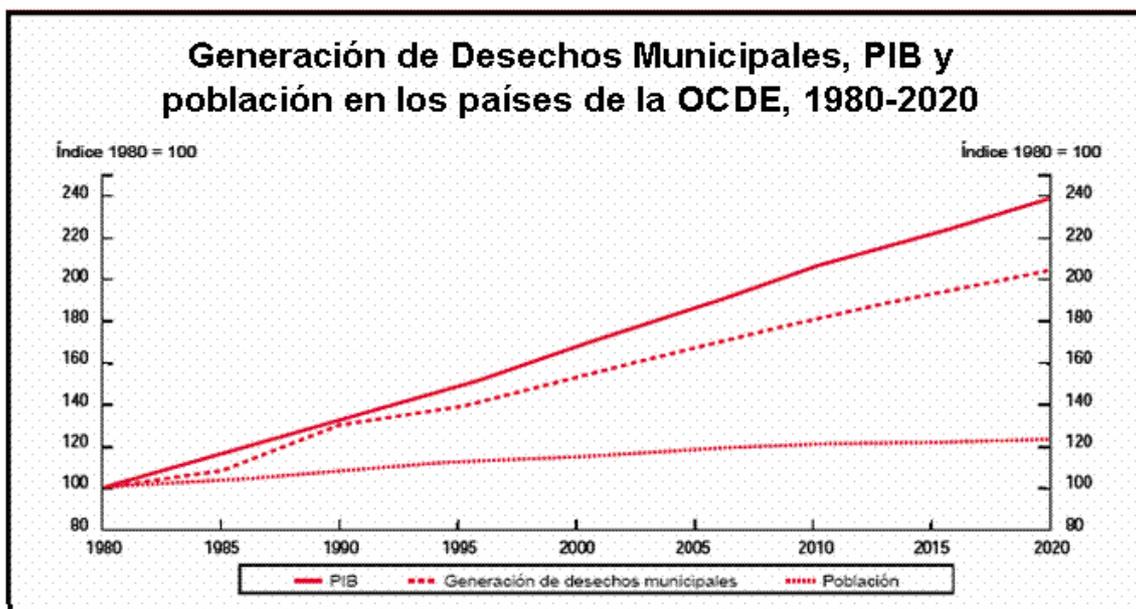
Fig. nº 3 crecimientos de la generación de residuos en España.



Fuente: Greenpeace (2006)

La temática de residuos domésticos se ve afectada por las decisiones cotidianas de los hogares, ya que éstos consumen distintos tipos de bienes y servicios. Por otro lado, el lugar de trabajo, residencia y tipo de vivienda influyen a la hora de generar desechos. Es claro que una familia ejerce una presión ambiental reducida, pero cuando combinamos las decisiones de un gran número de hogares aparece un factor que incide en numerosos problemas ambientales. La OCDE (2002b,4) estima que los efectos ambientales generados por el consumo de las unidades familiares continuarán aumentando en los próximos 20 años.

Figura n°4. Generación de desechos municipales, países de la OCDE 1980-2020.



Fuente: Sinopsis de política de la OCDE (2002b,6)

Dentro de los bienes y servicios que más consumen los hogares en los países de la OCDE se encuentran; *el transporte*, que aumentará en un 40% el número de kilómetros recorridos para el 2020, triplicará el número de viajes en avión y aumentará en un 32% la fabricación de nuevos coches para la misma fecha. *La energía*, que se prevé un aumento del 35% para el 2020. Después del transporte el consumo de la energía en el comercio y residencias es el que más crecerá en todo el mundo. *El agua*, aunque el consumo de agua es moderado por cada familia, el crecimiento demográfico ha generado un aumento considerable del consumo de este recurso. *Los residuos*, según las previsiones, los desechos municipales experimentarán un 43% de aumento el 2020, llegando a unos 700 millones de toneladas anuales en los países de la OCDE. (Figura n°4). A pesar de que existe un aumento del reciclaje en la OCDE, no se observa una reducción del volumen total de desechos generados.

1.3.1 Factores de la Generación de Residuos

La literatura nos orienta a observar que el aumento de generación de residuos se debe principalmente al aumento del consumo que experimentan las familias, en especial por el cambio de los hábitos de consumo de los hogares, existen numerosos estudios teóricos y empíricos sobre la formación de las preferencias del consumidor y la toma de decisiones por parte de los consumidores (Sinopsis de Política de la OCDE, 2002a).

La determinación de los factores del consumo nos ayuda a ver cuales son las preferencias de los consumidores, los cambios que podrían tener a futuro y los estímulos que se podrían aplicar para adelantar nuevas políticas. Esto tiene implicación directa en lo que se refiere al papel del gobierno para fomentar hábitos de consumo sostenibles y para seleccionar y poner en práctica diferentes instrumentos de acción preventiva.

Los consumidores individuales se ven afectados por distintos criterios a la hora de decidir por algún producto o servicio. Por un lado, por intereses personales (precio, calidad, preferencias individuales, estilos de vida, etc.). Por otro lado, por motivos sociales (cultura, identidad personal, contexto social, preocupaciones ambientales y sociales).

Según la Sinopsis de Política de la OCDE (2002a) Los hábitos de consumo de las familias se ven influenciados por factores como: el incremento del ingreso per cápita, los factores demográficos (mayor número de mujeres en la fuerza laboral, crecimiento del número de jubilados, etc.), los estilos de vida que se traducen en patrones adquisitivos más individualizados como por ejemplo: preferencia por productos más procesados y empaquetados, posesión de número de electrodomésticos y la proliferación de servicios y actividades recreativas, en la cual podemos agregar la actividad turística de una población.

Cuando elevamos los ingresos familiares, aumentamos también el número de objetos adquiridos en los hogares. Las nuevas tecnologías, las instituciones y la infraestructura tienen un importante papel en la influencia del aumento del consumo, ya que crean las

condiciones a las que se enfrentan las familias en su vida diaria y pueden ampliar o reducir las opciones de productos a su disposición.

En tal sentido, podríamos tomar algunos de los factores antes mencionados como variables de esta investigación, dentro de una muestra que luego se pueda contrastar y regresionar, con objeto de ver la influencia de estos factores en la ecoeficiencia municipal.

1.3.2 Residuos en Cataluña

Centramos nuestra investigación en la comunidad autónoma de Cataluña, en especial en la temática de residuos municipales y la gestión de estos. Es bueno señalar que Cataluña, tiene una ley base reguladora de residuos (ley 6/1993), la cuál se fundamenta en la protección del medio ambiente y adopta las terminologías y definiciones de la Comunidad Europea. La ley fija como criterio de autofinanciación, el principio de “quien contamina paga”, de esta manera tanto agentes públicos como privados asumen su rol en la temática de contaminación, por lo cual la responsabilidad no sólo recae en los privados sino que los municipios (administradores de los desechos domésticos) deben pagar por la generación de residuos. A tal razón, la ley también creó los incentivos para que quienes tienen políticas públicas de reciclado tengan una compensación monetaria a la hora de hacer sus balances.

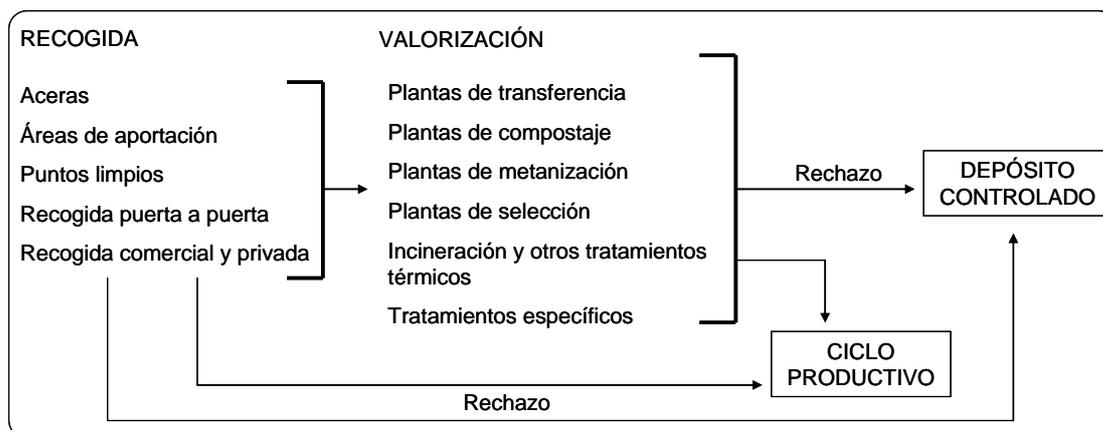
Tabla nº1 Generación de residuos Cataluña- España.

Año	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Crecimiento %
Cataluña	1,250	1,330	1,350	1,430	1,440	1,450	1,477	1,509	20,72
España	1,06	1,19	1,2	1,26	1,3	1,29	1,336	1,375	29,72

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente.

Los índices de generación de residuos de Cataluña en comparación con España y Europa están por encima de la media, siendo la segunda comunidad autónoma que más genera residuos sólidos urbanos (RSU) por habitante. El crecimiento acumulado de residuos en el período 1996 – 2003 es de un 20,72% por habitante (tabla nº 1).

Figura nº 5 Modelo de gestión de los residuos municipales de Cataluña.



Fuente: Programa de gestión de residuos municipales de Catalunya (2001-2006)

En Cataluña los residuos están clasificados según un procedimiento de clasificación y codificación de residuos (CRC) el cual tiene 20 categorías que a su vez generan 76 ítems de residuos, según su origen y detallada procedencia¹⁶. También se dividen los residuos municipales en ordinarios, especiales y voluminosos (residuos municipales que no son objeto de recogida domiciliaria). De esta manera el poder clasificar y ver el seguimiento de estos elementos a través de un modelo, se hace mucho más fácil y técnicamente más competente y oportuno (ver figura nº 5).

Centrándonos en la legalidad vigente reseñada anteriormente y acercando nuestro estudio a la realidad de Cataluña, emplearemos en nuestra investigación los conceptos y definiciones siguientes:

Residuo: Cualquier sustancia u objeto de los que su poseedor se desprenda o tenga la intención o la obligación de desprenderse.

Gestión: La recogida, el transporte, el almacenamiento, la valorización, la disposición del desperdicio y la comercialización de los residuos, incluida la vigilancia de estas operaciones y la vigilancia de los lugares de descarga después de su clausura o cierre. No se considera gestión de residuos la operación de reciclaje en origen de los residuos que se reincorporan al proceso productivo que los ha generado.

¹⁶ Mayores detalles de las categorías y sus ítems se pueden encontrar en el decreto 34/96 de la Generalitat de Cataluña.

Desperdicio: Residuos o fracciones no valorizables.

Recogida: La operación consistente en recoger, clasificar y/o agrupar residuos para transportarlos.

Residuos municipales: Los residuos domésticos, los de comercios y de oficinas y servicios, así como otros residuos que, por su naturaleza o composición, pueden asimilarse a los residuos domésticos.

Reciclaje: Las operaciones de recuperación de subproductos de los residuos.

Tratamiento: La operación o conjunto de operaciones de cambio de características físicas, químicas o biológicas de un residuo a fin de reducir o neutralizar las sustancias peligrosas que contiene, recuperar materias o sustancias valorizables del mismo, facilitar su uso como fuente de energía o favorecer la disposición del desperdicio.

Vertederos de residuos: La instalación de disposición del desperdicio que se utiliza para el depósito controlado de éste en la superficie o bajo tierra.

Quedan excluidos de esta investigación los residuos industriales por tener naturaleza y tratamiento distintos, también los residuos radiactivos, los residuos resultantes de la prospección, la extracción, el tratamiento y el almacenamiento de recursos minerales y de la explotación de canteras, los residuos de explotaciones agrícolas y ganaderas que no sean peligrosos y se utilicen exclusivamente en el marco de la explotación agraria, los explosivos desclasificados, los residuos que se gestionan como aguas residuales y los efluentes gaseosos emitidos a la atmósfera.

1.4 Planteamiento del Problema

Se ha señalado en los puntos anteriores la alta preocupación por la temática de los residuos municipales a nivel mundial, nacional (España) y autonómico (Cataluña). Hay por tanto, una cantidad de información relativamente buena en relación a esta temática. Uno de los mayores problemas de la temática de los residuos es la falta de instrumentos de medición o concordancia en métodos de evaluación, ya que, a pesar de que existen distintos programas y cada municipio invierte en el tema (para el caso español), sólo podemos encontrar indicadores de gestión entregados por los propios municipios o comunidades autónomas y/o países concretos, como son los casos de las señales medioambientales de la AEMA (2005), o casos puntuales como el de Nueva Zelanda (Jollands, *et al.* 2004), el caso de Nueva Gales en Australia (Worthington, *et al.* 2001) desde un punto vista internacional de aplicación y recomendación de indicadores. Podemos sumar a estos análisis distintas visiones y temáticas ambientales y de sustentabilidad presentes en distintos trabajos de Joan Martínez-Alier (2004).

En la misma línea, en la página *web* del Instituto Nacional de Estadística (INE) se señala que se está iniciando la construcción de un sistema de indicadores de desarrollo sostenible que permita integrar conjuntamente los aspectos económicos, sociales y medioambientales.

En tal sentido no hemos encontrado instrumentos globales respecto a la ecoeficiencia en gestión de residuos municipales. Por otro lado, los factores que influyen en la ecoeficiencia de la gestión de residuos no han sido estudiados, ya que sólo podemos observar que la literatura analiza en gran medida los factores explicativos desde la perspectiva de los gastos en los que incurren los municipios por los servicios de residuos, existiendo una adecuada literatura y estudios al respecto como por ejemplo los trabajos de Bel (2005), Prado y García (2004) entre otros.

En España existe la ley 7/1985, artículo 26 “Servicios mínimos que deben prestar los Ayuntamientos”, que señala en su letra A, que todos los municipios por sí o asociados deberán prestar los siguientes servicios: Alumbrado público, cementerio, *recogida de residuos*, limpieza viaria, abastecimiento domiciliario de agua potable, alcantarillado, acceso a los núcleos de población, pavimentación de las vías públicas y control de

alimentos y bebidas. En la letra B del artículo se hace referencia a la obligatoriedad de *tratar los residuos*, en poblaciones superiores a 5.000 habitantes y en la letra D obliga a la *protección del medio ambiente* para municipios con más de 50.000 habitantes.

En la misma línea, en Cataluña ha aumentado en un 37,63% la generación de residuos municipales en los últimos 6 años (1998 a 2004), según el Centro Catalán del Reciclaje de la Agencia de Residuos de Catalunya, no existen objetivos cuantitativos propios de prevención¹⁷ dentro del programa de gestión de residuos municipales de Cataluña (PROGEMIC) para el período 2001-2006.

Es bueno señalar que Cataluña presenta unos de los mejores índices de bienestar social¹⁸ de todas las comunidades autónomas, según el anuario social de España de LaCaixa 2003.

Hemos visto que la “ecoeficiencia” es un término que nace como respuesta a la *necesidad de indicadores de productividad y eficiencia en los procesos productivos limpios o verdes*, en directo beneficio del desarrollo sustentable. En tal sentido, el presente estudio nos servirá para medir la ecoeficiencia de un área de alto impacto ambiental como es, la gestión de los residuos doméstico generado por la sociedad civil y administrada por los gobiernos locales o municipios.

En resumen el planteamiento del problema es el siguiente: La falta de instrumentos y/o modelos de medición de gestión de ecoeficiencia para obtener información más precisa de eficiencia ambiental, junto con la determinación de factores que hacen posible estudiar el tema, esto nos lleva a justificar el presente estudio desde una perspectiva legal y medioambiental ya que, el resultado de esta evaluación ayudará a la toma de decisiones por parte de los gestores municipales, por que se podrá observar el nivel de ecoeficiencia alcanzado por cada municipio y se intentará determinar los factores que propician su ecoeficiencia desde la perspectiva medioambiental. Siendo esta una propuesta innovadora, por que no se ha realizado un estudio similar en España,

¹⁷ pag. 32 Acciones de Prevención de Residuos Municipales Promulgados para las Localidades de Catalunya y Europa.

¹⁸ En este índice se incluyen factores como renta familiar, salud, educación y cultura, empleo y calidad de vida en el trabajo, seguridad y justicia, clima, infraestructuras viales, equipamientos comerciales entre otros.

marcando una aportación al mundo científico y en particular a la gestión de las administraciones municipales.

En tal sentido, una de las finalidades que puede tener este estudio es que sea extrapolable (generalizable a otras realidades) para tener un patrón de comparación y ver si los factores que influyen en la ecoeficiencia de los municipios catalanes es un referente o pauta a seguir por otras regiones del estado Español o del resto de los países de la OCDE.

1.5 Relevancia y Objetivo de la Investigación

Visto nuestro interés por el nivel de ecoeficiencia y teniendo datos básicos para hacer cálculos de ecoeficiencia con herramientas DEA y/o DDF, nos cabe preguntar si:

¿Existe algún nivel de ecoeficiencia entre los municipios catalanes a la hora de gestionar los residuos urbanos? De ser así ¿cuáles son los factores que determinan esta ecoeficiencia?

En tal sentido el Objetivo General de nuestra investigación será:

Identificar los factores que influyen en la evaluación de la ecoeficiencia de la gestión de residuos municipales.

El cumplimiento de este objetivo plantea como pasos de esta investigación, evaluar la ecoeficiencia de la gestión de los residuos municipales, tomando como base de datos primarios los ayuntamientos catalanes en un periodo establecido. En tal sentido se deberán:

1.- Clasificar a los municipios catalanes según número de habitantes.

Para este paso se utilizarán las normativas de la Generalitat (ley nº 7/1985), respecto a servicios mínimos que deben prestar los ayuntamientos.

2. Clasificar los residuos domésticos más usados y catastrados en deseables e indeseables según criterio de (recogida selectiva y no selectiva).

En este paso se utilizará el criterio resumido por Dyckhoff y Allen (2001,315). Que coincide con Allen (1999,210).

3. Evaluar la ecoeficiencia según un determinado modelo propuesto que contemple la metodología no paramétrica DDF (se explicará la metodología en el capítulo III).

En cuanto a este paso, el modelo deberá ser adaptado una vez que se tenga claridad sobre los datos de *inputs* y *outputs* obtenidos y la orientación que se ha dado (DDF), esta etapa de contrastación del modelo y datos se verá en el capítulo III.

En tal sentido, se propone un modelo que abarca las exigencias mínimas expresadas en el paso 2, separando *inputs* y *outputs* deseados e indeseados, dentro de un indicador medioambiental básico (EPIs) como señala Courcelle, *et al.* (1998). Este modelo nos orientará hacia la formulación de un indicador de ecoeficiencia medioambiental orientado al *output*, seleccionando los indicadores medioambientales señalados por Tyteca (1996) y/o (Maxime, *et al.* 2006) dependiendo de las observaciones que el modelo nos entregue.

4. Determinar los factores que influyen en la ecoeficiencia de los municipios catalanes.

Este paso de segunda etapa en DEA, nos lleva a contrastar con regresiones de Tobit la influencia de las variables que influyen en la ecoeficiencia de los municipios. A priori, las variables más representativas para este tipo de investigación son las relacionadas con la densidad poblacional, consumo familiar, niveles económicos, actividades económicas y la actividad turística en especial.

CAPITULO II

MARCO TEÓRICO, REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA, MODELO GENERAL E HIPOTESIS

2.1 Marco Teórico

El marco teórico se establece bajo los conceptos de dos teorías: La teoría de las externalidades y la teoría neoclásica de la empresa. La primera por contener los elementos esenciales de los factores que influyen en cualquier economía y que afectarían directamente en nuestro estudio de la gestión de residuos de los municipios. En tal sentido esta teoría iría en línea con la temática del desarrollo sustentable toda vez que genera una interrelación entre lo que se quiere lograr y lo que se tiene para ello.

En la segunda teoría propuesta encontramos los elementos esenciales para posicionar a las metodologías de DEA y DDF, de esta manera podemos asociarlas a la base de la economía, que no es más que maximizar los resultados que se obtienen. En tal sentido, observar el ranking de la ecoeficiencia de los municipios apunta directamente a generar una mayor preocupación por la temática y una mayor orientación hacia realizar esfuerzos por mejorar la ecoeficiencia en la gestión de residuos.

2.1.1 Teoría Neoclásica de la Empresa

Los economistas neoclásicos consideran que la empresa es un organismo que se sitúa entre el mercado de bienes iniciales y el mercado de bienes finales y su actuación consiste en combinar los factores para transformarlos en productos.

Salas (1984) considera a la empresa (organización) como la unidad de producción elemental, maximizadora de beneficio, que ejerce de demandante de factores productivos y, a su vez, de oferente de bienes y servicios. Así, “ la empresa (organización) se encargaría de transformar factores (*inputs*) en productos (*outputs*) según una determinada función de producción, la cual define el máximo producto

alcanzable con una cierta cantidad de factores – aquella que minimiza los costes de producción a los precios corrientes de dichos factores – y que viene determinada por el estado del conocimiento técnico” (Rialp 2003,54). En tal sentido, la administración municipal, es una “organización” y/o unidad productiva de servicios sociales que podemos medirlas como cualquier empresa privada.

2.1.2 Teoría de las Externalidades

En nuestro trabajo es fundamental tomar como marco teórico la teoría de las externalidades ya que, consideramos a la contaminación o la polución ambiental como externalidad negativa para la sociedad. En la misma línea, la teoría de las externalidades se sitúa en la base de la economía ambiental y de la economía ecológica, que se plantea como objetivo la gestión sostenible del planeta (Azqueta, 1994).

A partir de las observaciones de Pigou (1920), en su libro *Economía del Bienestar*, donde sugirió la implantación de impuestos sobre los agentes contaminantes, es cuando la ciencia económica comienza a tomar conciencia de los desajustes del mercado así como de la aparición de las economías y deseconomías mixtas. Pigou (1920) introduce la idea de *externalidad negativa*, entendiendo a ésta como la contaminación que afecta al ambiente, por tanto la contaminación conceptualizada, no es otra cosa que una deseconomía externa según Magadán y Rivas (1998). A partir de los planteamientos de Pigou (1920), Hotelling (1931) centra sus estudios en los efectos externos o externalidades de los agentes económicos, surgiendo así la economía del Medio Ambiente. Seguidamente Ayres y Kneesse (1969) señalan que existen tres tipos de intercambios físicos que originan las externalidades en el medio ambiente:

- a) El empleo como *input* de producción de los recursos de propiedad común como el agua o el aire.
- b) La utilización de la capacidad asimilativa del ambiente como receptor de residuos.
- c) *Inputs* intermedios de materiales tanto diluyentes como polucionantes al proceso productivo.

En tal sentido se entiende por externalidades todos los costes o beneficios que recaen en la sociedad y el medio ambiente como consecuencia de una actividad económica que no está introducida en el precio del producto que los ocasiona. Los costes externos o externalidades no repercuten en los costes y beneficios del empresariado pero si suponen un coste para la sociedad, generalmente en forma de efectos medioambientales y socioeconómicos.

Martínez de Anguita (2004), señalan que la teoría de las externalidades ha sido ampliamente estudiada por Coase (1960)¹⁹, ya que este autor señala que si las partes privadas y públicas pueden negociar sin ningún coste sobre la asignación de los recursos, pueden resolver por sí solas el problema de las externalidades, muy en línea con la libertad de los mercados.

Magadán y Rivas (1998), señalan que existe una externalidad o efecto externo cuando nos encontramos ante algunos de los siguientes casos:

- a) Cuando la actividad de un agente - consumidor o productor – afecta a las posibilidades de actividad de otro agente económico. (ejemplo: la contaminación del agua afecta a otros agentes productivos y al consumo domestico)
- b) Cuando la función objetivo de un agente económico depende de alguna variable que esté controlada por otros agentes económicos. (un individuo A provoca una externalidad negativa aumentando el volumen de la radio, afectando la tranquilidad del individuo B).
- c) Cuando existan interdependencias entre dos o más funciones objetivo, con unos efectos económicos que el mercado no valore (cuando los precios no recogen toda la información relevante, sino una parte).

Citando textualmente a Magadán y Rivas (1998: p.20), si nos apoyamos en la teoría de las externalidades para explicar la problemática ambiental, entendiendo la contaminación o polución como un efecto externo de carácter negativo, podemos exponer cuatro clases de interdependencias o deseconomías entre los agentes económicos, a saber:

¹⁹ R. H. Coase , Premio Nobel de Economía por su descubrimiento y clarificación del significado de los costes de transacción y los derechos de propiedad, 1991.

- i) Efectos del consumo sobre el consumo.
- ii) Efectos de la producción sobre el consumo.
- iii) Efectos del consumo sobre la producción.
- iv) Efectos de la producción sobre la producción.

En tal sentido, la teoría de las externalidades sería la que más se ajusta a nuestro estudio. Ya que por un lado, los residuos domiciliarios son una externalidad negativa sobre la sociedad y justifica la intervención del Estado, y por otro lado, los agentes económicos “economía familiar”, son consumidores que producen residuos, según la tercera clase de deseconomía entre los agentes señalada por Magadán y Rivas (1998:p.20).

Resumiendo, la teoría de las externalidades y la teoría neoclásica de la empresa son parte íntegra de este trabajo ya que la medición en un área como la ecoeficiencia ayuda a la toma de decisiones de los administradores municipales. Por otro lado las variables como el nivel económico, la densidad poblacional, la actividad económica relativa y actividad turística relativa podrían influenciar en parte a la gestión de los municipios.

2.2 Búsqueda y Revisión Bibliográfica

Hemos dividimos en dos partes esta fase de la investigación. La primera parte genera una revisión bibliográfica en el contexto medioambiental que hace hincapié en las publicaciones referente a variables relacionadas con la eficiencia ambiental, y una segunda parte profundiza los artículos seleccionados según la importancia y relevancia de la ecoeficiencia.

El criterio de selección fue: tener como elemento esencial la utilización de las herramientas de medición de ecoeficiencia, revisando algunos artículos básicos que encaminan a la temática estudiada. Dentro de este marco se buscaron estudios de municipalidad o entidades locales (Cataluña, España) e internacionales.

Debemos destacar que el artículo de Allen (1999), nos entrega una buena revisión bibliográfica sobre los trabajos de DEA en un contexto medioambiental. El trabajo de K. Allen, es metodológico y referencial dentro de los estudios medioambientales

considerando los *output* no deseados, por tal motivo para esta investigación se considera un trabajo de alta relevancia.

2.2.1 Búsqueda Bibliográfica

La búsqueda bibliográfica sobre el contexto medioambiental cubrió los estudios (*papers*) publicados entre los periodos 2002 – 2005. Se tomó como criterio de fecha inicial, la última cumbre mundial de medio ambiente de Johannesburgo (2002). En tal sentido revisamos las bases de datos del *ISI WEB OF KNOWLEDGE (JCR)* y *ABI/INFORM* por ser éstas las dos bases de datos más representativas en el mundo académico.

Para iniciar nuestra búsqueda de *papers*, introducimos (en inglés y en español) los siguientes términos; desarrollo sustentable (*sustainable development*), agenda 21, producción limpia (*clean production-C+P*), prevención de la contaminación (P2) (*pollution prevention*), ecoeficiencia (*eco-efficiency*).

El resultado fue el siguiente:

De la aplicación de las palabras claves mencionadas, se generaron 201 revistas *Journals* de las cuales un 69% tenía 1 *paper*, un 16% tenían 2 *papers*, un 9% tenían de 3 a 4 *papers* y un 5% tenía más de 5 *papers* por *journal*.

En total se hallaron 359 *papers* que se clasificaron según las palabras claves introducidas. Debido al alto número de revistas con menos de 5 publicaciones (95%), se seleccionaron las revistas más representativas tomando como criterio los 3 *journal* citados de cada tema con más de 3 publicaciones (111 *papers*).

Tabla n° 2: Relación de temas con número de artículos publicados en el periodo 2002-2005.

TEMA	ART.	%
POLLUTION PREVENTION	51	46%
ECO-EFFICIENCY	33	30%
AGENDA 21	14	13%
CLEAN PRODUCTION	13	12%
	111	100%

Fuente: elaboración propia.

La tabla n° 2 muestra que el tema *pollution prevention*, es el que tiene una mayor frecuencia²⁰ si se suma a C+P tendríamos un 58% de las publicaciones. El tema de Agenda 21 no tiene una alta relevancia ya que tiene en tabla n°2 sólo 14 *papers* publicados en los tres últimos años. El tema de ecoeficiencia tiene 33 artículos publicados en JCR, muchos de estos artículos serán estudiados en el punto siguiente de revisión bibliográfica.

Tabla n° 3: Relación de principales *journals* según temas seleccionados.

JOURNAL	P2	ECO-EFF.	A. 21	C+P	TOTAL	%	Cites	Imp. Fac.
JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION	22	11	2	6	41	46%	360	0.688
RESOURCES CONSERVATION AND RECYCLING	7	4	1		12	13%	491	0.554
INTERN. J. OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND WORLD ECO.		2	3		5	6%	124	0.523
ECOLOGICAL ECONOMICS		10		1	11	12%	1.599	1.266
ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY	9	1			10	11%	34.474	3.557
WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY	8	1	1		10	11%	10.132	0.586
	46	29	7	7	89	100%		

Fuente: elaboración propia.

La revista más recurrida para publicar es el *Journal of Cleaner Production* con el 41% de las publicaciones y es el *journal* que tiene presente las cuatro variables de nuestro estudio. Por otro lado tiene un nivel de impacto de 0.688 en el JCR. La revista con mayor impacto es el *Environmental Science & Technology* con un nivel de impacto en JCR de 3.557 y con 34.474 citas dentro de los tres años analizados.

²⁰ Recordemos que *clean production* es el similar de P-2 (Europa y Sur América), por lo cual la temática producción +limpia, pasa a ser una de las más recurrida para publicar.

Tabla n° 4 Relación de temas con artículos publicados en el periodo 2002-2005, según dos bases de datos JCR y ABI.

JCR/ABI				
TEMA	JCR	ABI	ART.	%
SUSTAINABLE DEVELOPMENT	5	32	37	80%
DEA-ECOLOGICAL	6	3	9	20%
			46	100%

Fuente: elaboración propia.

Tabla n° 5 Relación de principales *journals* según temas seleccionados, de dos bases de datos.

JCR/ABI						
JOURNAL	D.S.	ECO-DEA	TOTAL	%	Cites	Imp. Fac.
ENVIRONMENT, DEVELOPMENT AND SUSTAINABILITY	13		13	43%		
SUSTAINABLE DEVELOPMENT	9		9	30%	63	0.381
BUSINESS STRATEGY AND THE ENVIRONMENT	4		4	13%		
PUBLIC ADMINISTRATION REVIEW	1		1	3%	1.137	0.861
EUROPEAN JOURNAL OF OPERATIONAL RESEARCH		2	2	7%	6.251	0.828
JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT		1	1	3%	1.063	0.780
	27	3	30	100%		

Fuente: elaboración propia.

En las tablas n° 4 y 5 se relacionan dos temas de manera exploratoria, para ver si ambos temas (Desarrollo Sustentable y DEA-Ecológico) tienen alguna paridad numérica en publicaciones, ya que para este trabajo, el desarrollo sustentable es la base justificativa del DEA ecológico. Los resultados de la tabla n° 4, nos demuestran que según el JCR hay una relación numérica, pero según el ABI/INFORM la diferencia se acrecienta. Una posible explicación podría ser que en el ABI encontramos *journals* que no tienen una revisión muy exhaustiva (evaluadores anónimos de *papers*). Sin embargo, encontramos que tres *journal* (*European Journal of Operational research*, *Journal of Environmental Management* y *Environmental Development and Sustainability*) aparecen tanto en una como en la otra base de datos, lo cual nos da indicios que son muy especializados los artículos que tratan la materia en cuestión y que están bien identificados.

El interés de esta revisión, es que nos proporciona los principales *journals* en los dos temas de mayor relevancia en nuestro estudio. El *journal* que tiene más publicaciones en temas de desarrollo sustentable es el *Environment, Development and Sustainability*, con 13 artículos en el periodo 2002-2005 y se encuentra en la base de datos SABI, por lo cual no tiene factor de impacto.

El *European Journal of Operational Research* es el que tiene más artículos en el mismo periodo, para la variable *DEA-Ecológica*. Destaca el número de citas que posee para este tema: sobre 6.200 citas, lo que nos da una clara referencia de la divulgación de su información.

2.2.2 Revisión Bibliográfica

De las revistas revisadas en el punto anterior, fueron seleccionados los artículos basados en los municipios y la aplicación de DEA en la ecoeficiencia. Se agrega un estudio de reciente publicación Maxime *et al.* (2006), por su oportuna aparición y relación con la temática. También se agrega los trabajos seminales de Katrin Allen (1999) y Courcelle *et al.* (1998), quienes de una manera vanguardista introducen la temática DEA en el contexto ecológico y municipal. Este apartado incluye una tabla con las principales aportaciones (tabla N° 6) que incluye: objetivos, modelos, métodos, aplicaciones y resultados de los autores referenciados. Por otro lado también generamos una tabla de “principales variables usadas por los autores” (anexo 3) con las características empíricas de los estudios referenciados (*inputs, output, output no deseado* y variables relevantes).

Se debe señalar que se encontraron diversos *papers* de medición de residuos municipales que se centraban en la temática de contabilidad medioambiental, estos estudios no se han considerado en este trabajo por no ser el objetivo de esta investigación.

En nuestra revisión encontramos 22 *papers* relacionados con nuestra temática; 8 *papers* metodológicos o teóricos y 14 *papers* de aplicación. Se incluye además el libro *Economía Ambiental, Teoría y Política* (Magadán y Rivas 1998) por el aporte a la base teórica de nuestra investigación.

Desde la perspectiva de los autores que a nuestro juicio son teóricos, podemos señalar que Bleischwitz R. (2003), señala que en los temas medioambientales existen cuatro tipos de tecnologías: tecnología en el final de la “tubería”(nivel de emisiones de residuos de producción), integración tecnológica (reciclado de materiales en la cadena productiva), ecoeficiencia tecnológica (reducción de entradas físicas en el proceso

productivo (materiales, energía, agua) mientras se mantiene los niveles económicos o productivos y finalmente nuevos diseños del sistema productivo (reestructuración total de la cadena productiva). Todo esto nos conecta con los temas de la economía ecológica ya que ésta ve a la gestión ambiental como una contribución al interés público y percibe las ventajas futuras de la ecoeficiencia como ingresos corrientes. Por otro lado, marca la temática de su investigación en indicadores de distintos sectores industriales, situación que contribuye a nuestro estudio toda vez que utilizaremos variables de tipo sectorial “socioeconómicas” en el capítulo III.

Figge y Hahn (2004) proporcionan una profunda manera de poder calcular la sostenibilidad desde un punto de vista macroeconómico, ya que proponen incluir el tercer pilar de la sostenibilidad dentro de cálculos matemáticos, considerando los aspectos sociales. En tal sentido, podrían enmarcarse en un potenciamiento de la ecoeficiencia, porque ésta tendría incluida en sus cálculos los aspectos medioambientales, económicos y sociales, situación que hasta hoy no ocurría en la literatura medioambiental.

Mickwitz *et al.* (2005) demuestra que a través de trabajos en grupo (*workshop*) más la combinación de datos básicos como los que entrega la agenda 21 en una región determinada, es posible establecer indicadores de ecoeficiencia acorde con el desarrollo de la propia región en estudio, dando a conocer la necesidad de que las políticas públicas estén en consonancia con las necesidades que se plantean.

Ekins P. (2005) plantea las implicaciones de la ecoeficiencia en la economía, revisa fortalezas y debilidades de la ecoeficiencia y genera una positiva discusión frente al rol del gobierno.

Ehrenfeld J. (2005) desde un punto de vista muy personal, señala que la filosofía y teoría de la ecoeficiencia se plantea desde la perspectiva del desarrollo sustentable. Refuerza los planteamientos del WBCSD y los conceptos iniciales de Schaltegger y Sturm (1989), respecto a las primeras descripciones conceptuales. Podemos señalar que este autor podría reforzar su punto de vista incluyendo la teoría de las externalidades que plantea Magadán y Rivas (1998).

Höh *et al.* (2002) generan un índice de ecoeficiencia con una perspectiva macroeconómica para el gobierno alemán. Se destaca en este trabajo la calidad y oportuna utilización de la información *Federal Statistical Office Germany*.

Magadán y Rivas (1998) hacen un detallado análisis de teoría de las externalidades como base de la economía ambiental y ecológica, discuten los temas de impuestos pigouvianos, los derechos de propiedad y, abordando la valoración económica del medio ambiente, terminan su obra generando una extensión (nueva vía de estudio) de la economía del medio ambiente hacia el federalismo fiscal (ambiental).

Desde la perspectiva de los autores con trabajos aplicados, podemos señalar que Courcelle *et al.* (1998) proporcionan una aplicación de los *inputs* y *outputs*, dividiendo estos últimos en deseables e indeseables. Siendo Tyteca (1996), uno de los investigadores más destacados en la materia, nos señala Courcelle *et al.* (1998), que se pueden incluir los modelos DEA con *outputs* indeseados en las mediciones de municipios, en especial en el tema de los residuos domiciliarios.

Bosch *et al.* (2000) utilizan las principales herramientas de medición de eficiencia para los temas de gestión de residuos domiciliarios dentro de la comunidad autónoma de Cataluña. Ello nos da una clara referencia de interés de la temática de gestión de residuos y sus potenciales estudios relacionados con las materias de eficiencia. Siendo nuestro norte la ecoeficiencia, este tipo de estudios refuerza el interés científico sobre la evaluación en la gestión de residuos.

Worthington y Dollery (2001) generan una discusión sobre el papel del Estado Australiano dentro de la medición de la eficiencia en la gestión de los residuos domésticos. Descubren que en un 65% se pueden mejorar los *inputs* de dicha gestión. Por lo cual señalan que regulando de mejor forma los *inputs* (costes municipales de generación y disposición de residuos) se podría generar una mejor gestión en los municipios.

Kondo y Nakamura (2005) nos proporcionan una visión de la ecoeficiencia de Japón tomando como criterio la eliminación del CO² y los vertederos dentro de una frontera dada por ambas variables, considerando distintos sectores industriales y distintos tipos

de desechos. La visión de los autores es con miras a soluciones macroeconómicas, dado que hacen sus mediciones en un contexto de país considerando como principal *output* el PGB de Japón. En tal sentido, este artículo lo podemos situar vajo una visión económica y ecológica.

Bel G. (2005) realiza un completo análisis de los gastos municipales por el servicio de residuos sólidos urbanos en Cataluña. Desde una perspectiva de política pública y regulación económica, observa que a medida que la sociedad comienza a separar los residuos, los sistemas contables municipales comienzan a especializarse y eso hace más difícil su medición.

Jollands et al. (2004) desde una perspectiva macroeconómica, generan 5 nuevas dimensiones de cómo evaluar la ecoeficiencia, sirviendo estas dimensiones como base para que los responsables de tomar de decisiones (del gobierno de Nueva Zelanda) las consideren como prioritarias. Una particularidad es que no utilizan como herramientas las formulaciones conocidas de *inputs* y *outputs* (programación matemática) sino que utilizan técnicas estadísticas.

Korhonen y Luptacik (2004) proporcionan una clara medición de ecoeficiencia utilizando DEA y centran su estudio en el nivel microeconómico, generando un índice que puede ser utilizado por cualquier sector industrial.

Prior y Rovira (2004) generan una primera aproximación de ecoeficiencia a través de distintas aplicaciones de DEA en los municipios Catalanes. Utilizan cinco modelos para determinar la ecoeficiencia, determinando en uno de ellos un coeficiente hiperbólico de eficiencia.

Suh *et al.* (2005) nos entregan una aplicación práctica de medición de ecoeficiencia en pequeñas y medianas empresas desde una perspectiva de producción más limpia, dándonos así una justificación de aplicabilidad a las SME interviniendo directamente en los factores productivos medioambientales y de costes y demostrando que se puede ser menos contaminante y a la vez mantener o reducir los costes. Ejemplos de este tipo también los podemos ver en los “*Ejemplos de actuaciones en emisiones de residuos y*

emisiones” que entregan las cartillas del Centro para la Empresa y el Medio ambiente de la Generalitat de Catalunya.

Hellweg *et al.* (2005) usan una metodología donde se puede proyectar las mejores soluciones para ir resolviendo los temas de costes en la gestión de residuos municipales, tomando en consideración 4 tecnologías dadas y proyectando en el tiempo sus posibles beneficios en la ecoeficiencia.

Côte *et al.* (2005) proporcionan una manera básica de observar el nivel de aceptación de las políticas de medición de ecoeficiencia dentro de las empresas. Estos autores hallan que el nivel de utilización de indicadores ecoeficiencia es muy bajo, por lo cual concluyen que deben emplearse mecanismos de difusión más efectivos para el uso de esta herramienta.

Erkko *et al.* (2005) utilizan una metodología de medición de índices que recomienda el WBCSD, donde demuestran que los indicadores de ecoeficiencia no son utilizados en los informes EMAS de Finlandia.

Maxime *et al.* (2006), proporcionan indicadores claros sobre el sector industrial agrícola y alimenticio. Esto refuerza la idea de que a nivel macro los temas de ecoeficiencia son factibles de implementar.

Tabla nº 6 principales objetivos, modelos, métodos, aplicaciones y resultados de los autores seleccionados.

T = Teóricos E = Empíricos

Autor (s)	Tipo	Objetivo	Modelo/Método	Aplicación	Principales Resultados
Courcelle C., Kestemont M.P., Tyteca D. (1998)	T+E	Proponen conceptos de regulación que permiten la comparación de diferentes programas medioambientales desde un punto de vista de la eficiencia en la Unión Europea.	Ratios medioambientales dados por el <i>European Recovery and Recycling Association (ERRA)</i> . Se evalúa la eficiencia productiva de dos problemas, entregando resultados según: (P.1) utilización de un <i>input</i> y un <i>output</i> deseado. (P.2) un <i>output</i> no deseado a los programas de cada DMU analizada.	El modelo entrega resultados medioambientales de 23 programas municipales de la UE. Divididos en rendimientos deseables, minimización de costes y proporción de residuos (rendimientos indeseables).	Destaca las habilidades de la medición de la eficiencia productiva incluyendo <i>output</i> indeseados.
Magadan M., Rivas J. (1998)	T	Libro que tiene por objetivo describir la base de la Economía Ambiental, teórica y política.	Genera una discusión entre economía ambiental y ecológica, define conceptos y clasificaciones medioambientales. Analiza la teoría de las externalidades en particular. Genera un análisis de las políticas medioambientales y hace una valoración económica del medio ambiente.		Genera una extensión (nueva vía de estudio) de la economía del medioambiente hacia el federalismo fiscal (ambiental).
Allen K. (1999)	T	Introducir los elementos perjudiciales al medio ambiente (indeseados) dentro de un análisis DEA.	Genera una tabla de orientación de <i>inputs</i> y <i>outputs</i> según factores dados, productores y contaminadores. Separa los <i>outputs</i> en buenos y malos según los productos generados en un proceso básico de producción.		Proporciona una estructura conceptual y aplicativa del DEA y entrega resultados medioambientales que se pueden estudiar.

Bosch N., Pedraja F., Suárez- Pandiello J. (2000)	E	Analizar la eficiencia técnica y productiva de los servicios de recolección de desechos de distintos municipios catalanes - España.	Técnicas paramétricas (frontera determinística y estocástica) y no paramétricas (DEA y FDH). Se agregan factores endógenos (densidad poblacional, factores estacionales de turismo) para el DEA.	El modelo genera índices de eficiencia y diferentes aproximaciones para 75 municipios de Cataluña. En un ranking que utiliza cantidades físicas y no precios del año 1994.	Compara resultados examinando la eficiencia media, los coeficientes de correlación, y los valores correspondientes a cada método empleado.
Worthington n A.C., Dollery B.E. (2001)	E	Evalúan la eficiencia de los municipios en la gestión de residuos domésticos del Sur de Nueva Gales – Australia.	Utilizan DEA (calcula eficiencia técnica, pura y de escala). Separa los <i>outputs</i> en reciclado y recogida de disposición final. Agrega un <i>output</i> de coste de reciclado. Utiliza los test de Welch, Mann-Whitney, Banker`s para contrastar hipótesis.	Analizan 103 municipios que representan el 59% de los gobiernos locales de Nueva Gales. Compara la eficiencia dividiendo áreas geográficas y demográficas. La eficiencia técnica y de escala varía según los municipios.	Los resultados sugieren una uniformidad legal en la materia de residuos para la medición de la eficiencia en los municipios, ya que los <i>inputs</i> de la gestión de desechos podrían disminuirse en un 65%.
Höh H., Score K., Seibel S. (2002)	T	Generan indicadores de ecoeficiencia a partir de indicadores de eficiencia productiva para el gobierno alemán.	Recomienda los <i>inputs</i> como CO ₂ , materiales no renovables, energía, etc. Y como <i>output</i> utiliza el PGB en un modelo simple de eficiencia productiva. Reseña gráficamente los indicadores de distintos sectores industriales de los años 1991/98.		Describe como se genera la productividad y cuales son los factores que cubre la contabilidad económica ambiental alemana. Genera un análisis de lo que ha pasado con la temática en años anteriores.

Bleischwitz R. (2003)	T	Bosqueja un marco teórico para las dimensiones cognitivas e institucionales de la ecoeficiencia. Utilizando acercamientos de la nueva economía institucional.	Utiliza una tabla de la evolución de desechos de los periodos 1996-2000 de Alemania.		Acentúa el papel cognoscitivo que las organizaciones tienen en la adopción de las tecnologías limpias o verdes. Señala que la adopción de ecoeficiencia es aun muy precaria y centrada en el sector privado.
Jollands N., Lermitt J., Patterson M. (2004)	E	Desarrollan índices agregados para la creación de políticas que mejoren la ecoeficiencia dentro de Nueva Zelanda.	Utilizan la técnica estadística de análisis de componentes rotados (PCA) con variables de distintos sectores económicos.	Desde una perspectiva macroeconómica, reducen 46 sectores productivos a 14 variables de análisis.	Generan 5 dimensiones de ecoeficiencia: intensidad del agente contaminador, emisiones y energía del aire, intensidad de materiales, de la tierra y de entradas de agua.
Korhonen P., Luptacik M. (2004)	E	Analizan y generan a través de DEA indicadores de ecoeficiencia de un sector industrial, para que pueda ser homologable a otras realidades industriales.	Generan dos aproximaciones de medición a través de DEA (1) miden la eficiencia de los <i>outputs</i> deseables con los <i>inputs</i> . (2) miden los <i>outputs</i> deseables con los <i>outputs</i> no deseables por separado. Combinan ambas mediciones de eficiencia en un segundo acercamiento para disminuir las salidas indeseables.	Trabajan con una muestra de 24 plantas de generación eléctrica de Europa.	Logran medir la ecoeficiencia en dos pasos: primero, estiman la eficiencia técnica y ecológica. Con los resultados, en un segundo paso, generan un segundo DEA que proporciona indicadores de ecoeficiencia.

Figge F., Hahn T. (2004)	T	Proponen un nuevo acercamiento para medir las contribuciones de las empresas al desarrollo sostenible, más allá de la ecoeficiencia.	Proponen la utilización de programación matemática para demostrar que una empresa puede contribuir al valor agregado sostenible (VAS) utilizando factores eco-sociales (completando el tercer pilar de la sostenibilidad).		Señalan que es más prometedor desarrollar medidas de sostenibilidad basadas en los costes de oportunidad social.
Prior D., Rovira MR. (2004)	E	Elaboran una información primaria sobre la gestión de residuos locales de Cataluña España.	DEA y función de distancia direccional considerando un <i>output</i> indeseado.	Utilizan una muestra de 156 municipios de más de 5000 habitantes.	Generan resultados de 6 indicadores de ecoeficiencia.
Bel G. (2005)	E	Analiza los factores explicativos de los gastos en que incurren los municipios catalanes por el servicio de residuos sólidos urbanos.	Determina una función de gasto municipal y estima una forma paramétrica desde una perspectiva contable. Emplea análisis multivariante para determinar los factores que influyen en los gastos municipales por el servicio, analizando la influencia de la gestión (pública o contratación externa.)	Las estimaciones fueron realizadas a 186 municipios incluyendo las variables: gasto total, cantidad de residuos eliminados, residuos selectivos, densidad poblacional, frecuencia y actividad turística sólo del año 2000.	La selección de residuos ha aumentado la complejidad de la organización del servicio de residuos sólidos urbanos. Se encuentran economías de escala en los municipios pequeños.
Kondo Y., Nakamura S. (2005)	E	Proponen un modelo de medición de Ecoeficiencia aplicando programación lineal para Japón.	Mide el nivel macro entre el producto interno bruto como <i>output</i> y la suma de cargas ambientales como <i>input</i> , asociadas a actividades económicas (estilo de vida de los consumidores, tecnología para satisfacerla, gestión de desechos, inversión y gastos del gobierno)	La muestra está compuesta de 80 sectores industriales del año 1995. Generan 42 tipos de desechos y los clasifican en 4 sectores de tratamiento (incineración, desecho, sistemas de abono).	El modelo genera una simple expresión cuantitativa que se orienta a minimizar los principales agentes contaminantes en una frontera dada por las emisiones de CO ₂ y el

			orienta el modelo hacia la minimización de los <i>input</i> .		volumen de consumo que absorben las plantas de disposición final.
Mickwitz P., Melanen M., Rosenström U., Seppälä J. (2005)	T	Determinan indicadores de ecoeficiencia para su medición a largo plazo en Finlandia.	Dentro de un proyecto (ECOREG), combinan datos estadísticos de la región de Kymenlaakso, Finlandia. A través de correlaciones, aproximan los datos de la región finlandesa a la UE, en una combinación de indicadores básicos (económicos, medioambientales y sociales).	La base de datos de la información fue sacada del trabajo de taller visto en Melanen M. <i>et al.</i> (2004). Quienes tomaron como partida los datos de la Agenda 21 de los municipios de Kymenlaakso.	Dejan entrever la necesidad de dialogo o complementariedad entre las investigaciones y las políticas públicas sobre la materia de residuos y medio ambiente en general.
Suh S., Lee K.M., Ha S. (2005)	E	Aplican indicadores de ecoeficiencia en pequeñas empresas de Corea del Sur.	Determinan niveles de impacto medioambientales a través de correlaciones estadísticas, generando criterio de medición de costes productivos de CO ₂ de distintos productos en (€) y sus emisiones como cargas en (kg).	La muestra esta compuesta de pequeñas y medianas empresas PyMES, de componentes de equipos electrónicos del año 1999.	Se logró que una simple representación de índice de ecoeficiencia sea convertida y aplicada a procesos productivos de pequeñas empresas. Reduciendo el coste de toxicidad humana en un 20% (agua).
Hellweg S., Doka G., Finnveden G., Hungerbühler K. (2005)	E	Proponen un indicador de eficiencia económica ambiental (ECE) mediante la medición de eficacia de los procesos en la salida productiva (<i>end-of-pipe</i>)	Utilizan ecuaciones lineales para separar gravámenes financieros y ambientales, desarrollando un indicador llamado eficiencia económica ambiental (ECE) que cuantifica las ventajas ambientales de una tecnología A sobre una tecnología B considerando costes adicionales.	Aplican las ecuaciones sobre 4 tecnologías dadas en los municipios de Europa (relleno sanitario, tratamiento mecánico-biológico, incineración y procesos termales “gasificación”).	Resuelven que las tecnologías termales son las más ecoeficientes para el medio ambiente. Refuerzan que la incineración es la más apropiada para el tratamiento de desechos municipales desde la

					perspectiva de costes, para un periodo de tiempo de 100 años.
Côte R., Booth A., Louis B. (2005)	E	Evalúan las acciones emprendidas por las empresas según 35 acciones de ecoeficiencia, recomendadas por el WBCSD y por el centro de ecoeficiencia de Canadá (EEC).	Revisión de usos de indicadores ecoeficientes.	Utilizan para la investigación a 25 empresas de 12 sectores industriales distintos que las selecciona de una base de datos del centro de ecoeficiencia de Nueva Escocia (2002).	Concluyen que los niveles de medición de ecoeficiencia son bajos dentro de las pequeñas empresas de Nueva Escocia. 9 de 35 acciones son usadas, no siguiendo los patrones recomendados por el WBCSD.
Erkko S., Melanen M., Mickwitz P. (2005)	E	Examinan si el concepto de ecoeficiencia se ha incorporado en los informes EMAS de Finlandia.	Revisar, según criterio establecido de 4 fases, si los conceptos e indicadores de ecoeficiencia de la WBCSD son utilizados o mencionados en los informes voluntarios de auditorias de ecogerencia <i>Eco-Management and Audit Scheme</i> EMAS.	Se revisaron 40 declaraciones voluntarias de informes EMAS del 2001/02.	Se demuestra que el concepto de ecoeficiencia no es utilizado en los informes medioambientales, recomendando una mayor concienciación sobre su uso, por los beneficios que representa tanto para las empresas como para el medio ambiente.

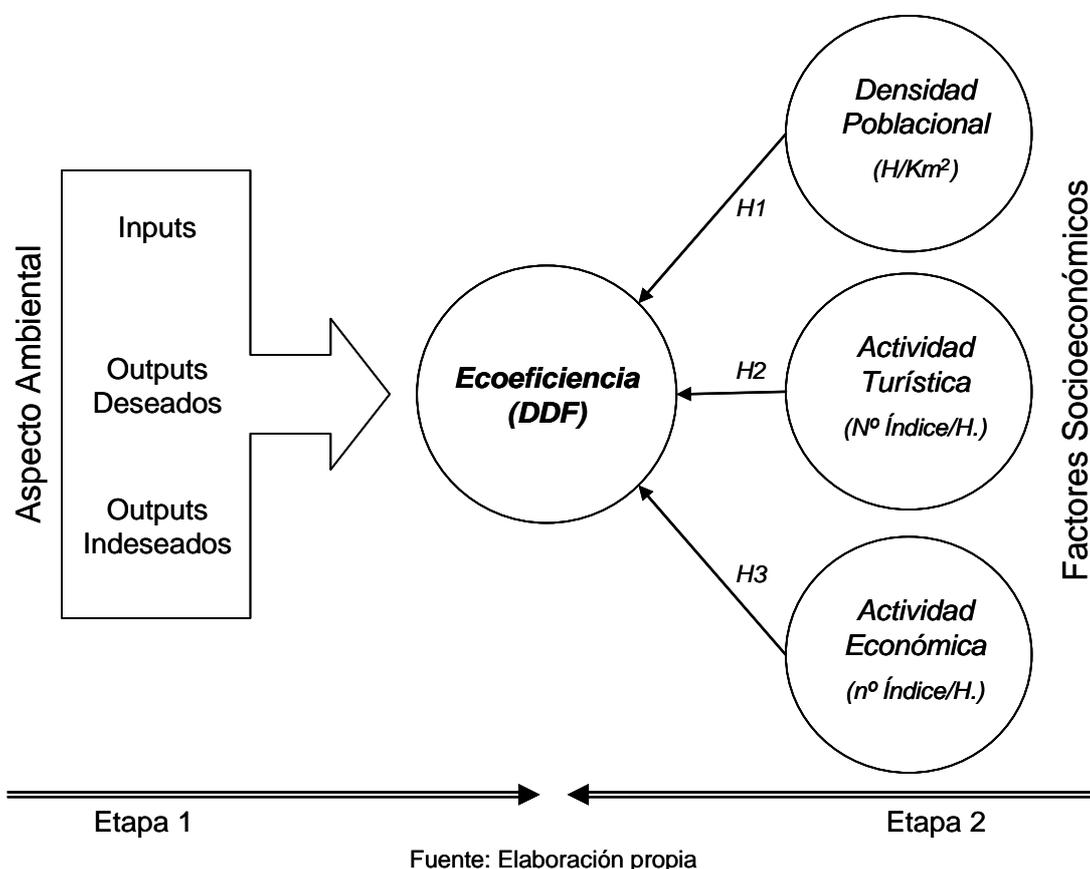
Kuosmanen T., Kortelainen M. (2005)	E	Ilustran cómo el DEA se puede utilizar para determinar el nivel de ecoeficiencia en un sector determinado de la economía de Finlandia.	Utilizan DEA para determinar la ecoeficiencia del transporte privado de 3 áreas geográficas. Considerando las emisiones de gases con efecto invernadero.	Se miden las poblaciones de Kuopio (87 mil/H), Joensuu (52 mil/H), Mikkeli (46 mil /H) más un patrón generado (benchmark de 30 ciudades) en el año 2002.	Justifica el uso de DEA en la medición de la ecoeficiencia. Señalan que para el caso práctico solo la ciudad de Mikkeli alcanza la ecoeficiente.
Ekins P. (2005)	T	Plantea las nuevas direcciones, motivos e implicaciones económicas de la ecoeficiencia.	Revisa las fortalezas y debilidades de la ecoeficiencia, comparando las acciones de esta con las políticas de gobierno. Genera una discusión en torno al rol positivo del gobierno frente a la temática medioambiental y productiva.		Concluyen que el conjunto de la economía de una nación, adoptando políticas macroeconómicas de ecoeficiencia, puede generar una nueva manera productiva industrial con métodos y acciones exportables.
Ehrenfeld J. (2005)	T	Desde una perspectiva personal describe la filosofía, teoría y herramientas que utiliza la ecoeficiencia.	A través de una recopilación de datos de distintos autores forma los conceptos que describe en su análisis.		Refuerza las ventajas de la ecoeficiencia para la sociedad, en especial el papel de las empresas y del gobierno en su forma de autoevaluarse.
Maxime D., Marcotte M., Arcand Y. (2006)	E	Establecen indicadores de ecoeficiencia para la agricultura y sector alimentario en Canadá.	Utilizan <i>inputs</i> y <i>outputs</i> microeconómicos, combinando el sector industrial agro/alimentario con las plantas de tratamientos municipales.	Toman distintas bases de datos oficiales de Canadá (anteriores al 2003), para la generación de indicadores que seguirán siendo evaluados hasta el 2008.	A través de 5 pasos, desarrollan 10 indicadores de ecoeficiencia en el sector agrícola y alimenticio.

2.3 Modelo General e Hipótesis

En este punto proponemos un modelo general que comprende las exigencias mínimas expresadas por Allen (1999), separando *inputs* y *outputs* en deseados e indeseados, dentro de un aspecto medioambiental básico como señala Courcelle *et al.*(1998). Este modelo lo aplicaremos por separado a los cuatro años seleccionados para nuestro análisis, el modelo se presenta en la Figura 6.

Figura nº 6 Modelo general de la investigación.

Modelo: DDF y Factores influyentes en la ecoeficiencia



El modelo nos orientará hacia la formulación de un indicador de ecoeficiencia medioambiental utilizando como herramienta de cálculo la metodología de función de distancia direccional *Directional Distance Function DDF*, en donde serán utilizados algunos de los indicadores medioambientales (EPIs) señalados por Tyteca (1996). Para la consecución de dicho modelo, se proponen dos etapas: (1) realizar los cálculos de la

ecoeficiencia utilizando el método DDF, que será explicado en detalle en el capítulo III y (2) contrastar las variables señaladas en las hipótesis (factores socioeconómicos) con los resultados de DDF en un modelo de regresión de Tobit.

Para la consecución de la primera etapa del modelo, se debe determinar el número de unidades de decisión *Decision Making Units* DMUs, se hace la clasificación de *inputs* y *outputs* en deseables, indeseables e indiferentes y se define un EPI (cantidad de residuos seleccionados/cantidad total de residuos) como medida de resultado.

En cuanto a los EPIs, ellos pueden ser observados en los trabajos de Courcelle, *et al.* (1998); Allen, (1999); Burritt y Saka (2005); Maxime *et al.* (2006). Con esos datos, se hace el cálculo de la ecoeficiencia, lo que determinará cuales son los municipios ecoeficientes y cuales no, viendo en qué porcentaje deben aumentar o disminuir sus *inputs* y *outputs* para alcanzar la ecoeficiencia.

Los *inputs* y *outputs* seleccionados en la muestra (en detalle en el capítulo IV) corresponden a cuatro años en estudio (2000 al 2003). Principalmente se usaron *inputs* de los que se pudo obtener datos claros y fiables, en particular sobre cantidad de habitantes por municipios y número de contenedores de selección de desechos (papel y cartón, vidrios, material orgánico). Los *outputs* que son principalmente generación total de residuos, fueron divididos en deseables e indeseables, siendo el total de residuos deseables la parte de residuos que va a reciclaje y la diferencia se contabiliza como *output* no deseado.

La base de datos se construyó con los informes de la Agencia de Residuos de Cataluña (ARC), el Idescat, los Informes de “LaCaixa” de los años en estudio y el INE.

La consecución de la segunda etapa se resume en contrastar factores socioeconómicos con los resultados de la primera etapa, lo que nos dirá cuáles de los factores que influyen de manera exógena en la ecoeficiencia.

Los factores socioeconómicos (densidad poblacional, actividad turística y actividad económica), se han extraído principalmente de la revisión bibliográfica, de otros autores y organismos internacionales que han influido en nuestra investigación. Los distintos autores y organismos internacionales, han utilizado estos factores para determinar distintas

interacciones entre factores tanto exógenos como endógenos. Hemos confluído en estos tres factores, por ser ellos los que tienen un mayor uso y por otro lado se puede obtener mayor información (revisar el anexo 3 para tener una mejor comprensión). En la formulación de las hipótesis podemos observar con más de detalle a los autores que han influido en la elección de estos los factores.

2.3.1 Hipótesis

- **Densidad Poblacional**

El conocido e histórico aumento de la concentración de la población en núcleos urbanos, por factores netamente productivos, a la larga ha generado un fuerte aumento del consumo (en busca de un bienestar económico y seguridad familiar), también a traído consigo una mayor generación de residuos (OCDE 2002). Esto nos lleva a analizar la densidad poblacional por que tiene un importante papel dentro de los municipios. Tanto es así que podemos ver la influencia de la densidad de población y sus costes en destacados trabajos sobre las economías de escala en la gestión económica municipal como los de Kitchen (1976), Stevens (1978) y más recientemente el trabajo de Callan y Thomas (2001).

La densidad poblacional se presenta como un ratio que relaciona el número de viviendas con la superficie de los municipios en Km^2 , orienta a los legisladores en la toma de decisiones en materias como inversiones en infraestructura vial, colegios, hospitales, etc.

De los antecedentes disponibles sobre este factor Bel (2006), señala que los datos están muy desagregados, por tal motivo, señala que se puede tomar como indicador de densidad poblacional municipal, el estándar de densidad de población, habitantes por kilómetro cuadrado (H/Km^2). De esta manera, podemos construir nuestra base de datos a partir de la información recogida del INE y del IDESCAT. Viendo la importancia de esta variable y reforzando la teoría de las externalidades, ya que este es un factor que no controlamos y que podría influenciar en la ecoeficiencia, nos surge la siguiente hipótesis:

H1: El aumento de la densidad poblacional refleja un mayor nivel de ecoeficiencia en la gestión de residuos municipales.

- **Actividad Turística**

Los municipios experimentan grandes dificultades a la hora de gestionar los desechos sólidos urbanos, más aún cuando a éstos llegan turistas en épocas o fechas determinadas. Bel (2006), utiliza la variable turismo para sus estudios de gasto municipal por el servicio de residuos, señalando que los efectos del turismo estacional sobre los gastos por el servicio pueden ser positivos y significativos. A ello debemos agregar que Bosch, *et al.* (2001) también utilizan esta variable (como no controlable) para medir la eficiencia técnica y de coste de los servicios de recogida de residuos en 73 municipios de Cataluña. En la misma línea, Balaguer *et al.* (2002) utilizan la variable turismo para determinar la eficiencia y calidad en la gestión de las administraciones locales y se dan cuenta que esta variable no tiene una alta significancia en su estudio. Aun así, la destacan como una variable socioeconómica exógena.

El hecho de que con cierta frecuencia el propio accionar de la actividad turística tenga efectos negativos sobre el medio ambiente, en especial sobre los recursos turísticos naturales, torna más urgente un análisis de las relaciones entre turismo y medio ambiente Furió (1996).

Para nuestro estudio, el índice de actividad turística se calcula en función de la cuota tributaria (cuota de tarifa) del impuesto de actividades económicas (IAE), que tienen en cuenta el número de habitaciones, así como la ocupación anual (apertura durante parte o todo el año) y categoría de los establecimientos turísticos²¹.

El índice turístico es un índice simple que se obtiene aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{Índice Turístico} = \frac{\text{Cuota de la comunidad}}{\text{Total cuota España}} \times 100.000$$

Fuente: Anuario Económico de España “Lacaixa” 2003.

²¹ Para una mayor comprensión ver el Anuario Económico de España “Lacaixa” 2003, pag. 621.

Teniendo en cuenta esta consideración, supondríamos que la actividad turística relativa (dividiendo el índice turístico por el número de habitantes de cada municipio) podría influenciar de manera directa en la gestión de los municipios y nos lleva a formular la siguiente hipótesis:

H2: A mayor actividad turística relativa mayor es el nivel de ecoeficiencia municipal.

- **Actividad Económica**

La actividad económica de un municipio actúa directa y positivamente en los ingresos que perciben estos y obviamente en los gastos que los propios municipios hacen en la gestión de residuos. El factor actividad económica, ha sido usado en trabajos de De Mello (2002); Borges, *et al.* (1993); Inman (1989); Walls, *et al.* (2005); Worthingt y Dollery (2001). Donde por lo general este factor es destacado como primordial para el desarrollo de los municipios o gobiernos locales.

En tal sentido podemos incluir el índice de actividad económica de manera relativa (dividiendo este índice por el número de habitantes de la cada municipio) como un factor externo a la ecoeficiencia, toda vez que se obtiene en función del impuesto correspondiente al total de actividades económicas – empresariales (industriales, comerciales y de servicios) y profesionales.

El valor del índice expresa la importancia de la actividad económica en tanto por cien mil sobre una base nacional de 100.000 unidades equivalente al total de dichas cuotas tributarias empresariales y profesionales.

El procedimiento empleado para calcular este índice, es el mismo que el expuesto para el índice turístico. En si, índice está correlacionado con la cuota de mercado, es decir, suele existir bastante correlación entre la capacidad de compra y los impuestos correspondientes a las actividades económico-empresarial y profesional²².

²² Para una mayor comprensión ver el Anuario Económico de España “Lacaixa” 2003, pag. 622.

Siendo la actividad económica una externalidad positiva a la gestión municipal, cabe formular la siguiente hipótesis:

H3: A mayor actividad económica relativa, mayor ecoeficiencia en la gestión municipal.

Contestando estas hipótesis podremos ver qué factores pueden ser determinantes de la ecoeficiencia en la gestión de residuos municipales. Seguidamente tendremos un referente para desarrollar un instrumento cualitativo, en una segunda etapa de tesis doctoral, que nos permita definir factores endógenos y/o exógenos que influyen en la ecoeficiencia de los municipios. A priori podríamos señalar como ejemplo: factores de tipo organizativo; municipios que cuentan con áreas específicas de medio ambiente o tienen un alto nivel profesional a la hora de gestionar los recursos; de tipo financiero (que cuentan con ingresos extras o tienen excepciones impositivas); que cuentan con asesorías externas (ONGs, proyectos extranjeros, etc.).

CAPITULO III

METODOLOGÍA Y APLICACIÓN MUESTRAL

3.1 Eficiencia no paramétrica (DEA y DDF)

El objetivo de este capítulo es tratar la temática de la medición de la eficiencia, considerando los distintos avances que se han producido en el desarrollo de la metodología de análisis envolvente de datos *Data Envelopment Analysis* (DEA) y la función de distancia direccional *Directional Distance Function* (DDF). En este análisis centraremos nuestra atención en la medición de los *outputs* no deseados, ya que son éstos los que salen en el proceso productivo y que afectan directamente a cualquier medida en pro de las restricciones medioambientales.

Muchas veces se confunden algunos conceptos relacionados con la materia de eficiencia, en especial los conceptos de competitividad, productividad y eficiencia como tal. Según Álvarez (2001) los tres conceptos señalados se complican, ya que desde el punto de vista de la teoría económica, las organizaciones que maximizan sus beneficios se consideran eficientes productivamente. Es muy común encontrar en diferentes tipos de literatura (folletos, libros, revistas, etc.) una confusión al respecto de los tres conceptos, por lo tanto para nuestra investigación es necesario hacer estas diferencias ya que podríamos confundir con facilidad temas de productividad y competitividad relacionándolos con la ecoeficiencia. En tal sentido, se hace una rápida descripción de cada uno de los términos.

3.2 Competitividad

La competitividad no tiene una aceptación clara en el mundo de la microeconomía, más bien se acepta como la “capacidad para competir” por parte de las organizaciones (Álvarez 2001), pero no se ha formalizado matemáticamente, siendo ésta una limitación. El concepto apunta a la obtención de ventajas por encima de la media de cualquier industria, es decir, la obtención de ventajas competitivas y el aprovechamiento de éstas para mantener un nivel de rentabilidad sobre la media de los competidores, esto según el planteamiento de Porter (1980). En tal sentido, las ventajas competitivas de diferenciación, coste y enfoque, conllevan a una estrategia competitiva de cualquier empresa, no importando el sector industrial ni siendo necesariamente una organización con o sin fines de lucro.

Esta temática nos lleva a revisar los planteamientos de Mintzberg (1988), y nos damos cuenta de que la postura Porteriana, queda limitada, ya que las ventajas competitivas pueden tener un canal de aceptación más amplio, en el cuál pasan a tener influencia en la competitividad los temas de calidad, diseño, imagen, imitación y precios. Todo dentro de un modelo para el análisis de la temática de recursos y capacidades, en el cual hoy se evalúa el potencial para crear, mantener y desarrollar una ventaja competitiva (Grant, 1996).

Bajo un prisma de observación entre metodologías competitivas encontramos a Kotha y Vadlamani (1995) que comparan y contrastan el poder descriptivo de la tipología de Mintzberg con la tipología de Porter, siendo el primero un referente mucho más sólido a la hora de buscar una definición de competitividad. En tal sentido, para esta investigación la competitividad ocupará un papel secundario, toda vez que buscamos primeramente saber cuál es el nivel de ecoeficiencia y los factores que influyen en la gestión de los residuos municipales, para luego investigar cuáles son los factores que afectan a la ecoeficiencia. Los resultados de esa segunda etapa quizás nos puedan dar luces sobre factores de competitividad que puedan tener distintos municipios y poder determinar en sí, cuáles serían sus ventajas competitivas.

3.3 Productividad

La productividad se manifiesta como el ratio de un indicador de *output* dividido por un indicador de *input* (relación entre *output* “salidas” e *input* “entradas”), es decir el número de unidades de *output* producidas por cada unidad empleada del factor. Los factores pueden ser por ejemplo: trabajo, tierra, capital, etc. En tal sentido la utilidad de la productividad media de un factor, como criterio para medir la eficiencia de una empresa es escaso, puesto que el valor de la productividad media depende del factor a considerar, como por ejemplo el factor trabajo, capital o tierra.

Para el caso de una empresa que genera un *output* (y_i) a partir de un *input* (x_i), es posible hablar de Productividad Parcial (Thiry y Tulkens, 1989):

$$PP = \frac{y_i}{x_i} \quad (3.1)$$

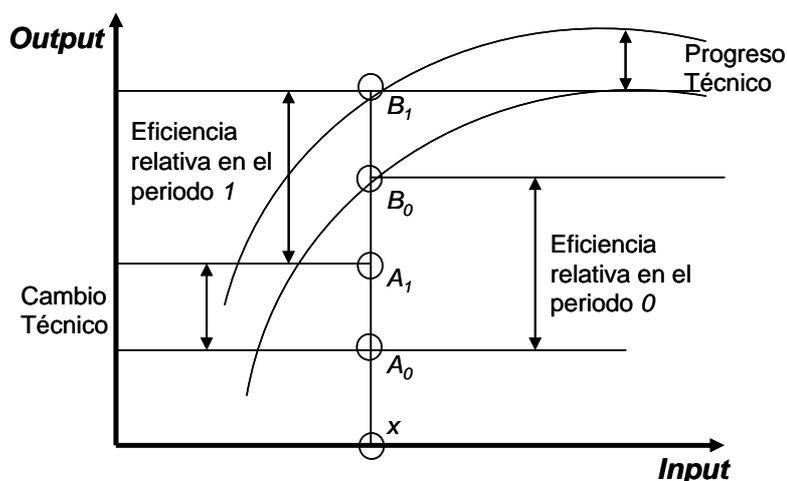
Una manera de superar la escasa utilidad de los factores es utilizando el concepto de Productividad Total de los Factores (PTF) revisado por Sudit (1995), el cual se define como el cociente entre la suma ponderada de los *outputs* (y_i) y una suma ponderada de los *inputs* (x_i) también llamados índices:

$$PTF = \frac{\sum a_i y_i}{\sum b_j x_j} \quad (3.2)$$

Donde a_i , b_j son las ponderaciones de *output* e *input*.

Comparando distintas empresas productivamente (de una misma industria) se puede ver si hay un cambio o progreso técnico. El *progreso* técnico se da cuando una empresa aumenta su rendimiento de un periodo a otro (mueve su frontera) lo que es igual a aumentar su media para alcanzar la eficiencia. El *cambio* técnico mide los traslados en la frontera de producción y se da cuando la empresa ineficiente llega a la frontera productiva. En tal sentido podemos dibujar los rayos de productividad y la frontera de producción de cada empresa en un gráfico de dos dimensiones (ver página siguiente).

Gráfico 1 Cambio técnico y progreso técnico.



Fuente: adaptado de Färe *et al.* (1994).

Como se puede observar en el Gráfico 1, la unidades de decisión *Decision Making Units DMU* A, ha tenido un cambio técnico, una vez que ha mejorado el nivel de eficiencia relativa y se ha movido hacia la frontera eficiente en el período 1. La *DMU B* ha movido la frontera en el período 1, con relación al período 0, lo que indica que tuvo lugar un progreso técnico.

3.4 Eficiencia

El concepto y medición de la eficiencia fue desarrollado primeramente por Farrell (1957). El autor formuló el marco teórico básico para estudiar y medir la eficiencia y propuso que se visualice la eficiencia desde una perspectiva real y no ideal, donde cada firma o unidad productiva (organización con o sin fines de lucro) sea evaluada en relación con otras unidades tomadas de un grupo representativo y homogéneo. Bajo esta lógica se determina empíricamente un estándar de referencia “la frontera”, con la cuál se pueden comparar a las unidades para determinar si son eficientes o no. Entonces la eficiencia está en utilizar la combinación de *inputs* y *outputs* de manera que no haya ningún desperdicio (Sudit, 1995). En otras palabras, la eficiencia expresa la distancia entre las cantidades de *outputs* e *inputs* consideradas y las cantidades óptimas que definen la frontera (Thiry y Tulkens, 1989, p.24)

Farrell (1957), dividió a la eficiencia en dos componentes: la eficiencia asignativa y la eficiencia técnica. La eficiencia asignativa muestra la habilidad de una empresa para usar los factores en proporciones óptimas, dados los precios de éstos, y obtener un determinado

nivel de producción con el menor coste, o bien, para determinados niveles de costes, obtener la máxima cantidad de productos. Vale decir, cuando la empresa combina los *inputs* en la proporción que minimiza su coste de producción.

La eficiencia técnica, se refiere a la habilidad de una empresa para obtener el máximo nivel de producción dado un conjunto de insumos o bienes, o bien, a partir de un nivel dado de productos, obtener el producto con la menor combinación de insumos. En otras palabras, cuando la DMU obtiene el máximo *output* posible con la combinación de *inputs* empleados o cuando emplea la menor cantidad posible de *inputs* para obtener la misma cantidad de *outputs*.

Lovell (1993), justifica la medición de la eficiencia dado que ésta permite ordenar y evaluar las DMUs²³ analizadas, siendo posible diseñar mecanismos de incentivos que premien a las mejores DMUs y proponer políticas que incentiven la mejora de las DMUs que son ineficientes.

En la misma línea, Álvarez (2001) nos referencia la eficiencia de escala, que se da cuando una empresa está produciendo en una escala de tamaño óptimo, y es la que le permite maximizar el beneficio. Pasando a ser un tercer tipo de eficiencia.

En general lo que intenta medir la eficiencia es el proceso de transformación de *input* en *outputs* o tecnología de producción. Ambos tipos de eficiencias (técnica y asignativa), combinadas, proveen una medida de la eficiencia económica. Para el presente estudio, se considerarán los modelos de eficiencia técnica.

²³ Las DMUs son las diferentes empresas u organizaciones de un mismo sector industrial que se están midiendo bajo los modelos de eficiencia.

3.4.1 Eficiencia Técnica

Koopmans (1951), definió la eficiencia como un vector compuesto por insumos y productos, donde es tecnológicamente imposible incrementar algún producto (y/o reducir algún insumo) sin simultáneamente reducir algún otro producto (y/o incrementar algún otro insumo). Por su parte, Debreu (1951) y Farrell (1957) desarrollaron índices de eficiencia técnica. Según Álvarez (2001), Debreu (1951) fue el primero en diseñar una medida de eficiencia productiva a la que llamó “coeficiente de utilización de recursos”. La medida sugerida es el cociente entre el coste del nivel óptimo (o eficiente) de insumos y el coste de los insumos efectivamente utilizados. Farrell (1957), propuso medir la eficiencia productiva comparando el producto óptimo y el producto efectivo. Debido a que la frontera de producción predice el valor óptimo (o eficiente) de producción y^* , y dado que para cada DMU se tiene el valor observado de su producto y^o , podemos obtener un coeficiente de eficiencia dado por:

$$n = \frac{y^*}{y^o} \quad (3.3)$$

También es posible calcular el coeficiente de eficiencia utilizando la metodología de Jondrow (1982), que calcula la ineficiencia esperada y con ella el valor óptimo de producción para cada unidad productiva. Dado este valor óptimo se calcula el coeficiente de eficiencia de la siguiente forma:

$$n = \frac{y^o}{y^o + E(v)} \quad (3.4)$$

Donde y^o representa el nivel de producción observado y $E(v)$ la ineficiencia esperada. Sin embargo, esta forma de medir la eficiencia no puede ser utilizada cuando existen múltiples insumos y productos relacionados con diferentes recursos, actividades y factores ambientales.

Las medidas de eficiencia relativa donde hay múltiples posibilidades de insumos y productos fueron desarrolladas inicialmente por Farrell y Fieldhouse (1962). Los autores se basaron en una unidad eficiente virtual construida como un promedio ponderado de

unidades eficientes, la cual se utiliza como unidad de comparación para otras DMUs. Una medida de eficiencia relativa con múltiples productos e insumos se define como:

$$Eficiencia_j = \frac{u_1 y_{1j} + u_2 y_{2j} + \dots}{v_1 x_{1j} + v_2 x_{2j} + \dots} \quad (3.5)$$

Donde los u_i corresponden a los ponderadores de los productos y_i y los v_i corresponden a los ponderadores de los insumos x_i .

Esta medida de eficiencia requiere un conjunto común de ponderadores para ser aplicados a lo largo de todas las unidades. La metodología llamada Análisis Envoltente de Datos *Data Envelopment Analysis* (DEA) desarrollada por Charnes, Cooper y Rhodes (1978), nos permite escoger este grupo de ponderadores, ya que es una técnica de programación matemática.

Para medir la eficiencia técnica es necesario estimar fronteras de producción que permitan la comparación entre el nivel óptimo de producto y el nivel efectivo. Tanto en la literatura económica, como en la de investigación de operaciones encontramos fundamentalmente dos enfoques para abordar el problema de la estimación de fronteras de producción: los modelos *paramétricos* y los *no paramétricos*.

Los modelos paramétricos son probablemente los más comunes y entre ellos destaca el modelo de frontera de producción estocástica, cuya mayor desventaja es tener que suponer una forma funcional explícita para la tecnología, así como una determinada distribución de las ineficiencias, lo cual implica el uso de la econometría. La evaluación econométrica se desarrolla adaptando la idea inicial de eficiencia a la forma funcional de una frontera. La frontera indica la máxima producción para una combinación dada de factores. Los puntos por debajo de la frontera representan firmas que producen por debajo del máximo posible, pero nunca por encima de ésta. Esta función, si bien permite la existencia de desviaciones de la frontera por razones distintas a la ineficiencia, tiene la limitante de suponer *a priori* una forma funcional para los datos.

Los métodos no paramétricos en cambio, empleados por el DEA, no requieren asumir ninguna forma funcional, debido a que la medida de eficiencia de las DMUs son relativas a

otras DMUs de la muestra. Además permite, de forma relativamente sencilla, trabajar con múltiples productos a través de una programación lineal.

3.5 Análisis Envoltente de Datos – DEA

El DEA, al ser una técnica no paramétrica, no requiere la especificación de una forma determinada de curva. Se establece la formulación del modelo y la resolución calcula la frontera de producción envolviendo los datos. Para cada uno de los datos determina si pertenece o no a la frontera. Además, el DEA se adapta a contextos multiproductos (Charnes *et al.*, 1994; Cooper *et al.* 1999) e incluso, de ausencia de precios (lo que para nuestro estudio es muy adecuado, ya que *a priori* no contamos con datos de coste).

Como desventaja, Se le atribuye al DEA el hecho de no contemplar el error aleatorio de los datos (errores en la base de datos), con lo cual toda desviación del óptimo es considerada ineficiencia. Además, sus resultados pueden verse afectados por la presencia de observaciones atípicas (*outliers*), que muchas veces tienen su origen en errores en la base de datos.

Charnes, Cooper y Rhodes (1978), desarrollaron la conocida formulación CCR dentro del modelo original de DEA. Ellos proponen que la eficiencia relativa de una DMU puede ser obtenida con la resolución del siguiente problema:

$$\text{Max}_{u,v} = \frac{u'yi}{v'xi} \quad (3.6)$$

Sujeto a las restricciones (*s.a.*):

$$\frac{u'y_j}{v'x_j} \leq 1 \quad , \quad j = 1,2,3,\dots,N \quad (3.7)$$

$$u, v \geq 0.$$

Donde:

u' = peso asociado al *output* genérico *i*-ésimo

v' = peso asociado al *input* genérico *i*-ésimo

y_j = cantidad de *output*

x_j = cantidad de *input*

N = número total de DMUs.

Se puede asumir que los datos se componen de K *inputs* y de M *outputs*, x_i e y_i representarán sus vectores respectivos para cada una de las N *DMUs*.

La eficiencia de cada *DMU* se obtiene maximizando el cociente (3.6) que mide la eficiencia de dicha unidad, sujeto al proceso de optimización de la eficiencia de todas las *DMUs*. Tanto el numerador como el denominador quedan expresados en términos de *inputs* y *outputs* ponderados por un sistema homogenizador de las unidades en que se miden las diferentes variables. En términos analíticos constituye un modelo de programación fraccional, cuyas variables representan los pesos más favorables para la firma analizada. Los pesos son, en verdad, lo que Charnes, Cooper y Rhodes (1978) llaman de *shadow prices* y permiten calcular la eficiencia de las *DMUs* sin que los precios reales de las variables (*inputs* y *outputs*) sean conocidos.

Los resultados del modelo proporcionan el parámetro de la eficiencia de cada *DMU* con respecto a sus pares, así como los valores de peso o *shadow prices* que han permitido lograr la eficiencia. Si el óptimo resultado es 1, entonces la firma es eficiente en términos relativos respecto a las otras que no son eficientes, es decir, que tienen valores inferiores a 1. Por el contrario, si el óptimo es menor que 1 ello simboliza que, aún habiendo elegido la *DMU* evaluada sus pesos más prósperos, existen *DMUs* en la muestra que combinan sus *inputs* y *outputs* de una manera más eficiente.

Siguiendo la linealización de la estructura del modelo (3.6) para resolverlo por programación lineal, se maximiza el numerador y se iguala el denominador a una constante. La eficiencia relativa de cada firma se obtiene a través del siguiente programa lineal:

$$\text{Max}_{u,v} = (u' y_i) \quad (3.8)$$

Sujeto a las restricciones:

$$\begin{aligned} v' x_i &= 1 \\ u' y_j - v' x_j &\leq 0, \quad j = 1, 2, 3, \dots, N \\ u, v &\geq 0 \end{aligned} \quad (3.9)$$

La eficiencia relativa de una DMU, se obtiene resolviendo el problema lineal N veces.

Para que la metodología DEA tenga poder discriminatorio es necesario que la cantidad de DMUs sea superior al número de *inputs* y *outputs* considerados. Para ello, Banker *et al.* (1989) establecen como regla general que el número de empresas estudiadas sea igual o superior al triple de las variables empleadas en el modelo (*outputs* + *inputs*). Dado que en este trabajo de investigación se utilizan cuatro *outputs* deseados un *output* indeseado y cuatro *inputs*, esta recomendación se cumple ampliamente con las 48 DMUs que se analizan para el año 2003. Sólo en el año 2000 tenemos 21 de las 27 DMUs que exige esta regla. Para el 2001 tenemos 26 DMUs acercándonos a la reglamentación, en el caso del 2002 tenemos 42 DMUs en el estudio.

Frente a la medición de la eficiencia, Färe *et al.* (1994) proponen el modelo dual lo que, básicamente, es igual al modelo de Charnes, Cooper y Rhodes (1978). Lo que es diferente, en esencia, es la manera de trabajar con los pesos o *shadow prices*. A Diferencia del modelo de Banker, R., Charnes, A. y Cooper, W. (1984) BCC. Färe *et al.* (1994) proponen establecer una medida (λ) que represente la mejor combinación posible de *inputs* x *outputs* para la DMU evaluada a partir de su grupo de referencia. Así, antes de considerar los mejores pesos, consideramos los mejores λ .

En tal sentido se aplica un modelo que puede ser escrito de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \min_{\theta, \lambda} \theta & & (3.10) \\ \text{s.a.} & \\ -y_i + Y\lambda & \geq 0, \\ \theta x_i - X\lambda & \geq 0, \\ \lambda & \geq 0, \end{aligned}$$

Donde:

θ es un escalar

λ es un vector de constantes Nx1.

X = matriz de *inputs* KxN

Y = matriz de *outputs* MxN

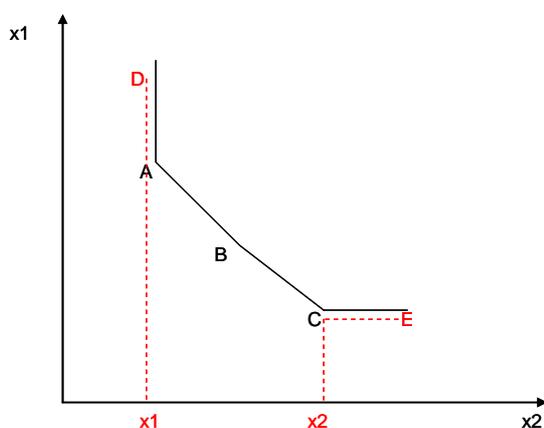
y_j = cantidad de *output*

x_j = cantidad de *input*

El modelo involucra la utilización de menor número de restricciones (dado que $K+M < N+1$). Esto nos permite ilustrar acerca de la naturaleza de la eficiencia relativa dado que se obtienen, en el caso que existan, las holguras (*slacks*) o reducciones no radiales de *inputs*. Para que una unidad sea considerada técnicamente eficiente en el sentido de Farrell, θ será igual a uno. En el sentido de Koopmans (1951), θ será igual a uno y las holguras serán igual a cero. Ello por que, en la noción de Farell-Debreu, todas las unidades que están en la frontera (considerando las extensiones horizontales y verticales) son consideradas eficientes. En la noción de Pareto-Koopmans solamente son consideradas eficientes las DMUs que están en la frontera pero que no presentan ninguna posibilidad de reducir *inputs* para producir la misma cantidad de *outputs*.

En el Gráfico 2, las DMUs D y E, que son consideradas eficientes en la noción Farell-Debreu, aun pueden reducir sus *inputs* x_1 y x_2 para llegar al nivel de la DMU A y de la DMU C, respectivamente. Así, según Pareto-Koopmans, esas dos DMUs presentan holguras y no son, de todo, eficientes.

Gráfico 2: Noción Koopmans de eficiencia



Fuente: elaboración propia a partir de Koopmans (1951)

Tanto el modelo (3.6) como el modelo (3.10), asumen que todas las DMUs se encuentran operando en la escala óptima con rendimientos a escala constantes (CRS).

Banker *et al.* (1984), sugieren una ramificación del modelo hacia escenarios de rendimientos variables a escala, variando el programa lineal para incorporar una restricción

de convexidad ($\sum \lambda = 1$). Para diferenciarlo del anterior se le llama modelo de rendimientos variables a escala (VRS), y la expresión del mismo es la siguiente:

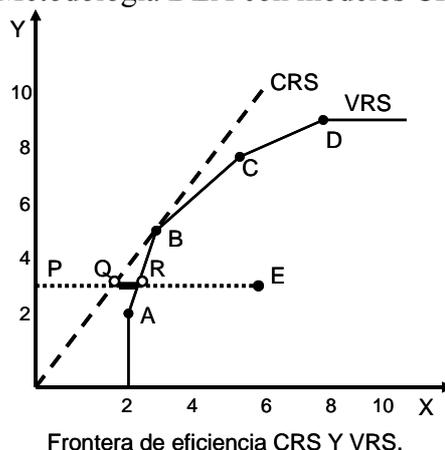
$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta, \lambda} \theta \\
 & \text{s.a.} \\
 & -y_i + Y\lambda \geq 0, \\
 & \theta x_i - X\lambda \geq 0, \\
 & \lambda \geq 0, \\
 & \sum \lambda = 1
 \end{aligned} \tag{3.11}$$

La innovación permite descomponer la eficiencia técnica (CRS) en dos, eficiencia de escala y eficiencia pura (VRS). Para ello deben calcularse los dos modelos, CRS y VRS, con los mismos datos. Si existe diferencia entre las dos mediciones para una DMU en particular, significa que la DMU posee ineficiencia de escala, y que el valor de ineficiencia es la diferencia entre la medición CRS y la medición VRS.

La eficiencia técnica pura coincide con la medición VRS. Las ineficiencias de escala se originan al producir en un nivel de escala que no es el óptimo, considerando como tal el que se obtiene de reescalar la actividad de las firmas eficientes (CRS=1). La eficiencia técnica global es el producto de las dos eficiencias, técnica pura y de escala, y su medición coincide con el modelo CRS. Para una mayor comprensión puede revisarse (Yun *et al.*, 2004; Banker *et al.*, 2004).

En un sencillo caso (gráfico 3), representamos las soluciones de la metodología DEA con modelos CRS y VRS, empleando un *input* x y un único *output* y . Los puntos negros representan el funcionamiento observado de las unidades. La línea continua es la frontera obtenida empleando el modelo VRS y las unidades que están sobre ella, A, B, C y D, representan la mejor combinación de cálculo por lo cuál tiene un valor igual a 1.

Grafico 3 Metodología DEA con modelos CRS y VRS



Fuente: Elaboración propia a partir de Álvarez (2001).

Estas unidades, aunque son técnicamente eficientes, presentan rendimientos variables a escala. Por su parte, la línea recta discontinua que une el origen con la unidad B, representa la frontera de eficiencia determinada por el modelo de CRS, y refleja los rendimientos constantes a escala. De esta manera se intuye que el segmento indicado por las unidades A y B representan rendimientos crecientes a escala, es decir, que un aumento en la entrada causaría un aumento proporcionalmente mayor en la salida. De manera que la unidad A es técnicamente eficiente, pero ineficiente a escala. La unidad B, se encuentra sobre ambas fronteras, por tanto, esta unidad presenta tanto eficiencia técnica como eficiencia a escala. El tramo que va de B a D representa rendimientos decrecientes a escala, es decir, un aumento de entradas produciría proporcionalmente un menor aumento en la salida. Con esto, las unidades C y D son también técnicamente eficientes, pero ineficientes a escala. Con el modelo CRS sólo B sería considerada eficiente, ya que es la única unidad que opera con rendimientos constantes a escala.

Para la unidad ineficiente E, alejada de la frontera, su eficiencia a escala viene dado por:

$$\theta_{CRS} = \frac{PQ}{PE} \quad (3.12)$$

y su eficiencia con rendimientos variables a escala es:

$$\theta_{VRS} = \frac{PR}{PE} \quad (3.13)$$

Donde se concluye que en general, $\theta_{CRS} \leq \theta_{VRS}$.

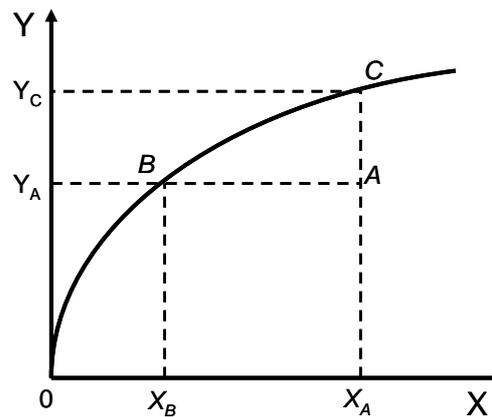
Debemos señalar que el modelo debe tener una orientación que nos lleve a la frontera eficiente, hacia la optimización en la combinación de *inputs* (modelo orientado al *input*) para la obtención del *output*, o hacia la optimización en la combinación de *outputs* (modelo orientado *output*). Un ejemplo de aplicación lo podemos ver en Fernández y Pacheco (2002).

En tal sentido, Álvarez (2001) señala que la medida de eficiencia técnica orientada al *input* (ET_I) consistirá en elegir como referencia aquella DMU eficiente que produce el mismo *output* que la DMU evaluada pero con menor cantidad de *inputs*. Y la medida de la eficiencia técnica orientada al *output* (ET_O) consistirá en elegir como referencia aquella DMU eficiente que utiliza las mismas cantidades de *inputs* que la DMU evaluada pero produce mayor cantidad de *outputs*.

Un ejemplo de ello se puede ver en el gráfico 4. Donde la DMU eficiente (con orientación *input*) es la letra B, por lo que el índice de eficiencia técnica es $ET_I = X_B/X_A$.

Para el caso de la orientación al *output* la DMU eficiente es la letra C, por lo que el índice de eficiencia técnica será $ET_O = Y_A/Y_C$.

Gráfico 4. Medidas de eficiencia técnica con orientaciones al *input* y al *output*.



Fuente: Álvarez 2001.

3.5.1 DEA y *Output* no Deseados.

Dyckhoff y Allen (2001), señalan que gran parte de la literatura actual sobre DEA asume que los *outputs* son “buenos”, ya que las firmas, plantas o industrias, miden la eficiencia considerando los *input* y los *output* que intervienen en el proceso de producción, maximizando los *outputs* para una cantidad dada de *inputs*, o minimizando los *inputs* para una cantidad dada de *output*. De esta forma los estudios sobre comportamiento de la eficiencia de las empresas ignoran las producciones de sustancias contaminantes con efectos negativos al medio ambiente (Hernández *et al.* 1997).

Pittman (1983), es considerado el pionero en el tratamiento de los *outputs* no deseados dentro de los análisis DEA. El autor introduce los *output* no deseados en el cálculo de índices de productividad adaptando la metodología de Caves *et al.* (1982), y como no existe un mercado para los *outputs* no deseados, calcula los precios sombra de éstos.

Según Hernández, *et al.* (1997), como una manera de adaptar los conceptos de *outputs* no deseados dentro de la eficiencia técnica de Farrell (1957), el trabajo de Färe *et al.* (1989) presenta una buena referencia ya que, aunque utiliza las llamadas medidas de eficiencia hiperbólicas, encuentran resultados muy similares a los que se pueden encontrar con la utilización de los precios sombras de Pittman (1983).

Frente a este tema Allen (1999), asume que los *outputs* pueden ser divididos en buenos y malos bajo un contexto medioambiental. A tal efecto se generan tres tipos de rendimientos: (1) los buenos (positivos), (2) los malos (negativos) y (3) los neutrales. El valor positivo necesariamente no significa una ventaja monetaria, sino una salida positiva como el reciclaje de materiales o un producto deseado como energía eléctrica o calor. El valor negativo significa una salida dañina al medio ambiente como aguas contaminadas y/o gases a la atmósfera (CO₂). Los valores neutrales en este caso serían aquellos que no producen daño significativo al medio ambiente como el calor que desecha una planta eléctrica, según el caso que ilustra Allen K.(1999)²⁴.

²⁴ Allen, K. nos detalla un ejemplo de aplicación de DEA tradicional de una planta de generación eléctrica. (Pag. 211. fig.3.2 *Categorisation for a waste heating power plant.*)

En tal sentido se dan seis tipos de categorías de conveniencias ecológicas diferentes, según Dyckhoff y Allen (2001). Podemos interpretar estos factores de la siguiente manera:

Para los Inputs:

- Factor: Recurso natural que ingresan al proceso productivo. Ejemplo: gas natural.
- Factor neutro: Recurso natural que ingresan al proceso productivo pero que no generan impacto ambiental. Ejemplo: aire.
- Reductores: recursos naturales que ingresan al proceso productivo. Ejemplo: desechos orgánicos o maderas en mal estado.

Para los output:

- Productos: productos que salen del proceso. Ejemplo: energía eléctrica.
- Productos neutros: productos que salen del proceso pero no generan un alto impacto ambiental. Ejemplo: aire caliente.
- Contaminantes: Producto que dallan el medio ambiente. Ejemplo: el CO₂.

Tabla n°7 Categorización de objetivos ecológicamente pertinentes según "caso normal"

CLASIFICACION DE OBJETIVO	BUENO	NEUTRAL	MALO
POSICIÓN			
INPUT	FACTOR	FACTOR NEUTRO	REDUCTOR
OUTPUT	PRODUCTO	PRODUCTO NEUTRO	CONTAMINANTE

DESEABLE	INDIFERENTE	INDESEABLE

Fuente: Allen 1999.

Desde un punto de vista metodológico, Färe, *et al.* (1989) consideran para un *modelo no paramétrico* a un productor que utiliza un vector de *inputs* $x \in R_+^N$ para producir un vector de *outputs* $x \in R_+^M$; el proceso de transformación de *inputs* en *outputs* o tecnología de producción, puede simbolizarse mediante la siguiente expresión:

$$P : R_+^N \rightarrow P(x) \subseteq R_+^M \tag{3.14}$$

Donde, $P(x)$ representa el conjunto de posibilidades de producción asociado al vector de *inputs* x .

Además de cumplir los axiomas clásicos propuestos por Grosskopf (1986), la tecnología de referencia puede caracterizarse asumiendo los supuestos de eliminación fuerte o débil para los *outputs*. Según Färe *et al.* (1994,38), la eliminación se refiere a la habilidad de eliminar materias *commodities* no deseadas. La eliminación fuerte, también llamada libre eliminación, se refiere a la habilidad para eliminar dichas *commodities* sin que ello represente costes y la eliminación débil se refiere a la habilidad para eliminarlas asumiendo costes positivos.

Asumiendo que esas *commodities* son *outputs* indeseados, Färe *et al.* (1994, 38), afirman que no se puede imponer una eliminación fuerte de ellos pues, en ese caso, la empresa asumiría que podría deshacerse de tales *outputs* sin costes. En ese sentido, los referidos autores señalan que, cuando los *outputs* indeseados forman parte de la tecnología de producción (o sea, no pueden ser evitados en el proceso) y no son libremente eliminados, es adecuado considerar una débil eliminación y asumir que hay costes involucrados para su eliminación.

El vector de *outputs* cumplirá el axioma de *eliminación débil* si:

$$u \in P(x) \Rightarrow \theta u \in P(x) \text{ para todos } 0 \leq \theta \leq 1 \quad (3.15)$$

Y el de *eliminación fuerte* si:

$$u' \leq u \in P(x) \Rightarrow u' \in P(x) \quad (3.16)$$

Dividiendo el vector de *outputs* en deseables y no deseables, podemos escribir $u = (y, w)$, donde y es el subvector de *outputs* deseables y w el no deseables. Por tanto tendríamos que $K = 1, 2, 3, \dots, K$ productores, cada uno de los cuales utiliza un vector $x^K = (x_1^K, x_2^K, \dots, x_N^K)_{(Nx1)}$ de *inputs* para producir un vector de *outputs* $u^K = (y^K, w^K)$; donde $y^K = (y_1^K, y_2^K, \dots, y_G^K)_{(Gx1)}$ y $w^K = (w_1^K, w_2^K, \dots, w_H^K)_{(Hx1)}$ cumpliéndose que $M = G + H$.

Además $X = (x^1, x^2, \dots, x^k, \dots, x^K)_{(N \times K)}$ representa la matriz de *inputs*, y $U = (Y, W)_{(M \times K)}$ la matriz de *outputs*, siendo $Y = (y^1, y^2, \dots, y^k, \dots, y^K)_{(G \times K)}$ la submatriz de *outputs* deseables y $W = (w^1, w^2, \dots, w^k, \dots, w^K)_{(H \times K)}$ la correspondiente submatriz de *outputs* no deseables.

3.5.2 Outputs no Deseados y CCR

En concordancia con Charnes, *et al.* (1978), asumiendo rendimientos constantes a escala (CRS) y eliminación fuerte para el vector de *outputs* deseables, Hernández *et al.* (1997) señala que la referencia tecnológica que satisface el axioma de eliminación débil para los *outputs* no deseables puede expresarse como:

$$\delta^D(x) = \left[(y, w) / y \leq Yz, w = Wz, Xz \leq x, z \in \mathfrak{R}_+^k \right] \quad (3.17)$$

Siendo $\delta = P \quad \mathfrak{R} = R$. Según la nomenclatura de Färe *et al.* (1989).

Donde z es un vector de intensidad de las variables de dimensión $(K \times 1)$. Por su parte, la tecnología bajo el supuesto de eliminación fuerte en *outputs* no deseables queda representada por:

$$\delta^F(x) = \left[(y, w) / y \leq Yz, w \leq Wz, Xz \leq x, z \in \mathfrak{R}_+^k \right] \quad (3.18)$$

Determinada la tecnología de referencia, la dificultad se plantea en términos de incrementar los *outputs* deseables reduciendo simultáneamente los no deseables, bajo las restricciones impuestas por el vector de *inputs* y la propia tecnología. Con esta intención, Färe *et al.* (1989) adaptan las medidas de eficiencia hiperbólica desarrolladas por Färe, *et al.* (1985), a la presencia de *outputs* no deseables. Para ello, construyen las llamadas *medidas de eficiencia hiperbólica en output* que, bajo el supuesto de eliminación débil en *outputs* no deseables y un vector fijo de *inputs*, se representan para cada productor como:

$$E_o^D(y^k, w^k, x^k) = \text{Max}[\lambda \text{ax}[\lambda^k, \lambda^{-1} w^k] \in \delta^D(x)] \quad (3.19)$$

El valor máximo del parámetro lambda [representado por λ] se logra a partir de la comparación de la combinación observada de *outputs* (y^k, w^k) con su referente virtual situado sobre la frontera ($\lambda^* y^k, \lambda^{*-1} w^k$) y mide la proporción en que la empresa evaluada podría incrementar todos sus *outputs* deseables a la vez que reduce proporcionalmente los no deseables.

La solución para este ejercicio de maximización se obtiene resolviendo para cada productor el siguiente problema de programación matemática:

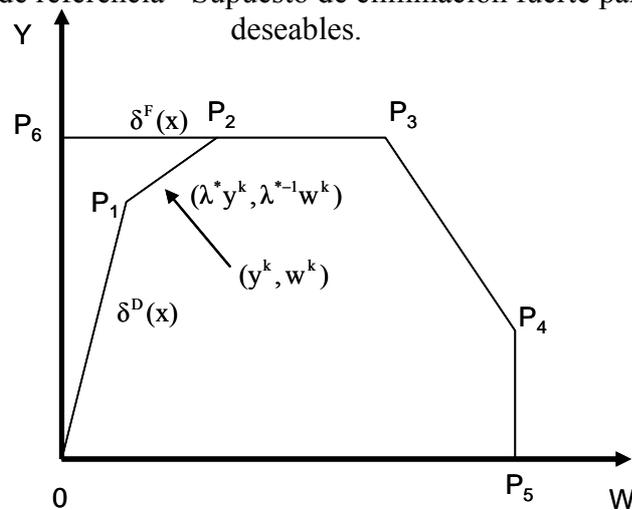
$$\begin{aligned}
 E_O^D(y^k, w^k, x^k) &= \text{Max} \lambda \\
 \text{s.a.} & \\
 \lambda y^k &\leq Yz & \text{(i)} \\
 \lambda^{-1} w^k &= Wz & \text{(ii)} \\
 Xz &\leq x^k & \text{(iii)} \\
 z &\in \mathfrak{R}_+^k & \text{(iv)}
 \end{aligned}
 \tag{3.20}$$

El programa (3.20) puede adaptarse al supuesto de eliminación fuerte en *outputs* no deseables [$E_O^F(y^k, w^k, x^k)$] mediante la transformación de la igualdad (ii) en términos de desigualdad, de forma que ($\lambda^{-1} w^k \leq Wz$). Excluyendo la restricción (ii) en (3.20) se obtiene la medida tradicional de eficiencia en *output* [$E_O^T(y^k, x^k)$].

Como se aprecia en el Gráfico 5, el tramo OP_1P_2 constituye la frontera en que se sitúa el referente virtual de la empresa k , ($\lambda^* y^k, \lambda^{*-1} w^k$), obtenido a partir de la resolución de (3.20). El tramo P_6P_2 representa la frontera de referencia cuando se adopta el supuesto de eliminación fuerte para los *outputs* no deseables.

Se puede observar que el referente virtual podrá situarse en este último tramo de la frontera siempre que la exigencia de reducción de los *outputs* no deseables o residuos no impida maximizar el *output* deseable en una proporción similar a la alcanzable en la medida tradicional [$E_O^T(y^k, x^k)$].

Gráfico 5 Frontera de referencia - Supuesto de eliminación fuerte para los *outputs* no deseables.



Fuente: Hernández et al. (1997)

3.5.3 Output no Deseado y BCC

Asumiendo rendimientos variables a escala Seiford y Zhu (2002) generan un acercamiento alternativo para los tratamientos de *output* deseables e indeseables. Su propuesta parte del modelo lineal estándar de Banker *et al.* (1984), donde se puede clasificar los datos a través de una matriz:

$$P = \begin{bmatrix} Y \\ -X \end{bmatrix} = [P_1, \dots, P_n] \quad (3.21)$$

Con $s+m$ filas y n columnas. Cada columna corresponde a una DMU de las j th columna:

$$P_j = \begin{bmatrix} Y_j \\ -X_j \end{bmatrix} \quad (3.22)$$

La formulación se compone de un vector de *input* x_j cuyo i th componente del x_{ij} es la cantidad de *input* i utilizado por una DMU_j y un vector de *output* y_j cuyo r th componente del y_{rj} es la cantidad de *output* r producido por la DMU_j .

La eficiencia de VRS puede ser obtenida calculando la programación lineal por medio del siguiente problema:

$$\begin{aligned}
& \text{Max} \quad \eta \\
& \text{s.a.} \\
& \sum_{j=1}^n z_j x_j + s^- = x_o, \\
& \sum_{j=1}^n z_j y_j - s^+ = \eta y_o, \\
& \sum_{j=1}^n z_j = 1 \\
& z_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, n,
\end{aligned} \tag{3.23}$$

Donde x_o y y_o representan el *input* y el *output* del vector de DMU $_0$ bajo evaluación y s^+ , s^- son las variables de holgura (Koopmans, 1951). Este es un programa con orientación al *output*. Similarmente se puede escribir un modelo orientado al *input* de la siguiente manera:

$$\begin{aligned}
& \text{Min} \quad \theta \\
& \text{s.a.} \\
& \sum_{j=1}^n z_j x_j + s^- = \theta x_o, \\
& \sum_{j=1}^n z_j y_j - s^+ = y_o, \\
& \sum_{j=1}^n z_j = 1 \\
& z_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, n.
\end{aligned} \tag{3.24}$$

Por tanto podemos suponer que el vector de *input* es desplazado por u en la fila u y el vector de *output* es desplazado por v en la fila v . Esto sería:

$$\bar{x}_j = x_j + u \quad \text{y} \quad \bar{y}_j = y_j + v \quad (j=1,2,\dots,n). \tag{3.25}$$

Bajo la perspectiva señalada, podemos expresar el dominio de los datos en DEA como:

$$\begin{bmatrix} Y \\ -X \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} Y^g \\ Y^b \\ -X \end{bmatrix} \tag{3.26}$$

Donde Y^g y Y^b represente el *output* deseable (bueno) e indeseable (malo), respectivamente.

Obviamente, deseamos aumentar Y^g y disminuir Y^b para mejorar el rendimiento de las DMUs que se están midiendo.

Sin embargo, en el modelo estándar de BCC (3.23), ambos Y^g y Y^b son supuestamente para aumentar y mejorar el rendimiento. Para aumentar el *output* deseable y disminuir los *output* indeseables, Färe *et al.* (1989) modificaron el modelo (3.23) en el siguiente programa no lineal:

$$\begin{aligned}
 & \text{Max} \quad \Gamma \\
 & \text{s.a.} \\
 & \sum_{j=1}^n z_j x_j + s^- = x_o, \\
 & \sum_{j=1}^n z_j y_j^g - s^+ = \Gamma y_o, \\
 & \sum_{j=1}^n z_j y_j^b - s^+ = \frac{1}{\Gamma} y_o^b, \\
 & \sum_{j=1}^n z_j = 1, \\
 & z_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, n.
 \end{aligned} \tag{3.27}$$

Como alternativa al modelo (3.27) y basado en la invariabilidad de las clasificaciones (*Classification invariance*) señaladas en Seiford y Zhu (2002,17), se puede convertir este modelo en DEA preservando las linealidades y la convexidad. Esto se logra multiplicando cada salida indeseable por “-1” y luego traducimos un vector apropiado w que permita que todos los *output* negativos indeseados sean positivos.

De esta manera podemos convertir los datos de (3.26) en:

$$\begin{bmatrix} Y \\ -X \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} Y^g \\ \bar{Y}^b \\ -X \end{bmatrix} \tag{3.28}$$

Donde la columna de j th (traducida) como *output* indeseado ahora queda $\bar{Y}_j^b = -y_j^b + w > 0$. Basados en los programas (3.23 y 3.28) el nuevo programa lineal queda:

$$\begin{aligned}
 & \text{Max} \quad h \\
 & \text{s.a.} \\
 & \sum_{j=1}^n z_j y_j^g \geq h y_o^g, \\
 & \sum_{j=1}^n z_j \bar{y}_j^g \geq h \bar{y}_o^g, \\
 & \sum_{j=1}^n z_j x_j \leq x_o, \\
 & \sum_{j=1}^n z_j = 1, \\
 & z_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, n.
 \end{aligned}
 \tag{3.29}$$

El modelo (3.29) expande los *outputs* deseados y contrae los *outputs* indeseados.

Resumiendo, Seiford y Zhu (2002) nos señalan que existen cinco maneras de tratar el *output* indeseado que serían:

- 1- Ignorar los *outputs* indeseados dentro de los cálculos, así serán considerados solamente *outputs* deseados junto con los *inputs* que se evalúan.
- 2- Insertar los *outputs* indeseados dentro de los cálculos, considerándolos como *outputs* normales.
- 3- Considerar los *outputs* indeseados como *inputs*, aunque los mismos autores señalan que este procedimiento no refleja el verdadero proceso de producción.
- 4- Evaluar los *inputs* sólo con los *outputs* indeseados, esto significa que en los análisis los resultados deben ser interpretados de manera inversa, ya que la DMU que obtenga un resultado $score = 1,0$ será la más eficiente en la generación de *outputs* no deseados.
- 5- Transformar los valores de los *outputs* indeseados, elevados a la potencia ⁽⁻¹⁾ pasando de valor negativo a positivo, en tal sentido se utilizan las variables adaptadas como *outputs* normales.

Otro método de tratamiento de los *outputs* no deseados, es la utilización de la Función de Distancia Direccional *Direccional Distance Function* (DDF) utilizada por varios autores (Chung, *et al.* 1997; Hernández, *et al.* 2000; Picazo, *et al.* 2005). Esta aplicación, al igual que el DEA, es un método no paramétrico que tiene como fortaleza ser más flexible ya que permite buscar la frontera moviendo los *outputs* deseados, los indeseados y los *inputs* todos a la vez para alcanzar la frontera.

La diferencia con el DEA es que este sólo busca mover una variable, sea esta el *output* bueno, malo o el *input*, según la orientación que se haya establecido.

3.5.4 Función de Distancia Direccional (DDF)

Debido al avance en la temática de restricciones medioambientales y las complejas formas de medir la eficiencia en distintos sectores industriales, destacados autores han visto en la función de distancia direccional DDF una herramienta útil para poder abordar las complejas interrogantes sobre la eficiencia con restricciones en *outputs* no deseados. En ese sentido, los trabajos de Färe, *et al.*(1993); Hernández, *et al.* (2000); Picazo, *et al.* (2005); Picazo y García (2005) destacan el tema por su aplicabilidad.

El problema básico de la contaminación radica en que, en la salida de los procesos productivos, se generan *outputs* deseables e indeseables. En tal sentido, como una manera metodológica podemos suponer que en un proceso de producción, si denotamos al *output* deseado (bueno) como $y \in R_+^M$, al *output* indeseado (malo) como $b \in R_+^G$, y al *input* como $x \in R_+^N$, podemos describir la tecnología T, de modo que:

$$T = \{(x, y, b); x \text{ puede producir } (y, b)\} \quad (3.30)$$

T puede ser expresado tanto desde el punto de vista de los *outputs* como de los *inputs*:

$$(x, y, b) \in T \rightarrow (y, b) \in P(x) \rightarrow x \in L(y, b) \quad (3.31)$$

Los vectores (y,b) forman parte del conjunto de producción posible $P(x)$, siendo estos vectores producidos por el vector de *inputs* x . Las propiedades que permiten caracterizar el conjunto de producción posible $P(x)$ son:

- a) $P(0) = (0,0)$ o posibilidad de inacción.
- b) $P(x)$ es compacto para cada $x \in R_+^N$.
- c) $P(x) \in P(x'), x' \geq x$, que representa eliminación fuerte de los *inputs* (en otros términos, no existe una dotación excesiva de *inputs* que pueda generar situaciones de congestión).
- d) $(y,b) \in P(x); 0 \leq \theta \leq 1 \Rightarrow (\theta y, \theta b) \in P(x)$, o eliminación débil de los *outputs* deseables e indeseables (en otros términos, conseguir una reducción de *outputs* malos precisa una reducción de los *outputs* buenos).
- e) $(y,b) \in P(x); y' \leq y \Rightarrow (y', b) \in P(x)$, o eliminación fuerte para el subvector de *outputs* deseables (es decir, el exceso de producción del *output* bueno podría ser desechado sin coste alguno).
- f) $(y,b) \in P(x); b=0 \rightarrow y=0$, indicando que los *outputs* buenos y los malos se producen conjuntamente en el sentido de que la producción de los primeros implica la generación de los segundos. Otra forma de expresar este axioma consiste en aceptar que la única forma de no producir *outputs* malos es no producir *outputs* buenos, esto ante las circunstancias reales de nuestra investigación pasa a ser una utopía.

Siguiendo a Hernández, Picazo y Reig (2000), podemos señalar que dado un conjunto de posibilidades de producción $P(x)$, se considera de manera habitual que una unidad productiva será eficiente si produce el máximo *output* posible. Sin embargo, en un contexto en el que no todos los *outputs* son deseables, se describe un comportamiento eficiente en términos de la maximización del *output* deseable y la minimización del no deseado. En esta línea Díaz y Rovira (2006), realizan un estudio empírico con los municipios catalanes, lo que es la base de nuestra investigación.

La base teórica de la DDF es aportada primeramente por Luenberger (1992), seguido por Chung *et al.* (1997). La DDF permite describir una tecnología en la que existe la

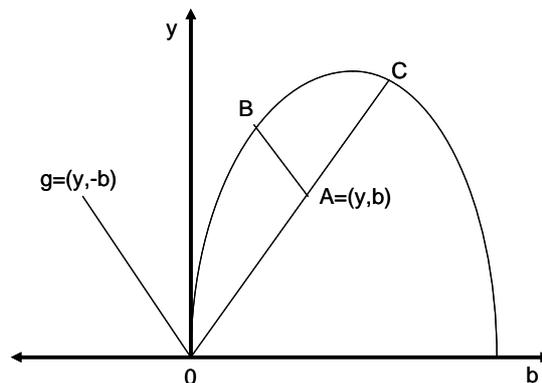
producción conjunta de *outputs* deseables y no deseables. Para un vector de dirección $g = (g_y, -g_b)$ establecido *a priori* (dependiente de los objetivos que, se supone, deben perseguir las unidades analizadas), la DDF en el ámbito de los *outputs* se define como;

$$\vec{D}_o(x, y, b; g_y, -g_b) = \sup [y + \beta g_y, b - \beta g_b \in P(x)] \quad (3.32)$$

Esta función de distancia estaría representando la máxima expansión radial en el conjunto de *outputs* buenos o deseables, junto a la máxima contracción posible en los *outputs* malos o indeseables.

Una manera gráfica de describir la función DDF, y observar su diferencia respecto a la función distancia de Shephard (1970), en el espacio de los *outputs* $P(x)$ está en el Grafico 6. Para el primer paso, la proyección sobre la frontera se sitúa en B y en el paso lo hace en C. El vector dirección $g = (g_y, -g_b)$ simboliza un incremento del *output* bueno y una reducción del *output* malo. Por otra parte, considerando la función distancia de Shephard, un aumento unilateral del *output* bueno, sin considerar el impacto que ello supone en el *output* malo, nos llevaría hasta el punto C.

Gráfico 6 Grafica de la Función de Distancia Direccional.



Fuente: Hernández *et al.* (2000)

Para una minimización de los *inputs* y los *outputs* indeseados, junto al aumento de los *outputs* buenos, se consideran $K=1,2,\dots,k,\dots,K$ productores cada uno de los cuales utiliza un vector $x^K = (x_1^K, x_2^K, \dots, x_N^K)_{(N \times 1)}$ de *input* para llevar a cabo la producción de un vector de *output* deseable $y^K = (y_1^K, y_2^K, \dots, y_M^K)_{(M \times 1)}$ y un vector de *output* no deseable de

$b^K = (b_1^K, b_2^K, \dots, b_G^K)_{(G \times 1)}$ (Hernández *et al.*, 2000). Además $X = (x^1, x^2, \dots, x^k, \dots, x^K)_{(N \times K)}$ representa la matriz de *input*, $Y = (y^1, y^2, \dots, y^k, \dots, y^K)_{(M \times K)}$ representa la matriz de *outputs* deseables y $B = (b^1, b^2, \dots, b^k, \dots, b^K)_{(G \times K)}$ la matriz de *output* indeseado, siendo z un vector de intensidad de variables $(K \times 1)$.

Para cada DMU k se pueden obtener los valores de la anterior DDF resolviendo el siguiente problema de optimización mediante programación lineal (modelo usado para el cálculo de la ecoeficiencia de este estudio):

$$\begin{aligned} \bar{D}_o(x^k, y^k, b^k; y^k, -b^k) &= \max_{\beta \geq 0} \beta & (3.33) \\ \text{s.a.} & \\ (1 + \beta)y^k &\leq Yz & m = 1, \dots, M. \\ (1 - \beta)b^k &= Bz & g = 1, \dots, G. \\ (1 - \beta)x^k &\geq Xz & n = 1, \dots, N. \\ z &\geq 0 \end{aligned}$$

Si el valor del parámetro β es igual a 0, significa que no es posible una reducción de *outputs* indeseables de manera simultánea con una maximización de *outputs* deseables, con lo cual $\bar{D}_o = 0$. Mientras que, en el caso que estos valores sean superiores a cero, sí que resulta factible una minimización de los *outputs* indeseados a la vez que una maximización de los deseados y, por tanto, $\bar{D}_o > 0$.

Como señalamos anteriormente, una manera de ver el impacto de las medidas ambientales (IR), es calculando la comparación entre (3.32) y (3.33) ya que sirve de base para la obtención de una medida sobre el impacto derivado de la regulación ambiental en términos de *outputs* deseados potenciales de las DMUs. Esto sería;

$$IR = \bar{D}_o(x, y; g_y) - \bar{D}_o(x^k, y^k, b^k; y^k, -b^k) \quad (3.34)$$

De esta manera el IR toma valores mayores o iguales a cero, por lo tanto mientras la DMU se acerque más al cero, significará que habrá un menor impacto de las restricciones ambientales.

Esta metodología permite plantear varias vías de regulación medioambiental, siempre que puedan ser especificadas a través del vector de dirección antes mencionado.

3.6 Regresión de Tobit

Una manera de poder alcanzar el objetivo de determinar los factores que intervienen o son determinantes de la ecoeficiencia en la gestión de residuos municipales, es aplicando un modelo Tobit. A través de este “análisis de segunda etapa”, podemos ver si las variables independientes (variables socioeconómicas) influyen en la variable dependiente.

Trabajos relacionados con la temática municipal que utilizan regresión de Tobit los encontramos en De Borger, *et al.* (1994); Kirjavainet y Loikkanen (1998); Martin y Page (1983); Bosh *et al.* (2000). Bajo una perspectiva medioambiental tenemos a Wossink y Denaux (2006). Por otro lado Gillen y Lall (1997), utilizan la técnica Tobit para el caso de los rendimientos de los aeropuertos de EE.UU.

Bajo esta lógica podemos definir un modelo Tobit según:

$$\begin{aligned}
 y_i^* &= x_i \beta + u_i, & i &= 1, \dots, n & (3.35) \\
 y_i &= y_i^* & si & y_i^* < 1 \\
 y_i &= 1 & si & y_i^* \geq 1
 \end{aligned}$$

Donde:

y_i^* = niveles de ecoeficiencia (variable censurada, dependiente)

x_i = variables socioeconómicas (variables independientes)

3.7 Muestral

En Cataluña existen 946 municipios, siendo Sant Jaume de Frontanyà con 27 habitantes el menor y Barcelona con 1.608.095 habitantes el mayor municipio catalán (Idescat 2003).

En todos los municipios existe la obligatoriedad de recoger los residuos urbanos y en las poblaciones de más 5 mil habitantes es obligatorio el tratamiento de residuos según la ley 7/1985 de 2 de abril.

Debido a la limitada información de poblaciones tan pequeñas, hemos debido seleccionar poblaciones mayores a 20 mil habitantes, porque cumplen con los mismos requisitos de tratamiento de residuos y además las obligaciones de protección civil, prestaciones de servicios sociales y bomberos. Quedan por tanto incluidas las poblaciones de más de 50 mil habitantes, que tienen la obligatoriedad de la protección del medio ambiente.

Debido a lo anterior, hemos seleccionado un número de municipios (DMUs), de cuatro años seguidos (2000-2003) que cumplen con la condición de tener más de 20 mil habitantes y que representan, en el caso del último año de la muestra, un 66% de la población, llegando a 4.463.751 habitantes en Cataluña. Bajo esta perspectiva, la muestra está en línea con las exigencias de la Ley 7/1985 sobre servicios mínimos que deben prestar los ayuntamientos catalanes según su población.

Se ha tomado para el año 2003, el índice de población equivalente a tiempos completos anuales (ETCA) es decir, incluyendo la población equivalente más los habitantes por pernoctación en hoteles, este índice es entregado por el Idescat y se publica desde 1998 en periodos de 5 años, lo que nos da una realidad poblacional mucho más exacta. Respecto a los años anteriores, los datos de la población fueron extraídos principalmente de las bases de datos de la Agencia de Residuos de Cataluña ARC donde para los años 2000 y 2001 publican los datos de habitantes con los mismos valores, sin considerar ningún incremento poblacional. Sin embargo, en el año 2002 sí fue incrementado el número de población. En

consecuencia, la muestra estaría en línea con los temas ambientales y con una mayor concentración de población, entendiéndose así que la muestra es altamente representativa²⁵.

Seguidamente debemos reseñar que no encontramos otras bases de datos que nos aportaran más información de los *inputs* y *outputs* de otros años, aparte de los disponibles en Idescat y en la Agencia de Residuos de Cataluña. Sin embargo, los datos están por lo general muy incompletos.

Cuadro nº2 Estadístico descriptivo de las variables para la construcción de DDF.

	X ¹ Población Habitantes	X ² Vidrio	X ³ Papel y Cartón	X ⁴ Envases ligeros	Y ¹ Materia orgánica	Y ² Vidrio	Y ³ Papel y Cartón	Y ⁴ Envases ligeros	B ^k Residuos no selectivos
2000 N	21	21	21	21	21	21	21	21	21
Mínimo	20206	64	61	53	29,1	222	306	37,12	8263
Máximo	1508805	2150	2150	2150	2925,1	15141,69	23281,99	6382	654786
Media	125091,62	223,95	219,76	222,00	597,38	1217,45	2126,83	477,58	55630,87
Desv. típ.	318424,92	444,83	445,03	446,22	771,75	3199,67	4959,74	1359,25	137918,12
2001 N	26	26	26	26	26	26	26	26	26
Mínimo	20206	52	48	33	15	147,37	248,4	59,37	8235
Máximo	1508805	4465	4407	4386	1740,4	16773,79	27833,46	8092,73	649234
Media	105234,96	292,69	295,58	278,77	544,73	1140,62	2050,31	516,07	46350,88
Desv. típ.	287437,42	852,77	846,34	840,46	493,51	3199,27	5343,96	1551,66	123559,19
2002 N	42	42	42	42	42	42	42	42	42
Mínimo	20232	50	50	19	6,8	181,57	185,76	44,44	7873
Máximo	1503884	2508	2500	2500	27232,03	18004,94	28100,54	9444,77	666754,4
Media	95786,38	214,31	218,88	219,79	1513,23	1102,31	1909,69	529,19	41038,28
Desv. típ.	228758,09	381,47	384,75	397,52	4149,85	2713,12	4278,82	1435,44	100692,74
2003 N	48	48	48	48	48	48	48	48	48
Mínimo	21072	38	35	28	10,48	202,47	285,95	8,84	8038,12
Máximo	1608095	2508	2500	2500	59356,55	20153,47	32124,45	10644,02	690308
Media	92994,81	207,08	211,63	229,83	2421,08	1119,29	1984,96	593,81	39357,36
Desv. típ.	228506,29	359,83	361,75	384,94	8557,65	2851,03	4599,89	1528,18	97860,88

X= inputs, Y= Outputs, B=output no deseado.

Fuente: Elaboración propia.

²⁵Cabe señalar que el INE tiene datos de *residuos recogidos* sólo hasta el año 2003, que incluyen antecedentes de las comunidades autónomas, dejando fuera a las provincias y municipios.

En el cuadro n° 2 se muestra un resumen de los estadísticos descriptivos de los principales datos de los *inputs* y *outputs* utilizados en la muestra. En el Anexo 4 se puede encontrar el detalle de cada municipio por año.

3.7.1 Variable Dependiente o Variable a Explicar

Lovell (1993) sugiere tomar como variables de primera etapa en modelos de eficiencia, las variables que controla el productor, en nuestro caso los municipios. Así, la variable a explicar o variable dependiente para el cálculo de Tobit en nuestro modelo es:

e_e = Nivel de Ecoeficiencia (resultado por cada año en DDF)

3.7.2 Variable Independiente: Factores Socioeconómicos

Como se señaló en el capítulo II, punto 2.3, tomaremos como variables independientes de medición los “factores socioeconómicos”: Densidad Poblacional, Actividad Turística Relativa y Actividad Económica Relativa (tabla n° 8), ya que son variables que no están bajo el control del productor y son comúnmente utilizadas en distintos estudios empíricos reseñados en el capítulo de revisión bibliográfica como es el caso de los estudios de Bosch, *et al.* (2000); Worthington y Dollery (2001); Bel (2005).

Para el caso particular de la actividad turística y la actividad económica, las hemos relativizado²⁶, dividiéndolas por el total de la población, con el objetivo de tener un análisis más exacto sobre la realidad por habitante y estar en línea con la construcción del factor densidad poblacional.

²⁶ Para un conocimiento de las tablas con los valores de cada variable para los cuatro años en estudio, se anexan los datos sin relativizar en el Anexo 5.

Tabla n° 8 Estadístico factores socioeconómicos.

		Densidad Poblacional	Actividad Turística Relativa	Actividad Económica Relativa
2000	N	21	21	21
	Media	2962,2308	0,0009	0,0029
	Desv.típ.	3809,5924	0,0020	0,0010
2001	N	26	26	26
	Media	3948,0650	0,0012	0,0029
	Desv.típ.	3640,6154	0,0018	0,0008
2002	N	42	42	42
	Media	3803,4817	0,0027	0,0027
	Desv.típ.	3879,3454	0,0081	0,0008
2003	N	48	48	48
	Media	3753,4038	0,0018	0,0041
	Desv.típ.	3882,0993	0,0028	0,0045

Fuente: Elaboración propia.

En tal sentido los factores que se contrastarán en un análisis de regresión de Tobit son:

d_p = Densidad Poblacional: Habitantes por kilómetro cuadrado (H/ Km²)

a_t_r = Actividad Turística Relativa (actividad turística/población)

a_e_r = Actividad Económica Relativa (actividad económica/población)

En la misma línea, hemos realizado un análisis de correlación de las variables independientes, con el fin de detectar la posible existencia de multicolinealidad. Para ello, analizamos el grado de asociación lineal entre cada par de variables independientes mediante el coeficiente de correlación lineal de Pearson²⁷. Los resultados demuestran que en los cuatro años estudiados las variables independientes no presentan una alta correlación (sobre 0.5). En tal sentido se considera que las tres variables independientes son adecuadas (ajustan) para explicar un modelo de regresión de Tobit. se pueden observar los resultados en el Anexo 6.

²⁷ Medida de asociación lineal entre dos variables. Los coeficientes de correlación varían entre -1 y 1. el signo del coeficiente indica la dirección de la relación y el valor absoluto indica la intensidad. Los valores absolutos mayores indican que las relaciones son más fuertes.

CAPITULO IV

RESULTADOS, CONCLUSIONES, LIMITACIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

4.1 Resultados de la Primera Etapa: Ecoeficiencia

Orientamos nuestro modelo a maximizar el *output*, porque consideramos que, maximizando el *output* deseado podríamos hacer una contribución al aumento del reciclaje.

Aplicando la función de distancia direccional (3.33) a los *inputs* y *outputs* del cuadro n° 2, señalado anteriormente, tenemos que:

$$\begin{aligned} \bar{D}_o(x^k, y^k, b^k; y^k, -b^k) &= \max_{\beta \geq 0} \\ \text{s.a.} \\ (1 + \beta)y^k &\leq Yz \quad m = 1, \dots, M. \\ (1 - \beta)b^k &= Bz \quad g = 1, \dots, G. \\ (1 - \beta)x^k &\geq Xz \quad n = 1, \dots, N. \\ z &\geq 0 \end{aligned}$$

Donde:

x^k

x^1 = *input* habitantes.

x^2 = *input* contenedores de vidrio.

x^3 = *input* contenedores de papel y cartón.

x^4 = *input* contenedores de envases ligeros.

y^k

y^1 = *output* deseado de toneladas de materia orgánica.

y^2 = *output* deseado de toneladas de vidrio.

y^3 = *output* deseado de toneladas de papel y cartón.

y^4 = *output* deseado de toneladas de envases ligeros.

b^k

b^k = *output* indeseado (total de recogida no selectiva de residuos)

Utilizamos para los *outputs* deseados el supuesto de eliminación fuerte $(1+\beta)y^k \leq Yz$ porque, si producimos más *outputs* indeseados podemos eliminar la producción sobrante sin costes. Vale decir que tomando en cuenta que los *outputs* deseados son residuos reciclables, el hecho de tener una producción sobrante “de reciclado” no afecta al medio ambiente.

Para el caso del *output* indeseado (total de recogida no selectiva), se utilizará el supuesto de eliminación débil $(1-\beta)b^k = Bz$, porque tenemos restricciones medioambientales y tenemos coste (transporte, personal, almacenamientos, sanitario, etc.) por la producción de *output* indeseados. En el caso particular de España tenemos las ecotasas a los municipios que llevan residuos a disposición final sin reciclado.

Para el caso de los *inputs* hemos optado por la eliminación fuerte $(1-\beta)x^k \geq Xz$, debido que nuestra lógica apunta a que debemos disminuir en lo posible la generación de residuos (disminuir el número de *containers*).

Los resultados del nivel de ecoeficiencia para cada caso de la muestra (tabla nº 9), nos indican que 15 municipios alcanzan la ecoeficiencia en el año 2000, 20 en el 2001, 13 en el 2002 y 21 municipios son ecoeficientes para el 2003.

Tabla nº 9 Resultados de Ecoeficiencia en la gestión de residuos municipales de Cataluña.

DMUs	DDF_00	DDF_01	DDF_02	DDF_03
1 Barcelona	0,000	0,000	0,000	0,000
2 L'Hospitalet de Llobregat			0,129	0,000
3 Badalona			0,270	0,239
4 Sabadell			0,138	0,000
5 Terrassa			0,059	0,001
6 Tarragona	0,000	0,000	0,000	0,000
7 Lleida	0,024		0,078	0,000
8 Mataró	0,000	0,000	0,222	0,000
9 Santa Coloma de Gramenet				0,274
10 Reus	0,000	0,000	0,000	0,000
11 Girona	0,000	0,000	0,000	0,000
12 Cornellà de Llobregat	0,117	0,018	0,170	0,097
13 Sant Boi de Llobregat	0,001	0,000	0,030	0,068
14 Manresa		0,086	0,117	0,055
15 Rubí				0,176
16 El Prat de Llobregat			0,092	0,036
17 Vilanova i la Geltrú			0,000	0,000

18	Granollers	0,015	0,057	0,183	0,163
19	Viladecans	0,000	0,000	0,353	0,225
20	Cerdanyola del Vallès	0,000	0,000	0,183	0,103
21	lloret de mar			0,000	0,000
22	Castelldefels	0,000	0,000	0,031	0,040
23	Mollet del Vallès	0,045	0,000	0,058	0,161
24	Blanes	0,000	0,000	0,130	0,234
25	Esplugues de Llobregat	0,000	0,029	0,152	0,031
26	Gavà	0,035	0,058	0,203	0,163
27	Vic			0,000	0,000
28	Sant Feliu de Llobregat		0,000	0,168	0,084
29	Igualada	0,000	0,000	0,001	0,079
30	Cambrils			0,000	0,000
31	El Vendrell			0,000	0,119
32	Vilafranca del Penedès	0,000	0,000	0,053	0,047
33	Tortosa		0,000	0,234	0,151
34	Sant Adrià de Besòs		0,067	0,170	0,173
35	Ripollet	0,000	0,000	0,000	0,048
36	Martorell			0,044	0,146
37	Sant Joan Despí			0,228	0,081
38	Barberà del Vallès	0,000	0,000	0,109	0,123
39	Sitges				0,000
40	Pineda de Mar			0,000	0,000
41	Calella				0,000
42	Sant Vicenç dels Horts		0,000	0,169	0,017
43	Sant Pere de Ribes			0,114	0,000
44	Sant Feliu de Guíxols				0,000
45	Santa Perpètua de Mogoda				0,000
46	Salt		0,000	0,000	0,000
47	Valls	0,000	0,000	0,000	0,000
48	Vila-seca				0,000
49	Olot			0,161	

Nota: 0 = Ecoeficiente.

Tomando como ejemplo uno de los municipios que no es ecoeficiente, como es el caso de Badalona en el 2003, se puede concluir que Badalona debería aumentar los *outputs deseados* en un 23,9% y a la vez reducir el *output no deseado* en un 23,9% así mismo reducir un 23,9% los *inputs* todos a la vez, de esta manera alcanzaría la frontera ecoeficiente. La metodología DDF nos proporciona, de una manera clara y precisa cuáles son los niveles en que deben aumentar o disminuir los factores de un municipio para alcanzar la ecoeficiencia²⁸.

En la Tabla nº 10 se presenta un resumen de los resultados de la muestra.

²⁸ Para el cálculo del DDF fue creada una rutina en el programa Gams.

Tabla n° 10 Resumen muestral

DDF	2000	2001	2002	2003
Universo muestral	21	26	42	48
Ecoeficientes	15	20	13	21
Ineficientes	6	6	29	27
% Ecoeficiencia	71,4	76,9	31,0	43,8
media	0,011	0,012	0,096	0,065
Desv. típ.	0,027	0,025	0,093	0,080

Del resumen de los resultados, podemos inferir que en los dos primeros años de análisis, la muestra mantiene un alto nivel de ecoeficiencia (71,4% - 76,9%). Mientras que los dos años siguientes, en donde la muestra casi duplica a los años anteriores, el nivel de ecoeficiencia disminuye casi a la mitad. Aunque podemos observar un aumento porcentual de ecoeficiencia (31% - 43,8%) en este par de años.

Quizás la regla general de Banker *et al.* (1989), la cual nos dice que el número de DMUs estudiadas sea igual o superior al triple de las variables empleadas en el modelo (*outputs + inputs*), ha fallado en contra de nuestro modelo para el caso de los dos primeros años. Ello es debido a que en esos años el número de DMUs es menos a 27 (aunque para el 2001 es 26). Lamentablemente no se obtuvieron los datos para llegar a cumplir esta regla en el 2000. Aun así se realizaron los cálculos para poder observar las tendencias de los coeficientes en las variables.

4.2 Resultados de la Segunda Etapa: Regresión Tobit.

En esta etapa relacionaremos los factores socioeconómicos como variables independientes con la variable ecoeficiencia como dependiente (Tabla n° 11)

Aplicando la formulación (3.35) y utilizando el Stata²⁹, como herramienta de medición tenemos que:

²⁹ Programa estadístico utilizado para regresionar con Tobit.

Tabla n° 11 Resultados de la regresión censurada de Tobit.

	DDF_00	DDF_01	DDF_02	DDF_03
Coef. Densidad poblacional	5.46e-06	5.53e-06	1.72e-06	5.27e-06
P>t	0.313	0.434	0.750	0.318
Coef. Actividad turística relativa	-29.29474	-51.46546	-18.22994	-25.61109
P>t	0.227	0.236	0.093*	0.050**
Coef. Actividad económica relativa	-13.39461	15.49894	-24.73159	1.136792
P>t	0.495	0.633	0.328	0.817
Prob > chi2	0.1724	0.2563	0.0476	0.0351
Número de observaciones	21	26	42	48
(**) Significancia al 5%				
(*) Significancia al 10%				
e_e Variable dependiente				

Siendo nuestras variables e_e (DDF) variables continuas (pueden tomar cualquier valor entre 0 y 1), el ajuste del modelo lo podemos ver en Prob>chi2.

Podemos decir que los resultados de DDF_02 y DDF_03 se ajustan como modelos, ya que ambos tienen un nivel de confianza del 95% y serían ambos modelos significativos.

Podemos observar que en iguales años (2002/03), la variable actividad turística relativa es significativa al 10% y 5% respectivamente. Por lo tanto, los casos DDF_02 y DDF_03 pueden ser interpretados y usados para la validación de las hipótesis.

La variable actividad turística relativa es la única que influye en la ecoeficiencia. Asimismo, el coeficiente de regresión de esta variable es de signo negativo, lo que significa que eliminamos ineficiencia, es decir, mejoramos la ecoeficiencia. Por otro lado, en coeficientes positivos aumentamos la ineficiencia (disminuye la ecoeficiencia), lo que para nuestro análisis general es positivo.

Frente a este hecho es bueno destacar que en los cuatro años el coeficiente de regresión de la actividad turística es negativo, ello podría reflejar que durante el tiempo transcurrido, esta variable ha ido influenciando a la ecoeficiencia y se hace evidente a partir del 2002 (más allá, de que los cálculos de regresión anteriores al 2002 no se ajustan como modelos).

4.3 Validación de Hipótesis

H1: El aumento de la densidad poblacional refleja un mayor nivel de ecoeficiencia en la gestión de residuos municipales.

Los resultados de la regresión de Tobit para la H1, demuestran que el factor densidad poblacional no es significativo frente a la variable de ecoeficiencia (e-e) en ninguno de los años. Este factor en todos los años tiene niveles de significancia muy bajos, en tal sentido no es posible rechazar la hipótesis nula de que las medias valgan cero o sean iguales, ya que el p-valor es mayor que 0.05. En tal sentido, este factor no influye en la gestión de residuos municipales, es decir que el nivel de ecoeficiencia no se ve influenciado por la densidad de la población (habitantes/Klm²).

Estos resultados coinciden con los resultados iniciales de la ecoeficiencia (1ª etapa), ya que los municipios más densamente poblados en 2003, como es el caso de Barcelona, Tarragona, Lleida y Girona (capitales de provincia), son ecoeficientes al igual que los ayuntamientos menos densamente poblados como Vila-seca, Valls, Salt y Santa Perpètua de Mogoda.

En la Tabla nº 12, separamos a las poblaciones de la muestra en tres: Grande, Mediana y Pequeña para el período 2003. Utilizando un criterio de división en cuarteles se creó la variable Eco_Binaria, el resultado fue:

Tabla nº 12 División de densidad poblacional 2003.

Densidad Poblacional 03				
Tamaño =Habitantes_03	Eco_Binarias_03	Media	N	Desv. típ.
Pequeño	Ineficiente	4028,101	7	2731,559
	Eco_eficiente	1605,189	9	1182,014
	Total	2665,213	16	2295,806
Mediano	Ineficiente	3206,143	12	2032,591
	Eco_eficiente	1240,175	4	301,190
	Total	2714,651	16	1954,703
Gran	Ineficiente	5703,245	8	4979,057
	Eco_eficiente	6057,449	8	6428,920
	Total	5880,347	16	5557,913
Total	Ineficiente	4159,126	27	3361,799
	Eco_eficiente	3231,761	21	4496,220
	Total	3753,404	48	3882,099

Haciendo un análisis de comparación de medias, con la variable densidad poblacional como dependiente y las variables Tamaño (variable creada de los cuartiles de habitantes) y la variable eco_binaria (creada de la variable ecoeficiencia) como variables independientes. Podemos observar que existe una uniformidad numérica entre la ecoeficiencia y la ineficiencia en los municipios grandes y pequeños. Sin embargo, en los municipios medianos existe una disparidad numérica, lo que confirmaría que la densidad poblacional no tiene una relevancia significativa en el análisis de la ecoeficiencia.

H2: A mayor actividad turística relativa mayor es el nivel de ecoeficiencia municipal.

Sólo para los años 2002 y 2003 encontramos que el nivel de significancia es positivo en la H2 (tabla nº 12). Es decir, 0.050 a un 95% de nivel de confianza para el 2003 y 0.093 a un 90% de nivel de confianza para el 2002. por tanto la actividad turística influye en la ecoeficiencia.

Para analizar la orientación del coeficiente de regresión se debe tener en cuenta que el análisis debe interpretarse a la inversa de los resultados tradicionales. En tal sentido, el hecho que los coeficientes sean de valores negativos -18.229 para el 2002 y - 25.611 para el 2003, significa que eliminamos ineficiencia (mejoramos la ecoeficiencia) y a la inversa, en coeficientes positivos aumentamos la ineficiencia (disminuye la ecoeficiencia). Por lo cual se encuentra una relación directa entre los índices de turismo y la ecoeficiencia validando la H2 en los años 2002 y 2003.

No es menos importante recalcar que durante los años anteriores al 2002 el coeficiente de la variable independiente turismo fue siempre negativo, lo que podría interpretarse como una tendencia positiva de esta variable desde principios de esta década.

H3: A mayor índice de actividad económica relativa, mayor ecoeficiencia en la gestión municipal.

La actividad económica no es significativa en nuestro análisis de regresión Tobit en ninguno de los modelos analizados. Esto reflejaría que como variable exógena a las actividades municipales no tiene una fuerte influencia a la hora de gestionar los residuos de una comunidad. No es menos cierto que los impuestos que recauda el municipio a las empresas y profesionales locales son utilizados en la gestión de los residuos, pero a la luz de los resultados podemos adelantar que serían factores endógenos los que influenciarían en mayor medida la gestión de los residuos municipales y su ecoeficiencia.

4.4 Conclusiones

El objetivo de nuestro estudio fue analizar los factores que influyen en la ecoeficiencia de la gestión de residuos municipales dentro de la Comunidad Autónoma de Cataluña. En tal sentido, seleccionamos factores que han sido usados con anterioridad según nuestro marco teórico y conceptual. Seguidamente profundizamos en el análisis sobre el tratamiento del *output* no deseado, viendo la existencia de 5 formas dentro de DEA y una forma con DDF. Seleccionamos el DDF por ser el método no paramétrico a nuestro entender más adecuado, porque nos proporciona en un sólo paso los cálculos de la ecoeficiencia. Así mismo, nos muestra los porcentajes que cada variable debe aumentar o disminuir tanto de los *outputs* como de los *inputs*, sean estos deseados o no.

Los resultados del DDF nos permiten decir que podemos medir la ecoeficiencia en un determinado ámbito del sector público y que este es susceptible de ser monitoreado. En este sentido, se podrían generar metas a los municipios y así alcanzar un nivel óptimo de ecoeficiencia a través de una planificación sostenida.

Vemos que existe un aumento de la ecoeficiencia en los dos pares de períodos mencionados (2000/01 – 2002/03) y que para el último año en especial, la ecoeficiencia estaría llegando a un 65,7% del total de la población catalana (sumando la cantidad de habitantes de cada municipio ecoeficiente).

Seguidamente, del análisis de los resultados de los factores socioeconómicos que hemos contrastado con la variable dependiente ecoeficiencia, nos damos cuenta que sólo el factor turismo relativo es significativo en los dos últimos años, denotando una preocupación constante y positiva de los municipios frente a la problemática turística relacionada con generación de residuos. Por otro lado, debemos tener en cuenta que durante todos los años estudiados el signo del coeficiente del factor turismo fue negativo, lo cual nos muestra un impacto de éste, a pesar de la no significancia del factor en los dos primeros años.

4.5 Limitaciones

Una fuerte limitación fue el no contar con la información de otros tipos de residuos para la construcción del DDF, como son los desechos de pilas, poda, medicamentos y textil para cada municipio. De la misma forma, no se pudo contar con datos del PIB municipal para el análisis de segunda etapa³⁰.

Siendo conciente que se podría haber realizado un análisis Malmquist para ver si ha habido algún cambio técnico (fronteras dinámicas), desechamos esta opción porque, hemos optado por tener una visión de los datos en fronteras estáticas (años por separado) y generar regresiones Tobit para ver las influencias de variables independientes frente a la ecoeficiencia (variable dependiente). Por otro lado, el Malmquist necesita un panel completo (datos uniformes en todos los años) mientras que sólo tenemos 20 municipios completos de los 48 de la muestra general, de modo que estaríamos haciendo un análisis con menos de la mitad de la muestra (41,6%) con lo cual la muestra sería muy poco representativa y ni siquiera lograríamos cumplir la regla general de Banker *et al.* (1989).

Aún así, se realizó una regresión Tobit con *Panel Data* que lamentablemente, dada la escasez de DMUs, no fue significativo como modelo, aunque nos proporciona una tendencia positiva del factor turismo. El modelo puede observarse en el Anexo 7.

³⁰ Los datos del PIB vienen dados por el INE agregados por comunidades autónomas y provincias.

4.6 Futuras Líneas de Investigación

Sería positivo que en las variables para el cálculo del DDF, se incluyeran valores económicos. El introducir variables de costes económicos al modelo, representaría un avance para llegar a medir la ecoeficiencia, toda vez que podríamos señalar con mayor precisión, costes asociados a los *inputs* y *outputs* del sistema de gestión de residuos que tienen los municipios.

Por otro lado, se podría analizar la influencia de los impuestos ambientales, ya que está implantada hace muy poco tiempo una ecotasa³¹, que se aplica a la generación de desechos no deseables (residuos no seleccionados que van al vertedero). Aun así se realizó el esfuerzo de obtener estos datos, enviando una encuesta a los 48 municipios de la muestra del 2003 (anexo 8). Lamentablemente sólo se obtuvo respuesta de 4 de ellos y muy incompletas³².

Los resultados empíricos de este estudio nos llevan a concluir que sólo el factor turístico tiene una influencia positiva en la ecoeficiencia. Como futura línea de investigación, pretendemos reforzar este trabajo con estudios de casos en los municipios de la muestra del 2003. Con ello será posible determinar los factores endógenos de la gestión de residuos municipales, estableciendo así, cuales son las mejores medidas y/o factores que pueden aplicar los municipios para alcanzar una gestión ecoeficiente y sostenible.

³¹ Impuestos sobre las emisiones cuyas tasas se fijan en función del volumen de emisión y del grado de daño ecológico, conocidos como “impuestos de Pigou”.

³² Los municipios que respondieron la encuesta fueron; Ajuntament de Pineda de Mar, Ajuntament de Vilafranca del Penedès, Ajuntament de Badalona y Cerdanyola del Vallés.

REFERENCIAS

- ABI/INFORM. Base de datos de revistas científicas. <http://proquest.umi.com/> sitio visitado el 02 de febrero 2006.
- Agencia Europea de Medio Ambiente, AEMA (2004) *Señales medioambientales*, una actualización de la agencia europea de medio ambiente sobre temas específicos. <http://local.es.eea.europa.eu/> sitio visitado el 20 de abril 2006.
- Allen, K. (1999) *DEA in the Ecological Context – an Overview*, in : G. Westermann (ed) *Data envelopment analysis in the service sector*, Wiesbaden, Gabler Edition Wissenschaft, 2003, 235.
- Álvarez, P. (Coord.) (2001) *La medición de la eficiencia y la productividad*. Editorial Pirámide. ISBN: 84-368-1586-6.
- Ayres, R. y Kneese, A. (1969) Production, consumption and externalities. *American economic review*. Vol. LIX, nº3, junio 282-297. Versión en español: producción, consumo y externalidades, del libro de J.A. Gallego Gredilla: *Economía del Medio Ambiente*, IEF, Madrid (1974) 205-239.
- Azqueta, D. (1994) *Valoración económica de la calidad ambiental*, McGraw-hill, Madrid.
- Balaguer, M., Prior, D. y Vela, B. (2002) Eficiencia y calidad en la gestión de las administraciones locales, Depto. de economía de la empresa, *seminario UAB* –<http://selene.uab.es/dep-economia-empresa/castella/recerca/seminaris_any>.
- Banker, R., Charnes, A. y Cooper, W. (1984) Some models for estimating technical and scale inefficiencies in data envelopment analysis, *Management Science*, **30**,9, 1078.
- Banker, R., Charnes, A., Cooper, W., Swarts, J. y Thomas, D. (1989) An introduction to Data Envelopment analysis with some of their models and its uses, *Research in Governmental and Nonprofit Accounting*, **5**, 125-163.
- Banker, R., Cooper, W., Seiford, L., Thrall, R. y Zhu, J. (2004) Returns to scale in different DEA models, *European Journal of Operational Research*, **154**, 345-362.
- Bel, G. (2005) Un análisis de los gastos municipales por el servicio de residuos sólidos urbanos, *Revista de Economía Aplicada*, **38**, vol XIII.
- Bleischwitz, R. (2003) Cognitive and institutional perspectives of eco-efficiency, *Ecological Economics*, **46**, 453-467.
- Bosch, N., Pedraja, F. y Suárez-Pandiello, J. (2000) Measuring the efficiency of Spanish municipal refuse collection services, *Local Government Studies*, **26**, 71-90.
- Bravo Gil, R., Andrés, E. y Salinas, E. (2005) La importancia del factor medioambiental en las estrategias corporativas y de marketing: una aplicación al sector de bienes de consumo, *Cuadernos de Estudios Empresariales*. **15**, 199-224.
- Bruntland, G. (ED.) (1987) *Our common future: The World Commission on Environment and Development*, Oxford, Oxford University Press.
- Burritt, R. y Saka, C. (2005) Environmental management accounting applications and eco-efficiency: case studies from Japan, *Journal of Cleaner Production*, **14**, 1-14.
- Callan, S. y Thomas, J.M. (2001) Economies of scale and scope: a cost analysis of municipal solid waste services, *Land Economics*, **77** (4), 548-650.
- Caves, D., Christensen, L. y Diewert W. (1982) Multilateral comparisons of output, input, and productivity using superlative index numbers, *The Economic Journal* **92**, (365), 73-86.

- Centre català del reciclatge (2005), *Acciones de Prevención de Residuos Municipales Promulgados para las Localidades de Catalunya y Europa*. Agència de Residuos de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.
- Charnes A., Cooper W., Lewin A., Seiford (eds) (1994) *Data envelopment analysis: theory, methodology and applications*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Charnes, A., Cooper, W. y Rhodes, E. (1978) Measuring the efficiency on decision making units, *European Journal of Operational Research*, **2**, 429-444.
- Chung, Y., Färe, R. and Grosskopf, S. (1997) Productivity and undesirable outputs: a directional distance function approach, *Journal of Environmental Management*, **51**, 229-240.
- Coase, R. (1960) The Problem of Social Cost, *Journal of Law and Economics*, **3**, 1-44.
- Coelli, T. (2003) *A primer on efficiency measurement for utilities and transport regulators*, Washington, D.C.: the world bank. ISBN: 0-8213-5379-9.
- Cooper, W., Park K. y Pastor J. (1999) RAM: A range adjusted measure of inefficiency for use with additive models, and relations to other models and measures in DEA, *Journal of Productivity Analysis*, **11**, 5-42.
- Côte, R., Booth, A. y Louis, B. (2005) Eco-efficiency and SMEs in Nova Scotia, Canada, *Journal of Cleaner Production*, **14**, 542-550.
- Courcelle, C., Kestemont M. y Tyteca D. (1998) Assessing the economic and environmental performance of municipal solid waste collection and sorting programmes, *Waste Management & Research*, **16**,3, 253-263.
- De Borger, B., Kerstens, K., Moesen, W. y Vanneste, J. (1994) Explaining Differences in Productive Efficiency: An Application to Belgium Municipalities, *Public Choice*, **80**, 339-358.
- De Mello, L. (2002) Public finance, government spending and economic growth: the case of local governments in brazil, *Applied Economics*, **34**, 1871-1883.
- Debreu, G. (1951) The coefficient of resource utilization, *Econometrica*, **19**, 273-292.
- Díaz, G. y Rovira MR. (2006) Ecoeficiencia en la gestión de residuos municipales con función distancia direccional, *I León Workshop en Eficiencia y Productividad*. Universidad de León, 21 y 22 de Sept. 2006. www.3.unileon.es/dp/dee.
- Diputacio de Barcelona (2000), *Sistema municipal d'indicadors de sostenibilitat*, Xarxa de ciutats i pobles cap a la sostenibilitat , Setembre, DL: B-31.011-00.
- Dyckhoff, H. y Allen, K. (2001) Measuring ecological efficiency with data envelopment analysis (DEA), *European Journal of Operational Research*, **132**, (2), 312-325.
- Ehrenfeld, J. (2005) Eco-efficiency. Philosophy, Theory and Tolls, *Journal of Industrial Ecology*, **9**, num.4.
- Ekins, P. (2005) Eco-efficiency. Motives, drivers, and economic implications, *Journal of Industrial Ecology*, **9**, num.4.
- Enticott, G. y Walter R. (2005) Environmental sustainability and management reform in local government: an empirical analysis, *Policy & Politics*, **33**, 2, 297-322.
- Erkko, S., Melanen, M. y Mickwitz, P. (2005) Eco-efficiency in the finnish EMAS reports – a buzz word?, *Journal of Cleaner Production*, **13**,799-813.
- Erkko, S., Melanen, M., y Mickwitz, P. (2005) Eco-efficiency in the finis EMAS report – a buzz Word? *Journal Cleaner Production*, **13**, 799-813.

- Färe, R., Grosskopf, S. y Lovell, K. (1994) *Production frontiers*, Cambridge University Press.
- Färe, R., Grosskopf, S. y Lovell, K. (1985) *The measurement of efficiency of production*, Boston-Dordrecht-Lancaster: Kluwer-Nijhoff referenciado en: *La medición de la eficiencia y la productividad*, Álvarez (2001).
- Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, K. y Pasurka, C. (1989) Multilateral productivity comparisons when some *outputs* are undesirable: a nonparametric approach, *The Review of Economics and Statistics*, **71**, 1, 90-98.
- Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, K. y Yaisawarng, S. (1993) Derivation of shadow prices for undesirable output, *Review of Economics and Statistics*, **75**, 374-380.
- Farrell, M. (1957) The measurement of productive efficiency, *Journal of the Royal Statistical Society*, serie A, **120** (3), 253-81.
- Farrell, M. y Fieldhouse, M. (1962) Estimating efficient production functions under increasing returns to scale, *Journal of the Royal Statistical Society A*, **125**, 252-267.
- Fernandes, E. y Pacheco, R. (2002) Efficient use of airport capacity, *Transportation Research Part A*, **36**, 225-238.
- Fernández, C. (2000) La renda familiar disponible a les comarques catalanes. Direcció General de Programació Econòmica, Departament d'Economia, Finances i Planificació, Nota d'economía 66, gener-abril.
- Figge, F. y Hahn, T. (2004) Sustainable value added – measuring corporate contributions to sustainable beyond eco-efficiency, *Ecological Economics*, **48**, 173-187.
- Fundación “la Caixa” (2003) www.estudios.lacaixa.es/anuariosocial sitio visitado el 20 de marzo 2006.
- Furió, E. (1996) *Economía, Turismo y Medio Ambiente*, Depto. Economía aplicada, Universitat de València, I.S.B.N.: 84-8002-332-5 Edita: Tirant lo Blanch.
- GAMS software estadístico <<http://www.gams.com/>> sitio visitado el 01 de septiembre 2006.
- Generalitat de Catalunya (2001) *Programa de gestión de residuos municipales de Catalunya (2001-2006) – PROGREMIC*, Documento de Síntesis, noviembre, Departamento de Medio Ambiente, Junta de Residuos.
- Gili, I., Roca, M. y Salas, J. (2005) *Diseño de contenidos mínimos del apartado económico de la memoria de sostenibilidad*, Comisión de Economía del Medio Ambiente, Colegio de Economistas de Cataluña, Deposito legal B-22577.
- Gillen, D. y Lall, A. (1997) Developing measures of airport productivity and performance: an application of data envelopment analysis, *Transport Research*, **33**, 4, 261-273.
- Grant, R. (1996) *Dirección estratégica: conceptos, técnicas y aplicaciones*, Madrid: Civitas.
- Greenpeace. (2006) La situación de las basuras en España, febrero 2006. <www.greenpeace.org> sitio visitado el 01 de julio 2006.
- Grosskopf, S. (1986) The role of the reference technology in measuring productive efficiency, *The Economic Journal*, **96**, 499-513.
- Hart, S. (1997) Beyond greening: Strategies a Sustainable world, *Harvard Business Review*, **75**, 1, 66-76
- Hellweg, S., Doka, G., Finnveden, G. y Hungerbühler, K. (2005) Assessing the eco-efficiency of end-of-pipe technologies with the environmental cost efficiency indicator, *Journal of Industrial Ecology*, **9**, num.4.

- Hernández, F., Picazo, A. y Reig, E. (1997) *Análisis no paramétrico de eficiencia en presencia de outputs no deseados*, Editor: Instituto Valenciano de Investigación Económica s.a. WP-EC 97-09. ISBN: 84-482-1557-5.
- Hernández, F., Picazo, A. y Reig, E. (2000) Funciones distancia direccionales y eficiencia medioambiental: un análisis para la industria cerámica española, *III encuentro de Economía Aplicada*, Valencia 1-3 junio 2000.
- Höh, H., Score, K. y Seibel S. (2002) Eco-efficiency indicators in German environmental economic accounting, *Statistical Journal of the United National ECE*, **19**, 41-52.
- Hotelling, H. (1931) The economics of exhaustible resources, *Journal Political Economy*, **39**, 137-275. Versión en Español en *Cuadernos de economía aplicada*. N°3, Madrid.1987.
- Inman, R. (1989) The local decision to tax – Evidence from large U.S. Cities, *Regional Science and Urban Economics*, **19**, 455-491.
- Instituto de estadística catalana (IDESCAT), www.idescat.es. Sitio visitado el 08 de julio 2006.
- Instituto nacional de estadística de España (INE), www.ine.es. Sitio visitado el 03 de julio 2006.
- Isi web of knowledge (JCR), Base de datos de revistas científicas, www.bib.uab.es. Sitio visitado el 09 de febrero 2006.
- Jollands N., Lermitt J. and Patterson, M. (2004) Aggregate eco-efficiency indices for New Zealand – a principal components analysis. *Journal of Environmental Managemet*. **73**, 293-305.
- Jondrow, J., Lovell, C., Materov, I. y Schmidt P. (1982) On the estimation of technical inefficiency in the stochastic frontier production function model, *Journal of Econometrics*, **19**, 2-3, 233-238.
- Kirjavainet,T., Loikkanen, H (1998) Efficiency differences of finnish senior secondary schools: an application of DEA and Tobit analysis, *Economics of Education Review*, **17**, 4, 377-394.
- Kitchen, H.M. (1976) A statistical estimation of an operating cost function for municipal refuse collection, *Public Finance Quarterly*, **4**(1), 56-76.
- Kondo, Y. y Nakamura, S. (2005) Waste input-output linear programming model whit its application to eco-efficiency analysis, *Economic Systems Research*, **17**, n°4, 393-408.
- Koopmans, T. (1951) *An analysis of production as an efficient combination of activities*, En: T.C. Koopmans (ed). *Activity Analysis of Production and Allocation*, Cowles commission of research in economics, monograph 13, New York.
- Korhonen, P. y Luptacik, M. (2004) Eco-efficiency analysis of power plants: An extension of data envelopment analysis, *European Journal of Operational Research*, **154**, 437-446.
- Kotha, S. y Vadlamani, B. (1995) Assessing generic strategies: an empirical investigation of two competing typologies in discrete manufacturing industries, *Strategic Management Journal*, **16**, 75-83.
- Kuosmanen, T. y Kortelainen, M. (2005) Measuring eco-efficiency of production with data envelopment analysis, *Journal of Industrial Ecology*, **9**, num.4.
- Ley 6/1993, del 15 de julio, reguladora de los residuos: Generalitat de Cataluña <http://noticias.juridicas.com/base_datos/CCAA/ca-l6-1993.html> sitio visitado el 20 de enero 2006.

- Ley 7/1985, del 2 de abril, Reguladora de las Bases del Régimen Local: Legislación del Estado Español <http://noticias.juridicas.com/base_datos/Admin/17-1985.t1.html> sitio visitado el 21 de enero 2006.
- Lovell, C. (1993) *Production frontiers and productive efficiency*, en H. Fried, C.A.K. Lovell y S.S. Schmidt /eds.
- Luenberger, D.G. (1992) Benefit functions and duality, *Journal of Mathematical Economics*, **21**, 461–481.
- Magadán, D. y Rivas, G. (1998) *Economía ambiental, teoría y política*, Editorial Dykinson, Madrid ISBN: 84-8155-316-6.
- Martin, J. y Page, M. (1983) The impact of subsidies on x-efficiency in LCD industry: theory and an empirical test, *The Review of Economics and Statistics*, **65**, 608-617.
- Martinez Alier, J. (2004) *El ecologismo de los pobres-conflicto ambiental y leguajes de valoración*, Editorial Icaria. ISBN: 84-7426-43-9.
- Martínez de Anguita, P. (2004) *Economía ambiental y ordenación del territorio, Ecosistemas* 2004/1 <<http://www.aet.org/ecosistemas/041/revision2.htm>> sitio visitado el 13 de febrero 2006.
- Martinez-Alier, J. (2004) Ecological distribution conflicts and indicators of sustainability, *International Journal of Political Economy*, **34**, 1, 13-30.
- Maxime, D., Marcotte, M. y Arcand, Y. (2006) Development of eco-efficiency indicators for the Canadian food and beverage industry, *Journal of Cleaner Production*, **14**, 636-648.
- Meadows, D. (1972) Los límites del crecimiento: informe al Club de Roma sobre el predicamento de la humanidad. México: colección popular, fondo de cultura económica.
- Melanen, M., Koskela, S., Mäenpää, I., Hiltunen, M. y Toikka M. (2004) The eco-efficiency of regions – case kymenlaakso. ECOREG project 2002-2004, *Management of Environmental Quality: An International Journal*, **15**,1, 33-40.
- Mickwitz, P., Melanen, M., Rosenström, U. y Seppälä, J.(2005) Regional eco-efficiency indicators – a participatory approach, *Journal of Cleaner Production*, **14**, 1603-1611.
- Mintzberg, H. (1988) Generic strategies : toward a comprehensive framework, in R. Lamb et P. Shrivastava (eds.), *Advances in Strategic Management*, **5**, 1-67.
- Mussi, J. (2002) *La protección Institucional del medio ambiente*.(Tesis doctoral). Universidad de Barcelona. Facultad de ciencias económicas y empresariales. División de ciencias jurídicas, económicas y sociales. Departamento de sociología y análisis de la organización. Doctorado en sociología avanzada. Marzo 2002.
- Naciones Unidas (1972), *Informe de la conferencia de las naciones unidas sobre el medio ambiente*, Estocolmo, 5 a 16 de junio (número de venta: S.73.II. A. 14 y corrección) Cap. I.
- Naciones Unidas (1992), *Informe de la conferencia de las naciones unidas sobre el medio ambiente y el desarrollo*. Rio de Janeiro, 3 al 14 junio.
- Naciones Unidas (2002), *Informe de la cumbre mundial sobre el desarrollo sustentable*, Johannesburgo (Sudáfrica), 26 de agosto a 4 de septiembre. - Nueva York, ISBN 92-1-304231-0.

- Organization for Economic Co-operation and Development OCDE (2002a), *Sinopsis de política, ¿hacia un consumo sostenible en los hogares?* OCDE, Paris.
- Organization for Economic Co-operation and Development OCDE (2002b), *Resumen del análisis sobre ecoeficiencia: logros en los países de la OCDE*, Paris.
- Páez, S. y García, V. (2005) Una propuesta de aplicación del DEA a la medida de la ecoeficiencia en las empresas del sector eléctrico, *V Reunión de Investigación en Contabilidad Social y Medioambiental*, Centro de investigación en contabilidad social y medioambiental. Barcelona. España.
- Picazo, A. y Garcia, A. (2005) What makes environmental performance differ between firms? Empirical evidence from the Spanish tile industry, *Environment and Planning A*, Accepted paper R38/223.
- Picazo, A.J., Reig, M. y Hernandez, S.F. (2005) Directional distance functions and environmental regulation, *Resource and Energy Economics*, **27**, 131-142.
- Pigou, A. (1920) *The Economics of welfare*, Macmillan, Londres. Existe versión en español, *La economía del bienestar*, editorial Aguilar, Madrid, 1946.
- Pittman, R. (1983) Multilateral productivity comparisons with undesirable outputs, *Economic Journal*, **93**, 372, 883-891.
- Porter, M. (1980) *Competitive strategy*, Free Press, New York.
- Porter, M. y Var Der Linde, C. (1995) Green and Competitive, *Harvard Business Review*, **73**, 5, 120-134.
- Prado, L. y García, S. (2004) Los indicadores de gestión en el ámbito municipal: Implantación, evolución y tendencias, *Revista Iberoamericana de Contabilidad de Gestión*, **4**, julio-dic. 2004.
- Prior, D. y Rovira, M. (2004) Eco-efficiency evaluation of Spanish municipalities: a non-parametric frontier approach, *EAA Congress – Prague*.
- Puig, V. (2000) *Política económica municipal per a la reducció dels residus sòlids urbans*. Escola d'Administració Pública de Catalunya. <http://www.eapc.es/>
- Rialp, A. (2003) *Fundamentos Teóricos de la Organización de Empresas, un enfoque interdisciplinario*, Editorial Pirámide.
- Rubiera, F. (2003) *Análisis de la eficiencia en el sector de los servicios avanzados a las empresas: una aplicación para el caso del principado de Asturias*, Depto. De Economía Aplicada, Universidad de Oviedo.
- Salas, V. (1984) Economía teórica de la empresa, *Información Comercial Española*, **611**, 9-22.
- Samuelson, P. y Nordhaus, W. (1999) *Economía*, 16ª edición, McGraw-Hill/Interamericana de España.
- Schaltegger, S. y Sturm, A. (1989) *Ökologieinduzierte entscheidungsprobleme des managements. Ansatzpunkte zur ausgestaltung von instrumenten*. [Ecology induced management decision support. Starting points for instrument formation] WWZ- Discussion paper n°8914 basel, Switzerland. Referenciado en: Ehrenfeld (2005) Eco-efficiency. Philosophy, Theory and Tolls, *Journal of Industrial Ecology*, **9**,4.
- Schmidheiny, S. (1992) *Changing course: A global business prespective on development and the environment*, Cambridge, Mass.: the MIT Press.
- Seiford, L. y Zhu, J. (2002) Modeling undesirable factors in efficiency evaluation, *European Journal of Operational Research*, **142**, 16-20.
- Servicio de estudios de la “La Caixa”, Anuario Económico de España. (2003). <www.estudios.lacaixa.es/annualsocial> sitio visitado el 24 de septiembre 2006.

- Servicio de estudios de la “La Caixa”, *Anuario Social de España*. (2003) *Servicio de estudios de la “La Caixa”*. <www.estudios.lacaixa.es/anuariosocial> sitio visitado el 23 de septiembre 2006.
- Shephard, R. (1970) *Theory of cost and production function*, Princeton University Press, Princeton.
- SPSS, software estadístico. www.spss.com.
- STATA, software estadístico. www.stata.com.
- Stevens, K. (1978) Scale, market structure and the cost of refuse collection, *Review of Economics and Statistics*, **60**, 3, 438-448.
- Sudit, E. (1995) Productivity measurement in industrial operations, *European Journal Operational Research*, **85**, 435-453.
- Suh, S., Lee, K., y Ha, S. (2005) Eco-efficiency for pollution prevention in small to medium-sized enterprises, *Journal of Industrial Ecology*, **9**, num.4.
- Thiry, B. y Tulkens H. (1989) Productivity, efficiency and technical progress: concepts and measurement, *Annals of Public & Cooperative Economics*, **60**,1, 9-42.
- Tyteca, D. (1996) On the measurement of the environmental performance of firms-A literature review and a productive efficiency perspective, *Journal of Environmental Management*, **46**, 281-308.
- Walls, M., Macauley, M. y Anderson, S. (2005) Private markets, contracts, and government provision – What explains the organization of local waste and recycling markets?, *Urban Affairs Review*, **40**,5, 590-613.
- World business council for sustainable development WBCSD (2000), *inform. Eco-efficiency. Creating more value with less impact*. c/o E&Y Direct, PO BOX 6012, Fairfax House, Southfield Lane Tockwith, North Yorkshire YO26 7YU, UK. Publications are available on WBCSD's website: <http://www.wbcd.org>
- Worthington, A. y Dollery, B. (2001) Measuring efficiency in local government: an analysis of New South Wales Municipalities' domestic waste management function, *Policy Studies Journal*, **29**, 2, 232-249.
- Wossink, A. y Denaux, Z. (2006) Environmental and cost efficiency of pesticide use in transgenic and conventional cotton production, *Agricultural Systems*, **90**, 312-328.
- Yun, Y., Nakayama, H. y Tanino, T. (2004) A generalizad model for data envelopment analysis, *European Journal of Operational Research*, **157**, 87-105.

ANEXOS

Anexo 1: Definiciones seleccionadas de ecoeficiencia.

Organización	Definición
Organización para la cooperación y el desarrollo económicos (OCDE)	La eficiencia con la cual los recursos ecológicos se utilizan para resolver necesidades humanas
Agencia europeo del medio ambiente EEA	El crear más bienestar con menos recursos naturales
Envirowise program UK	Maximización de <i>output</i> del producto o servicio de un nivel dado de materiales y de energía (también designado eficiencia de recursos)
Industria de Canadá	Es el arte de hacer más con menos, de costes de reducción al mínimo y de maximizar valor.
Agencia atlántica de oportunidades de Canadá (ACOA)	El crear productos y servicios de calidad mientras que reduce el uso de los recursos, residuos y contaminación a lo largo de la cadena de valor.
Agencia de protección del medio ambiente, Australia.	El ir más allá del uso del recurso y de la prevención de la contaminación, aumentando el valor de mercancías y servicios mientras que previene las necesidades competitivas del negocio.
Corporación BASF.	El usar tan pocos materiales y energía como sea posible, en producir nuestros productos mientras que mantenemos emisiones tan bajas como sea posible y ayudar a nuestros clientes a conservar sus recursos.
Corporación de finanzas internacionales.	Aumento sustentable del uso de los recursos con métodos de producción más eficientes.

Fuente: Côte, *et al.* (2005)

Anexo 2: Indicadores de Ecoeficiencia según consumo y generación de residuos del sector industrial alimentario de Canadá.

Nombre	Ecuación	Términos
<i>Uso de la energía</i>		
Intensidad de Energía.	$EI = \frac{\sum_s Q_s}{Y}$	Q_s , cantidad de fuente de energía s (TJ); Y , volumen de producción (unidad física)
Presión ambiental de la fuente de energía.	$EPES = \frac{\sum_s (Q_s \times EPEC_s)}{\sum_s Q_s}$	$EPEC_s$, factor ambiental de la presión de un TJ de la fuente de energía s .

Nombre	Ecuación	Términos
<i>Generación de los gases del invernadero (GHGs)</i>		
Intensidad de emisión de GHG	$GEI = \frac{\sum_j M_j}{Y}$	M_j , masa del gas del invernadero j (t CO ₂ eq.); Y , volumen de producción (unidad física)
Intensidad de GHG	$GHGI = \frac{\sum_j M_j}{\sum_s Q_s}$	
<i>Uso del agua</i>		
Intensidad del uso de agua	$WWI = \frac{\sum_o V_o}{Y}$	V_o , volumen de agua extraído de fuente o (Mm ³)
Ratio de reciclaje del agua	$WRR = 100 \times \frac{V^r}{\sum_o V_o}$	V^r , volumen total de agua reciclado en el establecimiento (m ³)
<i>Producción de aguas residuales</i>		
Intensidad de la contaminación orgánica	$OPI = \frac{\sum_j \left[\sum_{\Delta t} (BOD_{j,\Delta t} \times W_{j,\Delta t} \times \Delta t) \right]}{Y}$	$BOD_{j,\Delta t}$, representante bioquímico de la demanda del oxígeno (BOD) del efluente j para el período Δt (kg O ₂ /m ³ de efluente); $W_{j,\Delta t}$, flujo representativo de efluente j para el período Δt (m ³ /d); Δt , excedente del intervalo del tiempo que cada BOD y la medida del flujo viene de (d)
<i>Generación de residuo orgánico sólido</i>		
Intensidad residuo orgánico	$ORI = \frac{M^{orm}}{Y}$	M^{orm} , total de masa seca de materiales orgánicos residuales (t)
Intensidad de basura orgánica	$OWI = \frac{M^{ow}}{Y}$	M^{ow} , total de masa seca orgánica de basura (materiales residuales que se piensan para la disposición final) (t)
Ratio de diversos materiales orgánicos	$ODR = 100 \times \frac{ORI - OWI}{ORI}$	
<i>Generación de basura de empaquetado</i>		
Intensidad requerida del empaquetado (puesto en el mercado con los productos y el residuo generado)	$RPI = \frac{\sum_i M_i^{rp}}{Y} = \frac{\sum_i (M_i^{rm} + M_i^{pr})}{Y}$	M_i^{rp} , masa seca tipo i (t) de empaquetado requerido; $M_i^{p.M.}$, masa seca del tipo i de empaquetado puesto en el mercado (t); M_i^{pr} , masa seca del tipo i residuo de empaquetado generado en sitio por establecimiento (t)
Presión ambiental del requerimiento de empaquetado	$EPP = \frac{\sum_i (M_i^{rp} \times EMP_i)}{\sum_i M_i^{rp}}$	EMP_i , presión ambiental de 1 t de tipo i empaquetado.
Ratio de empaquetado de diversos residuos	$PDR = \frac{\sum_i (M_i^{pr} - M_i^{ow})}{\sum_i M_i^{pr}} \times 100$	M_i^{pr} , masa seca del tipo i de empaquetado inútil generado en sitio por el establecimiento (t) y enviado a disposición final (terraplén o incineración)

Fuente: Maxime *et al.* 2006.

Anexo 3: Principales variables usadas por los autores

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
	Courcelle C., Kestemont M.P., Tyteca D. (1998)	Magadan M., Rivas J. (1998)	Allen K. (1999)	Bosch N., Pedraja F., Suárez-Pandiello J. (2000)	Worthington A.C., Dollery B.E. (2001)	Höh H., Score K., Seibel S. (2002)	Bleischwitz R. (2003)	Jollands N., Lermitt J., Patterson M. (2004)	Korhonen P., Luptack M. (2004)	Figge F., Hahn T. (2004)	Prior D., Rovira MR. (2004)	Bel G. (2005)	Kondo Y., Nakamura S. (2005)	Mickwitz P., Melanen M., Rosenström U., Seppälä J. (2005)	Suh S., Lee K.M., Ha S. (2005)	Hellweg S., Doka G., Finnveden G., Hungerbühler K. (2005)	Côte R., Booth A., Louis B. (2005)	Erkko S., Melanen M., Mickwitz P. (2005)	Kuosmanen T., Kortelainen M. (2005)	Ekins P. (2005)	Ehrenfeld J. (2005)	Maxime D., Marcotte M., Arcand Y. (2006)
T = Teórico/A = Aplicación	T/A	T	T	A	A	T	T	A	A	T	A	A	A	T	A	A	A	A	A	T	T	A
"Municipios, programas y/o Sector" (DMUs)	23			75	103			46	24		156	186	80		5	4	17	40	3			8
Análisis de Variables y Correlaciones								X					X		X	X	X	X	X			X
INPUTS																						
Población	X				X						X									X		
Densidad poblacional					X							X										
Costes Municipal	X				X							X										
coste disposición/generación					X				X						X	X						
Coste de empleados												X										
Contenedores desechos				X																		
Contenedores papel											X									X		
Transporte público																						
Contenedores cristal											X											
Contenedores embalaje											X											
Camiones recolectores/frecuencia				X								X										
Empleados servicio de recolección				X																		X
Características de recepción					X				X													
Actividad turística												X										
Agua								X														
Plásticos									X													
Vidrios									X													
Papel y cartón									X													
Textil									X													
Tierra								X														
Animal & vegetal									X													
Metales									X													
Amoniaco									X													
Biológicos									X													
Reactivos									X													
Nitrato									X													
CO ₂									X													
Metano/Combustible									X													
Oxido nitroso									X													
Energía									X													
OUTPUT INDESEABLE																						
Equipos eléctricos y magnéticos	X																					
Consumo y emisiones de gases por	X																					
Total Basura recogida					X						X	X								X		X
Basura + reciclaje					X											X						
Tarifa de reciclaje					X																	
CO ₂															X						X	
Polución de planta eléctrica										X												
OUTPUT DESEABLES																						
Total de Reciclaje	X											X										
Materia organica				X							X											
Generación eléctrica								X														
Cristal											X											
Papel y cartón											X											
Embalajes											X											

Anexo 4: *Inputs, outputs* (deseados y no deseados) 2000,2001,2002 y 2003.

	2000									2001								
	Inputs				Output				Output no deseado	Inputs				Output				Output no deseado
MUNICIPIOS	HABIT.	VIDRIO	PAP_CART	ENV_LIG	MAT_ORG	VIDRIO	PAP_CART	ENV_LIG	RES_NO	HABIT.	VIDRIO	PAP_CART	ENV_LIG	MAT_ORG	VIDRIO	PAP_CART	ENV_LIG	RES_NO
BARCELONA	1.508.805	2.150	2.150	2.150	2.925	15.142	23.282	6.382	654.786	1.508.805	4.465	4.407	4.386	888	16.774	27.833	8.093	649.234
HOSPITALET DE LLOBREGAT																		
BADALONA																		
SABADELL																		
TERRASSA																		
TARRAGONA	112.176	268	234	312	491	899	4.923	419	51.647	112.176	258	649	339	638,1	1.126	4.731	496	53.603
LLEIDA	112.035	224	243	226	543	1.121	2.256	446	49.088									
MATARÓ	102.018	198	158	201	29	838	1.459	155	51.909	102.018	212	212	212	214,3	998	1.687	433	52.387
Santa Coloma de Gramenet																		
REUS	90.993	160	171	157	2.396	432	2.260	497	36.124	90.993	222	56	42	1.099,70	542	2.817	593	36.634
GIRONA	70.576	159	146	130	140	806	1.424	168	35.006	70.576	165	146	131	559,6	909	1.759	296	34.836
CORNELLÀ DE LLOBREGAT	82.490	179	165	166	136	592	913	303	31.001	82.490	175	173	180	170	707	1.281	375	31.227
SANT BOI DE LLOBREGAT	78.005	168	130	157	211	694	996	294	32.309	78.005	168	130	200	790	712	1.132	378	26.589
MANRESA										64.385	152	145	150	15	686	1.299	208	28.421
RUBI																		
PRAT DE LLOBREGAT																		
VILANOVA I LA GELTRÚ																		
GRANOLLERS	50.951	135	136	139	1.085	586	729	166	22.353	50.951	134	130	141	1.045,80	642	962	194	21.657
VILADECANS	53.235	79	100	104	236	286	393	139	25.797	53.235	93	110	104	227	316	501	172	25.431
CERDANYOLA DEL VALLÈS	50.503	109	109	103	76	563	1.061	85	23.596	50.503	112	124	68	60	521	1.078	121	23.978
LLORET DE MAR																		
CASTELLDEFELS	38.509	118	100	103	125	594	614	146	24.972	38.509	136	110	112	614	648	739	203	28.662
MOLLET DEL VALLÈS	41.911	94	91	93	519	383	585	128	18.682	41.911	94	89	92	755,7	431	665	150	18.958
BLANES	27.713	105	105	126	576	358	338	37	22.149	27.713	202	206	206	451,7	823	806	275	22.083
ESPLUGUES DE LLOBREGAT										46.810	150	145	102	38	580	1.173	230	15.802
GAVÀ	37.985	110	98	97	68	474	523	134	17.712	37.985	110	100	105	137	421	632	171	19.530
VIC																		
SANT FELIU DE LLOBREGAT										35.797	94	84	87	175	390	680	190	13.104
IGUALADA	32.512	79	90	70	1.456	374	620	117	14.277	32.512	79	90	70	1.740,40	178	336	61	13.422
CAMBRILS																		
VENDRELL																		
VILAFRANCA DEL PENEDES	28.553	88	84	69	297	454	530	86	13.585	28.553	97	81	92	1.435,50	539	567	128	11.860
TORTOSA										30.088	75	49	60	71,7	282	372	59	12.488
SANT ADRIÀ DE BESÒS	33.361	72	64	79	188	243	374	96	12.633	33.361	78	64	68	173	261	321	101	13.382
RIPOLLET	28.903	64	61	59	230	245	310	60	12.241	28.903	66	61	58	1.319,00	239	388	78	10.862
MARTORELL																		
SANT JOAN DESPÍ																		
BARBERÀ DEL VALLÈS	25.484	72	69	68	399	222	306	80	10.119	25.484	72	69	66	878	243	387	120	10.179
Sitges																		
PINEDA DE MAR																		
Calella																		
SANT VICENÇ DELS HORTS										22.621	73	92	87	17	230	402	111	11.823
SANT PERE DE RIBES																		
Sant Feliu de Guixols																		
Santa Perpètua de Mogoda																		
SALT										21.519	52	48	33	18	147	512	62	10.735
VALLS	20.206	72	111	53	419	260	767	91	8.263	20.206	76	115	57	631,6	313	248	122	8.235
Vila-seca																		
OLOT																		

MUNICIPIOS	2002									2003								
	Inputs				Output				Output no deseado	Inputs				Output				Output no deseado
	HABIT.	VIDRIO	PAP_CART	ENV_LIG	MAT_ORG	VIDRIO	PAP_CART	ENV_LIG	RES_NO	HABIT.	VIDRIO	PAP_CART	ENV_LIG	MAT_ORG	VIDRIO	PAP_CART	ENV_LIG	RES_NO
BARCELONA	1.503.884	2.508	2.500	2.500	27.232,03	18.004,94	28.100,54	9.444,77	666.754,40	1608095	2508	2500	2500	59356,55	20153,47	32124,45	10644,02	690308
HOSPITALET DE LLOBREGAT	239.019	590	603	638	3.874,56	2.157,23	4.399,83	1.221,64	19.565,73	223932	590	603	638	10982,68	2563,43	4765,16	1369,09	74268
BADALONA	205.836	490	470	486	284,34	1.484,58	3.099,00	716,36	76.910,13	192867	490	470	486	767,3	1640,82	3309,8	832,89	74525
SABADELL	183.788	448	382	358	156,5	2.013,00	3.044,00	913	83.841,81	179139	508	598	575	421,58	2115,52	4504,51	1624,72	82625,15
TERRASSA	173.775	378	450	911	6,8	1.726,00	3.304,00	1.082,00	71.140,00	173873	379	438	1035	267,01	1838,91	3955,84	1626,28	69702
TARRAGONA	113.129	279	564	312	702,5	1.126,92	4.135,36	546,37	56.832,00	125739	292	322	322	617,5	1127,12	3649,97	680	55811,96
LLEIDA	112.199	231	231	231	727,9	1.146,71	2.589,85	600,87	52.761,58	120723	243	267	236	776,02	1151,64	3281,76	663,33	53984,31
MATARÓ	106.358	212	212	212	143,46	910,05	1.635,70	432,14	50.519,81	106200	220	220	220	565,26	1264,16	2446,58	772,4	51598,84
Santa Coloma de Gramenet										99696	294	288	320	10,48	1133,56	1380,65	374,82	43890
REUS	89.006	191	207	187	2.898,80	616,74	2.799,93	709,94	36.492,00	90678	200	218	199	3677,5	796,32	3329,67	1107,77	33303
GIRONA	74.879	169	158	139	495,84	891,77	2.381,93	317,64	46.130,52	86013	171	163	144	416,68	1042,6	2826,33	387,43	36901,39
CORNELLÀ DE LLOBREGAT	79.979	179	173	200	287,15	731,94	1.055,04	433,52	32.006,48	76444	179	173	200	274,55	922,67	1265,51	537,91	32841
SANT BOI DE LLOBREGAT	78.738	173	138	220	1.585,13	734,34	1.267,42	443,64	32.463,84	73268	173	138	220	2403,1	742,45	1256,14	507,33	31068
MANRESA	63.981	159	155	150	1.304,53	862,28	1.678,91	277,95	26.869,60	66358	164	162	159	2983,73	868,52	1188,34	376,35	25061,02
RUBI										62279	169	182	585	2362,11	648,57	741,98	8,84	23195,36
PRAT DE LLOBREGAT	61.818	197	200	180	1.757,81	570,12	1.211,37	413,1	14.154,34	62033	197	200	180	2935,84	644,51	1516,11	442,88	19471
VILANOVA I LA GELTRÚ	54.230	163	163	143	2.571,19	1.249,78	2.069,08	371,34	24.438,00	56776	171	182	161	2733,76	1272,98	2175,5	451,92	24788
GRANOLLERS	53.105	140	152	149	1.194,16	718,03	1.130,87	269,14	20.824,74	56366	147	163	154	1726,42	760,58	1361,66	308,73	19842,35
VILADECANS	56.841	132	130	135	252,32	466,45	544,18	196,79	27.587,37	54345	125	133	138	260,9	587,53	730,89	245,24	23731
CERDANYOLA DEL VALLÈS	53.343	120	124	128	75,81	612,46	1.143,10	216,6	25.442,69	53027	112	118	87	723,32	588,4	1162,73	188	24056
LLORET DE MAR	20.239	54	56	54	1.412,00	761,99	795,52	45,77	28.565,80	52773	58	56	56	1171,72	694,78	808,49	60,75	27750,94
CASTELLDEFELS	46.428	150	140	165	1.249,58	1.084,32	857,06	245,48	19.185,42	49610	167	150	150	1365,03	913,51	1282,83	340,41	23963
MOLLET DEL VALLÈS	47.270	93	90	92	1.487,53	426,58	711,66	197,86	16.084,17	45280	89	88	90	1351,37	424,76	704,31	219,84	16283,66
BLANES	30.693	100	109	94	841,75	423,96	450,18	175,07	24.529,04	44887	108	113	105	627,52	472,54	486,27	192,72	23489
ESPLUGUES DE LLOBREGAT	45.127	151	145	142	160,08	684	1.217,68	246,09	17.213,35	42516	151	145	140	148,22	494,34	1476,12	349,45	16392
GAVÀ	39.815	134	108	105	145,54	534,15	738,28	197,72	19.463,45	40993	121	114	114	89,13	539,96	810,58	242,32	19143
VIC	32.703	128	161	105	718,51	535,63	1.441,88	311,99	12.250,80	37497	190	228	203	1289,95	652,89	1588,35	467,95	11425,84
SANT FELIU DE LLOBREGAT	40.042	104	115	118	331,85	565,72	743,63	214,65	14.212,13	37210	104	115	118	906,04	582,63	948,28	246,74	13415
IGUALADA	33.049	100	100	100	1.846,23	436,17	740,44	147,72	21.851,27	35377	100	110	100	1731,2	482,58	896,42	170,54	13830,66
CAMBRILS	21.000	75	90	28	1.132,80	368,53	292,03	44,44	18.772,00	34363	75	90	28	1039,3	443,72	370,7	78,51	19076
VENDRELL	23.744	69	53	19	374,06	201,52	185,76	76,77	18.941,05	33163	86	68	41	368,73	299,9	376,65	96,9	18941,05
VILAFRANCA DEL PENEDÈS	31.248	114	91	92	1.427,31	549,88	655,17	158,12	12.528,00	32343	122	114	100	1392,92	602,85	741,26	183,58	13197
TORTOSA	28.933	76	69	63	375,18	302,55	460,02	91,71	12.531,38	31506	77	69	65	645,03	283,41	571,01	114,59	12729,82
SANT ADRIÀ DE BESÒS	31.939	94	64	68	134,56	280,4	353,17	118,74	13.078,30	30482	94	64	68	306,61	299,2	417,9	158,24	12201
RIPOLLET	30.235	76	66	79	1.728,11	329,4	426,79	99,53	8.488,72	29213	76	66	79	1628,79	343,14	465,59	109,95	10399,9
MARTORELL	23.023	74	74	59	814,33	280,2	471,44	139,48	8.933,51	28788	76	77	66	819,04	301,5	512,04	160,82	9133,92
SANT JOAN DESPÍ	28.772	92	85	92	48,3	289,3	517,6	144,74	14.171,36	28726	92	87	92	227,7	390,1	578,12	206,45	10824
BARBERÀ DEL VALLÈS	26.428	90	69	72	836,54	362,65	370,67	136,71	10.016,11	27718	90	69	72	851	321,87	469,24	154,42	9966
Sitges										26508	156	162	161	737,62	650,9	660,42	267,51	17100
PIÑEDA DE MAR	21.074	50	55	53	129,13	238,54	388,7	230,67	15.351,21	26180	49	52	52	116,62	258,89	431,69	268,86	16029,63
Calella										24978	60	47	51	435,03	387,07	364,92	189,29	11034,74
SANT VICENÇ DELS HORTS	24.694	92	94	107	442,78	241,85	304,91	124,69	11.415,01	23960	92	94	107	754,24	274,65	297,45	194,06	11617
SANT PERE DE RIBES	23.134	67	72	58	891,47	391,7	426,84	81,23	9.860,00	22875	72	76	64	910,22	443,18	455,28	111,98	10153
Sant Feliu de Guixols										22671	38	35	34	304,04	238,12	285,95	115,22	14408,07
Santa Perpètua de Mogoda										21915	77	75	155	305,3	248,4	365,08	192,44	8345,24
SALT	21.238	54	50	38	477,72	181,57	567,42	109,58	7.873,00	21904	57	66	41	311,57	202,47	661,75	187,65	8038,12
VALLS	20.232	79	117	58	715,67	294,89	811,23	148,68	8.799,00	21392	88	135	79	686,02	300,67	819,13	170,61	9203,49
Vila-seca										21072	43	49	42	1429,54	314,18	458,4	101	10091
OLOT	28.060	126	108	91	283,78	508,36	688,99	131,57	14.758,61									

Anexo 5: Tablas variables socioeconómicas sin relativizar

2000	Densidad Poblacional	Actividad Turística	Actividad Económica
BARCELONA	15395,97	6160	6525
TARRAGONA	1809,29	370	421
LLEIDA	528,47	172	438
MATARÓ	4637,18	44	300
REUS	1716,85	63	241
CORNELLÀ DE LLOBREGAT	11784,29	2	163
SANT BOI DE LLOBREGAT	3545,68	1	152
GIRONA	1809,64	90	291
VILADECANS	2661,75	139	114
GRANOLLERS	3396,73	62	231
CERDANYOLA DEL VALLÈS	1629,13	56	114
MOLLET DEL VALLÈS	3810,09	14	112
CASTELLDEFELS	2962,23	99	65
GAVÀ	1225,32	24	72
SANT ADRIÀ DE BESÒS	8340,25	0	157
IGUALADA	4064	17	120
RIPOLLET	7225,75	2	62
VILAFRANCA DEL PENEDÈS	1427,65	25	83
BLANES	1539,61	246	72
BARBERÀ DEL VALLÈS	3185,5	25	105
VALLS	367,38	10	59

2001	Densidad Poblacional	Actividad Turística	Actividad Económica
BARCELONA	15395,97	5416	5984
TARRAGONA	1809,29	368	422
MATARÓ	4637,18	42	292
REUS	1716,85	60	244
CORNELLÀ DE LLOBREGAT	11784,29	2	172
SANT BOI DE LLOBREGAT	3545,68	2	215
GIRONA	1809,64	97	292
MANRESA	1532,98	18	180
VILADECANS	2661,75	131	115
GRANOLLERS	3396,73	62	227
CERDANYOLA DEL VALLÈS	1629,13	81	115
ESPLUGUES DE LLOBREGAT	9362	8	97
MOLLET DEL VALLÈS	3810,09	14	113
CASTELLDEFELS	2962,23	98	69
GAVÀ	1225,32	23	74
SANT FELIU DE LLOBREGA	2983,08	3	93
SANT ADRIÀ DE BESÒS	8340,25	0	106
IGUALADA	4064	16	119
TORTOSA	137,39	33	78
RIPOLLET	7225,75	2	61
VILAFRANCA DEL PENEDÈS	1427,65	23	81
BLANES	1539,61	237	73
BARBERÀ DEL VALLÈS	3185,5	24	117
SANT VICENÇ DELS HORTS	2513,44	0	72
SALT	3586,5	0	31
VALLS	367,38	10	62

2002	Densidad Poblacional	Actividad Turística	Actividad Económica
BARCELONA	15345,76	5816	6317
HOSPITALET DE LLOBREGA	17072,79	5	465
BADALONA	9801,71	15	493
SABADELL	4836,53	143	522
TERRASSA	2482,5	64	491
TARRAGONA	1824,66	395	433
LLEIDA	529,24	175	432
MATARÓ	4834,45	42	283
REUS	1679,36	57	239
CORNELLÀ DE LLOBREGAT	11425,57	17	191
SANT BOI DE LLOBREGAT	3579	6	209
GIRONA	1919,97	91	271
MANRESA	1523,36	38	193
PRAT DE LLOBREGAT	1931,81	53	224
VILADECANS	2842,05	127	109
VILANOVA I LA GELTRÚ	1595	108	138
CERDANYOLA DEL VALLÈS	1720,74	145	116
GRANOLLERS	3540,33	61	216
MOLLET DEL VALLÈS	4297,27	19	113
CASTELLDEFELS	3571,38	89	81
ESPLUGUES DE LLOBREGAT	9025,4	8	94
SANT FELIU DE LLOBREGA	3336,83	3	95
GAVÀ	1284,35	21	90
IGUALADA	4131,13	15	115
VIC	1054,94	22	131
SANT ADRIÀ DE BESÒS	7984,75	0	82
VILAFRANCA DEL PENEDÈS	1562,4	30	88
BLANES	1705,17	220	73
RIPOLLET	7558,75	2	59
TORTOSA	132,11	50	77
SANT JOAN DESPÍ	4795,33	18	72
OLOT	967,59	31	73
BARBERÀ DEL VALLÈS	3303,5	23	125
SANT VICENÇ DELS HORTS	2743,78	0	70
VENDRELL	641,73	97	55
SANT PERE DE RIBES	564,24	1	36
MARTORELL	5755,75	0	21
SALT	3539,67	0	31
PINEDA DE MAR	1915,82	123	40
CAMBRILS	600	306	46
LLORET DE MAR	421,65	1033	85
VALLS	367,85	10	66

2003	Densidad Poblacional	Actividad Turística	Actividad Económica
Barcelona	16409,13	5598	6213
Hospitalet d	15995,14	19	391
Badalona	9184,14	12	112
Sabadell	4714,18	125	72
Terrassa	2483,9	39	30
Tarragona	2028,05	268	48
Lleida	569,45	113	79
Mataró	4827,27	48	117
Santa Coloma d	14242,29	4	193
Reus	1710,91	54	221
Girona	2205,46	85	59
Cornellà de Ll	10920,57	27	89
Sant Boi de Ll	3330,36	5	91
Manresa	1579,95	35	284
Rubí	1946,22	13	222
El Prat de Llo	1938,53	72	110
Vilanova i la	1669,88	89	424
Granollers	3757,73	49	478
Viladecans	2717,25	19	91
Cerdanyola del	1710,55	132	194
lloret de mar	1099,44	132	97
Castelldefels	3816,15	127	287
Mollet del Val	4116,36	18	110
Blanes	2493,72	182	39
Esplugues de L	8503,2	9	231
Gavà	1322,35	17	59
Vic	1209,58	22	129
Sant Feliu de	3100,83	3	489
Igualada	4422,13	21	36
Cambrils	981,8	309	145
El Vendrell	896,3	93	158
Vilafranca del	1617,15	18	36
Tortosa	143,86	45	89
Sant Adrià de	7620,5	1	69
Ripollet	7303,25	1	35
Martorell	2214,46	13	69
Sant Joan Desp	4787,67	44	160
Barberà del Va	3464,75	31	575
Sitges	602,45	191	60
Pineda de Mar	2380	159	426
Calella	3122,25	343	472
Sant Vicenç de	2662,22	1	78
Sant Pere de R	557,93	2	84
Sant Feliu de	1416,94	59	133
Santa Perpètua	1369,69	4	121
Salt	3650,67	1	80
Valls	388,95	9	137
Vila-seca	957,82	191	66

Anexo 6: Resultados de correlaciones de Pearson para cada año.

Correlación de Pearson

	Densidad Poblacional	Actividad turística relativa	Actividad económica relativa
2000 (N = 21)			
Densidad Poblacional	1		
Actividad turística relativa	-0,041	1	
Actividad económica relativa	0,174	0,035	1
2001 (N = 26)			
Densidad Poblacional	1		
Actividad turística relativa	-0,063	1	
Actividad económica relativa	0,028	0,112	1
2002 (N=42)			
Densidad Poblacional	1		
Actividad turística relativa	-0,200	1	
Actividad económica relativa	-0,12	0,25	1
2003 (N=48)			
Densidad Poblacional	1		
Actividad turística relativa	-0,189	1	
Actividad económica relativa	-0,111	0,407**	1

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Anexo 8: Encuesta ecoeficiencia en la gestión de residuos.

ENQUESTA MUNICIPAL DE GESTIÓ MEDIAMBIENTAL

Aquesta enquesta és part d'un estudi d'investigació que té com a objectiu **determinar els factors que influeixen en la eco-eficiència dels municipis catalans**. Per determinar aquests factors utilitzarem diferents variables que són d'ús públic, com el número d'habitants per municipi, densitat poblacional, quantitat de residus generats, etc. Per obtenir uns resultats d'acord amb la realitat de cada municipi ens cal saber amb certa precisió el nivell de despesa dels municipis en matèria de gestió mediambiental, per la qual cosa li agraïm la seva col·laboració en aquesta enquesta i li sol·licitem que ens faciliti la informació segons els Ítems dissenyats.

Nota:

En els quadres de **Divisió de Despeses**, si no disposa de la informació amb aquell nivell d'exactitud, sisplau, deixi'ls en blanc.

Toda la informació que vostè envii queda reservada per a ús exclusiu d'aquest treball d'investigació que serà part de la tesi doctoral del responsable d'aquesta enquesta.

Nom de l'Ajuntament:

--

Despesa Total en Mediambient:

Anys					
2000	2001	2002	2003	2004	2005

Tipus de contracte/servei

Emp. Pública					
Emp. Privada					
Emp. Mixta					
Propio Ayunt.					

* Es Recomana omplir aquesta enquesta per internet en la *pag. <http://selene.uab.es/gdiaz>

Divisió de Despeses:**Anys**

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Despeses Generals en Conscienciació Ciutadana						
Despeses Generals en recollida de residus sòlids urbans						
Despeses Generals en tractament de residus sòlids						

urbans						
Ingressos/Subvencions en millora de recollida de residus urbans						

Si no té la informació exacta en aquests quadres, deixi'ls en blanc.

Altres Despeses que estimi pertinents:

Anys

	2000	2001	2002	2003	2004	2005

Responsable de l'Àrea Mediambiental : _____

Correu electrònic de contacte : _____

**Les persones que hagin col·laborat en aquesta enquesta, seran citades en els agraïments de la Tesi Doctoral i en els treballs d'investigació que d'aquesta emanin.*

Si desitja enviar alguna informació addicional com ara informes generals comptables, memòries o informació que vostè cregui oportuna, li agrariem que l'enviés al següent correu: guillermojavier.diaz@uab.es (és indiferent el format d'enviament; excel, doc, Pdf, spss, acrobat, etc.)

Enviem la petició a : Guillermo Díaz Villavicencio (Responsable de l'enquesta) Departament d'Economia de l'Empresa - Edifici B - Campus de la UAB - 08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès) - Barcelona, Espanya. tel.: 935811209.

*** Es Recomana omplir aquesta enquesta per internet en la *pag. <http://selene.uab.es/gdiaz>**